



INTERNATIONAL
FOUNDATION FOR
SCIENCE

INDIVIDUAL RESEARCH GRANT

A multivariate approach to identify plant species indicative of invaded ecosystems: Case of *Chromolaena odorata* (L.) R.M.King & Robinson (Compositae) in Côte d'Ivoire



Doctor Roseline Zinsi Gnanazan GOULI
Individual Grant Number I-1-D-6075-1

Laboratory of Systematics, Herbarium and botanical Museum,
University Félix Houphouët-Boigny
22 BP 582 Abidjan 22, Côte d'Ivoire

Individual starting date 2018-05-02 - Termination of the project: 18 October 2020

June 2021

SECTION I

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was conducted in good conditions thanks to the help of several persons and institutions whom we wish to thank. We say a big thank you to:

- The **International Foundation for Science (IFS)**, to fund our research project « Individual Grant Number I-1-D-6075-1- Roseline Zinsi Gnanazan GOUL» and the project **IFS** of the price Carolina Mac Gillavry Award « Individual Grant Number J/5728-1- Dr Marie-Solange Tiébré ».

- **Professor BALLO Zié**, President of the University Felix Houphouet-Boigny, for our inscription in his institution.

- **Professor KOUAMELAN Essetchi Paul**, Dean of the UFR Biosciences, for having accepted our registration in his UFR.

- **Professor N'GUESSAN Kouakou Edouard**, Head of the Laboratory of Natural Environments and Biodiversity Conservation, for our acceptance in his Laboratory and the permission to conduct our research in very good conditions.

- **Professor OUATTARA Djakalia**, Dean of the National Floristic Centre for the permission to conduct our research in its Centre.

- **Professor TIEBRE Marie-Solange**, **IFS** Fellow and Winner of the Carolina McGillard Award (Number J/5728-1), Deputy Director of the National Floristic Centre, Director of the Laboratory of Systematics, Herbarium and Botanical Museum which supervised this research work.

- The **University of Liege - Gembloux Agro Bio Tech in Belgium**, through the Departement Biodiversity and Landscape and the Departement Water-Soil-Plant Exchanges for their help in soil and plant analyses.

- The **Royal Belgian Institute of Natural Sciences (IRSnB)**, through the Capacities for Biodiversity and Sustainable Development (CEBioS) for funding our awareness campaigns especially the project « Education and awareness on invasive exotic species, Contrat 2015/SO3-AWAR-02/77 ».

- **Our Collaborators of the Mycology Unit and the Biodiversity Team** of the University Felix Houphouet-Boigny, Dr. Ouattara Mévanly, Dr. Yian Gouve Claver, Dr. Gouli Gnanazan Zinsi Roseline, Dr Akaffou Sopie Elvire Vanessa, Dr. Pagny Franck Placide Junior, Miss Pitta Badjo Mireille Stephanie, Mr. Djan Arthur Philippe, , Mr. Nanan Kouassi Kouman Noël, Lady Akpro Edjime Marie Danielle, Miss N'Guessan Adjoua Lydie, Mr. Adjessi Akman Bedi Jean-Paul Emmanuel, Mr. Adjaffi N'Goran Mathieu, Mr. Koné Hamadou for their help, time spent on the field and the good atmosphere that reigned during this project.

BRIEF SUMMARY OF THE REPORT

Several non-native plants introduced in Côte d'Ivoire have become invasive. They thrive in various ecosystems and pose a serious threat to biodiversity. In Côte d'Ivoire, protected areas on which the national strategy for biodiversity conservation based not remain on the margins of these biological invasions. This is the case of the Banco National Park (3000 ha), the Azagny National Park (19000 ha) and some ruderal areas around Abidjan. In addition to being biodiversity conservation areas, these national parks contribute to the fight against pollution caused by greenhouse gas emissions and air purification. It is in this context that the UFR Biosciences of the University Félix Houphouët-Boigny initiated this research project. The main objective was to contribute to a better knowledge of the biotopes invaded by *Chromolaena odorata* (L.) R.M. King & H. Rob (Compositae). Specifically, (1) We characterized the flora and vegetation of the ruderal areas of Banco National Park and Azagny National Park with a focus on invasive plant species; (2) We analyzed the dynamics of colonization of these ruderal areas by this invasive plant; (3) We studied the impact of *Chromolaena odorata* on the floristic composition and physicochemical properties of the soil of these forests; (4) We predicted the current and future distribution of this species in the Banco National Park; (5) We have identified plant species indicative of ecosystems invaded by *Chromolaena odorata*; (6) We investigated the impact of another highly invasive species in Côte d'Ivoire, *Lantana camara* L. (Verbenaceae) on the floristic composition and physicochemical properties of the soil; (7) We predicted the current and future distribution of this species in Côte d'Ivoire and (8) We studied the perception of village populations on this invasion.

The main results showed that (1) the ruderal areas of Banco National Park are rich in 302 plant species divided into 220 genera and 93 families. Seven plant groups have been discriminated against, four of which are colonized by invasive plants, namely *Hopea odorata*, *Chromolaena odorata* and *Lantana camara*; the ruderal areas of the Azagny National Park are rich in 165 plant species divided into 134 genera and 62 families. Two plant groups have been discriminated against, including one group colonized by invasive plants, namely *Chromolaena odorata*; (2) Twenty-two invasive species distributed throughout Banco National Park have been counted, one proven invasive, *Chromolaena odorata* and 21 potentially invasive species. The camps and the outskirts of the park are the most overgrown places. Analysis of the spatio-temporal dynamics of invasive species showed that they occupy 12.01 ha of the harsh areas of the park and 126.84 ha taking into account the planted area of *Hopea odorata*, therefore, 3.68% of the total area of the park; Eighteen invasive species have been inventoried in Azagny National Park, one proven invasive, *Chromolaena odorata*, 16 potential invasive and one species to watch, *Breynia distica*. The outskirts of the park are the most overgrown area. Invasive plants occupy 3 ha of the harsh areas of the park, i.e. 0.015% of the total area of the park; (3) Floristically, the ruderal areas of Banco National Park with an ancient invasion of *C. odorata* have had a low floristic richness and a low floristic diversity. In addition, the abundance of native species in these areas has been reduced. At ground level, five chemical minerals showed significant differences in the invasion of *C. odorata*. These are: organic carbon, hydrogen, exchangeable potassium, exchangeable sodium and humus. Our results also showed that areas invaded by *C. odorata* consume exchangeable potassium because they increase exchangeable sodium concentrations in soils. Therefore, these two minerals may play an important role in the growth and colonization of environments by *C. odorata* to the detriment of native plants. In addition, the ruderal areas with the ancient invasion of *C. odorata* were rich in chemical minerals unlike other biotopes in the park; the ruderal areas of Azagny National Park with an ancient invasion of *C. odorata* also had a low floristic richness and low floristic diversity; (4) The analyses of the current and future distribution of *C. odorata* in the Banco National Park showed that the bioclimatic variables contributed the most to the prediction of the species model. The RCP 8.5 scenario indicates an increase of the surface area of potentially favorable zones of 3.44% for the *Chromolaena odorata* species up to 2050; (5) The study of plant species indicative of invaded ecosystems in Banco National Park has made it possible to distinguish three groups of indicator species; in Azagny National Park, two groups of indicator species have been distinguished. The ruderal vegetation of the roadsides and tracks which is characterized by a low level of invasion. The ruderal vegetation of the periphery which is characterized by a high level of invasion; (6) Floristically, the results showed that the flora of coconut groves invaded by *L. camara* was less diverse than that of ungrazed coconut groves. At ground level, the soils under the overgrown coconut groves were more acidic and richer in total nitrogen. On the other hand, the soils of ungrazed coconut groves were less acidic and richer in assimilable potassium; (7) Modelling results showed that, the areas suitable for the species are characterized by low temperatures and heavy rainfall., under current climatic conditions, approximately 65,782.40 km², or 20% of the national territory, is suitable for the invasion of *L. camara*. By 2050, the climate projects high temperatures and low precipitation in the future. *L. camara* proliferation area will increase to 78,036.05 km², or 24% of the national territory. An upward trend, with a rate of change of 18.6, has been observed in the favorable areas of this area; (8) The results of the perception study showed that the respondents had a good knowledge of *Lantana camara* and invasive alien plants. Plants such as *Chromolaena odorata*, *Bambusa vulgaris*, *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes* and *Cecropia peltata* were the most cited by populations because they had a negative impact on the environment. *Lantana camara* is often used for therapeutic and food purposes and half of the people surveyed were opposed to a programme to combat this species. The ruderal areas of Banco National Park and Azagny National Park deserve more attention in the protected area conservation strategy. Our results constitute a database on the biological invasion in Côte d'Ivoire. These results allow us to anticipate and coordinate an action plan to avoid large-scale invasion of the parks. This could be preliminary data that should be extended to other natural ecosystems.

CONTENTS

SECTION I.....	2
ACKNOWLEDGEMENTS.....	2
BRIEF SUMMARY OF THE REPORT	3
CONTENTS	4
INTRODUCTION.....	7
OBJECTIVES.....	7
TEAM AND PERIOD	8
REFERENCES	8
SECTION II.....	10
THESIS 1 SUPPORTED : IMPACT DE L’INVASION DE <i>Chromolaena odorata</i> (L.) R.M.KING & H.ROB. (COMPOSITAE) SUR LA FLORE ET LES PROPRIÉTÉS PHYSICO- CHIMIQUES DU SOL ET ESPÈCES INDICATRICES DES MILIEUX ENVAHIS DU PARC NATIONAL DU BANCO (SUD DE LA CÔTE D’IVOIRE)	10
SECTION III	11
THESIS 2 SUPPORTED : VÉGÉTATION RUDÉRALE DU PARC NATIONAL DU BANCO : DIVERSITÉ FLORISTIQUE ET EVOLUTION DES ESPÈCES VÉGÉTALES EXOTIQUES ENVAHISSANTES.....	11
SECTION IV	12
THESIS 3 SUPPORTED : PERCEPTION D’UNE ESPECE VEGETALE EXOTIQUE ENVAHISSANTE, <i>Lantana camara</i> L (VERBENACEAE), IMPACTS SUR LA FLORE ET LE SOL ET MODELISATION DE LA DISTRIBUTIO SPATIALE EN COTE D’IVOIRE ..	12
SECTION V	13
ARTICLE 1 : CHARATERIZATION OF THE FLORA AND THE VEGETATION OF RUDERAL AREAS OF BANCO NATIONAL PARK (SOUTH CÔTE D’IVOIRE).....	13
SECTION VI.....	14
ARTICLE 2 : CURRENT AND FUTURE DISTRIBUTION OF <i>Chromolaena odorata</i> (L.) R. M. KING & H. ROXB (COMPOSITAE) AND <i>Hopea odorata</i> ROXB (DIPTEROCARPACEAE) IN THE BANCO NATIONAL PARK	14
SECTION VII.....	15
ARTICLE 3 : STUDY OF THE PERCEPTION OF <i>Lantana camara</i> L. (VERBENACEAE) AN INVASIVE ALIEN PLANT SPECIES BY THE RIPARIAN POPULATIONS OF THE COCONUT PLANTATIONS OF SOUTH-EASTERN CÔTE D’IVOIRE	15
SECTION VIII	16

ARTICLE 4 : IMPACT OF AN INVASIVE ALIEN PLANT SPECIES <i>Lantana camara</i> L. (VERBENACEAE) ON FLORISTIC DIVERSITY AND SOIL PHYSICOCHEMICAL PROPERTIES OF COCONUT GROVES FROM SOUTHEASTERN CÔTE D'IVOIRE	16
SECTION IX.....	17
ARTICLE 5 : PREDICTION OF THE POTENTIAL INVASION OF <i>Lantana camara</i> L. (VERBENACEAE) AN EXOTIC PLANT SPECIES IN CÔTE D'IVOIRE FROM A MODELING APPROACH.....	17
SECTION X	18
ARTICLE 6 : CHARATERIZATION OF THE FLORA AND THE VEGETATION OF RUDERAL AREAS OF AZAGNY NATIONAL PARK (SOUTH OF CÔTE D'IVOIRE)	18
RESUME	19
ABSTRACT	20
INTRODUCTION.....	20
MATERIEL ET METHODES	20
RESULTATS	24
DISCUSSION.....	29
CONCLUSION	29
REMERCIEMENTS.....	29
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	29
SECTION XI.....	37
ARTICLE 7 : DYNAMICS OF COLONIZATION OF THE RUDERAL ZONES OF AN URBAN FOREST BY INVASIVE ALIEN PLANT SPECIES: CASE OF THE AZAGNY NATIONAL PARK (CÔTE D'IVOIRE)	37
RESUME	38
ABSTRACT	39
INTRODUCTION.....	39
MATERIEL ET METHODES	39
RESULTATS	45
DISCUSSION.....	1
CONCLUSION	1
REMERCIEMENTS.....	1
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	1
SECTION XII.....	8
ARTICLE 8 : IMPACT OF <i>Chromolaena odorata</i> (L.) KING & ROBINSON (COMPOSITAE) ON FLORISTIC DIVERSITY AND IDENTIFICATION OF PLANT	

SPECIES INDICATIVE OF INVADED ECOSYSTEMS: CASE OF AZAGNY NATIONAL PARK (COTE D'IVOIRE)	8
RESUME	9
ABSTRACT	10
INTRODUCTION.....	11
MATERIEL ET METHODES	11
RESULTATS	14
DISCUSSION.....	18
CONCLUSION	18
REMERCIEMENTS.....	18
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	18
PROSPECTS	24

INTRODUCTION

Biological invasions are a major challenge for conservation biologists (D'Antonio and Kark, 2002). The growing interest in biological invasions is closely linked to the potential impact on plant communities and ecosystems (Levine, 2008). These impacts include changes in flora composition, significant economic losses, and adverse effects on human health (Pimentel *et al.*, 2000). Recent studies have shown that Banco National Park and other relict forests located on the coast of Côte d'Ivoire are prone to invasion by *Chromolaena odorata* (Sako and Beltrando, 2014; Tiébré *et al.*, 2014; 2015; Gouli Gnanazan and Tiébré, 2018; Akaffou *et al.*, 2019). This species is native to Central America and was introduced to Côte d'Ivoire around the 1950s (Gautier 1992). Due to its rapid growth, this shrub has created dense stands along forest ecotones and in savanna ecosystems and has profoundly altered the landscape of Côte d'Ivoire (Slaats 1992). Unfortunately, few studies have focused on biological invasions in Côte d'Ivoire (Neuba *et al.*, 2014; Tiébré *et al.*, 2014; 2015). Recently the collaborative IFS project (PROJECT J/5728-1) showed that *C. odorata* reduces the biological diversity and abundance of native species in invaded environments and more specifically, the diversity of heritage species i.e. of high conservation value (endemic, rare and/or threatened species). This exotic represents a real threat to biodiversity. The results also showed that this plant abounds in biotopes rich in mineral elements (Akaffou *et al.*, 2019; Tiébré and Gouli Gnanazan, 2018).

OBJECTIVES

Invasive species are considered by the International Union for Conservation of Nature (IUCN) as the second cause of species extinction after habitat fragmentation and destruction and overexploitation of living resources. They would cost the world economy some \$1,400 billion a year by the United Nations Environment Programme (UNEP). That is why the Convention on Biological Diversity (CBD) is trying to address the threat of invasive alien species. It sets global priorities and guidelines, promotes the exchange of information and expertise, and helps coordinate international action. This research project was to conduct studies to identify plant species indicative of ecosystems invaded by *Chromolaena odorata* (L.) R.M. King & Robinson (Compositae) in Côte d'Ivoire through a multivariate approach. Indeed, studying the impact of invasives on ecosystems by simultaneously combining several variables is crucial because ecosystem processes and services can be affected by these invasive species differently (Gamfeldt *et al.*, 2008; Zavaleta *et al.*, 2010). As a result, separating variables does not allow to know the relationships between species and ecosystems often leading to contradictory results and conclusions on the role of invasives on ecosystem processes and services (Constàn-Nava *et al.*, 2014). In addition, identifying the effects of environmental gradients on vegetation using a multivariate approach can help identify the structure of overgrown vegetation, the indicator species of these environments and an in-depth analysis of the effects of environmental parameters on all of these plant stands. The objective of the research is to contribute to a better knowledge of the biotopes invaded by *Chromolaena odorata*. The hypotheses we want to verify are (1) certain biotopes are susceptible to invasion by *C. odorata*; (2) several ecological variables determine an invaded biotope; (3) there are plant communities characteristic of environments invaded and not invaded by *C. odorata*; (4) there are plant species that indicator of environments invaded by *C. odorata*.

TEAM AND PERIOD

The fieldwork and analysis of the results took place over a period of two years, from 02 May 2018 to 18 October 2020. The Mycology and Biodiversity team was composed as follows:

- Dr Tiébré Marie-Solange, winner of the IFS 2015 collaborative project, Team Grant 128 InvAfrica, Carolina MacGilavry Prize 2015, Mycology and Biodiversity Team Leader, supervisor.
- Dr Gouli Gnanazan Zinsi Roseline, winner of the IFS 2017 individual grants project, head of track.
- Dr Mévanly Ouattara, assistant in plant ecology, help with field inventories and statistical analysis.
- Dr Akaffou Sopia Elvire Vanessa, assistant in plant ecology, help with field inventories.
- Dr Pagny Franck Placide Junior, assistant in plant ecology, help with field inventories.
- Mr. Djan Arthur Philippe, PhD student in plant ecology, helps with field inventories;
- Mr. Nanan Kouassi Kouman Noël, PhD student in plant ecology, assists with mapping and inventories in the field.
- Miss N'Guessan Adjoua Lydie, PhD student in plant ecology, helps with field inventories.
- Mr. Assi Jean, botanist technician at the National Floristic Centre, contributes to the taxonomic determination of plants.
- Mr. Téré Henri, botanist technician at the Swiss Centre for Scientific Research, contributes to the taxonomic determination of plants.

REFERENCES

- (1). D'Antonio C.M. & Kark S., 2002. Impacts and extent of biotic invasions in terrestrial ecosystems. *Tree*, 17: 202-204.
- (2). Levine J.M., 2008. Biological invasions. *Current Biology*, 18 : 57– 60.
- (3). Pimentel D.L., Lach K., Zaniga. & Morrison D., 2000. Environnemental and economic cost of nomardegogenous species in the United States. *Bioscience*, 50 : 53-65.
- (4). Sako N. & Beltrand G., 2014. Dynamiques spatiales récentes du Parc National du Banco (PNB) et stratégies de gestion communautaire durable de ses ressources forestières (District d'Abidjan en Côte d'Ivoire). *EchoGéo*, 30 : 1-20.
- (5). Tiébré M.S., Kouamé D., Vroh B.T.A., N'Da K.D. & Adou Yao C.Y., 2014. Stratégies et potentiel d'invasion des massifs forestiers par *Hopea odorata* Roxb. (Dipterocarpaceae) : Cas du Parc National du Banco en Côte d'Ivoire. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 8(2): 666-679.
- (6). Tiébré M.S., Vroh B.T.A., Kouamé D., Dibi K.D. & Adou Yao C.Y., 2015. Effects of exotic invasive tree *Hopea odorata* Roxb. (Dipterocarpaceae) on plant diversity and carbon storage of the Banco National Park in Côte d'Ivoire. *International Journal of Innovation and Applied Studies*. 10 (1): 207- 278.
- (7). Gouli Gnanazan Z.R. & Tiébré M.S., 2018. identification of indicator plant species of the invaded ecosystems: case of *Chromolaena odorata* (L.) King & Robinson (Asteraceae) in the Banco national park (Côte d'Ivoire). *REB-PASRES* 3 (2):57-71.

- (8). Akaffou S.E.V., Mévanly O., Gouli Gnanazan Z.R., Tiébré M.S., 2019. Dynamique de Colonisation des Zones Rudérales d'un Massif Forestier Urbain par les Espèces Végétales Exotiques Envahissantes : Cas du Parc National du Banco (Côte d'Ivoire). *European Scientific Journal*, 15 (21) : 240-267.
- (9). Gautier L., 1992 . Taxonomy and distribution of a tropical weed : *Chromolaena odorata* (L.) R. King and Robinson. *Candollea*, 47 : 645 - 662.
- (10). Slaats J.J.P., 1992. *Chromolaena odorata* fallow in food cropping systems. *Tropical Resource Management Papers*. The Tropenbos Foundation, (177 pp.).
- (11). Neuba D.F.R., Malan D.F., Koné M. & Kouadio Y.L., 2014. Inventaire préliminaire des plantes envahissantes de la Côte d'Ivoire. *Journal of Animal & Plant Sciences*, 22(2) : 3439-3445.
- (12). Tiébré M.S. & Gouli Gnanazan Z.R., 2018. Impact of *Chromolaena odorata* (L.) R.M. King & H. Rob. (Asteraceae) on the floristic composition and the physico-chemical properties of the soil of a coastal relict forest. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 24 (2) : 773-788.
- (13). Gamfeldt L., Hillebrand H. & Jonsson P.R., 2008. Multiple functions increase the importance of biodiversity for overall ecosystem functioning. *Ecology*, 89: 1223-1231.
- (14). Zavaleta E.S., Pasari J.R., Hulvey K.B. & Tilman D.G., 2010. Sustaining multiple ecosystem functions in grassland communities requires higher biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107: 1443-1446.
- (15). Constan-Nava S., Santiago Soliveres S., Torices R., Serra L. & Bonet A., 2014. Direct and indirect effects of invasion by the alien tree *Ailanthus altissima* on riparian plant communities and ecosystem multifunctionality. *Biological Invasions*, 1-14.

SECTION II

THESIS 1 SUPPORTED : IMPACT DE L'INVASION DE *Chromolaena odorata* (L.) R.M.KING & H.ROB. (COMPOSITAE) SUR LA FLORE ET LES PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES DU SOL ET ESPÈCES INDICATRICES DES MILIEUX ENVAHIS DU PARC NATIONAL DU BANCO (SUD DE LA CÔTE D'IVOIRE)

GOULI GNANAZAN ZINSI ROSELINE

IMPACT OF THE INVASION OF *Chromolaena odorata* (L.) R.M.KING & H.ROB. (COMPOSITAE) ON THE FLORA AND PHYSICO-CHEMICAL PROPERTIES OF THE SOIL AND INDICATOR SPECIES OF THE INVADED ENVIRONMENTS OF THE BANCO NATIONAL PARK (SOUTHERN CÔTE D'IVOIRE)

ACADEMIC YEAR 2018-2019

SCIENTIFIC DIRECTOR : TIEBRE MARIE-SOLANGE

31 OCTOBER 2019

gnanazan.zinsi@yahoo.fr



RÉPUBLIQUE DE CÔTE D'IVOIRE
Union-Discipline-Travail

Ministère de l'Enseignement Supérieur
et de la Recherche Scientifique



Laboratoire de Botanique

Année Universitaire
2018-2019

THÈSE

Présentée pour l'obtention du titre de Docteur de
l'Université Félix HOUPHOUËT-BOIGNY

Spécialité : Systématique, Écologie et Biodiversité Végétales

Option : Invasions biologiques

Numéro d'ordre
2227/2019

GOULI GNANAZAN ZINSI ROSELINE

IMPACT DE L'INVASION DE

***Chromolaena odorata* (L.) R.M.KING & H.ROB. (COMPOSITAE)**

**SUR LA FLORE ET LES PROPRIÉTÉS PHYSICO-
CHIMIQUES DU SOL ET ESPÈCES INDICATRICES DES
MILIEUX ENVAHIS DU PARC NATIONAL DU BANCO
(SUD DE LA CÔTE D'IVOIRE)**

Soutenue publiquement
le 31/ 10/ 2019

Commission du jury

M. N'GUESSAN Kouakou Édouard	Professeur Titulaire	UFHB	Président
Mme TIÉBRÉ Marie-Solange	Maître de Conférences	UFHB	Directeur
M. MALAN Djah François	Maître de Conférences	UNA	Rapporteur
M. ETTIEN Djétchi Jean Baptiste	Maître de Conférences	UFHB	Rapporteur
M. KOUAMÉ Djaha	Maître de Conférences	UJLoG	Examineur

DÉDICACE

Je dédie ce travail :

À

Mon père, GOULI Bi Zan Jean-Baptiste

*Pour sa patience, son soutien financier et matériel tout le long de
mon cursus scolaire.*

Reçois mon affection.

À

Ma mère, KOUAMÉ Amoin

Ainsi que la famille GNANAZAN

Pour tout.

À

Mon fiancé, TAHOU Eric Joël

*Pour ta présence à mes côtés et l'amour que tu ne cesses de me
témoigner chaque jour.*

AVANT-PROPOS ET REMERCIEMENTS

Cette thèse s'inscrit dans le cadre de la lutte contre les Espèces Exotiques Envahissantes (EEE). Elle a été financée par la Fondation Internationale pour la Science (IFS) dans le cadre du projet de recherche "Individual Grant Number J / 5728-1", par le biais du prix Carolina Mac Gillavry pour le Docteur TIÉBRÉ Marie-Solange Épouse RENSONNET, Directrice-Adjointe du Centre National de Floristique (CNF), spécialiste des Espèces Exotiques Envahissantes (EEE).

L'objectif général de cette étude est de contribuer à une meilleure connaissance des impacts de l'invasion de *Chromolaena odorata* (Compositae) sur la flore et le sol. La connaissance des impacts de l'invasion de *C. odorata* va ouvrir d'autres pistes d'exploration pour mieux lutter contre cette espèce. De plus, la connaissance des espèces indicatrices des milieux envahis par *C. odorata* et des biotopes associés pourra permettre aux gestionnaires de connaître les biotopes envahis afin de mieux choisir les biotopes prioritaires pour la lutte contre *C. odorata*. Cela permettra ainsi, d'optimiser la lutte contre cette espèce exotique invasive.

Cette thèse n'aurait pu être menée à terme sans le concours, le soutien et les encouragements de nombreuses personnes à qui nous tenons à exprimer notre profonde gratitude et nos remerciements.

Nos remerciements vont tout d'abord à l'endroit des Autorités de l'Université Félix Houphouët-Boigny, en particulier le Président, le Professeur KARAMOKO Abou, pour nous avoir accueillie dans son institution.

Nous remercions également le Doyen de l'UFR Biosciences, le Professeur KOUAMÉLAN Essétchi Paul dont la structure a pris en charge notre formation depuis la première année jusqu'au Doctorat.

Au Professeur N'GUESSAN Kouakou Édouard, Directeur du Laboratoire de Botanique, nous disons merci pour avoir accepté notre inscription en Master et en thèse dans le Laboratoire qu'il dirige. Comme un père et un véritable "coach", il a su déceler en nous certaines aptitudes au travail et a su par des conseils avisés guider nos premiers pas dans la recherche. Il nous a par la suite communiqué son amour pour le travail bien fait. Merci cher Maître pour votre apport inestimable, votre bonne humeur et votre sympathie. Merci à vous d'avoir accepté de présider ce jury malgré votre programme très chargé.

Nous exprimons notre gratitude au Docteur TIÉBRÉ Marie-Solange Épouse RENSONNET, Maître de Conférences, Directrice scientifique de cette thèse. Nous lui sommes

très reconnaissante de nous avoir fait confiance en nous permettant de mener nos travaux de thèse sur ce projet de recherche dont elle est l'initiatrice. Merci à vous chère maître pour votre rigueur au travail et pour le plaisir que nous avons eu de travailler avec vous. Nous voudrions que vous acceptiez nos remerciements, pour vos précieux conseils et votre aide inestimable.

Ensuite qu'il nous soit permis d'adresser nos remerciements aux Docteurs MALAN Djah François et ETTIEN Djétchi Jean Baptiste, Maître de conférences pour avoir bien voulu faire partie du jury en tant que rapporteur, qu'ils reçoivent ici nos remerciements sincères.

Nous remercions le Docteur KOUAMÉ Djaha, Maître de Conférences, qui a bien voulu accepter de participer au jury de cette thèse en tant qu'examineur.

Nous remercions la Fondation Internationale pour la Science (IFS), et à travers elle, le prix Carolina Mac Gillavry pour avoir accepté de financer notre projet de recherche «Numéro de subvention individuelle J / 5728-1 Dr Marie-Solange Tiébré».

Nous disons merci au Laboratoire d'Écologie et du Sol de l'Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech en Belgique, pour l'aide qu'il nous a apportée pour les analyses de sol qui y ont été effectuées.

Nous voudrions remercier l'Office Ivoirien des Parcs et Réserves (OIPR) pour nous avoir autorisé à mener cette étude dans le Parc National du Banco (PNB).

Nous remercions le Directeur du Centre National de Floristique (CNF), le Docteur OUATTARA Djakalia, Maître de Conférences, pour la mise à notre disposition des locaux et de l'Herbier National de Côte d'Ivoire.

Au Docteur ÉGNANKOU Wadja Mathieu, Maître de Conférences, Président de l'ONG "SOS FORÊTS", nous réitérons nos remerciements pour nous avoir permis d'utiliser les locaux de ladite ONG pour la rédaction de ce document.

À Monsieur TÉRÉ Gnonsio Henri, Systématicien du Centre Suisse de Recherches Scientifiques à la retraite, nous disons merci pour l'identification de nos échantillons d'espèces récoltées sur le terrain.

Nous exprimons notre profonde gratitude aux Docteurs KOUADIO Yao Jean-Clovis et CISSÉ Abdoulaye, tous deux Assistants pour nous avoir beaucoup appris dans la réalisation des analyses statistiques.

Nos remerciements vont au Docteur ABROU N'Gouan Joël et au Doctorant YAO N'Guessan Olivier pour nous avoir aidées dans la confection de la carte d'occupation du sol de la zone d'étude.

Nos remerciements et notre reconnaissance vont à l'endroit du Docteur KOUADIO Yao Prosper, Maitre-Assistant, qui n'a ménagé aucun effort pour lire ce document. C'est son œil et son esprit affûtés qui nous ont poussées à améliorer ce travail.

Toute notre gratitude va à l'endroit de Monsieur OULAÏ Alban et de la doctorante ASSEH Ebah Estelle, qui ont contribué à l'amélioration de ce mémoire.

Nous témoignons nos sincères remerciements au Doctorant SEHI Zokagnon Sylvain qui nous a accompagné sur le terrain et qui a contribué à l'amélioration de ce manuscrit.

Nous remercions tous les Enseignants du Laboratoire de Botanique de l'UFR Biosciences de l'Université Félix HOUPHOUËT-BOIGNY, pour la formation de qualité qu'ils nous ont dispensée. Nous voulons remercier en particulier, les Professeurs ADOU YAO Constant Yves, BORAUD N'Takpé Maxime et SORO Dodiomon, les Docteurs AKÉ-ASSI Emma, KASSI N'Dja Justin et KOMOÉ Koffi tous Maîtres de Conférences, les Docteurs KONKON N'Dri Gilles, TOURÉ Awa, tous les deux Maîtres-Assistants et le Docteur KOUASSI Faustine, Chercheur au Centre National de Floristique (CNF).

Nous tenons à remercier sincèrement les membres de l'équipe de recherche Biodiversité à savoir : les Docteurs OUATTARA Mévanly et YIAN Gouvé Claver, les doctorants DJAN Arthur, AKAFFOU Sopie Vanessa, PITTA Badjo Stéphanie, PAGNY Franck Placide Junior et NANAN Kouman Noël qui ont su entretenir un esprit d'équipe et d'entraide lors des différentes missions.

À tous les étudiants de la promotion de Master II de Systématique Ecologie et Biodiversité Végétale (SEBIV) 2015, nous disons merci pour leur soutien et pour l'esprit de fraternité qui règne dans le groupe.

Nous exprimons toute notre gratitude à Monsieur TEBAHOULO Marcellin et Madame TEBAHOULO née GNANAZAN Anne-Marie, qui n'ont cessé de nous soutenir sur le plan spirituel, matériel et financier dans le cadre de ces travaux.

Un grand merci à toute ma famille qui m'a soutenue pendant la durée de la thèse.

À nos amies et sœurs : AKAFFOU Sopie Vanessa, ÉHOUNOU Prisca Gnda, N'GUESSAN Anny Estelle et notre frère YAO N'Guessan Olivier, merci infiniment pour l'aide précieuse que vous nous avez apportée dans la rédaction de cette thèse. Merci encore pour les moments de bonheur et de joie que vous nous faites vivre ainsi que pour votre présence dans notre vie.

Enfin à tous ceux et celles dont les nom nous échappe à cet instant et que nous regretterons de n'avoir pas cité, recevez nos sincères remerciements.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE	I
AVANT-PROPOS ET REMERCIEMENTS	II
TABLE DES MATIÈRES	VI
LISTE DES SIGLES, ABRÉVIATIONS ET ACRONYMES	XII
LISTE DES FIGURES	XIV
LISTE DES TABLEAUX.....	XVI
INTRODUCTION	1
PARTIE I : REVUE BIBLIOGRAPHIQUE	5
CHAPITRE I. Invasions biologiques	6
I.1. Concepts et définitions.....	6
I.2. De l'introduction à l'invasion : les étapes-clés et barrières à franchir	7
I.2.1. Différentes étapes d'une invasion biologique	7
I.2.2. Facteurs écologiques intervenant dans une invasion biologique.....	9
I.2.3. Hypothèses écologiques et évolutives liées au succès des plantes invasives	12
I.3. Impacts des invasions biologiques.....	14
I.3.1. Impact sur la flore.....	14
I.3.2. Impact sur le sol	14
I.4. Invasions biologiques en Côte d'Ivoire	15
I.4.1. Espèces animales invasives.....	15
I.4.2. Espèces végétales invasives	16
CHAPITRE II. Quelques caractéristiques de <i>Chromolaena odorata</i> (Compositae).....	19
II.1. Position systématique	19
II.2. Origine, historique et répartition géographique	19
II.3. Biologie et écologie	21
II.3.1. Biologie	21
II.3.2. Écologie.....	26

II.3.3. Invasion par <i>Chromolaena odorata</i>	29
CHAPITRE III. RELATIONS SOL-PLANTES	30
III.1. Sol.....	30
III.1.1. Définition du sol	30
III.1.2. Fonction du sol	30
III.1.3. Propriétés physiques du sol	30
III.1.3.1. Texture.....	30
III.1.3.2. Structure.....	31
III.1.4. Propriétés chimiques du sol.....	31
III.1.4.1. Azote.....	31
III.1.4.2. Phosphore.....	32
III.1.4.3. Calcium.....	32
III.1.4.4. Magnésium.....	32
III.2. Plantes	32
III.2.1. Définition des plantes	32
III.2.2. Différentes parties d'une plante et leurs rôles	33
III.2.2.1. Racines.....	33
III.2.2.2. Tiges	33
III.2.2.3. Feuilles.....	33
III.3. Interaction sol-plantes	33
III.3.1. Mécanismes d' absorption de l'eau du sol et d'enracinement des plantes.....	33
III.3.2. Relation entre l'aération du sol et les plantes	34
III.3.3. Échanges entre les ions du sol et les plantes	35
CHAPITRE IV. Présentation de la zone d'étude	36
IV.1. Situation géographique.....	36
IV.2. Historique sur la création du Parc National du Banco.....	36
IV.3. Cadre physique	38

IV.3.1. Climat.....	38
IV.3.2. Hydrographie.....	38
IV.3.3. Topographie	40
IV.3.4. Sol.....	40
IV.4. Cadre Biologique	41
IV.4.1. Végétation	41
IV.4.1.1. Formations végétales originelles.....	41
IV.4.1.2. Formations anthropisées	43
IV.4.2. Flore.....	46
IV.4.2.1. Angiospermes du Parc National du Banco	46
IV.4.2.2. Fougères et Lycophytes du Parc National du Banco	48
IV.4.2.3. Bryophytes et Champignons du Parc National du Banco	49
IV.4.2.4. Types biologiques du Parc National du Banco	49
IV.4.2.5. Affinités chorologiques du Parc National du Banco	50
IV.4.2.6. Plantes d'intérêt pour la conservation du Parc National du Banco	51
IV.4.2.6.1. Plantes à aire de répartition restreinte et plantes en raréfaction	51
IV.4.2.6.2. Plantes recherchées pour divers services dans le parc	52
IV.4.2.7. Plantes potentiellement envahissantes.....	52
IV.4.3. Faune.....	53
IV.5. Pressions exercées sur le Parc National du Banco	54
PARTIE II : MATÉRIEL ET MÉTHODES	56
CHAPITRE V. Matériel.....	57
V.1. Matériel d'étude floristique	57
V.1.1. Matériel végétal	57
V.1.2. Matériel de terrain.....	57
V.2. Matériel d'étude pédologique	57
V.2.1. Matériel sol.....	57

V.2.2. Matériel de terrain.....	57
V.2.3. Matériel de laboratoire	58
V.3. Matériel informatique	65
CHAPITRE VI. Méthodologie	66
VI.1. Choix des sites d'étude.....	66
VI.2. Mesure de l'impact de <i>Chromolaena odorata</i> sur la flore.....	66
VI.2.1. Inventaire floristique.....	66
VI.2.2. Analyse des données floristiques.....	72
VI.2.2.1. Richesse spécifique des sites inventoriés	72
VI.2.2.2. Composition floristique des sites inventoriés	72
VI.2.2.3. Identification des espèces à statut particulier des sites inventoriés	73
VI.2.2.4. Diversité intra-habitat	74
V.2.2.4.1. Mesure de la composition en espèce d'un peuplement	74
V.2.2.4.2. Mesure de la répartition des individus entre les espèces	75
VI.2.3. Analyses statistiques des données floristiques	75
VI.3. Mesure de l'impact de <i>Chromolaena odorata</i> sur les propriétés physico-chimiques du sol.....	76
VI.3.1. Collecte des données de sol.....	76
VI.3.1.1. Caractérisation morpho-pédologique	76
VI.3.1.2. Horizons des sols	77
VI.3.1.3. Échantillonnage de sol.....	79
VI.3.2. Analyses des données du sol.....	79
VI.3.2.1. Analyse du pH du sol	82
VI.3.2.2. Analyses des éléments chimiques	82
VI.3.2.3. Analyse granulométrique.....	86
VI.3.3. Analyses statistiques des données du sol	87
VI.4. Identification des espèces indicatrices des milieux envahis par <i>Chromolaena odorata</i>	88

VI.4.1. Collecte et analyses des données	88
VI.4.2. Analyses statistiques des données de la flore et du sol.....	88
PARTIE III : RÉSULTATS.....	90
CHAPITRE VII. Impact de <i>Chromolaena odorata</i> sur la flore.....	91
VII.1. Richesse et composition floristiques des biotopes inventoriés	91
VII.2. Impact de <i>Chromolaena odorata</i> sur la diversité floristique des biotopes inventoriés	96
CHAPITRE VIII. Impact de <i>Chromolaena odorata</i> sur le sol	100
VIII.1. Description morpho-pédologique	100
VIII.2. Propriétés physico-chimiques du sol des sites inventoriés.....	109
VIII.3. Impact de <i>Chromolaena odorata</i> sur les propriétés physico-chimiques du sol.....	112
CHAPITRE IX. Espèces végétales indicatrices identifiées dans les milieux envahis par <i>Chromolaena odorata</i>	116
IX.1. Communautés végétales indentifiées à partir des variables floristiques et des paramètres physico-chimiques du sol.....	116
IX.2. Caractéristiques des différentes communautés végétales et espèces indicatrices identifiées.....	116
IX.2.1. Communauté de forêt	116
IX.2.2. Communauté mixte.....	123
IX.2.3. Communauté rudérale.....	123
IX.2.4. Communauté envahie par <i>Chromolaena odorata</i>	123
PARTIE IV : DISCUSSION	128
CHAPITRE X. Impact de <i>Chromolaena odorata</i> sur la flore.....	129
CHAPITRE XI. Impact de <i>Chromolaena odorata</i> sur les propriétés physico-chimiques du sol	132
XI.1. Distribution de <i>Chromolaena odorata</i> en fonction de la toposéquence	132
XI.2. Impact de <i>Chromolaena odorata</i> sur le sol	134

CHAPITRE XII. Espèces végétales indicatrices des milieux envahis par <i>Chromolaena odorata</i>	139
CONCLUSIONS, PERSPECTIVES ET RECOMMANDATIONS	142
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	145
ANNEXES	i
Annexe 1 : Exemple de résultats de l'analyse des espèces indicatrices (ISA) par PC-ORD, montrant quelques espèces indicatrices (en gras) de chacune des quatre communautés (1-4) à un seuil de valeur d'indicateur de 30% du test de Monte Carlo avec la valeur maximum des espèces indicatrices observée ($P \leq 0,05$).	ii
Annexe 2 : Liste générale des espèces inventoriées dans les différents sites d'étude du Parc National du Banco	viii
Annexe 3 : Index des taxons cités	xiv
PUBLICATIONS	xx

LISTE DES SIGLES, ABRÉVIATIONS ET ACRONYMES

Phytogéographie (Aké-Assi, 2001 ; 2002)

- GC** : Espèces forestières qui se rencontrent naturellement dans la région phytogéographique Guinéo-congolaise
- GC-SZ** : Espèces de transition forêt-savanes qu'on rencontre à la fois dans ces deux régions phytogéographiques
- I** : Espèces introduites
- SZ** : Espèces savaniques qui se rencontrent dans la région phytogéographique Soudano-zambézienne

Types biologiques (Raunkiaer, 1934)

- Ep** : Épiphyte
- G** : Géophyte
- H** : Hémicryptophyte
- Th** : Thérophyte
- Ch** : Chaméphyte (plante dont la hauteur est inférieure à 40 cm)
- np** : nanophanérophyte (plante dont la hauteur est comprise entre 0,5 et 2 m)
- mp** : microphanérophyte (plante dont la hauteur est comprise entre 2 et 8 m)
- mP** : mésoPhanérophyte (plante dont la hauteur est comprise entre 8 et 30 m)
- MP** : MégaPhanérophyte (plante dont la hauteur est supérieure à 30 m)

Autres

- ACP** : Analyse en Composante Principale
- AFM** : Analyse Factorielle Multiple
- CEC** : Capacité d'échange cationique
- CNF** : Centre National de Floristique
- EEE** : Espèce Exotique Envahissante
- FAO** : Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture
- GPS** : Global Positioning System
- ICP** : Spectrométrie d'émission atomique par plasma induit
- PNB** : Parc National du Banco
- SODEXAM** : Société d'Exploitation et de Développement Aéroportuaire, Aérodynamique, Aéronautique et Météorologique
- UFHB** : Université Félix Houphouët-Boigny

UFR : Unité de Formation et de Recherche
UICN : Union Internationale pour la Conservation de la Nature
UJLoG : Université Jean Lorougnon Guédé
UNA : Université Nangui Abrogoua

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Schéma présentant les différentes étapes et barrières à franchir lors du processus d'invasion.....	8
Figure 2: Représentation des trois facteurs et des caractéristiques intrinsèques de l'espèce exotique interagissant entre eux dans une invasion biologique	11
Figure 3: Répartition mondiale et continentale de <i>Chromolaena odorata</i> (Compositae)	20
Figure 4: Schéma de <i>Chromolaena odorata</i>	22
Figure 5 : Aperçu d'un jeune plant de <i>Chromolaena odorata</i> (Compositae).....	23
Figure 6 : Schéma explicatif de la phénologie de <i>Chromolaena odorata</i>	25
Figure 7: Aperçu de papillons <i>Pareuchaetes pseudoinsulata</i> (Erebidae)	28
Figure 8 : Carte de la localisation du Parc National du Banco	37
Figure 9 : Diagramme ombrothermique du District d'Abidjan de 2008 à 2018.....	39
Figure 10 : Aperçu d'une forêt dense humide dans le Parc National du Banco	42
Figure 11 : Vue d'un faciès de forêt marécageuse permanemment inondée	42
Figure 12 : Vue d'un faciès de forêt secondaire dans le Parc National du Banco	44
Figure 13 : Vue d'une Jachère dans le Parc National du Banco	44
Figure 14 : Aperçu d'un champ de manioc dans le Parc National du Banco	45
Figure 15 : Plantation de <i>Hopea odorata</i> dans le Parc National du Banco	47
Figure 16 : Répartition des agressions sur les marges de la forêt du Banco.....	55
Figure 17 : Matériel de prospection pédologique	59
Figure 18 : Tarière de marque Edelman	60
Figure 19 : Aperçu de balance électronique (A) et de béciers (B) contenant du sol séché pour des analyses.....	61
Figure 20 : Vue du matériel ayant servi à la détermination du pH du sol (pH mètre (A), potentiographe (B), pissette (C)...).....	63
Figure 21: Dispositif d'un spectromètre d'émission atomique par Plasma Induit.....	63
Figure 22 : Fioles jaugées (A) et tubes à essais (B) contenant diverses solutions pour	64
Figure 23 : Carte de la localisation des placettes au sein du Parc National du Banco	67
Figure 24 : Faciès de zone rudérale avec une invasion jeune de <i>Chromolaena odorata</i> de moins d'un an	68
Figure 25 : Faciès de zone rudérale avec une ancienne invasion de <i>Chromolaena odorata</i> de un à trois ans	68
Figure 26 : Faciès de zone rudérale sans <i>Chromolaena odorata</i>	69

Figure 27 : Faciès de forêt fermée.....	69
Figure 28 : Aperçu d'une séance de description de fosse pédologique.....	78
Figure 29 : Aperçu d'une séance de prélèvement de sol dans un quadrat.....	80
Figure 30 : Schéma d'une parcelle d'échantillonnage du sol	80
Figure 31 : Vue des échantillons de sol, séchés au laboratoire.....	81
Figure 32 : Séparation du sol pour la détermination du pH_eau et du pH_KCl.....	83
Figure 33 : Vue d'un Potentiographe de lecture du pH.....	83
Figure 34 : Vue d'un jeune plant de <i>Azalia bella</i> var. <i>gracilior</i> (Fabaceae)	94
Figure 35 : Vue d'un jeune pied de <i>Leptoderis miegei</i> (Fabaceae).....	94
Figure 36 : Vue de rameau feuillé de <i>Cola heterophylla</i> (Malvaceae)	95
Figure 37 : Vue de <i>Rhigiocarya peltata</i> (Menispermaceae).....	95
Figure 38 : Impact du recouvrement de <i>Chromolaena odorata</i> jeunes de moins d'un an (A) et de <i>Chromolaena</i> vieux de un à trois ans (B) sur le recouvrement des autres espèces végétales.	99
Figure 39 : Profil 1 d'un ferralsol au haut de versant de la toposéquence	101
Figure 40 : Profil 2 d'un ferralsol au mi-versant de la toposéquence	103
Figure 41 : Profil 3 d'un ferralsol au bas versant de la toposéquence.....	105
Figure 42: Carte factorielle et cercle de corrélation des variables quantitatives utilisées dans l'ACP.....	114
Figure 43: Carte factorielle et cercle de corrélation des variables quantitatives et qualitatives utilisées dans l'AFM.	115
Figure 44 : Dendrogramme de cluster de 36 sites inventoriés basées sur les recouvrements montrant 4 communautés végétales (CV)	117
Figure 45 : Dendrogramme de cluster bidirectionnel basé sur les recouvrements, montrant la distribution des 147 espèces végétales dans les 36 sites inventoriés et les 4 communautés végétales.	118

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I : Liste des espèces envahissantes repertoriées en Côte d'Ivoire	18
Tableau II: Coefficient de Braun-Blanquet et correspondance suivant l'échelle de Van der Maarel (1979)	71
Tableau III: Impact de <i>Chromolaena odorata</i> sur la diversité floristique des biotopes inventoriés dans le Parc National du Banco.	92
Tableau IV: Liste des espèces endémiques, rares et menacées d'extinction et leur distribution par biotope	93
Tableau V: Impact de <i>Chromolaena odorata</i> sur la diversité floristique des biotopes inventoriés dans le Parc National du Banco.	98
Tableau VI : Caractéristiques des profils de sol du Parc National du Banco en fonction de la position topographique des sites inventoriés	107
Tableau VII : Statistiques sommaires des différentes variables physico-chimiques du sol par biotope	110
Tableau VIII : Statistiques des paramètres du sol qui présentent des différences significatives dans les biotopes inventoriés du Parc National du	111
Tableau IX: Communautés végétales et espèces indicatrices avec leurs valeurs indicatives	119
Tableau X: Paramètres physico-chimiques du sol de tous les sites échantillonnés du Parc National du Banco et quantification dans les quatre communautés végétales ..	125

INTRODUCTION

Les invasions biologiques sont un phénomène mondial qui menace la biodiversité, et peu d'écosystèmes sont exempts d'espèces exotiques (Catford *et al.*, 2012). Elles sont maintenant considérées comme l'une des principales causes de la perte de biodiversité dans le monde (D'Antonio et Kark, 2002 ; D'Antonio et Meyerson, 2002). En effet, elles peuvent causer des dommages écologiques et économiques considérables (Pimentel *et al.*, 2001 ; Olson, 2006). Les impacts écologiques négatifs associés aux espèces invasives affectent aussi bien les écosystèmes et les communautés envahies que les espèces locales côtoyées (Levine *et al.*, 2003 ; Vilà *et al.*, 2011 ; Pyšek *et al.*, 2012). Les services écosystémiques se retrouvent également impactés négativement, engendrant des conséquences sur la santé et le bien-être des populations humaines (Pejchar et Mooney, 2009 ; Vilà *et al.*, 2010). Aux États-Unis par exemple, les dommages environnementaux causés par les espèces envahissantes représentent environ 120 milliards de dollars US par an (Pimentel *et al.*, 2005). Les espèces invasives ont également des effets directs et indirects sur les propriétés chimiques du sol et la fonction des écosystèmes (Weidenhamer et Callaway, 2010). Elles modifient la composition chimique et la structure du sol par l'excrétion d'exsudats radiculaires et la mobilisation des éléments nutritifs.

En Côte d'Ivoire, le Parc National du Banco (PNB), à l'instar d'autres forêts reliques du littoral, est menacé d'invasion par les espèces exotiques (Sako et Beltrando, 2014 ; Tiébré *et al.*, 2014 ; 2015). Le PNB renferme de nombreuses espèces animales et végétales menacées d'extinction (Mèmèl *et al.*, 2011 ; Bitty *et al.*, 2013). Cette diversité en espèces patrimoniales lui confère une importance en termes de conservation de la biodiversité (Adou Yao, 2005). Cependant, des études récentes ont montré que cette forêt urbaine est en proie à de nombreuses pressions anthropiques qui contribuent à l'artificialisation des zones périphériques du parc et à la prolifération des zones rudérales en son sein (Sako *et al.*, 2013). Les zones rudérales regroupent les terrains influencés par l'homme tels que les bords des sentiers, les lisières des massifs forestiers, les zones piétinées, les friches, les voies ferrées, les voies électriques, les décharges, etc. Elles regroupent aussi, les lieux de repos des animaux domestiques, les écuries, les enclos et le bord des abreuvoirs (Brun, 2007). Selon Dietz et Edwards (2006), les zones rudérales sont utilisées par les plantes exotiques comme base d'accès pour envahir les écosystèmes naturels. L'espèce exotique *Chromolaena odorata* (Compositae) en est un bel exemple.

Originnaire d'Amérique centrale, *Chromolaena odorata* aurait été introduite comme plante de couverture dans le Sud-Est Asiatique vers 1880 d'où l'un de ses noms communs d'herbe du Laos (Ali-Amara, 1992). Par la suite, elle s'est rapidement répandue et est devenue

une composante à part entière des végétations anthropisées (**De Foresta, 1991**). C'est une mauvaise herbe des cultures, des plantations, des savanes et des forêts qui a fait l'objet de plusieurs études dans de nombreuses régions du monde. La plupart de ces études révèlent les nombreux impacts négatifs de *C. odorata* sur les systèmes agricoles, l'économie et sur la conservation de la biodiversité (**Borokini et Babalola, 2012 ; Shackleton et al., 2016**). En Asie, précisément au Sri Lanka, en Indonésie et en Malaisie, la plante est classée parmi les trois mauvaises herbes majeures des cultures de coco, de l'hévéa et du palmier à huile. *C. odorata* a été identifiée comme la plus grande menace pour le Nord de l'Australie, en raison de sa propagation rapide et de son potentiel à nuire à l'agriculture et à l'environnement. En Afrique centrale, notamment en Centrafrique, elle est responsable de l'empoisonnement du bétail dans les terroirs pastoraux (**Achoundong et al., 2000**). Elle colonise les savanes en s'élevant plus haut que les Graminées qui les constituent (**Ngotta-Biyon, 2010**). En Afrique de l'Ouest, dans la région Ashanti au Ghana, il a été prouvé que *C. odorata* et *Centrosema pubescens* ont un impact négatif sur les cultures et qu'elles sont dominantes en tant qu'adventices dans les champs cultivés (**Anning et Yeboah-Gyan, 2007**).

En Côte d'Ivoire, les études menées sur *C. odorata* ont plutôt concerné la taxonomie, la distribution de l'espèce (**Gautier, 1992a**), ses usages médicaux (**N'Guessan et al., 2009 ; Béné et al., 2016**), son potentiel agronomique (**Tié Bi, 1995 ; Koné et al., 2012 ; Edoukou et al., 2013**), et son impact sur la diversité des espèces (**Kouassi et al., 2008**). Il y a un manque d'étude sur l'impact de l'invasion de *C. odorata* sur les communautés végétales et sur les écosystèmes. En effet, jusqu'à présent, les études sur l'impact des espèces invasives ont été menées en considérant séparément l'impact sur les communautés végétales et la composition du sol (**Vanderhoeven et al., 2005 ; 2006 ; McCary et al., 2016 ; Medina-Villar et al., 2016**). Ce qui ne permet pas de comprendre l'impact dans son intégralité, conduisant à des résultats contradictoires et à des conclusions partielles sur le rôle d'un facteur donné dans les services écosystémiques (**Constàn-Nava et al., 2014**). Il devient donc important d'étudier l'impact de l'invasion biologique en considérant simultanément les impacts sur la flore et le sol (**Constàn-Nava et al., 2014 ; Dong et al., 2015, Khan et al., 2016**). L'étude simultanée de l'impact des espèces envahissantes est cruciale car les différents processus et les services écosystémiques peuvent être affectés par un facteur donné, mais de manière différente (**Gamfeldt et al., 2008 ; Zavaleta et al., 2010 ; Maestre et al., 2012**).

Parallèlement, peu d'études ont été menées sur les espèces indicatrices des écosystèmes envahis (**D'antonio et Meyerson, 2002 ; McGeoch et al., 2010**). Les espèces indicatrices constituent un outil d'évaluation des biotopes (**Ringius et Sims, 1997 ; Lehaire et al., 2014**).

De nombreux écologistes et spécialistes de l'environnement s'efforcent de trouver des solutions de gestion aux problèmes environnementaux mondiaux actuels, notamment les changements climatiques, la perte et la fragmentation des habitats, la pollution, la contamination, les épidémies et la propagation des espèces invasives (Siddig *et al.*, 2016). Dans un tel contexte, ils ont souvent recours aux espèces indicatrices. Ces dernières sont des organismes vivants qui sont surveillés et dont le statut reflète ou prédit le ou les conditions de l'environnement où ils se trouvent (Cairns et Pratt, 1993 ; Bartell, 2006). En conséquence, la connaissance des espèces indicatrices des milieux envahis et des biotopes associés pourra permettre aux gestionnaires de connaître les biotopes envahis afin de mieux choisir les biotopes prioritaires pour la lutte contre *C. odorata*. Cela permettra ainsi, d'optimiser la lutte contre cette espèce exotique invasive.

L'insuffisance des données scientifiques sur l'impact de *C.odorata* sur la flore et la composition physico-chimique du sol des milieux envahis, ont suscité les questions suivantes : (1) Quelle est l'impact de *C. odorata* sur la diversité floristique des zones envahies ; (2) Quelle est l'impact de *C. odorata* sur la composition physico-chimique du sol des milieux envahis? (3) Quelles sont les espèces indicatrices qui caractérisent les milieux envahis par *C. odorata*? Tout en essayant de répondre aux questions susmentionnées, l'objectif général de cette étude est de contribuer à une meilleure connaissance des impacts de l'invasion de *C. odorata* sur la flore et le sol.

Plus spécifiquement, il s'est agi de :

- (1) analyser l'impact de *C. odorata* sur la diversité floristique des zones envahies ;
- (2) analyser l'impact *C. odorata* sur les propriétés physico-chimiques du sol ;
- (3) identifier les espèces indicatrices des milieux envahis par *C. odorata*.

Pour atteindre ces objectifs, les hypothèses suivantes ont été formulées: i) l'invasion par *C. odorata* entraîne une baisse de la richesse spécifique et de la diversité floristique dans les biotopes envahis ; ii) les sols des biotopes envahis par *C. odorata* subissent des modifications physico-chimiques ; iii) il existe des espèces végétales indicatrices des milieux envahis par *C. odorata*.

Le présent manuscrit qui relate les conclusions de notre travail comporte quatre parties. La première est consacrée à la revue bibliographique. La deuxième partie traite du matériel et de la méthodologie adoptée dans cette étude. La troisième partie présente les résultats obtenus, après analyse des données recueillies. La quatrième partie est réservée à la discussion des résultats obtenus.

**PARTIE I : REVUE
BIBLIOGRAPHIQUE**

CHAPITRE I. Invasions biologiques

I.1. Concepts et définitions

Le concept de plante envahissante est un sujet de controverse (**Meerts *et al.*, 2004**). Les études de **Pysek *et al.* (2004)** ont défini comme étant invasive une plante non-indigène naturalisée, montrant une dynamique d'extension rapide dans son territoire d'introduction. L'introduction peut être accidentelle ou intentionnelle. L'espèce produit un nombre important de jeunes plants qui se reproduisent sur une distance considérable (100 m en moins de 50 ans) de la plante mère (**Aboh, 2008**). La comparaison de la distance géographique de la région originelle au territoire d'introduction est d'une importance cruciale pour élucider leur capacité d'invasion. Cette définition exclut les taxons qui envahissent une région suite à une colonisation naturelle (exemple des colonisations postglaciaires). Ce type de colonisation est souvent désigné sous les termes de migration, expansion ou extension d'habitat. Cette définition exclut également les taxons qui accroissent leur distribution en colonisant de nouveaux habitats disponibles dans leur aire de distribution indigène.

Un taxon indigène est un taxon originaire d'une région donnée sans l'intervention accidentelle ou intentionnelle de l'homme.

Un taxon non-indigène (exotique, adventif, étranger, nouveau, introduit, allochtone, exogène) est un taxon introduit en dehors de son aire naturelle de manière accidentelle ou intentionnelle par l'homme (**Falk-Petersen *et al.*, 2006 ; Brun, 2007**).

Un taxon naturalisé est un taxon non-indigène se reproduisant de façon consistante et qui maintient sa population à travers plusieurs cycles de vie sans l'intervention directe de l'homme. Il se reproduit et génère des descendants de façon sexuée ou végétative, souvent à proximité des plantes adultes et n'envahit pas nécessairement les écosystèmes naturels ou semi-naturels.

Une Espèce Exotique Envahissante (EEE) est une espèce exotique (allochtone, non indigène) dont l'introduction (volontaire ou fortuite) par l'homme entraîne son implantation et sa propagation qui menacent les écosystèmes, les habitats ou les espèces indigènes avec des conséquences écologiques et/ou économiques et/ou sanitaires négatives (**Soubeyran, 2008**).

Une invasion biologique implique une espèce dite invasive ou exotique envahissante. Un taxon invasif est un taxon naturalisé qui génère des descendants, souvent en très grand nombre, s'installant à des distances considérables des plantes adultes et possédant de ce fait un potentiel de dispersion qui lui permet d'étendre son aire géographique (**Richardson *et al.*, 2000 b**).

Ainsi, deux critères permettent de définir le processus de l'invasion : le critère de participation humaine et le critère d'accroissement de l'aire géographique dans le nouvel

environnement. Le succès reproductif est un pré-requis pour toute invasion réussie. Il faut aussi noter que certains auteurs prennent en compte la notion d'impact dans la définition des taxons non-indigènes invasifs (**Davis et Thompson, 2000 ; IUCN, 2000**). Pour ces auteurs, un taxon non-indigène invasif est un taxon naturalisé, un agent de changement qui menace la biodiversité indigène.

I.2. De l'introduction à l'invasion : les étapes-clés et barrières à franchir

I.2.1. Différentes étapes d'une invasion biologique

Une espèce introduite dans un nouveau milieu est définie comme une espèce invasive à partir du moment où elle a réussi à passer les différentes étapes de l'invasion et à franchir plusieurs barrières (**Richardson et al., 2000 b ; Blackburn et al., 2011**). Ce processus d'invasion est illustré étape par étape par la **Figure 1**. En premier lieu, l'espèce est transportée en dehors de son aire naturelle de répartition pour atteindre une nouvelle zone géographique dans laquelle elle pourra s'établir. Durant cette phase de **transport**, l'espèce outrepassa des barrières géographiques, comme par exemple une chaîne de montagnes ou un océan, qui étaient jusque-là infranchissables sans l'intervention intentionnelle ou accidentelle de l'Homme (B1, B2). Lors de la phase d'**introduction**, l'espèce doit affronter les conditions environnementales du nouveau milieu. Si l'espèce a été importée de manière volontaire pour la culture ou l'ornementation par exemple, les meilleures conditions sont mises en œuvre par l'Homme afin que l'introduction soit réussie.

Cependant, dans les cas où l'espèce est directement relâchée ou s'échappe en milieu naturel (B3, C0), elle doit être capable de survivre et se reproduire de façon sexuée et/ou asexuée sans l'intervention de l'Homme pour s'établir et se développer dans l'aire d'introduction (C1, C2, C3). C'est la phase d'**installation**. En franchissant la barrière reproductive, l'espèce est considérée comme une espèce naturalisée. La dernière étape correspond à la phase de **propagation ou de dispersion**, l'aire de répartition de l'espèce s'étend alors au-delà de la zone d'introduction (D1, D2). L'espèce se disperse dans l'aire d'introduction et ses descendants réussissent à s'adapter aux conditions environnementales qu'ils rencontrent en envahissant progressivement de nouveaux milieux (E). Elle est définie comme une espèce invasive.

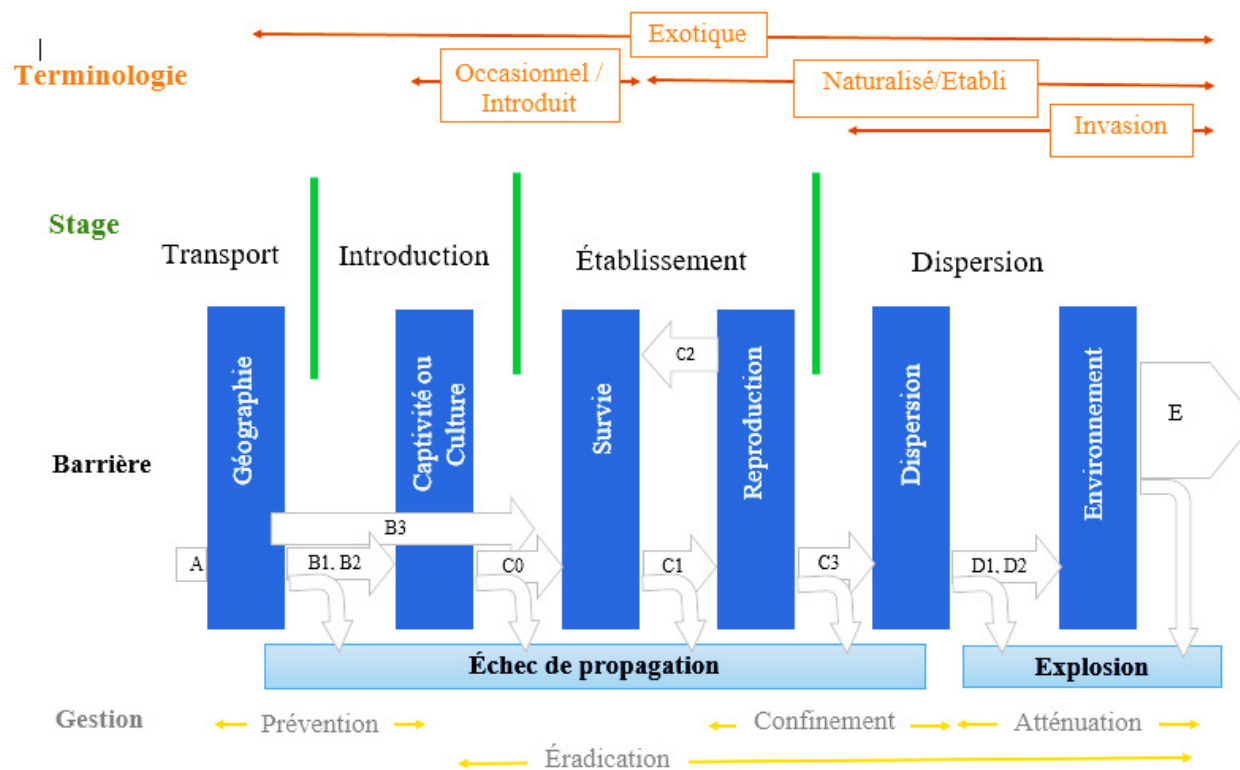


Figure 1: Schéma présentant les différentes étapes et barrières à franchir lors du processus d'invasion

Source : **Blackburn *et al.* (2011)**

Légende : L'espèce n'est pas transportée au-delà des limites de son aire de répartition naturelle (A); individus transportés au-delà des limites de leur aire de répartition naturelle accidentellement (B1) ou volontairement (B2) pour être exploités ou directement relâchés dans la nature (B3); individus relâchés dans la nature à l'endroit où ils ont été introduits mais incapables de survivre (C0); individus survivant dans la nature à l'endroit où ils ont été introduits, capables de se reproduire (C2 et C3); individus survivant et se reproduisant à une distance suffisamment éloignée de la zone d'introduction (D1 et D2); espèce invasive avec des individus se dispersant, survivant et se reproduisant à travers une large gamme de milieux (E).

1.2.2. Facteurs écologiques intervenant dans une invasion biologique

L'invasion est un processus au cours duquel le succès de l'espèce exotique va dépendre de différents facteurs (pression de propagule, facteurs biotiques et abiotiques) associés à l'influence anthropique (Catford *et al.*, 2009). Chacun de ces facteurs a une importance variable selon les étapes du processus d'invasion et l'échelle spatiale considérée (Figure 2). En effet, une invasion biologique n'a lieu que lorsqu'une espèce trouve, dans son aire d'introduction, des facteurs favorables à son développement et son expansion.

Ces facteurs favorables ne sont pas forcément les mêmes pour chaque espèce et toutes les espèces ne pourront pas exprimer leur potentiel invasif dans tous les habitats. Il ne s'agit donc plus de considérer de façon isolée chaque élément du système, par exemple, uniquement l'espèce invasive ou l'habitat envahi, ou de mettre en évidence un unique mécanisme expliquant l'ensemble des invasions (Foxcroft *et al.*, 2011 ; Kueffer *et al.*, 2013) mais de considérer leurs interactions. Le processus d'invasion commence par le transport et l'introduction d'une espèce dans une aire géographique où elle n'était pas présente. Durant ces phases, l'espèce exotique doit d'abord survivre au transport avant de s'installer.

Le succès de ces deux étapes dépend des capacités intrinsèques de cette espèce à survivre à ces conditions mais aussi de la pression en propagules également appelée effort d'introduction qui est un élément majeur dans la réussite ou l'échec des invasions biologiques (Lockwood *et al.*, 2005). La pression en propagules correspond à la quantité d'individus importés et libérés en dehors de leur aire de répartition naturelle et à la fréquence de ces événements d'importation. Une forte pression de propagules favorise l'installation des individus en diminuant les effets de la stochasticité démographique de la population et les impacts de la stochasticité environnementale (Simberloff, 2009 ; Kempel *et al.*, 2013).

Ensuite, cette espèce exotique nouvellement introduite doit persister. Lors de la phase de colonisation ou d'établissement, l'espèce exotique doit interagir avec son environnement biotique et abiotique ; ce qui va conditionner le succès de son établissement. Les facteurs abiotiques impliquent le climat et le sol qui peuvent être semblables ou différents par rapport à son aire d'origine. Dans l'aire d'introduction, les individus peuvent être confrontés à un changement ou une conservation de leur niche climatique d'origine (Broennimann *et al.*, 2007 ; Gallagher *et al.*, 2010).

De même, les interactions biotiques comme par exemple, la présence de pathogènes et de prédateurs, la compétition avec les espèces locales ou l'absence de mutualismes (pollinisation, symbioses) peuvent compromettre la survie ou la reproduction des plantes

introduites lors de la phase d'établissement sans toutefois que ces résistances biotiques empêchent l'invasion (**Levine *et al.*, 2004 ; Mitchell *et al.*, 2006**). Parmi toutes les interactions biotiques qui peuvent s'établir lors du processus d'invasion, le mutualisme favorise le succès des invasions végétales (**Richardson *et al.*, 2000 a**). Trois types d'interactions mutualistes peuvent intervenir favorablement lors des étapes d'établissement, de reproduction et de dispersion des invasions biologiques (**Traveset et Richardson, 2014**). Des symbioses racinaires microbiennes ou fongiques aident la plante à s'établir dans le nouveau milieu. La pollinisation par les insectes est indispensable pour assurer la reproduction sexuée chez certaines espèces de plantes allogames et la dispersion des graines permet à la plante de se propager dans l'aire d'introduction. Il existe cinq principaux modes de dispersion des graines : l'anémochorie, l'hydrochorie, l'autochorie, la barochorie et la zoochorie (**Merceron, 2016**). Ainsi, la capacité de dispersion par le biais de la reproduction sexuée ou asexuée semble être une caractéristique indispensable pour conquérir et envahir de nouveaux habitats (**Murray et Phillips, 2010 ; Richardson et Pyšek, 2012**).

À partir des étapes suivantes qui correspondent à une explosion démographique, l'espèce exotique est considérée comme invasive. Le passage de la phase de naturalisation à la phase de propagation peut inclure une phase de latence d'une durée variable. De même, l'entrée dans la phase de dispersion secondaire peut se réaliser en parallèle de la première phase ou démarrer après un temps de latence. Dans un premier temps, l'espèce introduite va coloniser les zones reliées à ses vecteurs de dispersion (par exemple en suivant les cours d'eau ou selon les vecteurs anthropiques, etc.) et se développer dans les environnements les plus propices, où le niveau de ressources leur permet d'exprimer leur potentiel invasif. Ces milieux sont souvent des milieux perturbés où la résistance biotique des communautés locales est affaiblie. Dans un second temps, l'espèce invasive va se disperser dans des milieux plus contraignants, soit par des conditions abiotiques sévères, soit par la présence de communautés biotiques plus résistantes (espèces plus compétitives ou communautés plus structurées). À chacune de ses étapes, les trois facteurs majeurs, à savoir la pression en propagule, les facteurs abiotiques et les facteurs biotiques, interviennent dans le succès de l'espèce introduite, avec des importances relatives différentes et au travers de mécanismes variés (**Catford *et al.*, 2009**). De plus, ces trois facteurs interagissent entre eux pour créer des conditions favorables au développement de l'espèce exotique. Le comportement invasif de cette dernière pourra donc s'exprimer en fonction de la synergie entre ces trois facteurs et ses propres caractéristiques (**Figure 2**).

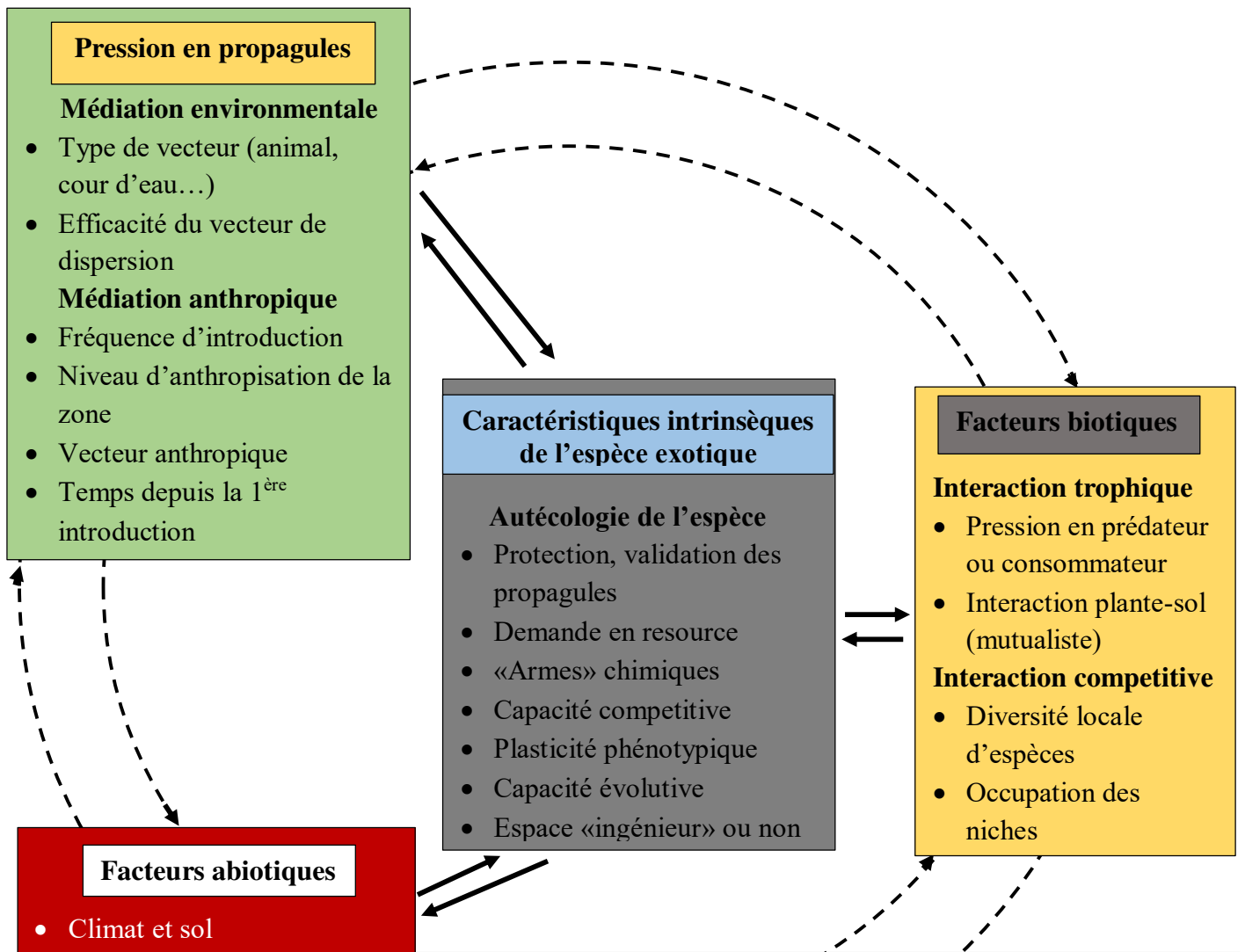


Figure 2: Représentation des trois facteurs et des caractéristiques intrinsèques de l'espèce exotique interagissant entre eux dans une invasion biologique

Source : **Dommanget (2014)**

Légende : La pression en propagules, les facteurs abiotiques et les facteurs biotiques interagissent entre eux (flèches en pointillés grises) et avec les caractéristiques intrinsèques de l'espèce exotique (flèches noires) pour déterminer le succès d'une espèce exotique dans l'aire d'introduction. Les sous-facteurs listés illustrent comment chacun des trois facteurs majeurs peut s'exprimer. Ils ne sont pas exhaustifs.

I.2.3. Hypothèses écologiques et évolutives liées au succès des plantes invasives

Plusieurs caractéristiques biologiques contribuent au succès des invasions végétales. Parmi ceux-ci, les traits d'histoires de vie qui améliorent la valeur sélective des individus sont généralement impliqués (**Gerlach et Rice, 2003**). Ces traits sont des caractères mesurables relatifs à la croissance, la phénologie, la survie et la reproduction de l'espèce. De nombreuses études ont tenté d'identifier les traits phénotypiques impliqués dans le succès des invasions biologiques végétales (**Grotkopp et al., 2002 ; Hamilton et al., 2005 ; Moravcová et al., 2015**). Les espèces invasives sont généralement plus compétitives que les plantes natives (**Bakker et Wilson, 2001 ; Vilà et Weiner, 2004**). Les traits qui améliorent la performance et la compétitivité des espèces invasives par rapport aux espèces non-invasives sont : la physiologie, le taux de croissance, la hauteur, la production quantitative de graines, la fécondité et les caractéristiques des propagules (**Schmidt et Drake, 2011 ; Godoy et Levine, 2014 ; Moravcová et al., 2015**). Chez les Angiospermes ligneuses, notamment, la croissance des jeunes plants avantage les espèces invasives favorisant leur succès d'invasion (**Grotkopp et Rejmánek, 2007 ; Grotkopp et al., 2010**). Les plantes invasives herbacées et ligneuses sont plus fécondes produisant ainsi plus de graines que les espèces natives (**Jelbert et al., 2015**).

Chez les arbres invasifs, la vitesse de propagation des graines et la taille des graines ont une influence positive sur leur processus de naturalisation (**Bucharova et Van Kleunen, 2009 ; Pyšek et al., 2009**). Les graines de grosse taille possèdent généralement davantage de réserves nutritives pour l'embryon et le futur jeune plant, conférant un avantage compétitif aux espèces invasives pour s'établir et survivre dans leur nouvel habitat, même si cela suppose une production de graines en quantité plus faible.

Les approches systémiques récentes, étudiant un taxon invasif non plus de façon isolée mais en lien avec son environnement d'introduction, ont permis l'émergence de sept hypothèses permettant d'expliquer le succès des invasions biologiques, comme nous l'avons vu précédemment.

(1) L'hypothèse de la perte d'ennemis naturels (Enemy Release Hypothesis), postule qu'il est rare que l'espèce introduite se déplace avec son cortège de pathogènes et de prédateurs. En l'absence d'ennemis naturels, l'espèce invasive bénéficie d'un avantage compétitif pour accroître son expansion et son abondance dans l'aire d'introduction (**Keane et Crawley, 2002**).

(2) L'hypothèse dominante de la résistance biotique (Biotic resistance hypothesis). Cette hypothèse postule que les communautés résidentes ont la capacité de limiter l'installation, le développement et la prolifération des espèces exotiques (**Elton, 1958 ; Levine et al., 2004**).

L'hypothèse dominante de la résistance biotique s'intéresse aux mécanismes de régulation trophique comme la prédation (au sens large, comprenant aussi la consommation et le parasitisme) mais également aux mécanismes de compétition ou d'inhibition.

(3) L'hypothèse de l'évolution et de l'augmentation de la capacité compétitive (Evolution of increase competitive ability hypothesis), indique qu'en raison d'une modification des pressions de sélection entre l'aire native et l'aire d'invasion, les plantes invasives peuvent manifester des changements évolutifs pour augmenter leurs capacités compétitives (**Blossey et Nötzold, 1995**).

(4) L'hypothèse de la résistance biotique par la diversité (Diversity-Resistance Hypothesis) traite du rôle de la compétition, des issues des champs de l'écologie des communautés et de l'écologie fonctionnelle. Elle a été avancée pour expliquer les variations de succès des espèces exotiques dans certaines communautés. Elle est relative à l'occupation des niches au sein de la communauté résidente (**Elton, 1958**). Elle postule qu'à l'échelle locale, plus la communauté est diversifiée, plus elle sera résistante à l'invasion (**Levine et al., 2004**). En effet, une communauté plus diversifiée aura plus de chance d'occuper toutes les niches de l'espace des conditions disponibles.

(5) L'hypothèse de la similarité limitante (Limiting similarity Hypothesis) suppose que des communautés contenant une espèce fonctionnellement proche de l'espèce exotique seront plus résistantes à l'invasion (**Hooper et Dukes, 2010 ; Cleland et al., 2011**).

(6) L'hypothèse des nouvelles armes (Novel weapons hypothesis) postule que, certaines plantes peuvent produire et libérer des substances biochimiques ayant un effet négatif sur les plantes voisines en inhibant leur développement (croissance, germination).

Dans l'aire native, les plantes adjacentes se sont généralement adaptées à ces interactions établies depuis longtemps. Au contraire, dans l'aire d'invasion, les substances allélopathiques diminuent la performance des plantes natives voisines et favorisent la compétitivité des plantes invasives. Les interactions allélopathiques constituent de nouvelles armes pour les espèces invasives nouvellement arrivées dans des communautés végétales (**Callaway et Aschehoug, 2000 ; Hierro et Callaway, 2003**).

(7) L'hypothèse de niches vides (Empty niches hypothesis) indique que la présence de niches écologiques vacantes dans l'aire d'introduction est supposée faciliter la réussite des invasions biologiques, leur permettant d'accéder à des ressources non utilisées par les espèces natives locales (**Levine et D'Antonio, 1999**).

I.3. Impacts des invasions biologiques

I.3.1. Impact sur la flore

Les impacts des plantes exotiques envahissantes sont directs ou indirects, et varient dans leur forme, échelle et sévérité. Les plantes exotiques envahissantes peuvent induire des impacts considérables sur la biodiversité, à ses différents niveaux d'organisation : les écosystèmes, les espèces et leur patrimoine génétique (**Ehrenfeld, 2003 ; Levine *et al.*, 2003**). Au niveau des espèces ou des communautés, les plantes exotiques envahissantes entrent en compétition avec la flore locale, et peuvent, dans certains cas, mener à la disparition de cette dernière. Au niveau du patrimoine génétique, les impacts englobent les conséquences évolutives. En effet, le contact entre espèces introduites et espèces natives peut avoir des conséquences évolutives directes, comme l'adaptation des espèces introduites, l'hybridation, l'introgession et la spéciation (**Mooney et Cleland, 2002**). L'espèce introduite peut présenter des adaptations rapides à son nouvel environnement ou des changements génétiques non adaptatifs dus à la dérive génétique. Les invasions biologiques peuvent être à l'origine d'hybridations entre l'espèce introduite et une espèce résidente (**Rhymer et Simberloff, 1996**) et d'introgessions (dispersion naturelle des gènes d'une population ou d'une espèce à l'intérieur d'une autre espèce par hybridation interspécifique suivie de plusieurs rétrocroisements avec le parent local). Ces flux de gènes sont responsables d'un brassage génétique à l'échelle planétaire (via le transport des eaux de ballast). Les hybridations peuvent conduire à une pollution génétique des populations sauvages (population de Peuplier noir *Populus nigra* en France polluée par des gènes de cultivars) menaçant l'intégrité génétique de l'espèce endémique. Une hybridation peut conduire à une extinction locale de la population autochtone. Une hybridation entre espèce invasive et espèce autochtone peut aussi être à l'origine d'une spéciation.

I.3.2. Impact sur le sol

La plupart des études sur les impacts des plantes envahissantes sur la biodiversité se concentrent sur les organismes au-dessus du sol. Cependant, le remplacement de nombreuses espèces indigènes par des espèces exotiques envahissantes est dû aux changements dans la composition et la fonction des communautés souterraines (**Batten *et al.*, 2006 ; Liao *et al.*, 2008**). Les études sur les interactions entre les plantes envahissantes et le sol se concentrent sur deux questions principales : (1) les impacts sur les cycles des nutriments, qui peuvent influencer les espèces indigènes et envahissantes, et (2) le rôle des mutualismes sur le processus d'invasion. Plusieurs travaux ont passé en revue ces problèmes (**Ehrenfeld, 2003 ; Bohlen, 2006 ; Mitchell *et al.*, 2006**). La rétroaction entre le sol et les espèces végétales envahissantes

est complexe et variable. Pour exemple, les espèces invasives changent souvent le cycle des nutriments dans le sol, mais dans d'autres cas, elles ne le font pas (Ehrenfeld, 2003 ; Liao *et al.*, 2008).

La composition de la communauté envahie, les facteurs environnementaux et la forme de vie ou groupe fonctionnel de l'envahisseur peuvent déterminer la direction et l'ampleur des impacts au niveau de l'écosystème (Ehrenfeld, 2003 ; Yelenik *et al.*, 2007 ; Liao *et al.*, 2008). Prenons l'exemple de la fixation de l'azote par les plantes invasives. Les espèces exotiques invasives comme *Lupinus arboreus* (Fabaceae), *Falcataria moluccana* (Fabaceae) et *Acacia* spp. (Fabaceae) fixent l'azote et peuvent changer la disponibilité en azote et avoir des impacts significatifs sur le sol, bien que les impacts puissent être très variables (Yelenik *et al.*, 2004 ; Allison *et al.*, 2006).

La fixation de l'azote par les plantes invasives augmente généralement le niveau de cet élément dans le sol, soit en profitant des mutualismes avec des bactéries N₂-fixatrices natives (*Rhizobium* spp. et *Frankia* spp.) ou, alternativement, en amenant leurs symbiotes avec eux (Reinhart et Callaway, 2006). Nous avons également d'autres effets des plantes invasives sur le sol. Ce sont des effets sur le rôle potentiel que les communautés microbiennes du sol de la rhizosphère peuvent jouer pour faciliter ou résister à la propagation des espèces envahissantes dans les communautés végétales indigènes (Kourtev *et al.*, 2003 ; Batten *et al.*, 2006). Allison *et al.* (2006) et Caldwell (2006) ont montré que les espèces envahissantes étaient responsables des changements biogéochimiques qui affectaient également la communauté microbienne du sol et les enzymes extracellulaires responsables de la minéralisation du carbone et des nutriments. Chen *et al.* (2007) ont démontré que les invasions végétales exotiques affectent les communautés de nématodes en altérant la qualité de la litière. Hawkes *et al.* (2006) ont examiné comment les invasions végétales ont altéré les champignons mycorhiziens arbusculaires des racines végétales indigènes dans un site de prairie en Californie et dans l'Utah. Saggiar *et al.* (1999), Scott *et al.* (2001) et Heneghan *et al.* (2006) ont montré les impacts des plantes exotiques envahissantes par la modification de certaines propriétés physiques (humidité) et chimiques (N, C, pH) du sol arable.

I.4. Invasions biologiques en Côte d'Ivoire

I.4.1. Espèces animales invasives

Des animaux ont été souvent introduits volontairement par l'homme pour leur productivité, en dépit des risques encourus par l'environnement. Cependant, certains sont devenues nuisibles, pour l'Homme et pour la nature car elles constituent la première cause de

disparition des espèces animales indigènes. À l'instar des autres pays, la Côte d'Ivoire est aussi confrontée à l'introduction de nombreuses espèces animales exotiques. Toutefois, rares sont les travaux scientifiques qui existent sur ces espèces. Nous pouvons citer les travaux de **Boka et al. (2014)** sur la prolifération de la tique exotique *Rhipicephalus microplus* qui est considérée comme l'un des plus importants arthropodes nuisibles du bétail. Nous pouvons aussi citer celui de **Kouakou (2018)** sur la taxonomie des espèces de fourmis exotiques et potentiellement invasives en Côte d'Ivoire. Ce dernier a identifié cinq espèces invasives de fourmis : *Solenopsis geminata*, *Paratrechina longicornis*, *Trichomyrmex destructor*, *Pheidole megacephala* et *Tapinoma melanocephalum*.

I.4.2. Espèces végétales invasives

L'invasion de plantes exotiques menace la flore indigène ivoirienne et devient un grave problème environnemental (**Neuba et al., 2014 ; Tiebré et al., 2014 ; 2015**). Cependant, il existe peu de travaux sur les végétaux envahissants en Côte d'Ivoire. Les plus récents sont ceux de **Tiébré et al. (2012 ; 2014 ; 2015)**. Ces derniers ont porté respectivement sur la biologie reproductive de *Tithonia diversifolia* (Compositae) ; les stratégies et potentiels d'invasion des massifs forestiers par *Hopea odorata* (Dipterocarpaceae) et sur les services écosystémiques rendus par *H. odorata* dans le Parc National du Banco. Ceux de **Neuba et al. (2014)**, et **Noba et al. (2017)** ont porté sur l'inventaire préliminaire des plantes envahissantes et enfin, ceux de **Dogba et al. (2018)** ont concerné la biologie et l'écologie de *Porophyllum ruderale*, une compositae nouvellement apparue en Côte d'Ivoire. Les plus anciens menés par **Aké-Assi (1962 ; 1970 ; 1977 ; 1980 ; 2002)**, **Alexandre (1982)**, **Guillaumet et Morat (1990)**, **N'Dah et Arfi (1996)**, **Aké-Assi et Ipou (2006)**, ont servi de base à **Neuba et al. (2014)** pour établir la liste préliminaire des espèces invasives de Côte d'Ivoire.

En nous référant à ces travaux, il ressort que c'est au début des années 1900 que les introductions d'espèces exotiques ont commencé en Côte d'Ivoire avec *Cecropia peltata* en 1910. Les introductions d'espèces exotiques ont connu une augmentation à partir des années 1960 et se sont considérablement accru jusqu'à aujourd'hui. À ce jour, en nous basant sur les travaux de l'**UICN (2014)**, **Neuba et al. (2014)**, **Noba et al. (2017)** et **Dogba et al. (2018)**, nous pouvons dire que la flore ivoirienne est constituée de 30 espèces invasives (**Tableau I**). Vingt-quatre de ces taxons sont des plantes terrestres tandis que 6 sont aquatiques. Ces différentes plantes ont été introduites en grande partie intentionnellement par l'homme grâce à l'horticulture.

Les plantes terrestres, les plus répandues en Côte d'Ivoire sont *Chromolaena odorata*, *Tithonia diversifolia*, *Leucaena leucocephala* et *Cecropia peltata*. *Chromolaena odorata* est présente sur toute l'étendue du territoire ivoirien, aussi bien en forêt qu'en savane. *Leucaena leucocephala* et *Tithonia diversifolia* semblent se limiter au pré-forestier. *Cecropia peltata* dont les plus grandes densités de population se situent au Sud-Est du pays s'étend jusqu'aux limites du secteur mésophile (Neuba *et al.*, 2014).

La propagation de ces espèces a déjà concerné de vastes zones de végétation indigène, y compris plusieurs zones de conservation où la préservation de ces zones est maintenant sérieusement menacée (Tiébré *et al.*, 2014 ; 2015). Par exemple, *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* et *Salvinia molesta* couvrent la quasi-totalité des plans d'eau du pays. Cependant *E. crassipes* est le taxon le plus fréquent (Neuba *et al.*, 2014). Il provoque des effets dévastateurs sur l'environnement car il submerge de nombreux cours d'eau (Égnankou, 1995).

À ce jour, peu d'espèces invasives ont fait l'objet de luttes en Côte d'Ivoire. Ce sont : *E. crassipes* qui a fait l'objet de lutte biologique. *Pistia stratiotes* et *Salvinia molesta* qui ont fait l'objet de lutte chimique. Enfin, *Porophyllum ruderale* qui a fait l'objet de lutte mécanique. Il faut souligner que toutes ces méthodes de lutte ont donné des résultats efficaces. Prenons l'exemple de *Porophyllum ruderale* dont la gestion efficace consiste au mieux en l'arrachage complet de la plante avant le stade de floraison (Égnankou, 2015 ; Dogba *et al.*, 2018).

Tableau I : Liste des espèces envahissantes repertoriées en Côte d'Ivoire (Neuba *et al.*, 2014 ; Noba *et al.*, 2017 ; Dogba *et al.*, 2018)

N°	Taxons	Famille	Écologie	Mode d'introduction
1	<i>Alternanthera brasiliana</i> (L.) Kuntze	Amarantaceae	T	Orn.
2	<i>Breynia disticha</i> (Dennst.) Alston	Phyllanthaceae	T	-
3	<i>Caladium bicolor</i> (Aiton) Vent.	Araceae	T	Orn.
4	<i>Calophyllum inophyllum</i> L.	Calophyllaceae	T	-
5	<i>Cecropia peltata</i> L.	Urticaceae	T	Agrof.
6	<i>Chromolaena odorata</i> (L.) R.M.King & H.Rob.	Compositae	T	Acc.
7	<i>Croton hirtus</i> L'Hér.	Euphorbiaceae	T	-
8	<i>Echinochloa colona</i> (L) link	Poaceae	T	-
9	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	Pontederiaceae	A	Orn.
10	<i>Euphorbia heterophylla</i> L.	Euphorbiaceae	T	Orn.
11	<i>Hevea brasiliensis</i> (Willd. ex A.Juss.) Müll.Arg.	Euphorbiaceae	T	Agrof.
12	<i>Hopea odorata</i> Roxb.	Dipterocarpaceae	T	Orn.
13	<i>Lantana camara</i> L.	Verbenaceae	T	Orn.
14	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	Fabaceae	T	Agrof.
15	<i>Mimosa invisa</i> Colla	Fabaceae	T	Agrof.
16	<i>Mimosa pigra</i> L.	Fabaceae	T	Agrof.
17	<i>Nelumbo nucifera</i> Gaertn.	Nymphaeaceae	A	Orn.
18	<i>Pistia stratiotes</i> L.	Araceae	A	Orn.
19	<i>Porophyllum ruderale</i> (Jacq.) Cass.	Compositae	T	-
20	<i>Pueraria phaseoloides</i> (Roxb.) Benth.	Fabaceae	T	Agrof.
21	<i>Pycnus mundtii</i> Nees	Cyperaceae	A	Orn.
22	<i>Salvinia molesta</i> D.S.Mitch.	Salviniaceae	A	-
23	<i>Salvinia nymphellula</i> Desv.	Salviniaceae	A	-
24	<i>Solanum erianthum</i> D. Don	Solanaceae	T	-
25	<i>Solanum rugosum</i> Dunal	Solanaceae	T	-
26	<i>Stenotaphrum secundatum</i> (Walter) Kuntze	Poaceae	T	Orn.
27	<i>Syngonium podophyllum</i> Schott	Araceae	T	Orn.
28	<i>Tabebuia pallida</i> (Lindl.) Miers	Fabaceae	T	Orn.
29	<i>Tithonia diversifolia</i> (Hemsl.) A.Gray	Compositae	T	Orn.
30	<i>Turnera ulmifolia</i> L.	Turneraceae	T	Orn.

Légende : T : Terrestre, A : Aquatique, Orn. Ornementale, Acc. Accidentel, Agrof. Agroforestière, -. Pas d'information

CHAPITRE II. Quelques caractéristiques de *Chromolaena odorata* (Compositae)

II.1. Position systématique

Selon APG IV (2016), la position systématique de *C. odorata* se définit comme suite :

Clade	: Angiosperme
Clade	: Dicotylédones vraies
Clade	: Noyau des Dicotylédones vraies
Clade	: Asterideae
Clade	: Campanulideae
Ordre	: Asterales
Famille	: Compositae
Sous-famille	: Asteroideae
Tribu	: Eupatorieae
Genre	: <i>Chromolaena</i>
Espèce	: <i>Chromolaena odorata</i>

II.2. Origine, historique et répartition géographique

Originaire d'Amérique centrale, *C. odorata* a été introduit en Inde vers 1880, puis en Malaisie et au Siam, d'où il s'est répandu au Laos, au Cambodge, au Vietnam et en Indochine (Vidal, 1958 ; Audru *et al.*, 1988 ; Ali-Amara, 1992). Elle a continué à s'étendre dans le nord-est de l'Australie (Waterhouse, 1994). Ces premières colonisations favorisèrent sa dispersion au niveau mondial. Elle envahit ensuite l'Afrique. *C. odorata* est signalée au Nigéria aux alentours des années 1940, probablement importée avec des semences de *Gmelina arborea* en provenance de Ceylan ou introduite comme plante de couverture. Vingt ans lui suffirent pour devenir la principale mauvaise herbe au Nigéria et pour continuer l'extension de son aire de répartition en Afrique.

C. odorata s'est largement répandue en Afrique de l'Ouest (Côte d'Ivoire, Ghana, Guinée), en Afrique centrale (Centrafrique, Cameroun, République Démocratique du Congo) et en Afrique du Sud (Usha *et al.*, 1996 ; Shackleton *et al.*, 2016 ; Mouloungou et Sigris, 1993). Sa répartition mondiale actuelle s'étend le long de la ceinture intertropicale située entre le 30ème parallèle Sud et le 30ème parallèle Nord (Figure 3). Elle a colonisé la majeure partie des zones intertropicales. Sa répartition en altitude se limite aux zones inférieures à 2000 m et la plante est sensible au gel (Liggit, 1983).

En Côte d'Ivoire, elle est décrite pour la première fois en 1960, à une époque où les relations avec la Guinée sont tendues : d'où son surnom de "Indépendance" ou de "Sékou

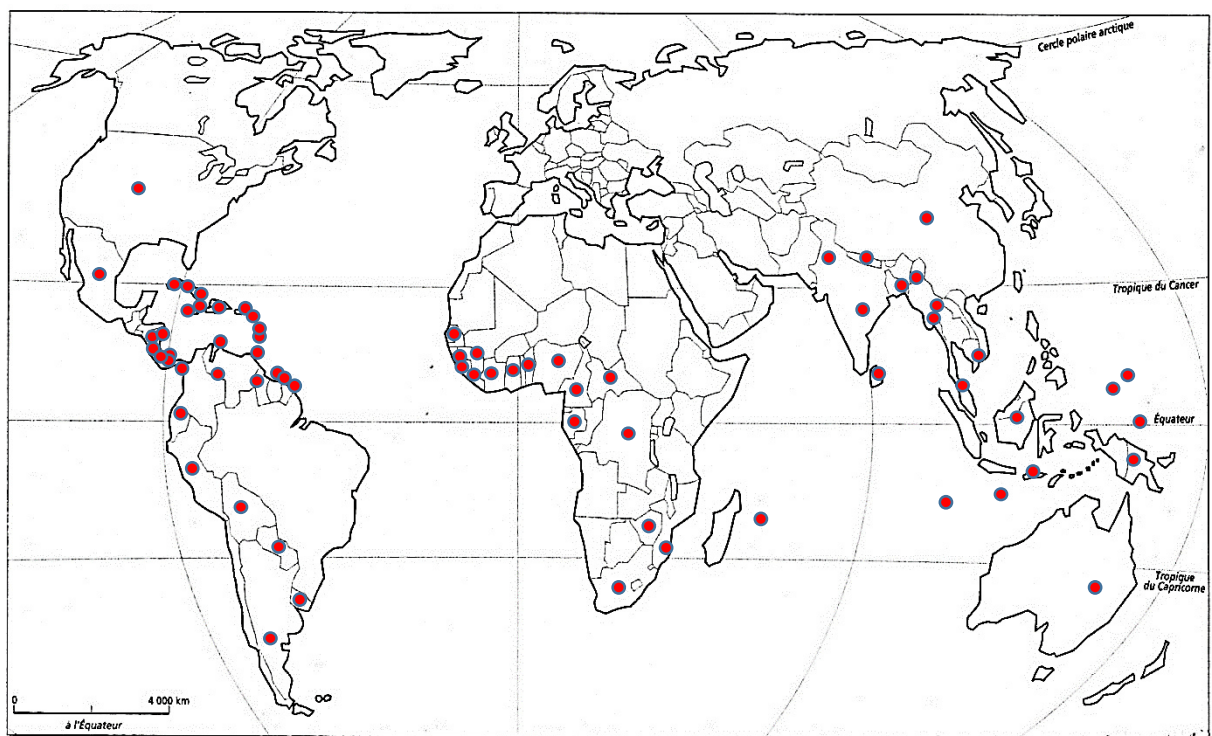


Figure 3: Répartition mondiale de *Chromolaena odorata* (Compositae)

● Zone infestée

Source : CABI (2004)

Touré", nom de l'ancien président guinéen (Molard *et al.*, 2003). Les planteurs de caféiers et de poivriers l'auraient volontairement introduite comme plante de couverture (Huguenin, 1993 ; Gautier, 1992a). Ensuite, elle a été découverte dans le «V Baoulé» au centre de la Côte d'Ivoire, précisément à Lamto, en 1971, dans une savane protégée contre le feu (Vuattoux, 1976). On la trouve, fréquemment, dans les marges des forêts qui font frontière avec les savanes et dans les jachères issues des systèmes traditionnels de cultures (Gautier, 1992b).

II.3. Biologie et écologie

II.3.1. Biologie

Chromolaena est un genre de la famille des Compositae qui comprend plus de 165 espèces réparties dans les régions tropicales et subtropicales (Sirinthipaporn et Jiraungkoorskul, 2017).

C. odorata est une herbe pérenne formant un buisson aux branches plus ou moins lianescentes, de 1 à 3 m de hauteur (Figures 4 et 5). Les feuilles sont simples, opposées, décussées et sans stipule. Elles sont rhomboïdes, ovales à triangulaires avec un apex pointu et une base arrondie ou en coin large. Elles sont trinervées quelques millimètres après la base et très crénelées au-delà de la largeur maximale. Les feuilles sont légèrement pubescentes sur la face supérieure et poilue avec de nombreux points jaunes visibles à la loupe sur la face inférieure. Le pétiole est long de 1 à 3 cm. Le limbe est long de 5 à 14 cm et large de 2,5 à 8 cm. La tige est droite, moelleuse, cassante et se ramifie facilement (Sirinthipaporn et Jiraungkoorskul, 2017).

L'écrasement des feuilles et des tiges produit une odeur caractéristique (Gautier, 1992a). L'inflorescence est en capitules discoïdes. Les capitules sont regroupés en 1 ; 3 ; 5 corymbes trychotomiques convexes de 5 à 10 cm de diamètre. L'involucre du capitule est cylindrique de 8 à 10 mm de longueur et de 3 à 4 mm de largeur. Il comprend une quinzaine de bractées disposées de 4 à 5 séries. Les bractées sont de forme oblongue ovale, généralement laciniées de 1,5 mm de long ; celles extérieures étant les plus courtes. Ces bractées sont obtuses, de couleur pâle avec trois ou cinq nervures. Le réceptacle floral est convexe de façon continue. Les capitules sont formés de 15 à 35 fleurs. Les fleurs sont hermaphrodites et inferovariées. Elles sont de couleurs bleues pâles, mauves ou blanchâtres avec des fleurons disposés en grappes pédonculées (Gautier, 1992a).

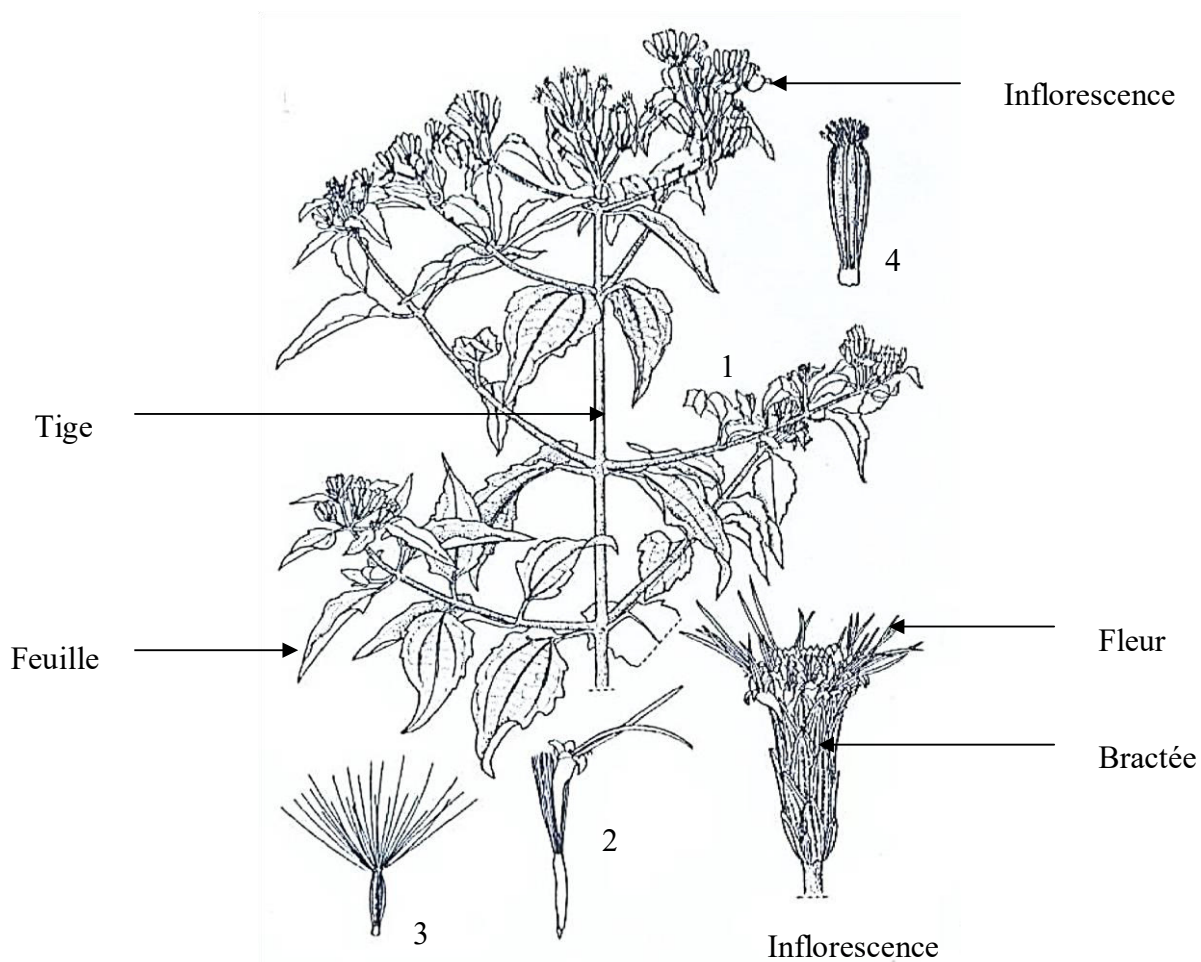


Figure 4: Schéma de *Chromolaena odorata*

1 : la plante ; 2 : la fleur ; 3 : akène ; 4 : Jeune inflorescence

Source : **Akoègninou et al. (2006)**



Figure 5 : Aperçu d'un jeune plant de *Chromolaena odorata* (Compositae)

La corolle tubulée a une longueur de 5 mm. Elle est surmontée de 5 lobes courts. L'échelle de couleur varie du blanc au crème. Le gynécée comporte l'ovaire uniloculé. L'unique ovule est anatrope à placentation basilaire. Les styles sont de même couleur, flexibles et terminés par un stigmate glabre. L'androcée est composé d'étamines basifixes. Les anthères contenant les grains de pollen sont uni-cohérentes et surmontées chacune d'un appendice (Ali-Amara, 1992 ; Akoègninou *et al.*, 2006).

La graine sans albumen renfermant un embryon droit a des couleurs qui varient du brun-gris au noire et mesure 4-5 mm de long avec un pappus brun pâle qui est de 5 ou 6 mm de long. Le fruit est un akène fusiforme de 3 à 4 mm de longueur surmonté par une trentaine de poils mesurant entre 4 et 5 mm de long. La racines est pivotante, étroite et fibreuse (Chakraborty *et al.*, 2011 ; Pandurangan *et al.*, 2015).

C. odorata présente des caractéristiques morphologiques en termes de couleur de la fleur, de forme des feuilles, d'odeur des feuilles broyées et d'architecture végétale variable dans son environnement naturel (Gautier, 1992a ; Zachariades *et al.*, 2009).

Les stades phénologiques suivant des stades phénotypiques distincts ont été enregistrés dans le cycle annuel de *C. odorata* (Figure 6). La germination des graines est favorisée par l'eau et la lumière et elle a lieu pendant la saison des pluies (mars-avril). La croissance végétative active se produit pendant les mois chauds et humides (de mai à septembre) et est suivie de la floraison. La floraison débute pendant la saison sèche (octobre à décembre) et dure de 3 à 5 mois. Les graines arrivent à maturité en mars. *C. odorata* se propagent principalement par graines (Das et Agarwala, 2011). Toutefois, l'espèce se propage à la fois par voie sexuelle et végétative tout au long de l'année (Das et Agarwala, 2011).

La reproduction végétative apparaît chez *C. odorata* durant la période de développement. Ainsi, les branches tombées au sol peuvent développer des racines adventives (Molard *et al.*, 2003). Aussi, *C. odorata* a un pouvoir de régénération important. De nombreux rejets de souches peuvent être observés après la perturbation de la plante soit par le feu, soit par des coupes. En particulier, le feu induit une réponse forte de la plante au niveau du renouvellement par les rejets de souche (Mouloungou et Sigris, 1993).

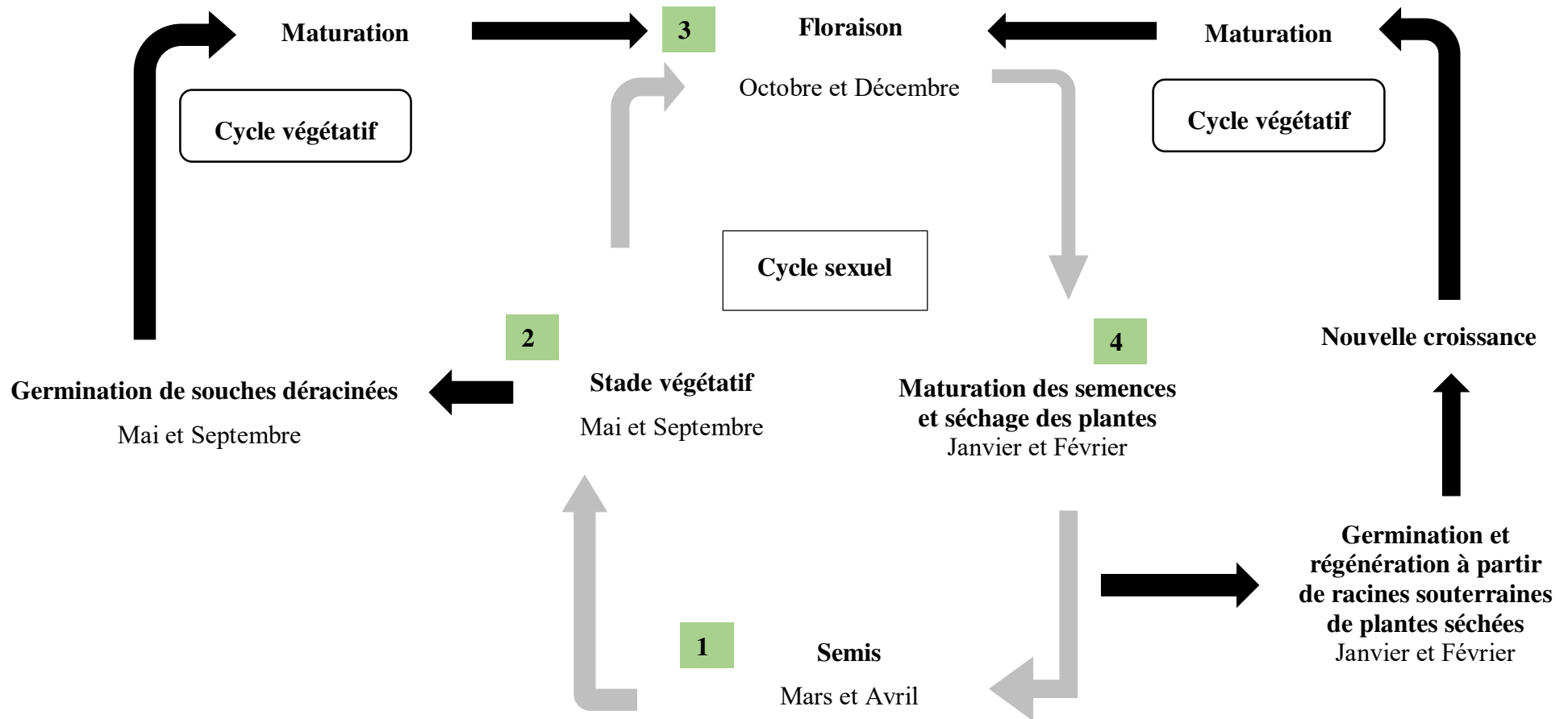


Figure 6 : Schéma explicatif de la phénologie de *Chromolaena odorata*

Source : Das et Agarwala (2011)

Légende : Stade phénotypique (1- Semis (mars-avril) ; 2- Végétatif (Mai-Septembre) ; 3- Floraison (octobre-décembre) ; 4- Maturation et dispersion des graines (janvier-février)

La reproduction sexuée de *C. odorata* commence lorsque la plante a environ un an. Les fleurs sont hermaphrodites. La reproduction peut être allogame (type de reproduction sexuée accomplie par le pollen des fleurs d'une plante fécondant les fleurs d'une autre plante) mais elle est souvent de type apomictique (se dit d'une reproduction sans fécondation). Les fleurs sont pollinisées par de nombreux insectes non spécialisés (**Gautier, 1992a**).

La production de graines est très importante et de fortes densités peuvent être atteintes (supérieures à 2000 graines par m²). Une importante compétition intra spécifique se déroule lors des premiers mois de développement (**Yadav et Tripathi, 1982**). La maturité des graines arrive à son terme en février-mars pour les zones composant son aire de répartition. La durée de production est d'environ deux mois et correspond à la période de maturation de l'ensemble des graines de la plante. La graine ne possède pas d'albumen et sa longévité est estimée à environ 26 mois (**Mouloungou et Sigrist, 1993**). **Delabarre (1977)** indique que les graines de *C. odorata* peuvent germer dans l'intervalle de température allant de 6 à 30° C, avec un optimum situé à 20° C.

La dispersion des fruits de *C. odorata* est principalement anémochore. Mais elle peut également être exozoochore ou anthropochore, les fruits pouvant se coller facilement aux fourrures, plumages ou habits, véhicules et matériel agricole. Ces deux types de dispersion assurent une propagation efficace des graines de *C. odorata* sur de courtes et de longues distances (**Mouloungou et Sigrist, 1993**). La dissémination de la plante est relativement rapide. Le déplacement des machines agricoles ou de véhicules dans des zones colonisées ou des graines sont présentes au sol, peut favoriser la dissémination de la plante (**Molard et al., 2003**). Dans le cas de la présence de graines de *C. odorata* dans des lots de semences destinés à la plantation, le semis favorisera directement la dissémination de la plante.

II.3.2. Écologie

C. odorata a un spectre de tolérance pédologique très important. Elle s'adapte à plusieurs types de sol (**Akoègninou et al., 2006**). Elle peut se développer sur des sols allant des dunes de sables aux terrains lourds argileux (**Liggit, 1983**). Cependant, elle semble préférer les milieux bien drainés. Les exigences pluviométriques annuelles de *C. odorata* sont comprises entre 1000 et 2500 mm. En revanche, elle peut se développer avec une pluviométrie inférieure à 1000 mm par an si la période sèche n'est pas trop longue.

Il a été constaté que la plante supporte une période sèche marquée de 4 à 5 mois (**Mouloungou et Sigrist, 1993**). Son développement est fortement dépendant de la disponibilité

de la lumière, car sa stratégie de compétition est basée sur une plasticité phénotypique (**Molard et al., 2003**). *C. odorata* est par conséquent capable de s'adapter aux contraintes du milieu ou aux contraintes imposées dans une culture. Elle est également très polymorphe en fonction des conditions rencontrées. Par exemple aux Antilles, sa hauteur est comprise entre 0,30 et 1,50 m alors qu'en Indochine, elle prend la forme d'une liane et peut s'élever jusqu'à 10 à 15 m (**Poilane, 1952**).

En Afrique de l'Ouest, la plante forme des buissons denses de 2 à 2,50 m en pleine exposition au soleil. Toutefois, pour trouver la lumière, elle peut s'allonger jusqu'à 15 m (**Molard et al., 2003**). *C. odorata* se développe dans de nombreux types de milieux tels que les savanes ou les forêts dégradées. Elle colonise les surfaces défrichées ou déforestées, les jachères, les éclaircies et les lisières de forêts. Les zones anthropisées telles que les bords de routes, de pistes, les abords des villages sont un lieu potentiel de développement.

Elle peut être considérée comme une mauvaise herbe majeure dans toutes les cultures pérennes des zones tropicales humides (**Molard et al., 2003**).

C. odorata ne peut se développer dans des zones où les incendies sont annuels, telles que les savanes africaines. Cependant, si le feu est irrégulier, la plante peut être favorisée et former un fourré dense qui limitera les incendies en zone humide (plante peu inflammable, contrairement aux graminées, elle conserve une forte teneur en eau si la saison sèche n'est pas trop longue). En zone de saison sèche marquée, ce buisson pourra brûler, mais les organes souterrains assureront une repousse rapide des organes végétatifs. Le feu favorise le développement des rejets de souche (**Mouloungou et Sigris, 1993**). La grande quantité de graines produites et la variabilité de la dormance contribuent à la survie durant des périodes difficiles (feu, désherbages efficaces, fermeture du couvert) bien que la viabilité des graines dans le sol ne soit pas très longue (**Mouloungou et Sigris, 1993**).

Il existe un ensemble de parasites, ennemis naturels de *C. odorata* dans son aire d'origine, qui modère le développement de l'espèce. Le papillon *Pareuchaetes pseudoinsulata* (Erebidae), dont la plante hôte est *C. odorata*, en est un régulateur (**Figure 7**). Les chenilles de *P. pseudoinsulata* préfèrent se nourrir de feuilles vertes causant ainsi de nombreux dommages à la plante. Les dommages incluent la défoliation, la destruction de bourgeons axillaires et terminaux entraînant la mort des plants de *C. odorata* (**Marutani et Muniappan, 1991**).

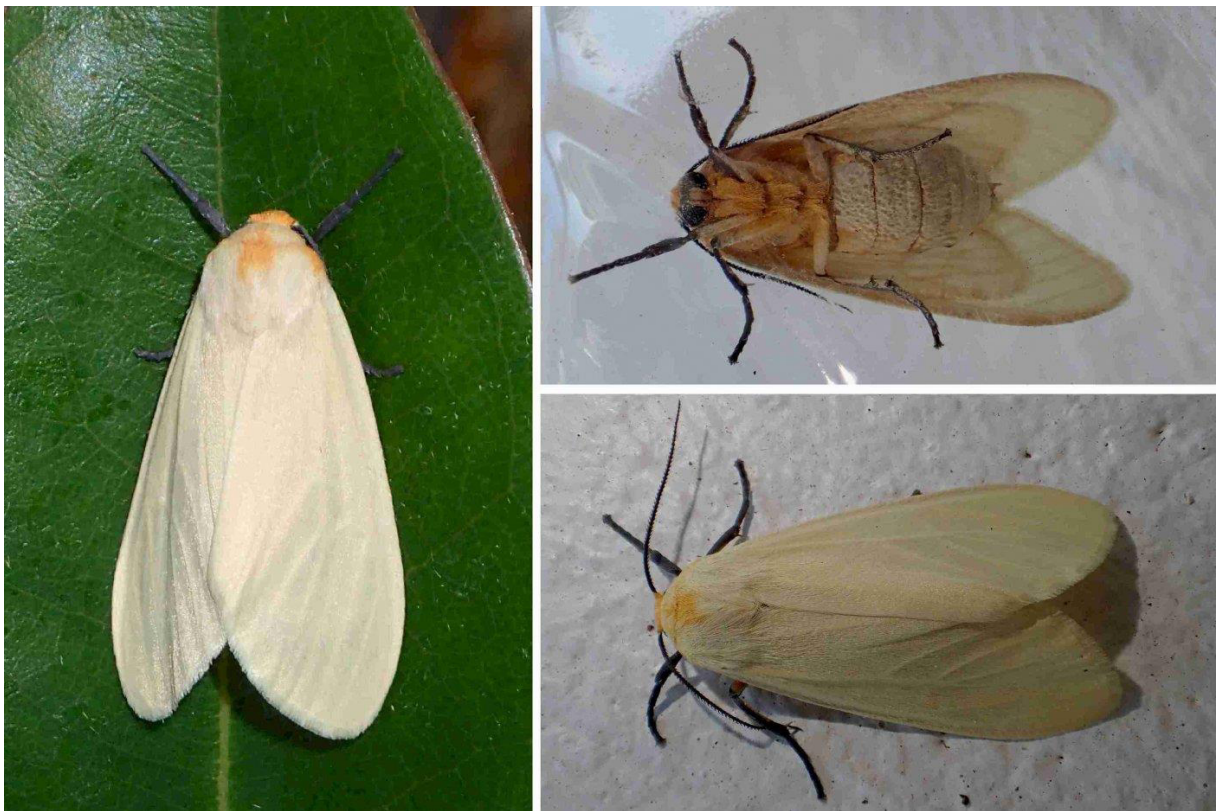


Figure 7: Aperçu de papillons *Pareuchaetes pseudoinsulata* (Erebidae)

(Source des données : *Pareuchaetes pseudoinsulata*, 2019 ;
[https://www.bing.com/images/search=Pareuchaetes+pseudoinsulata+\(Erebidae\)](https://www.bing.com/images/search=Pareuchaetes+pseudoinsulata+(Erebidae)))

II.3.3. Invasion par *Chromolaena odorata*

Chromolaena odorata colonise très rapidement les friches dans les premières années de l'invasion et atteint son seuil d'embroussaillage en 3 ans. Cette rapide colonisation peut s'expliquer par le pouvoir de dissémination élevé de cette espèce qui, en plus de la reproduction sexuée, procède par voie végétative (**Kouassi et al., 2008**). *Chromolaena odorata* produit des masses de graines à germination rapide et pousse agressivement, formant une couverture épaisse sur les plantes voisines, ce qui est un autre mécanisme pour réprimer les plantes natives (**De Rouw, 1991 ; Goodall et Erasmus, 1996**). De même, la présence de *C. odorata* entraîne une baisse de la richesse et de la diversité des milieux envahis. L'hypothèse émise pour expliquer cette situation est la libération d'allélochimies par l'espèce qui joueraient un rôle inhibiteur dans la croissance des espèces indigènes. Ainsi, l'hypothèse des nouvelles armes propose que les espèces envahissantes produisent de nouvelles armes biochimiques qui sont aussi de puissants agents allélopathiques pour nuire à la végétation associée (**Callaway et Ridenour, 2004**). Les propriétés allopathiques de *C. odorata* ont déjà été décrites par de nombreux travaux (**Ivens, 1974 ; Sahid et Sugau, 1993**). **Hu et Zhang (2013)** ont observé plus d'effets inhibiteurs de l'extrait de feuilles vertes de *C. odorata* sur les espèces indigènes de la Chine telles que *Rottboellia exaltata* (Poaceae), *Digitaria sanguinalis* (Poaceae), *Hemistepta lyrata* (Compositae), *Youngia japonica* (Compositae) et *Dicliptera chinensis* (Acanthaceae) que sur les espèces non indigènes *Bidens pilosa* (Compositae), *Ageratum conyzoides* (Compositae), *Amaranthus spinosus* (Amaranthaceae), *Conyza sumatrensis* (Compositae) et *Chenopodium ambrosioides* (Amaranthaceae).

CHAPITRE III. RELATIONS SOL-PLANTES

III.1. Sol

III.1.1. Définition du sol

Le sol est le résidu de l'altération, du remaniement et de l'organisation de la couche supérieure de la croûte terrestre sous l'action de la vie, de l'atmosphère et des échanges d'énergie qui s'y manifestent (**Drouet, 2010**). Il est constitué de trois fractions (solide, liquide, gazeuse). La fraction solide est composée de constituants minéraux (sable, argile,...) et de constituants organiques. La fraction liquide (solution du sol) est composée d'eau dans laquelle sont dissoutes des substances solides provenant à la fois de l'altération des roches, de la minéralisation de la matière organique et des apports par l'homme (apports d'engrais solubles par exemple). Enfin, la fraction gazeuse ou atmosphère du sol est composée des mêmes gaz que l'air, avec en plus des gaz provenant de la décomposition des matières organiques (**Drouet, 2010**).

III.1.2. Fonction du sol

Selon (**Perdrial, 2012**), les nombreuses fonctions du sol peuvent être regroupées en 5 rôles écologiques cruciaux : le sol est un milieu de base de la production alimentaire, de la production de biomasse végétale et animale. C'est également un système épurateur, un milieu tampon protecteur de la nappe phréatique et la base de l'aménagement du territoire.

III.1.3. Propriétés physiques du sol

III.1.3.1. Texture

La texture d'un sol ou granulométrie représente les proportions relatives de limons, d'argile et de sables. Les textures sont regroupées en 12 ou 13 classes texturales. Exemple : sol argileux, limono-sableux... Les particules du sol présentent chacune individuellement des propriétés particulières. Les argiles ont une structure feuilletée qui fixe l'eau, les éléments minéraux et la matière organique. À l'inverse, les sables sont des grains inertes avec une faible rétention en eau. Quant aux limons ils sont caractérisés par leur sensibilité à la battance. Sous l'effet des pluies, il se forme une croûte imperméable à la surface (**Delville *et al.*, 1996**). La texture apporte des informations utiles sur la gestion de l'eau du sol. Par exemple, un sol sableux draine beaucoup plus vite qu'un sol argileux.

III.1.3.2. Structure

La structure est le mode d'association des particules individuelles en vue de former ou non des agrégats (**Mémento de l'agronome, 2000**). Les sables et les limons jouent un rôle de squelette, les argiles et la matière organique celui de ciment (**Delville et al., 1996**). La structure a une influence sur l'enracinement, détermine la cohésion du sol, la résistance à l'éclatement des agrégats. La structure conditionne la porosité du sol. On distingue trois grands groupes de structure : les structures particulières, les structures massives et continues et les structures fragmentaires ou motteuses. Dans les structures particulières, les constituants solides du sol n'ont aucun lien entre eux. Dans les structures massives et continues, les constituants sont liés entre eux. L'air et l'eau ne circulent pas facilement. Le sol devient asphyxiant, ce qui est néfaste pour les racines et la microflore. Enfin, dans les structures fragmentaires ou motteuses, les constituants solides du sol sont liés entre eux en agrégats de différentes tailles (**Ndoum, 2010**). La structure du sol a une influence déterminante sur la germination des graines, un sol convenablement structuré doit comporter une portion importante (30 à 40 p.c.) d'éléments dont le diamètre est au plus supérieur à celui de la graine. Un sol de mauvaise structure est fendille, les fentes vont contribuer à l'assèchement du sol qui est d'autant plus élevé que les fentes sont profondes. Ce phénomène est rencontré dans les sols lourds (**Koné, 2011**).

III.1.4. Propriétés chimiques du sol

III.1.4.1. Azote

L'azote est un élément-clé de la nutrition végétale, c'est le moteur de la croissance végétative. Il provient de l'atmosphère par les pluies qui vont vers le sol, par les bactéries (*Azotobacter chroococcum* et *Beijerinckia indica*), et par les légumineuses qui fixent l'azote atmosphérique (**Bentchikou, 1981 ; Benaziza, 1997**). Dans le sol, l'azote se trouve sous plusieurs formes : organique, ammoniacale (NH_4^+), et nitrique (NO_3^-). L'azote du sol est essentiellement sous la forme organique. C'est par minéralisation que la matière organique libère l'azote utilisable par les plantes. La première source d'azote utilisée par les plantes est l'azote du sol. En effet en absence de tout apport d'engrais, les plantes non fixatrices et les plantes fixatrices d'azote atmosphérique utilisent d'abord l'azote de la semence et du sol durant la première phase de leur croissance. Les plantes absorbent l'azote sous forme de nitrates (NO_3^-) et d'ammonium (NH_4^+). L'importance relative de chacune de ces formes dépend de l'espèce végétale et des conditions du milieu (**Bentchikou, 1981 ; Benaziza, 1997**). Le sol contient environ 1% d'azote dans les horizons de surface soit 3t/ha dans les 20 premiers centimètres du sol (**Mémento de l'agronome, 2000**).

III.1.4.2. Phosphore

Le phosphore joue un rôle de véhicule et de moteur dans la photosynthèse; facteur de croissance, il favorise le développement racinaire, est un facteur de précocité et a un rôle essentiel dans la fécondation et la mise en place du fruit (**Mémento de l'agronome, 2000**). Le phosphore intervient de façon déterminante dans la constitution de certains éléments structuraux essentiels à la vie cellulaire (phospholipides, acides nucléiques), dans les échanges d'énergie et dans de très nombreuses réactions métaboliques (**Mengel et Kirby, 1982**). Cet élément essentiel pour les plantes est généralement en quantité réduite dans les ferrasols.

Selon **Gonde et Jussiaux (1980)**, le phosphore se retrouve sous six formes dans la nature : le phosphore soluble, le phosphore lié au calcium, le phosphore lié à l'aluminium, le phosphore lié au fer et à l'aluminium et le phosphore lié à la matière organique. Mais seules les formes de phosphore liées au calcium, à l'aluminium, et le phosphore soluble sont directement assimilables aux plantes.

III.1.4.3. Calcium

Le calcium joue un rôle dans la perméabilité des membranes et dans le durcissement des tissus de soutien. Il rend la structure du sol plus meuble, plus stable et favorise la perméabilité de l'eau et de l'air, le travail du sol et la pénétration des racines. Il favorise l'humification et la formation du complexe argilo humique (**Soltner, 2000**).

III.1.4.4. Magnésium

Le magnésium est un constituant de la chlorophylle et il intervient comme activateur d'enzyme, notamment dans les processus de respiration. Les carences en magnésium ne sont pas rares dans les sols tropicaux. Les déséquilibres Mg/K et Ca/Mg peuvent conduire à des carences. Un rapport Mg/K inférieur à 3 démontre une carence en magnésium (**Mossu, 1990**).

III.2. Plantes

III.2.1. Définition des plantes

Les plantes sont des organismes photosynthétiques et autotrophes, caractérisées par des cellules végétales. Elles forment l'un des règnes des eucaryotes. Ce règne est un groupe monophylétique comprenant les plantes terrestres, les algues vertes et les algues rouges. Les plantes se divisent en plusieurs parties : les racines qui représentent la partie souterraine de la plante ; la tige et les feuilles qui constituent les parties aériennes (**Koné, 2011**).

III.2.2. Différentes parties d'une plante et leurs rôles

III.2.2.1. Racines

Les racines sont des organes de fixation d'un végétal à son substrat. Les racines assurent l'essentiel de l'absorption de l'eau et des sels minéraux grâce à de nombreux poils absorbants, prolongements des cellules superficielles des extrémités racinaires. Elles permettent également de stocker des réserves, de synthétiser et de transporter des métabolites (**Koné, 2011**).

III.2.2.2. Tiges

Les tiges sont des organes végétaux généralement aériens, qui portent les feuilles et les organes reproducteurs. Les tiges permettent le transport de la sève. Les éléments absorbés ou synthétisés par la plante sont véhiculés par les vaisseaux conducteurs de la tige (**Koné, 2011**).

III.2.2.3. Feuilles

Les feuilles sont constituées à partir d'une excroissance latérale de la tige. Les feuilles interviennent dans la respiration et la photosynthèse. Grâce à la chlorophylle contenue dans les feuilles, la plante fixe (à la lumière) le CO_2 de l'atmosphère, rejette de l' O_2 et fabrique des éléments nutritifs : c'est la photosynthèse (**Koné, 2011**).

III.3. Interaction sol-plantes

Les plantes entretiennent un certain nombre de relations avec le sol, parmi les plus importantes, les cycles biogéochimiques des éléments nutritifs du sol. En effet, c'est du sol qu'elles puisent les éléments nutritifs nécessaires à leur croissance (**N'Doum, 2010**).

III.3.1. Mécanismes d'absorption de l'eau du sol et d'enracinement des plantes

Les plantes développent plusieurs mécanismes pour absorber de l'eau. Les racines n'absorbent pas l'eau sur toute la longueur, l'endroit où l'absorption est maximum est la zone de développement des poils absorbants. Étant donné que les racines croissent dans un milieu où les conditions sont variables (état structural, le pédoclimat, l'état physico-chimique, les fonctions biologiques); l'enracinement va être variable (**Koné, 2011**). L'état structural du sol est un facteur très déterminant. La taille des pores exerce un rôle important puisqu'une racine ne peut s'allonger que dans des interstices de taille suffisante. Si les pores sont trop gros, le contact n'est pas satisfaisant avec les particules du sol. Le développement du système racinaire dans un sol donné dépend de la résistance qu'offre ce sol à la pénétration des racines. Cette résistance est d'origine mécanique. La résistance mécanique présente un caractère important dans les régions où des périodes sèches et relativement longues surviennent entre

deux périodes pluvieuses. Elle s'accroît en sol argileux lorsque la porosité est insuffisante. L'influence de la résistance du sol à la pénétration des racines se traduit par la formation de poils absorbants qui sont très perméables à l'eau car ils ne présentent pas de parois subérisées. Les poils absorbants permettent aux racines de s'enfoncer dans le sol. L'enracinement dépend aussi de l'humidité, de l'aération et de la température du sol. En effet, en sol humide, la résistance à la pénétration est plus faible et le sol plus facilement déformable. La progression des racines est liée au potentiel hydrique. Un léger déficit hydrique en début de végétation favorise l'enracinement. Au contraire, une irrigation trop précoce et trop abondante limite l'extension des racines. La respiration racinaire est assez importante, une teneur minimale en oxygène dans le sol est indispensable. Pour la majorité des plantes, la croissance des racines est normale pour une capacité en air de 8 à 10 p.c. Les racines tolèrent une teneur en CO₂ de 1 à 2 p.c. mais flétrissent quand elle dépasse 5 p.c. (Savoie, 2017). La température du sol conditionne aussi l'enracinement. Les températures optimales se situent en générale entre 5 et 20°C. Des températures élevées en début du cycle de végétation sont défavorables. La température et l'aération interagissent sur la croissance racinaire. La richesse chimique du sol influe de même, sur l'enracinement. Par exemple le phosphore favorise l'allongement des racines. Par contre, d'autres éléments chimiques peuvent être toxiques aux racines. C'est le cas de l'aluminium, lorsqu'il est en excès dans le sol (Koné, 2011).

III.3.2. Relation entre l'aération du sol et les plantes

L'aération du sol désigne l'ensemble des manifestations où les gaz du sol (O₂, CO₂, N₂) qui interviennent soit à l'état gazeux dans les pores libres du sol, soit à l'état dissous dans la solution du sol (Koné, 2011). L'état structural et l'état hydrique conditionnent l'aération du sol. En condition normale, la teneur en oxygène est comprise entre 18 et 20.5 p.c. La teneur en CO₂ est beaucoup plus variable; elle se situe entre 0.2 et 3.5 p.c. selon le type et les conditions du sol. La teneur en CO₂ augmente avec la profondeur, celle de l'oxygène diminue. Une mauvaise aération du sol réduit la respiration racinaire, l'absorption de l'eau et des éléments minéraux par les racines des végétaux. Le manque d'oxygène dans le sol réduit la transpiration chez plusieurs espèces et provoque une diminution de l'activité métabolique au niveau des racines (Savoie, 2017). En condition d'anaérobie, les cellules des racines de la plupart des espèces transforment le glucose en alcool éthylique qui est toxique; il bouleverse l'activité métabolique chez les plantes surtout au moment de la floraison (Ex : chez le pois et les céréales). Par contre, les cellules des espèces adaptées aux conditions d'anaérobie transforment le glucose en acide malique (Ex : le riz). Pour maintenir une activité racinaire normale, il faut qu'un minimum

d'oxygène soit présent dans le sol. Ce minimum varie selon les espèces, céréales : 10 à 15 p.c., betterave : 15 à 20 p.c., prairie : 5 à 10 p.c. (**Koné, 2011**).

III.3.3. Échanges entre les ions du sol et les plantes

Plusieurs échanges d'ions sont faites entre le sol et les racine. Les plantes prélèvent de la solution du sol les ions dont elles ont besoin et appauvrissent ainsi la solution du sol en ions. La solution du sol va alors emprunter les ions perdus des particules du sol et des colloïdes pour rétablir l'équilibre entre la solution du sol et le sol (**Koné, 2011**). Donc le développement des plantes dépend de la capacité du sol à libérer certains ions dans la solution du sol. Pour se développer, les plantes ont besoins d'un certain nombre d'éléments (**De Marsac, 1987**). Mis à part du carbone, hydrogène et l'oxygène qui sont fournis par l'atmosphère, les éléments dont la plante a besoin sont N, P, et K comme éléments majeurs ; Ca, Mg et S comme éléments secondaires et comme oligoéléments le Bore, Fe, Cu, Mn, Zn, Mo. Les exigences en éléments majeurs, secondaires ou oligoéléments différents d'une espèce à l'autre, d'une variété à l'autre et même pour une variété d'une période à une autre (**De Marsac, 1987**).

Les éléments chimiques qui proviennent pour la plupart de l'altération de la roche mère, sont absorbés au niveau des racines d'où ils migrent dans la partie aérienne. À partir du gaz carbonique de l'air et de l'énergie solaire, les feuilles synthétisent la matière organique. Après la sénescence elles tombent, se décomposent sous l'action des micro-organismes du sol. Les constituants organiques et minéraux sont transformés (respectivement par minéralisation et dissolution) et seront absorbés à nouveau par la plante (**Génot et al., 2018**). Ainsi l'analyse foliaire est un outil important pour déceler les exigences et les préférences nutritionnelles de chaque espèce (**Ndoum, 2010**).

CHAPITRE IV. Présentation de la zone d'étude

IV.1. Situation géographique

Le Parc National du Banco (PNB) est situé en périphérie Nord-Ouest du District d'Abidjan (Sud de la Côte d'Ivoire) entre 5°21' et 5° 25' de latitude Nord et entre 4° 01' et 4° 05' de longitude Ouest (**Lauginie et al., 1996**), (**Figure 8**). Le PNB est entouré par les communes suivantes : Yopougon au Sud-Ouest, Attécoubé au Sud, Adjamé à l'Est et Abobo au Nord-Est. Seule, la limite Nord-Ouest est entourée d'espaces non bâtis (**De Koning, 1983**).

IV.2. Historique sur la création du Parc National du Banco

L'histoire du Parc National du Banco commence avec la création des premières réserves forestières de la Côte d'Ivoire (**Lachenaud, 2006**). Dès 1926, le Parc National du Banco avec une superficie de 1 600 ha fut classé en Réserve forestière. De 1928 à 1935, le Parc National du Banco a connu des agrandissements successifs. C'est ainsi qu'en 1933, l'arrêté officiel réglementant l'utilisation des routes, de la chasse et de la pêche est pris. C'est aussi la fin de l'élaboration de la carte du relief et des chemins rendant praticable environ cinquante kilomètres de pistes en automobile. On assiste également à l'inauguration de la forêt du Banco et de la piscine par le Gouverneur Reste. L'arboretum, aménagé sur deux hectares, a été créé par l'Inspecteur Général Aubreville en 1931 et complété par son successeur, l'Inspecteur Général Begue jusqu'en 1949. C'est un véritable parc entretenu, sillonné de sentiers où les remaniements floristiques sont importants et qui comporte près de 800 espèces d'arbres ou d'arbustes, autochtones ou introduites d'autres forêts denses ou claires (**Lachenaud, 2006**). L'on aménagea un petit Parc zoologique au sein de l'Arboretum. À ces différentes actions, il faut ajouter, l'aménagement de la mare et la création d'étangs ou bassins piscicoles pour étudier la biologie des poissons d'eau douce, afin de permettre la vulgarisation de la pisciculture. La réduction progressive de la superficie de la forêt par des lotissements à des fins d'habitation (quartiers Banco). Le tracé de l'autoroute du Nord et la construction de la Maison d'Arrêt de Yopougon (MACA). En 1938, il y a eu l'ouverture de l'École Forestière et en 1953, l'ancienne Station Forestière du Banco (SFB) fût érigée en Parc National du Banco (PNB) par le Décret n°53-218 du 31 octobre 1953 (**Lachenaud, 2006**). Elle avait alors une superficie de 3 287 ha. Les interventions humaines ont alors été très limitées en ce qui concerne les défrichements, 97 % du parc étant encore boisé (**Lauginie et al., 1996**). En 1980, on assiste à la fermeture du Parc zoologique suite à un manque de financement et en 1985, au transfert de l'École Forestière.

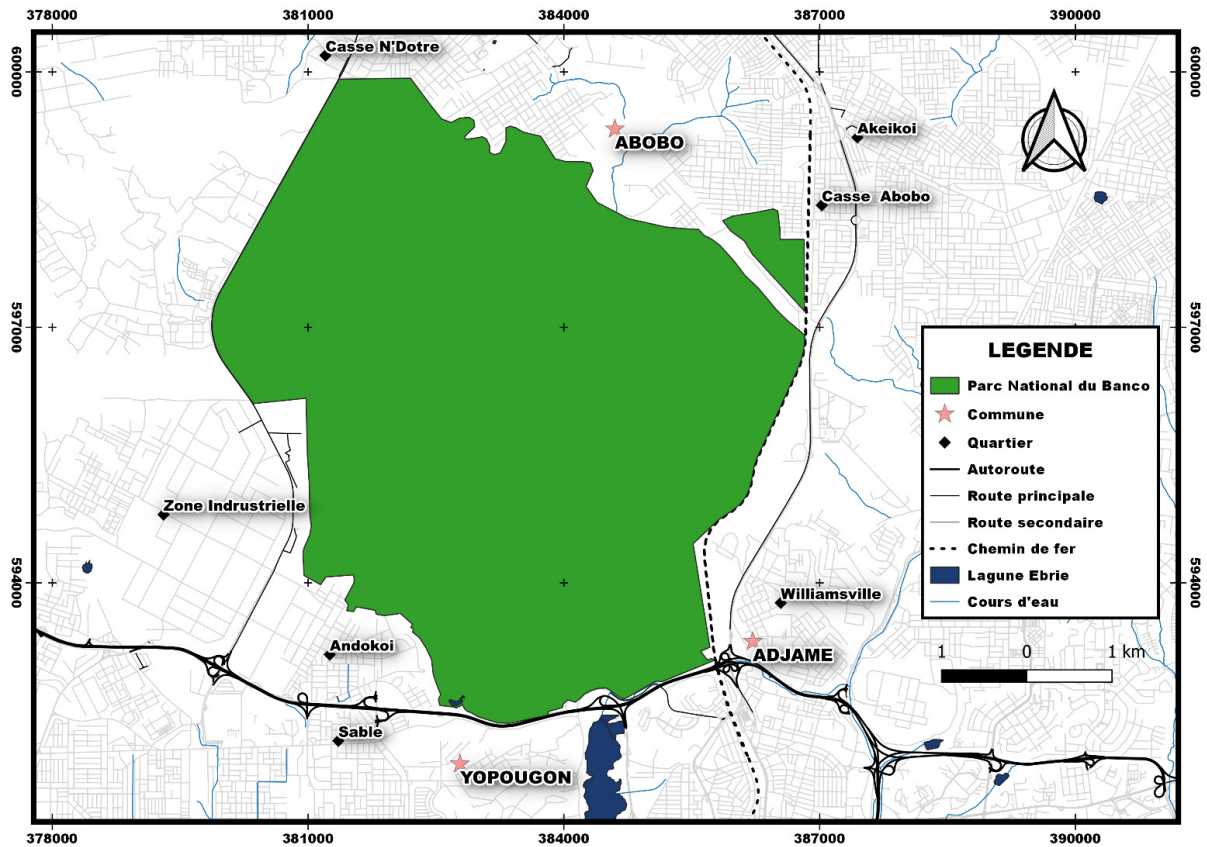
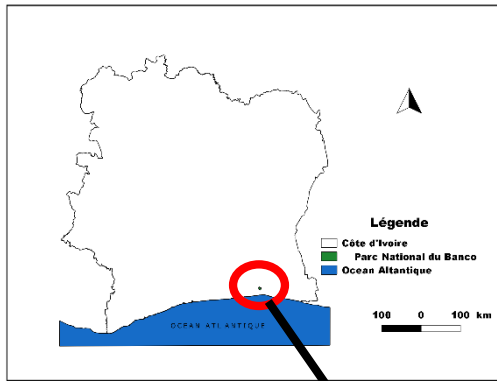


Figure 8 : Carte de la localisation du Parc National du Banco

Un nouveau bornage a donc été réalisé en 1998. Il prend en compte les empiètements pérennes (voie express, constructions) et les espaces encore non urbanisés utiles à sa protection : fortes pentes et têtes de talwegs, au nord, parcelles de la Forêt Classée de l'Anguédédou, au nord-ouest. Un titre foncier couvrant une surface de 3 474 ha a été établi sur la base de ce bornage (N'Guessan, 2013). Aujourd'hui, conformément au décret N°2018-510 du 30 mai 2018, portant modification des limites du Parc, le PNB couvre une superficie de 3438,34 ha. Il constitue l'une des dernières reliques de forêt dense humide sempervirente de la zone littorale ivoirienne (N'Guessan, 2013).

IV.3. Cadre physique

IV.3.1. Climat

Les conditions climatiques de la ville d'Abidjan placent le parc dans le secteur ombrophile du domaine guinéen avec un climat de type subéquatorial (Eldin, 1971). Le diagramme ombrothermique qui traduit les variations de la pluviométrie et de la température au cours des dix dernières années montre que le District d'Abidjan est caractérisé par quatre saisons (**Figure 9**). Une grande saison sèche qui s'étend de janvier à février. Elle est suivie d'une grande saison des pluies qui part de mars à juillet dont le mois le plus pluvieux se situe au niveau de juin. Quant à la petite saison pluvieuse, elle part d'octobre à décembre. Ces deux saisons humides sont séparées par une petite saison sèche qui s'étend d'août à septembre. La pluviométrie annuelle est d'environ 2 000 mm.

Selon les données de la Sodexam, au cours des 10 dernières années, la hauteur maximale moyenne de pluies obtenue est de 453,43 mm en juin et la hauteur minimale est de 13,66 mm en janvier. La température moyenne annuelle avoisine 26 °C avec un maximum de 28°5 C entre janvier et mars et un minimum de 24°5 C en août.

IV.3.2. Hydrographie

Le PNB est traversé par la petite rivière Banco (N'Guessan, 2013). Elle prend sa source dans un vallonement, situé à quelques kilomètres de la limite Nord à l'intérieur du parc et traverse celui-ci du Nord au Sud pour se jeter dans la lagune Ébrié (au pied de son entrée Sud). Son bassin versant étant pour les trois-quarts inscrit dans les limites du parc est alimentée par des nappes souterraines liées aux infiltrations des eaux de pluie sous le couvert forestier. Ses affluents sont de simples ruisseaux temporaires (N'Guessan, 2013). Les apports permanents d'eau douce de cette rivière contribuent à l'équilibre biologique de la lagune Ébrié.

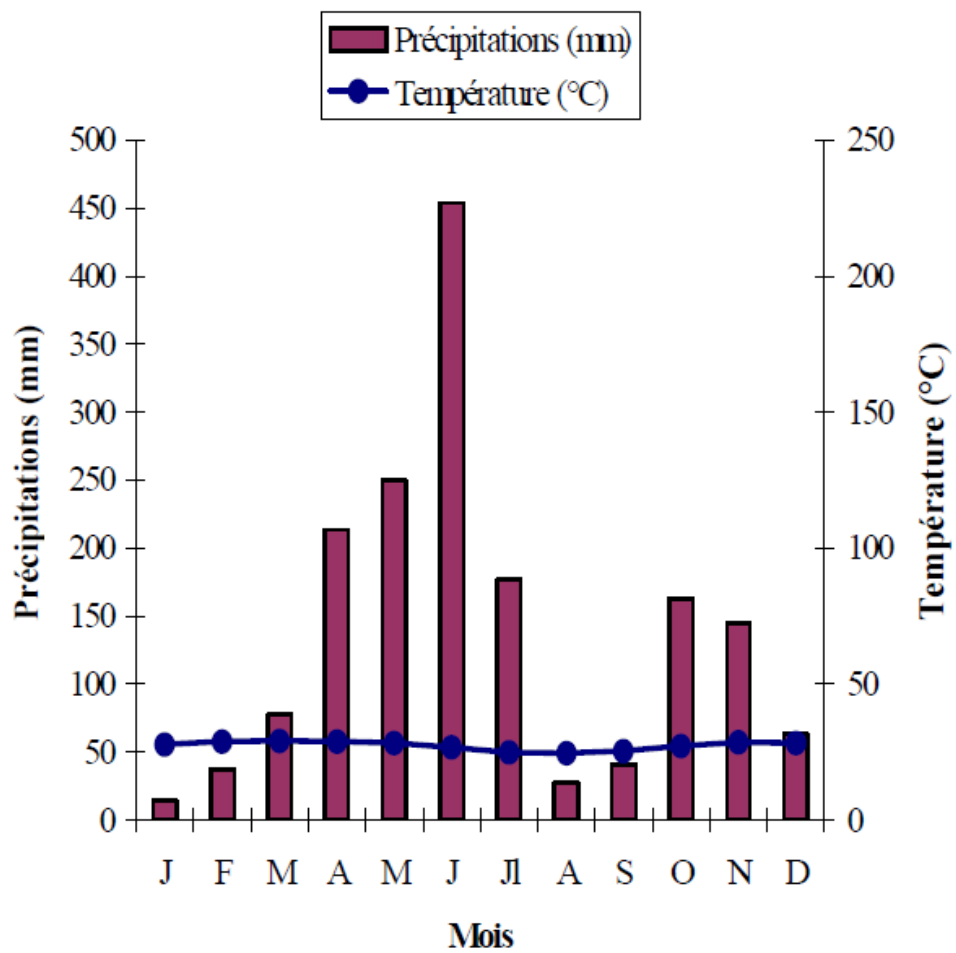


Figure 9 : Diagramme ombrothermique du District d'Abidjan de 2008 à 2018

Source des données : (SODEXAM)

Le maintien de l'état boisé sur une grande surface de son bassin versant y limite l'érosion, réduisant les apports de sédiments dans la baie du Banco (**N'Guessan, 2013**).

IV.3.3. Topographie

Le relief du littoral est accidenté avec des pentes atteignant 50 p.c. Le PNB repose sur un socle de schistes au nord du système lagunaire et sur une nappe de sédiments argilo-sableux de l'ère tertiaire qui forment un ensemble de bas plateaux, d'une altitude comprise entre 50 et 100 m (**De Koning, 1983**). Ces plateaux dominent la lagune Ébrié par une côte plus ou moins élevée. Ils sont entaillés par une succession de vallonnements à pentes très marquées, d'orientation nord-sud. Les talweg du Banco se trouvent parfois à cinquante mètres plus bas que les plateaux et ces dernières stations ont une surface beaucoup plus réduite que les pentes et les bas-fonds (**De Koning, 1983**).

IV.3.4. Sol

Le sol de la forêt du Banco se trouve dans une bande littorale de 30 km de large environ là où le sol est formé des sables tertiaires du "Continental terminal" (**Perraud, 1971**). Il s'agit de dépôts détritiques, sableux, non fossilifères, avec de nombreuses intercalations de lentilles d'argile et par endroits de grès ferrugineux. Dans la partie nord de la rivière du Banco, on peut observer un affleurement d'argile. Les grès ferrugineux se voient sur le chemin des sources, près de la source de la rivière. Les sables tertiaires montrent une très bonne perméabilité et une dominance des déplacements de l'eau par percolation (**Bernhard-Reversât et Huttel, 1975**), fournissant ainsi des conditions optimales pour la formation d'une nappe phréatique profonde. Le sol du parc est de type ferralsol (**FAO, 2006**) caractérisé par un sol sableux, fortement désaturé (**Perraud, 1971**). Le sol du talweg, colluvionné, est sablo-argileux et ne montre pas de variations en profondeur. Le sol du plateau montre un horizon sablo-argileux léger qui surmonte une épaisse zone argilo-sableuse. **Perraud (1971)** note quelques caractéristiques des sols du Banco: sur le plateau, le pH diminue de 4,1 entre 0 et 4 cm de profondeur à 5,1 entre 80 et 90 cm; la somme des bases échangeables, en mg/100 g, diminue rapidement de 0,95 entre 0 et 4 cm à 0,17 entre 15 et 30 cm. Le taux de saturation étant 9,7 % entre 0 et 4 cm de profondeur, diminue à 3,9 % entre 15 et 30 cm, remonte ensuite à 6,4 % entre 80 et 90 cm. Les pourcentages de C et N, étant respectivement 27,0 et 1,74 entre 0 et 4 cm, diminuent graduellement à 2,8 et 0,36 respectivement. Pour les talweg les données sont connues entre 0 et 15 cm de profondeur et ressemblent, de manière générale, aux résultats du plateau. Le pH est un peu plus bas, entre 4,5 et 4,6, la somme des bases échangeables un peu plus haute, 1,29 entre 0 et 4 cm. Le taux de

saturation est nettement plus haut, de 25,9 % entre 0 et 4 cm, mais diminue rapidement. Les pourcentages de C et N y sont plus bas (**Perraud, 1971**).

IV.4. Cadre Biologique

IV.4.1. Végétation

Selon **Guillaumet et Adjanohoun (1971)**, la phytogéographie du territoire ivoirien comprend deux domaines : le domaine guinéen et le domaine soudanien. Le PNB est situé dans le domaine guinéen et appartient au secteur ombrophile. C'est une forêt psammohygrophile dont l'association caractéristique est formée par *Turraeanthus africanus* (Meliaceae) et *Heisteria parvifolia* (Olacaceae).

IV.4.1.1. Formations végétales originelles

Selon **De Koning (1983)** et **Laugnie et al. (1996)**, on distingue quatre types de formations végétales originelles dans le Parc National du Banco. Ce sont : la forêt dense humide de terre ferme, la forêt marécageuse, la forêt périodiquement inondée, la forêt ripicole. La plus importante est la forêt dense humide de terre ferme psammohygrophile à *Turraeanthus africanus* et *Heisteria parvifolia*.

La forêt dense humide de terre ferme, décrite par **Mangenot (1955)** croît sur des sols sableux tertiaires pauvres en argile, et couvre une étroite bande côtière dans l'est de la Côte d'Ivoire (**Figure 10**). Les arbres dominants les strates supérieures sont *Turraeanthus africanus*, *Synsepalum afzelii*, *Berlinia confusa*, *Blighia welwitschii*, *Coula edulis*, *Dacryodes klaineana*, *Lophira alata*, *Petersianthus macrocarpus*, *Piptadeniastrum africanum*, *Entandrophragma* spp, *Parinari excelsa*, *Cynometra ananta*, *Zanthoxylum gillettii*. La plupart de ces espèces sont communes dans toutes les forêts sempervirentes. La strate secondaire, dense, est composée principalement d'espèces végétales telles que *Scaphopetalum amoenum*, *Desplatsia chrysochlamys*, *Funtumia africana*, *Diospyros* spp, *Cola* spp et marquée par l'abondance de *Chrysophyllum subnudum*, *Drypetes chevalieri*, *Eriocoelum pungens*, *Monodora myristica*, *Tabernaemontana crassa* et *Xylopiac acutiflora*.

La forêt marécageuse à *Mitragyna ledermannii*, *Uapaca paludosa* et *Symphonia globulifera* est une formation liée à des sols peu perméables à l'eau du fait de la présence en grande quantité d'argile (**Figure 11**). Dans ces zones hydromorphes, on rencontre des espèces caractéristiques telles que *Raphia hookeri* et *Mitragyna ledermannii* dans la strate supérieure. Dans la seconde strate, les espèces dominantes sont : *Alchornea cordifolia*, *Palisota hirsuta* et *Cyclosorus* spp (**De Koning, 1983**).



Figure 10 : Aperçu d'une forêt dense humide dans le Parc National du Banco
Coordonnées : (W = 004°02'55.9"/ N = 05 21' 46.7")



Figure 11 : Vue d'un faciès de forêt marécageuse permanemment inondée
dans le Parc National du Banco
Coordonnées : (W = 004°04'925"/ N = 05° 36' 379")

La forêt périodiquement inondée pousse sur des sols soumis à des inondations ou ruissellements temporaires (souvent en périphérie des forêts marécageuses). Les espèces telles que : *Hymenostegia afzelii*, *Sacoglottis gabonensis*, *Parkia bicolor* et *Coelocaryon oxycarpum* sont typiques de cette formation.

La forêt ripicole est localisée sur le cours supérieur du Banco et dominée par *Cynometra ananta* qui forme d'importants peuplements (Lachenaud, 2006).

IV.4.1.2. Formations anthropisées

En plus des formations naturelles originelles, certaines formations anthropisées sont apparues à la suite des modifications humaines. Elles sont représentées par les forêts secondaires, les jachères, les zones de cultures et les plantations forestières (N'Guessan, 2013).

Les forêts secondaires résultent de l'anthropisation des écosystèmes forestiers initiaux provoquée par les activités humaines (construction de voies, coupe de bois et d'arbustes pour usage traditionnel, utilisation des feux, cultures). Il s'agit de forêts dont la canopée est fortement ouverte avec un sous-bois dense (Figure 12). Elles présentent des grandes trouées où le couvert forestier tente de se reconstituer. Dans ces trouées, des espèces héliophiles qui trouvent des conditions favorables s'y développent. Ce sont, entre autre, *Macaranga heudelotii*, *Trema guineensis*, *Chromolaena odorata*, *Solanum rugosum*, *Musanga cecropioides*, *Ficus exasperata*. Quelques grands arbres appartiennent à la strate supérieure de ces biotopes. Ce sont *Ceiba pentandra* et *Sterculia tragacantha* (N'Guessan, 2013).

Les jachères sont pour la plupart des milieux abandonnés après culture à proximité des habitations (Figure 13). Bien que renfermant quelques grands arbres, la végétation est dominée par des arbustes et, sa composition floristique est dominée par *Chromolaena odorata*, par des espèces héliophiles telles : *Albizia* spp., *Ficus* spp., *Solanum rugosum*, *Trema orientalis*, *Musanga cecropioides* et des lianes telles que *Griffonia simplicifolia*, *Centrosema pubescens*, etc. La présence de caféiers, de cacaoyers, de bananiers est le signe d'une occupation ancienne.

Les zones de cultures sont représentées principalement par les cultures vivrières qui sont dans le parc, mais à la limite de celui-ci. Elles sont plus concentrées dans la partie Nord-Est et à la limite de la commune d'Abobo. Il s'agit principalement des champs de manioc et de bananiers (Figure 14).



Figure 12 : Vue d'un faciès de forêt secondaire dans le Parc National du Banco

Coordonnées : (W = 004°03'12.0"/ N = 05° 22' 52.8")



Figure 13 : Vue d'une Jachère dans le Parc National du Banco

Coordonnées : (W = 004°03'04.4"/ N = 05° 25' 15.4")



Figure 14 : Aperçu d'un champ de manioc dans le Parc National du Banco

Coordonnées : (W = 004°03'02.8"/ N = 05° 25' 15.8")

Des plantations forestières ont été observées à la limite du parc selon **N'Guessan (2013)**. Ce sont des plantations d'espèces exotiques d'*Acacia mangium* et celle de *Hopea odorata* (**Figure 15**). Ces formations sont interrompues à certains endroits par des jachères ou des forêts secondaires. Dans le sous-bois de ces plantations forestières, l'on note la présence de *Elaeis guineensis*, *Calopogonium mucunoides*, *Palisota hirsuta*, *Alchornea cordifolia*, etc.

On y trouve des espèces exotiques telles que *Okoumea klaineana*, *Tectona grandis*, *Cedrela odorata* et des espèces locales telles que : *Terminalia ivorensis*, *T. superba*, *Entandrophragma angolense* (**Lachenaud, 2006**).

IV.4.2. Flore

Selon les premiers travaux d'inventaire menés par **De Koning (1983)** sur le PNB, la flore du PNB est riche de plus de 622 espèces de phanérogames. Un second inventaire de la flore du PNB a été réalisé par **Malan (2019)**. Selon cet inventaire, le PNB compte 590 plantes vasculaires dont 561 Angiospermes, 27 Fougères, 2 Lycophytes, une espèce de Bryophyte et 47 Eumycètes (champignons à sporophore).

IV.4.2.1. Angiospermes du Parc National du Banco

Les 561 taxons spécifiques d'Angiospermes se répartissent en 361 genres appartenant à 89 familles dont les plus nombreuses sont : les Leguminosae (60 espèces), les Rubiaceae (47 espèces) et les Apocynaceae (34 espèces). Ces trois familles, à elles seules, regroupent 30 p.c. des Angiospermes du PNB. Les genres *Combretum* (9 espèces), *Culcasia* (9 espèces), *Ficus* (8 espèces), *Cola* (7 espèces), *Landolphia* (7 espèces) *Psychotria* (7 espèces), *Adenia* (6 espèces), *Dichapetalum* (6 espèces) et *Xylopia* (6 espèces) sont les plus représentés (**Malan, 2019**).

Plusieurs espèces majeures mentionnées par **De Koning (1983)** n'ont pas été rencontrées au cours de ce second inventaire. Il s'agit par exemple de *Begonia macrocarpa*, *Bombax brevicuspe*, *Cussonia bancoensis*, *Drypetes floribunda*, *Drypetes ivorensis*, *Dissotis entii*, *Erythrina vogelii*, *Xylopia staudtii*, etc. Ces espèces sont absentes soit, i) parce que leur taxonomie a été révisée, soit, ii) parce que la méthodologie et le temps d'inventaire pour cette étude n'ont pas permis de les récolter, ou enfin, iii) parce que l'espèce a disparu du Parc.

A l'opposé de ces cas de plantes de la Flore du Banco non vues, 14 taxons ont été rencontrés au Parc national du Banco mais ces espèces sont absentes de la Flore du Banco et/ou du Catalogue Aké Assi (2001, 2002). Ce sont : *Acalypha crenata*, *Blighia welwitschii* var. *bancoensis*,



Figure 15 : Plantation de *Hopea odorata* dans le Parc National du Banco

Coordonnées : (W = 004°03'07.7"/ N = 05° 25' 16.9")

Cyperus alternifolius, *Dioscoreophyllum volkensii*, *Eremospatha macrocarpa*, *Euphorbia heterophylla*, *Iodes africana*, *Justicia secunda*, *Ludwigia decurrens*, *Nauclea diderrichii*, *Porophyllum ruderale*, *Psychotria limba*, *Solanecio biafrae* et *Strychnos ngounensis*. L'on distingue ici également, trois cas de figures : i) espèces allogènes introduites et découvertes après la parution de ces ouvrages, c'est-à-dire, après 2002; ii) taxons natifs présents en Côte d'Ivoire mais absents de la Flore du Banco puis iii) taxons probablement natifs mais non entièrement décrits faute de matériel adéquat (fleurs et fruits notamment) (Malan, 2019).

IV.4.2.2. Fougères et Lycophytes du Parc National du Banco

Les 27 espèces de Fougères et les 2 espèces de Lycophytes se répartissent en 23 genres appartenant à 16 familles. Six familles concentrent à elles seules près de 76 p.c. des espèces. Il s'agit des Pteridaceae (4 espèces), des Polypodiaceae (4 espèces), des Dryopteridaceae (4 espèces), des Thelipteridaceae et des Dennstaedtiaceae (3 espèces chacune). Dans l'ensemble, les Ptéridophytes sont bien représentées dans le PNB. Ainsi, dans les formations fermées de terre ferme, *Ctenitis protensa*, *Asplenium variable* sont les plus fréquentes. On y trouve également, très fréquemment sur les troncs des arbres ou dans les chablis, *Asplenium africanum*, *Lomariopsis guineensis*, *Vittaria guineensis*, *Microsorium punctatum*, *Nephrolepis biserrata* et *Microgramma owariensis*. En bordure des cours d'eau et dans les zones marécageuses, on trouve régulièrement *Histiopteris incisa*, *Adiantum vogelii*, *Pityrogramma calomelanos*, *Athyrium proliferum*, *Cyclosorus afer*, *C. dentatus*, *C. striatus*, *Pteris acanthoneura*, *Pteridium aquilinum*, etc. Sur les talus, le long du lit du Banco et de quelques pistes, sont présentes en général *Bolbitis acrostichoides*, *Gleichenia linearis*, *Microlepia* sp., *Marattia fraxinea*. Enfin, les pistes en milieu éclairé sont le domaine de *Lonchitis tisserantii*, *Lycopodiella cernua*, *Selaginella myosorus*, *Lygodium smithianum*, et *Pteris burtoni* (Malan, 2019).

Notons que les espèces du sous-phylum des Lycophytes sont peu abondantes et rarement mentionnées au PNB. Ce sont *Lycopodiella cernua* et *Selaginella myosorus*. *Lycopodiella cernua* se rencontre non loin de l'intersection "val d'Abobo" piste de la piscine. Par contre *Selaginella myosorus* se rencontre fréquemment entre la source du Banco (limite du PNB) et la piscine naturelle. Toutefois, quatre espèces de fougères mentionnées dans des études antérieures (De Koning, 1983 notamment) comme présentes au PNB n'ont pas été observées au cours de ce second inventaire. Il s'agit de *Cyathea camerooniana*, *Arthropteris palisoti*, *Christella dentata* et de *Lomariopsis palustris*. La première espèce est une grande fougère arborescente qui affectionne les berges des petites rivières ou des sols humides. Elle forme

parfois, avec *Marattia fraxinea*, *Begonia quadrialata*, *Selaginella* spp., le cortège des sciaphytes des parois argileuses. La biologie et l'écologie exigeantes de cette fougère ne facilitent pas son expansion rapide dans un milieu sous contrainte comme le PNB. Aussi la modification rapide de la végétation longeant le lit de la rivière aurait pu provoquer la disparition de cette espèce au PNB (Malan, 2019).

IV.4.2.3. Bryophytes et Champignons du Parc National du Banco

Du matériel de Bryophytes a été récolté dans la plupart des endroits humides du parc. Toutefois, faute de spécialistes et de clés d'identification pour la bryoflore tropicale, un seul spécimen a été identifié jusqu'au genre. Il s'agit de *Fissidens* sp. (Fissidentaceae, Dicranales) une mousse très présente sur les troncs des arbres et sur les roches humides au niveau de la source de la rivière Banco. La forte présence de cette espèce témoigne de la très bonne humidité du milieu, favorable au maintien d'une grande diversité végétale. La densité et la vitalité de cette espèce peuvent servir de paramètre indicateur de changement du milieu (Malan, 2019).

Concernant les champignons du PNB, pour la première fois, une liste a été dressée, composée de 47 espèces (dont 30 déterminées jusqu'au genre et 17 complètement identifiés) réparties entre 29 genres, 22 familles et 9 ordres. Les Agaricales (23 espèces) et les Polyporales (12 espèces) sont les plus nombreuses. Ces deux ordres représentent 2/3 des espèces fongiques à sporophore du parc. Les familles les plus riches en espèces sont les Marasmiaceae et les Polyporaceae avec respectivement huit et six espèces chacune. Ces deux familles comportent à elles seules, 30 p.c. des champignons du PNB. Dans tout le parc, on rencontre fréquemment les espèces telles que *Inocybe rimeux*, *Marasmius bekolacongoli*, *Auricularia cornea*, *Neonothopanus hygrophanus*, *Rigidoporus* sp., *Neonothopanus hygrophanus*. Ce sont des saprotrophes comme, d'ailleurs, la majorité (95,7 p.c.) des espèces fongiques du parc. *Clavulina* sp. et *Russula* sp. sont les seules espèces de champignon ectomycorhyzien récoltées pour l'instant. La mycorhization désigne une association symbiotique entre les racines d'une plante et un champignon. La très faible présence de cette catégorie de champignons est normale dans un milieu aussi humide que le PNB et peut être considérée comme un bon indicateur de la richesse en minéraux du sol pour les plantes (Malan, 2019).

IV.4.2.4. Types biologiques du Parc National du Banco

En considérant la typologie biologique ou morphologique grossière, les espèces arborées forment 54,6 p.c. de la flore du PNB, ce qui est normal, dans cet écosystème. Les

espèces herbacées représentent 17,4 p.c. et les lianescentes, 28 p.c. de la flore. L'analyse plus fine du spectre des types biologiques de Raunkiaer montre que, dans l'ensemble, la flore du PNB est constituée très majoritairement de phanérophytes (plus de 83 p.c. des types biologiques). Cette catégorie est dominée, à hauteur de 43 p.c., par les microphanérophytes (arbustes ou lianes de 2 à 8 m de hauteur) telles que *Bertiera racemosa*, *Buchholzia coriacea*, *Carapa procera*, entre autres. Les arbres et les lianes de plus de 30 m de hauteur (mégaphanerophytes) constituent 7,5 p.c. de la flore. Cette catégorie est dominée par les espèces telles que *Ceiba pentandra*, *Lophira alata*, *Cynometra ananta*, *Entandrophragma angolense*, *Laccosperma secundiflorum*, *Lanea welwitschii* ou *Maranthes glabra*. Les autres types biologiques sont faiblement représentés à l'instar de ce qui est normalement observé en zone de forêt dense humide. Par exemple, concernant les hydrophytes, elles ne sont pas, ordinairement, nombreuses dans le Banco. **De Koning (1983)** mentionnait la présence de trois espèces aquatiques que sont *Nymphaea lotus*, *N. micrantha* et *Dissotis entii*. Ces mêmes espèces ont également été identifiées au cours de cet inventaire. Il faut noter enfin que, tout comme **De Koning (1983)**, ce second inventaire n'a pas observé de plantes parasites.

IV.4.2.5. Affinités chorologiques du Parc National du Banco

La flore vasculaire du PNB est constituée, principalement (80 p.c.), de taxons autochtones africains. La flore spontanée non africaine occupe une proportion de 15 p.c. tandis que les espèces allogènes introduites représentent 5 p.c. de cette flore. La flore du parc est largement dominée par les espèces guinéo-congolaises à hauteur de 75 p.c. Les taxons communs à la région guinéo-congolaise et à la région soudano-zambézienne représentent 14 p.c. de la flore. Les espèces confinées au bloc forestier de Haute Guinée sont relativement bien présentes et constituent 11 p.c. de l'ensemble. On peut citer, par exemple, *Albertisia scandens*, *Calpocalyx aubrevillei*, *Maesobotrya barteri* var. *sparsiflora*, *Copaifera salikounda*, *Decorsella paradoxa*, *Cynometra ananta*, *Tiliacora dinklagei*, *Cola caricifolia*, *Dichapetalum filicaule* et *Vitex micrantha*. Parmi ces espèces ouest-africaines, on note la présence de sept taxons (soit 1 p.c. de la flore) jusque-là, connues seulement à l'intérieur des limites territoriales de la Côte d'Ivoire. Il s'agit de *Albertisia cordifolia*, *Dichapetalum dictyospermum*, *Elytraria ivorensis*, *Leptoderris miegei*, *Macaranga beillei*, *Psychotria brachyanthoides* et *Salacia columna* (**Malan, 2019**).

IV.4.2.6. Plantes d'intérêt pour la conservation du Parc National du Banco

IV.4.2.6.1. Plantes à aire de répartition restreinte et plantes en raréfaction

La liste des plantes vasculaires du Parc national du Banco comporte 88 espèces à distribution restreinte, en raréfaction ou en danger d'extinction représentant 15,3 p.c. de la flore du parc. Celles à chorologie restreinte, au nombre de 65 sont les plus nombreuses (Malan, 2019). Il s'agit de plantes endémiques des formations forestières de Haute Guinée (Afrique de l'Ouest), parmi lesquelles 7 sont endémiques strictes de la Côte d'Ivoire. Ces taxons sont communs aux forêts denses sempervirentes de la Côte d'Ivoire (Aké Assi, 2001 ; 2002) à l'exception de *Dichapetalum dictyospermum*, dont la seule occurrence naturelle connue au monde est la forêt du PNB. Toutefois, la plupart de ces plantes ne figurent pas encore sur des listes rouges, gage qu'elles sont, pour l'instant, bien conservées.

Pour les plantes en raréfaction, deux listes ont été consultées : celle de Aké Assi (1998) et la Liste Rouge de l'IUCN (IUCN, 2019). Douze espèces présentes au PNB figurent sur la première liste. Pour ces taxons, les causes de raréfaction sont entre autres, les mauvaises pratiques agricoles (*Alafia multiflora*, *Cola heterophylla*, *Raphia palma-pinus*), l'exploitation médicinale (*Garcinia kola*, *Voacanga thouarsii*), l'envahissement des habitats par les populations (*Cyperus fertilis*). Sur ces 12 espèces, *Garcinia kola* et *Schumanniohyton problematicum* figurent aussi sur la Liste rouge de l'IUCN. Les catégories "menacées" de la Liste rouge de l'IUCN comportent en tout 20 espèces (3,59 p.c. environ de la flore du PNB) dont deux "En danger" (EN) et 18 "Vulnérables" (VU). Les deux espèces en danger sont *Placodiscus pseudostipularis* et le makoré (*Tieghemella heckelii*). *Placodiscus pseudostipularis* est considéré comme confronté à un risque très élevé d'extinction à l'état sauvage à cause de sa zone d'occurrence qui se réduit drastiquement (moins de 5000 km²) due à l'extension agricole et à l'exploitation anarchique du bois. Quant au makoré, considéré par Aubréville (1959) comme le plus grand et le plus bel arbre de la Côte d'Ivoire, il est confronté à un risque très élevé d'extinction à l'état sauvage à cause de la "réduction des effectifs ≥ 90 p.c. constatée, estimée, déduite ou supposée, depuis 10 ans ou trois générations. En clair, ces deux espèces sont en danger d'extinction à cause de la réduction de leur zone d'occurrence. Leur présence dans le parc est d'une grande importance pour leur survie à l'état naturel. Le parc abrite 18 espèces de plante vulnérable (VU). Dans leur majorité, le risque élevé d'extinction de ces plantes à l'état naturel est lié à la réduction de leurs effectifs (≥ 50 p.c.) ou de leurs zones d'occurrence. Il s'agit par exemple de *Entandrophragma angolense*, le tiama, *Copaifera salikounda*, l'étimoé, *Lophira alata*, l'azobé, *Khaya ivorensis*, l'acajou et de *Turraeanthus*

africanus, l'avodiré, l'une des icônes de la forêt du PNB. Un suivi et une maîtrise de la dynamique des populations de ces plantes s'impose comme une activité majeure de gestion du PNB (Malan, 2019).

IV.4.2.6.2. Plantes recherchées pour divers services dans le parc

Vingt-deux espèces du parc ont été inventoriées actuellement comme ayant une forte valeur d'usage dans la ville d'Abidjan. Quelques plantes de cette liste sont activement recherchées par des individus non identifiés pour des usages médicaux ou religieux. Ainsi, des arbres dont l'écorce a été entièrement enlevée de la base ont été observés dans le parc. Il s'agit dans la majorité des cas du framiré (*Terminalia ivorensis*), et dans quelques rares cas du sanzaminika (*Diospyros sanzaminika*) ou de l'abalé (*Petersianthus macrocarpus*). Cette dernière plante est surtout utilisée, en plus, pour des actes de nature religieuse ou occulte très souvent dans les forêts non loin des limites du parc. D'autres plantes n'ont été prélevées dans le parc, mais utilisées sur les étals des principaux marchés d'Abidjan ont été observées. Ce sont les espèces telles que *Thaumatococcus danielli*, *Coula edulis* (attia), *Dacryodes klaineana* (adjouaba), *Monodora myristica* dont les feuilles, les fruits ou les graines sont utilisés par les populations (Malan, 2019).

IV.4.2.7. Plantes potentiellement envahissantes

Il a été observé au Parc National du Banco 18 espèces non natives signalées comme envahissantes ou potentiellement invasives ailleurs ou en Côte d'Ivoire, parmi lesquelles, 3 arbres, 4 petits arbustes et 11 à port herbacé. Les arbres invasifs du PNB y ont été introduits par l'homme (*Hopea odorata* et *Hevea brasiliensis*) ou naturellement (*Cecropia peltata*). *Hopea odorata* (sao), originaire de l'Asie du Sud-est (où, paradoxalement, elle est menacée en milieu naturel) a été introduite en Côte d'Ivoire dans les années 70 pour des programmes de reboisement, notamment dans le Parc National du Banco (Tiébré *et al.*, 2014). Cette espèce est bien présente dans l'ancienne portion de la forêt classée de l'Anguédédou cédée au PNB ainsi qu'aux abords de l'arboretum. De récentes études (Tiébré *et al.*, 2014 ; 2015) conduites dans la plantation de sao au nord-ouest du parc ont montré que cette espèce est très agressive dans la zone où elle est plantée, avec une forte régénération naturelle et une densité élevée (12 292,31 individus/ha) préjudiciables aux espèces natives. Le cas de l'hévéa est certes moins visible, mais demeure tout de même préoccupant. Cette plante, par son mode de dispersion autochore, colonise rapidement les milieux. En effet, dans ce mode de dispersion, les graines peuvent être projetées, souvent, à plusieurs mètres de la plante mère. La forte régénération de cette espèce

est un danger pour les plantes natives du milieu. Le troisième arbre envahissant du PNB est *Cecropia peltata* dont le cas est moins inquiétant. En effet, c'est une pionnière qui, après quelques années, devrait normalement disparaître naturellement de l'écosystème et laisser la place aux espèces forestières typiques. Normalement, cette fonction était assurée par le parasolier autochtone (*Musanga cecropioides*) dont les effectifs dans le secteur de forêt ombrophile en Côte d'Ivoire, sont actuellement drastiquement réduits à cause de la forte concurrence de *C. peltata* (Malan, 2019).

S'agissant des plantes herbacées envahissantes du Banco, la plupart n'ont pas encore adopté une stratégie de propagation inquiétante à l'exception de *Chromolaena odorata* (eupatoire) et de *Justicia secunda*. L'eupatoire, plante fortement héliophile, préfère les zones rudérales à la périphérie du PNB et suivant une étude récente (Tiébré et Gouli Gnanazan, 2018) les milieux envahis par cette plante ont un sol plus riche en éléments minéraux. Aucune étude n'a été menée sur l'invasion de *Justicia secunda* en Côte d'Ivoire. Cependant l'observation des zones envahies, notamment le long du Val d'Abobo dresse un tableau inquiétant. En effet, cette plante pousse en pieds très serrés (environ 100 pieds/m²) empêchant tout autre développement. Drainée depuis les ravins alimentant le val d'Abobo, elle s'est établie à l'intérieur du parc occupant les zones vaseuses et sableuses créées par les forts ruissellements d'eau provenant d'Abobo. Certes, c'est une espèce héliophile qui ne menace pas directement la diversité floristique des formations forestières fermées, mais elle représente un risque d'extinction des autres espèces héliophiles spontanées et natives du parc, qui occupaient jusque-là des niches écologiques précises (Malan, 2019).

IV.4.3. Faune

Un inventaire approfondi du patrimoine faunique du Parc National du Banco reste encore à entreprendre, pour les mammifères et les oiseaux, qui demeurent encore mal connus, mais aussi pour les autres groupes (reptiles, batraciens, insectes, etc.).

Parmi les mammifères, le Parc National du Banco abrite encore des Céphalophes tels que *Cephalophus dorsalis*, *Cephalophus monticola maxwelli* et *Tragelaphus scriptus*. La présence de certains primates à comportement très discret est actuellement incertaine : le Colobe de van Beneden (*Colobus verus*), le Galago de Demidoff (*Galago demidovii murinus*) et le Potto de Bosman (*Perodicticus potto potto*). On note également la présence du Hocheur à nez blanc (*Cercopithecus petaurista*) et de la Mone de Campbell (*C. campbelli*). Les grands singes arboricoles ont aussi pour la plupart disparu sous la pression du braconnage mais il subsiste une petite population de chimpanzés (*Pan troglodytes verus*.) et de singe vert (*Cercopithecus*

aethiops sabaesus), dont la présence n'est pas naturelle car l'espèce est originaire de la savane (Lachenaud, 2006 ; Kadjo *et al.*, 2013). Le Pangolin à longue queue (*Manis tetradactyla*) est présent.

Parmi les rongeurs, on note la présence du rat de Gambie (*Crycetomys eminii*), et au moins deux espèces d'écureuils (*Protoxerus stangeri* et *Paraxerus poensis*). Parmi les petits carnivores, on note la présence de la Civette (*Civettictis civetta*) et de la Genette (*Genetta genetta*).

Le PNB est riche en oiseaux avec 184 espèces (Kadjo *et al.*, 2013). Les cris de divers touracos et calaos de forêt témoignent de leur présence. Exigeant de vastes espaces naturels pour survivre, les plus grands mammifères (l'Eléphant, le Potamochère, le Buffle, le Bongo, la Panthère) ont disparu depuis des années du parc (Kadjo *et al.*, 2013).

IV.5. Pressions exercées sur le Parc National du Banco

Le District d'Abidjan est une métropole moderne peuplée de plus de 4 707 404 habitants (20,8 % de la population ivoirienne) en 2014 (RGPH, 2014). Le PNB étant situé dans ce District est exposé aux conséquences de l'urbanisation galopante (Figure 16).

Le PNB subit les effets néfastes de l'explosion spatiale rapide liée à la démographique et aux activités industrielles et commerciales du District d'Abidjan, métropole composée de 10 communes et de 3 sous-préfectures (Béliné, 1994 ; Hauhouot, 2002). Bordé de quatre communes (Abobo, Adjamé, Attécoubé et Yopougon), le PNB subit les conséquences de la pollution liées aux activités humaines et la saturation foncière urbaine, d'autant plus qu'il est bordé au nord, à l'est et au sud de nombreux quartiers précaires avec des équipements d'assainissement inadaptés. Il sert d'exutoire aux déchets solides et liquides des ménages et les eaux pluviales communales sont également évacuées en partie dans le parc. De multiples unités industrielles, des activités informelles et de nouveaux quartiers résidentiels bordent le parc qui fait déjà face depuis des décennies aux aménagements publics divers (création d'autoroutes, de voies express, d'infrastructures et d'équipements nécessaires à la satisfaction de la demande urbaine en eau, électricité, etc.) (Aké-Assi, 1984 ; 2001 ; Chatelain, 1996 ; Dushesne, 2002 ; Sako *et al.*, 2013).

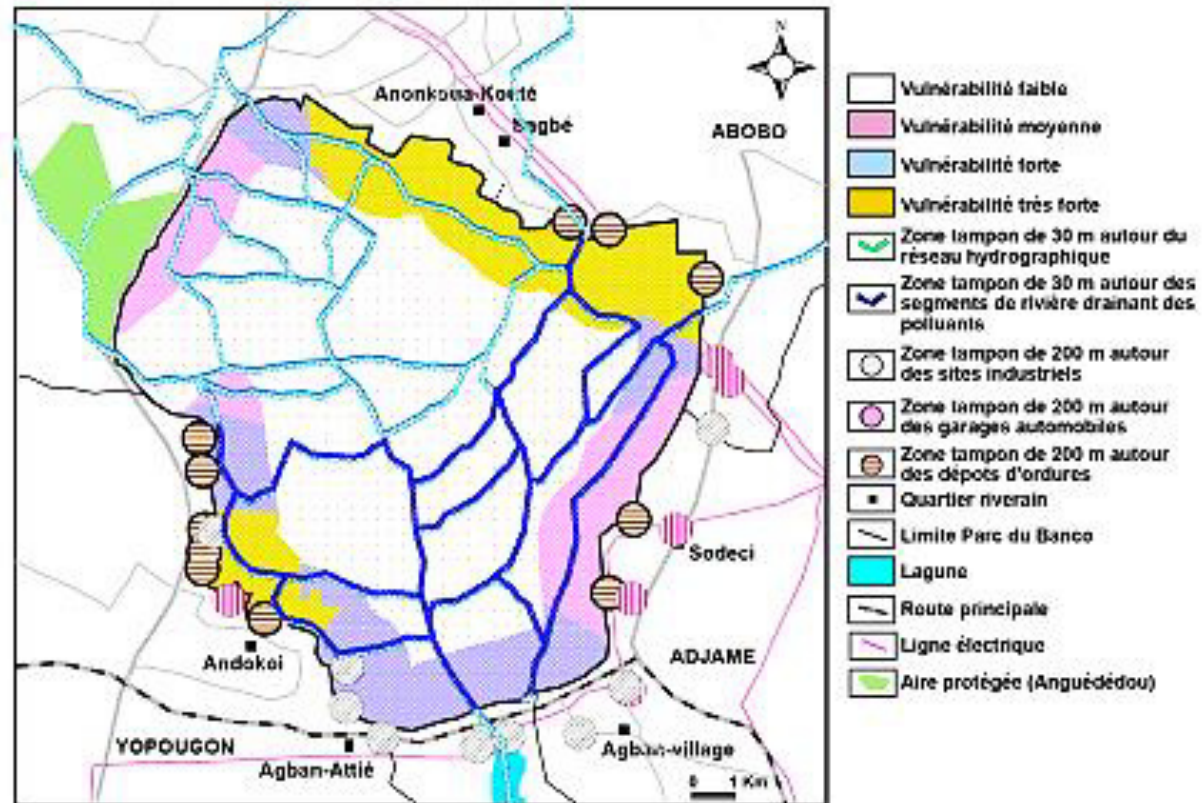


Figure 16 : Répartition des agressions sur les marges de la forêt du Banco

Source : Sako *et al.* (2013)

PARTIE II : MATÉRIEL ET MÉTHODES

CHAPITRE V. Matériel

La réalisation de cette étude a nécessité trois types de matériel. Il s'agit d'un matériel floristique, d'un matériel pédologique et d'un matériel informatique.

V.1. Matériel d'étude floristique

V.1.1. Matériel végétal

Le matériel végétal utilisé est constitué de *Chromolaena odorata* et d'échantillons d'espèces végétales récoltés sur le terrain. La collecte du matériel végétal a nécessité un matériel de terrain.

V.1.2. Matériel de terrain

Le matériel de terrain utilisé dans le présent travail est le suivant :

- un récepteur GPS (Global Positioning System), de marque Garmin pour enregistrer les coordonnées géographiques des parcelles ;
- un appareil photographique numérique, de marque Sony, pour les prises de vues ;
- un ruban gradué, de 30 m, pour délimiter les parcelles ;
- un sécateur pour la récolte des échantillons d'espèces végétales ;
- des papiers journaux pour sécher les échantillons de plantes récoltées ;
- une bande adhésive pour numérotter les échantillons de plantes collectées ;
- des fiches de collecte de données pour noter les noms des espèces et les informations utiles.

V.2. Matériel d'étude pédologique

V.2.1. Matériel sol

Le matériel d'étude pédologique utilisé au cours de cette étude, est constitué du sol. La collecte du sol a nécessité un matériel de terrain. Après le terrain, les échantillons de sol ont été analysés au laboratoire.

V.2.2. Matériel de terrain

Le matériel de terrain utilisé dans la présente étude, a servi lors de la prospection pédologique et de l'échantillonnage du sol. Ce matériel est énuméré ci-dessous :

- une machette pour ouvrir des layons ou transects;
- des piquets de bois de 1m environ ont servi de jalons ;

- un GPS (Global Positioning System) pour géoreférencier les profils ;
- du matériel (pioche, pelle, ciseau, daba) pour ouvrir des fosses pédologiques ;
- un code Munsell pour la détermination des couleurs de sol (**Figure 17 A**) ;
- un mètre ruban pour les mesures de profondeur des fosses et de l'épaisseur des horizons (**Figure 17 B**);
- un couteau de pédologie pour rafraichir la fosse, délimiter et prélever les horizons (**Figure 17 C**) ;
- une boussole topochaix, pour faire des levés topographiques (**Figure 17 D**) ;
- un appareil photo numérique, pour photographier les fosses ;
- des fiches de description pour prendre des notes ;
- des sachets plastiques et des étiquettes pour conserver et étiqueter les échantillons de sol ;
- un flacon d'eau pour humecter et apprécier certains paramètres physiques du sol tels que la texture, la porosité, le pourcentage d'argile ;
- une tarière, de marque Edelman, pour le prélèvement des échantillons de sol (**Figure 18**).

V.2.3. Matériel de laboratoire

Le matériel ayant servi à l'analyse des échantillons de sol au laboratoire est constitué de :

- sol séché pour les analyses chimiques et granulométriques ;
- pipette de robinson pour l'analyse sédimentométrique lors des analyses granulométriques ;
- balance de précision pour les mesures de pesage des échantillons de sol lors des analyses chimiques et granulométriques (**Figure 19 A**) ;
- béchers pour recevoir les réactifs (**Figure 19 B**) ;
- appareil de distillation Kjeldahl pour le dosage de la CEC ;
- colorimètre pour le dosage du phosphore ;
- Technicon AutoAnalyser pour la détermination du phosphore ;
- burettes pour réaliser des dosages ou des titrages des réactifs ;
- agitateur rotatif pour l'homogénéisation des solutions lors des analyses chimiques et granulométriques ;



Figure 17 : Matériel de prospection pédologique

(A : Code MUNSELL ; B : Mètre ruban ; C : Couteau du pédologue ; D : Boussole topochaix)



Figure 18 : Tarière de marque Edelman

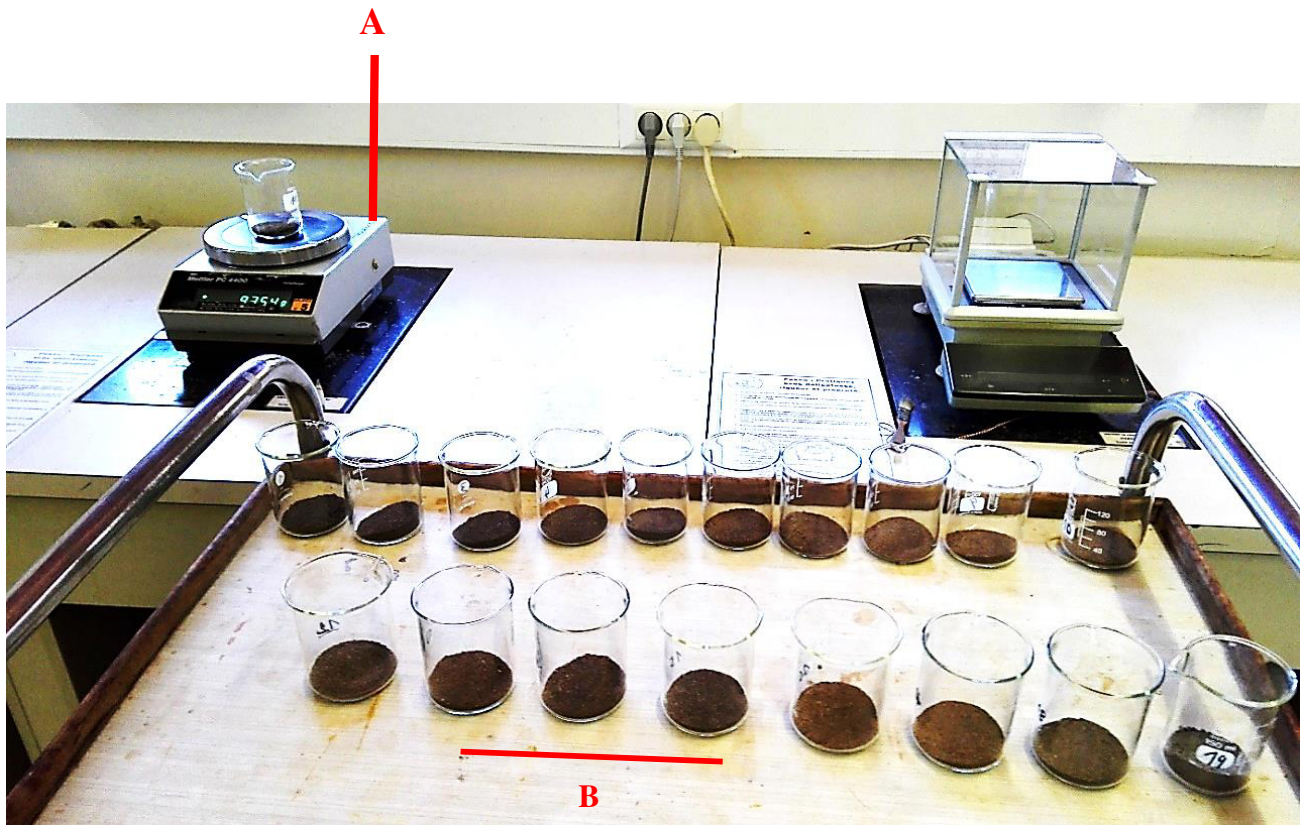


Figure 19 : Aperçu de balance électronique (A) et de béchers (B) contenant du sol séché pour des analyses

- pH-mètre pour la mesure du pH eau et du pH KCl du sol (**Figure 20 A**);
- potentiographe, de type Tacussel, pour la lecture du pH eau et du pH KCl (**Figure 20 B**);
- spectromètre d'émission atomique par plasma induit pour le dosage des bases échangeables (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+), de la CEC et des éléments (Al, Ca, K, Mg) (**Figure 21**);
- centrifugeuse pour la séparation de substances de densités différentes tenues en suspension ou en émulsion dans un liquide;
- tamis de 2 mm pour tamiser la terre lors de la réalisation des essais granulométriques en laboratoire;
- flacons pour la conservation de liquide lors des analyses chimiques et granulométriques;
- pipettes pour prélever des liquides;
- pissette contenant des solvants divers (éthanol, eau distillée etc.) pour le rinçage de la vaisselle de laboratoire (tubes à essai, bécher, éprouvette graduée, etc.);
- fioles jaugées pour la préparation des solutions de titre précis, par exemple des solutions étalons (**Figure 22 A**);
- entonnoirs en plastique pour transvaser des liquides ou des solides (sous forme de poudre ou granulés) dans des fioles jaugées;
- capsules à fond plat pour la dissolution, l'évaporation, la cristallisation, la dessiccation des substances chimiques;
- poire à prélever pour le prélèvement des solutions;
- tubes de minéralisation jaugée pour le bloc de minéralisation (**Figure 22 B**);
- papier filtre bande bleue de diamètre 150 mm pour la rétention des précipités fins et des petites particules lors de la détermination du carbone organique;
- thermomètre pour mesurer et afficher la valeur de la température des solutions liquides ou gazeuses;
- eau distillée (deminéralisée) pour la préparation des réactifs;
- eau oxygénée pour éliminer les matières organiques d'un sédiment lors des analyses granulométriques;
- chronomètre pour mesurer le temps.

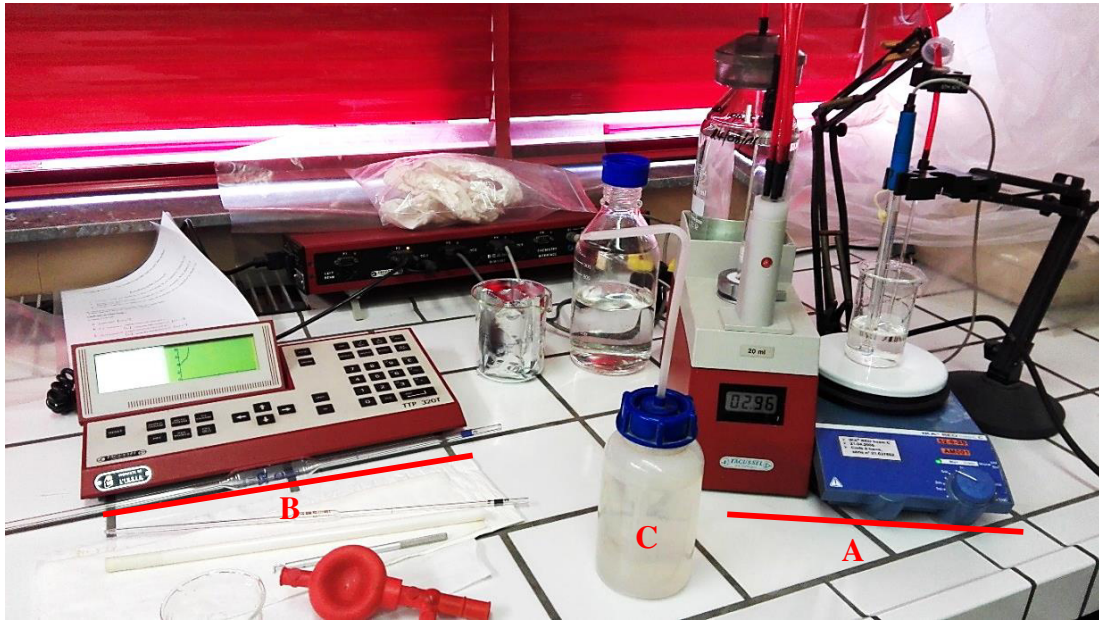


Figure 20 : Vue du matériel ayant servi à la détermination du pH du sol (pH mètre (A), potentiographe (B), pissette (C)...)



Figure 21: Dispositif d'un spectromètre d'émission atomique par Plasma Induit

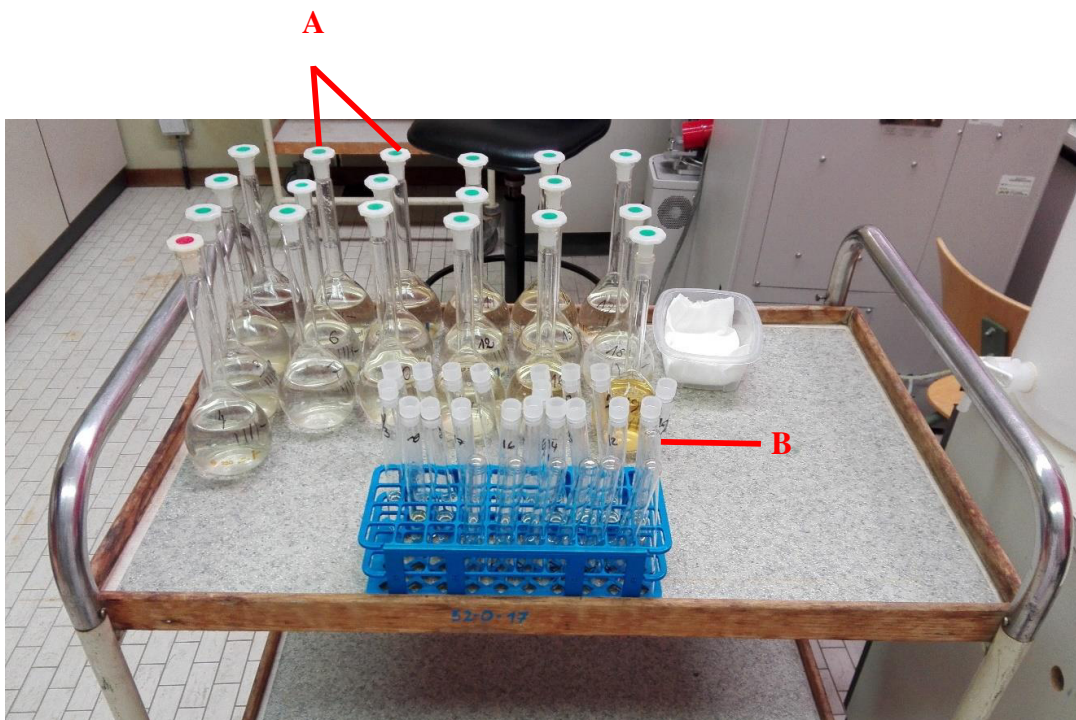


Figure 22 : Fioles jaugées (A) et tubes à essais (B) contenant diverses solutions pour les analyses du sol

- alcool (éthanol à 95%) pour la détermination de la CEC ;
- chlorure de potassium (KCl) pour la détermination du pH KCl ;
- acétate d'ammonium (CH₃COONH₄) pour l'extraction des bases Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ et K⁺ ;
- solution d'étalonnage de pH4, pH7et pH9 pour la détermination du pH eau et du pH KCl ;
- acide borique pour le dosage de l'azote total ;
- acide chlorhydrique pour la destruction des agrégats lors des analyses granulométriques ;
- acide phosphorique pour la détermination de l'humus ;
- acide sulfurique (H₂SO₄) pour le dosage du carbone organique, de l'azote total et de la CEC ;
- acide fluorhydrique et perchlorique pour le dosage des éléments (Al, Ca, K, Mg) ;
- acide nitrique et perchlorique pour le dosage du phosphore ;
- dichromate de potassium (K₂Cr₂O₇), de la diphenylamine [(C₆H₅)₂NH] et du sulfate ferreux (FeSO₄.7H₂O) pour le dosage du carbone organique ;
- solution de carbonate de sodium (Na₂CO₃) et d'examétophosphate de sodium pour la dispersion des échantillons utilisés dans l'analyse de la texture ;
- pyrophosphate de soude pour le dosage de l'humus ;
- solution de soude pour le dosage de l'azote total et de l'humus.

V.3. Matériel informatique

Le matériel informatique est composé notamment :

- d'un ordinateur de marque TOSHIBA pour la saisie et le traitement des données ;
- du logiciel Excel 2010 de Microsoft pour la réalisation de bases de données et la construction de graphiques ;
- du logiciel Word 2010 de Microsoft pour le traitement de texte ;
- du logiciel MVSP version 3.1 pour le calcul des indices de diversité tels que Shannon et Piélu ;
- des logiciels XLSTAT version 2014, R version 3.2.4 et PC-ORD version 7 pour le traitement statistique des données recueillies.

CHAPITRE VI. Méthodologie

VI.1. Choix des sites d'étude

Le choix des sites d'étude a débuté par une prospection du Parc National du Banco. Pour ce faire, nous avons sillonné les routes qui ceinturent le parc, les pistes ouvertes pour la circulation à l'intérieur du massif forestier et les clairières des lignes de hautes tensions électriques à l'intérieur du parc. Les zones d'intrusions humaines (cultures, pistes de chasse et de prélèvements de produits forestiers) ont aussi été parcourues et les milieux envahis par *C. odorata* ont été identifiés et marqués à l'aide d'un GPS.

Trois sites d'échantillonnage (Anonkoi, Écotourisme et N'dotré) ont été ensuite sélectionnés parmi les sites identifiés (**Figure 23**). Les sites remplissaient toutes les conditions suivantes : (1) sol homogène, (2) zones fortement anthropisées et (3) présence de *C. odorata*. Ce choix d'échantillonnage a déjà été utilisé par **Vanderhoeven et al. (2005 ; 2006)** pour l'étude des impacts des espèces invasives sur les minéraux du sol. Quatre biotopes ont été sélectionnés dans chaque site. Ce sont : les zones rudérales avec une invasion jeune de *C. odorata* (populations envahies par de jeunes plants de *C. odorata*) de moins d'un an (**Figure 24**), les zones rudérales avec une ancienne invasion de *C. odorata* (populations envahies par des plants de *C. odorata* avec des tiges lignifiées, des arbustes bien développés et massifs) de un à trois ans (**Figure 25**), les zones rudérales sans *C. odorata* (au bord des routes, sous les fils), (**Figure 26**) et les forêts fermées (**Figure 27**). Cette manière de procéder a déjà été utilisée par **Koutika et al. (2007) ; Constan-Nava et al. (2014)** et **Thapa et al. (2016)** pour des études d'impacts des espèces invasives sur les écosystèmes.

VI.2. Mesure de l'impact de *Chromolaena odorata* sur la flore

VI.2.1. Inventaire floristique

L'inventaire floristique revient à dresser une liste de toutes les espèces végétales présentes dans une région donnée. La réalisation de cet inventaire permet de mieux connaître la flore de cette région. Dans cette étude, une seule méthode de relevé phytosociologique a été utilisée : la méthode des relevés de surface. Aussi, appelée technique des quadrats, elle consiste à identifier les espèces végétales (lianes, arbustes et arbres) sur des parcelles de surface fixe (**Senterre, 2005 ; Vroh, 2013**).

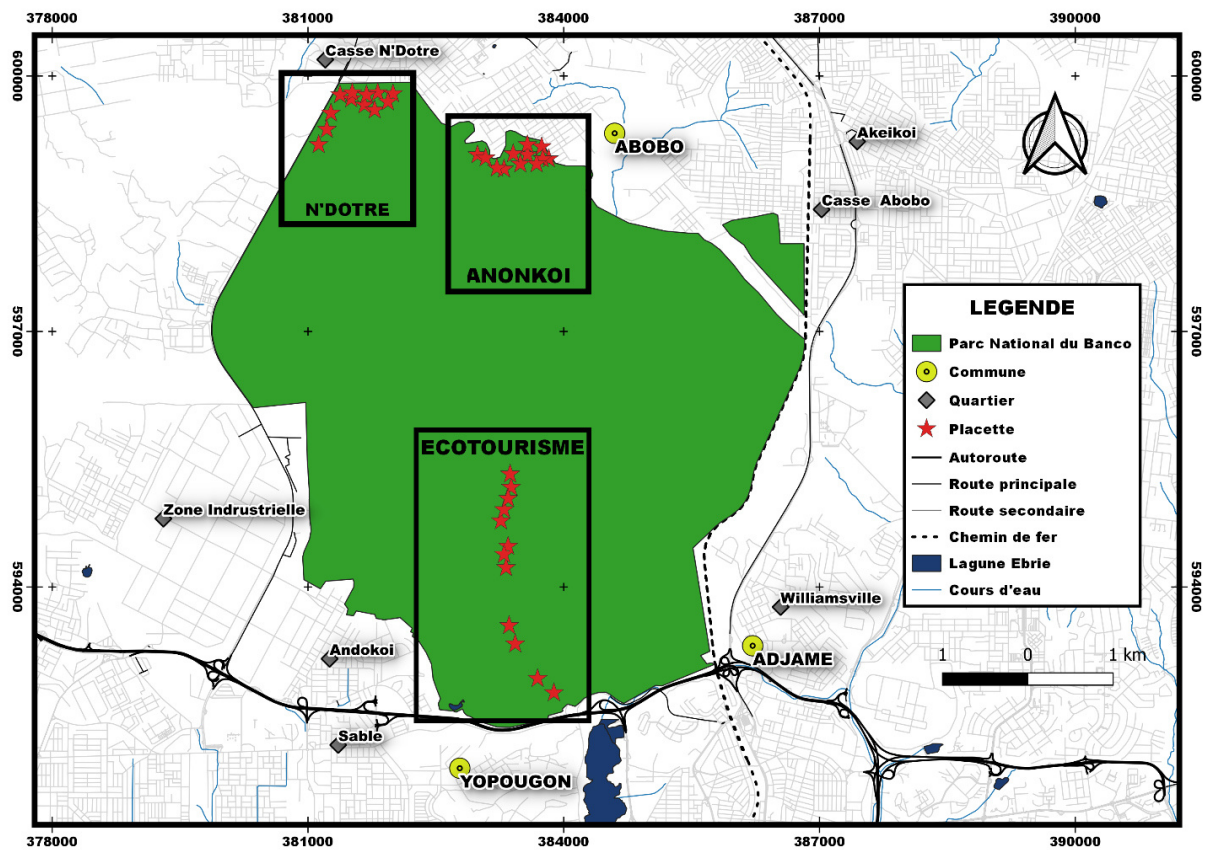


Figure 23 : Carte de la localisation des placettes au sein du Parc National du Banco

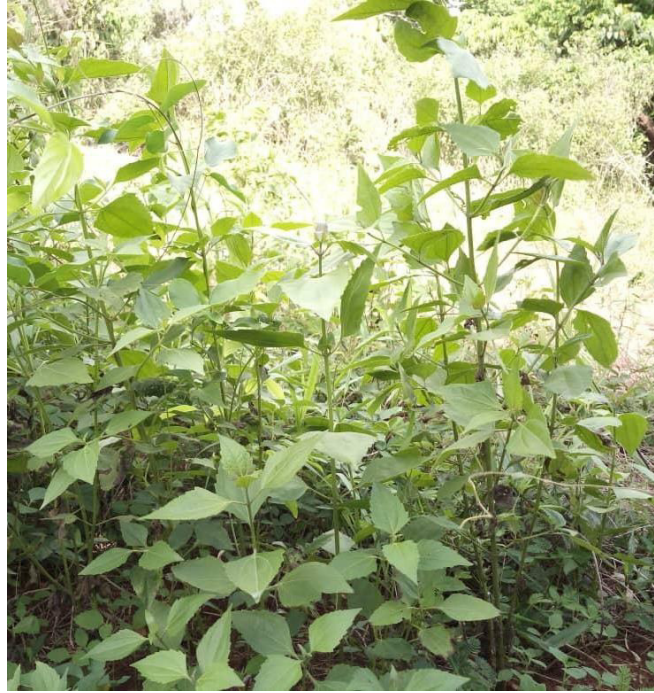


Figure 24 : Faciès de zone rudérale avec une invasion jeune de *Chromolaena odorata* de moins d'un an

Coordonnées : (W = 004°03'08.5"/ N = 05° 22' 41.1")



Figure 25 : Faciès de zone rudérale avec une ancienne invasion de *Chromolaena odorata* de un à trois ans

Coordonnées : (W = 004°03'04.5"/ N = 05° 25' 15.4")



Figure 26 : Faciès de zone rudérale sans *Chromolaena odorata*

Coordonnées : (W = 004°03'06.5"/ N = 05° 25' 16.6")



Figure 27 : Faciès de forêt fermée

Coordonnées : (W = 004°03'08.7"/ N = 05° 22' 07.7")

Dans la présente étude, trente-six quadrats de 4 m² (2 m × 2 m) ont été posés aléatoirement dans les sites de prélèvements en raison de douze quadrats dans chaque site d'échantillonnage et de trois quadrats par biotope. Ce dispositif d'échantillonnage a déjà été utilisé par **Prasad (2007)** et **Slesak et al. (2016)** dans l'étude des invasions biologiques. Le choix de la superficie des quadrats de 4 m² a également suivi la méthodologie de **Prasad (2007)** et **Slesak et al. (2016)**. En effet, comme les plants sont extrêmement denses, la taille des parcelles peut être diminuée. Par exemple, **Prasad (2007)** et **Slesak et al. (2016)** préconisent des parcelles de 0,5 m² (0,5 m × 1,0 m) ou même de 0,25 m² (0,5 m × 0,5 m) à 4 m² (2 m × 2 m).

Dans cette étude, à l'intérieur de chaque quadrat, toutes les espèces rencontrées ont été recensées et leur recouvrement moyen (abondance-dominance) a été estimé. L'abondance d'une espèce est la proportion relative de ses individus tandis que sa dominance est la surface que couvre l'ensemble des individus de cette espèce. Elle permet d'établir une distinction entre les espèces dominantes ou abondantes et celles dont les individus sont dispersés ou rares. Sur le terrain, l'abondance-dominance de toutes les espèces de plantes vasculaires a été estimée selon l'échelle classique de **Van der Maarel (1979)** modifiée de **Braun-Blanquet (1932)**. **Braun-Blanquet (1932)** a proposé le recouvrement suivant : (5 : 75-100 p.c. recouvrement, 4: 50-75 p.c., 3: 25-50 p.c., 2: 5-25 p.c., 1:1-5 p.c., +:< 1 p.c.). Les classes d'abondance-dominance de Braun-Blanquet ont été discutées par de nombreux chercheurs qui ont fait remarquer que la classe 2 manquait de détails. **Van der Maarel (1979)** a proposé de la scinder en trois sous-classes : 2m (5-10 p.c.) ; 2a (10-15 p.c.) et 2b (15-25 p.c.), (**Tableau II**).

Toutes les espèces ont été collectées pour la préparation d'un herbier et identifiées ultérieurement au laboratoire. L'identification de quelques espèces de plantes inventoriées a été faite grâce à la clé d'identification de **Hawthorne (1995)**. Cette clé est basée sur la reconnaissance de la feuille, des fruits et dans certains cas de la section du tronc. Les noms des espèces suivent **Lebrun et Stork (1991; 1997)** et la nomenclature adoptée pour les familles est celle de **APG IV (2016)**.

Tableau II: Coefficient de Braun-Blanquet et correspondance suivant l'échelle de **Van der Maarel (1979)**

(Braun-Blanquet, 1932)		(Van Der Maarel, 1979)			
AD	Définitions	AD ^a	AD ^b	Définitions	Recouvrement moyen (p.c.)
rare	1 individu	rare	1	1 individu	1
plus	r. insignifiant	plus	2	2 individus	2
1	r. < 5 p.c.	1	3	Dr ≤ 5 p.c.	3,5
		2m	4	5 < Dr ≤ 10 p.c.	7,5
2	de 5 à 25 p.c.	2a	5	10 < Dr ≤ 15 p.c.	12,5
		2b	6	15 < Dr ≤ 25 p.c.	20
3	de 25 à 50 p.c.	3	7	25 < Dr ≤ 50 p.c.	37,5
4	de 50 à 75 p.c.	4	8	50 < Dr ≤ 75 p.c.	62,5
5	plus de 75 p.c.	5	9	Dr > 75 p.c.	87,5

Légende : Dans la colonne consacrée aux définitions de Van Der Maarel, " Dr" représente soit l'abondance relative (pour les arbres avec comptage des individus), soit le taux de recouvrement estimé en p.c. de la surface du relevé (pour les espèces herbacées). r. désigne le recouvrement. Ce système permet de passer de coefficients d'abondance-dominance (AD) à des valeurs numériques. a-coefficient de Braun-Blanquet modifiés par Van Der Maarel ; b-coefficient de Van Der Maarel.

VI.2.2. Analyse des données floristiques

VI.2.2.1. Richesse spécifique des sites inventoriés

La richesse spécifique d'un site donné est le nombre total d'espèces que compte ce site (Aké-Assi, 1984). Dans la présente étude, elle a été utilisée pour connaître le nombre d'espèces rencontrées dans les sites inventoriés et montrer l'évolution de la flore en présence de *C. odorata*. La détermination de la richesse floristique consiste à dénombrer toutes les espèces recensées dans un biotope sans tenir compte de leur abondance. Une base de données floristiques contenant, les données taxonomiques (espèce, nom de l'auteur, famille, genre et l'affinité chorologique) a été établie pour toutes les espèces rencontrées dans chacun des sites inventoriés.

VI.2.2.2. Composition floristique des sites inventoriés

La composition floristique est l'ensemble de toutes les espèces végétales rencontrées dans un milieu, quel que soit leur abondance et leur niveau de participation à la structure. Elle fait également référence au nombre total d'espèces par relevé, à l'abondance, à la répartition, aux familles, aux genres mais aussi aux types morphologiques, biologiques et chorologiques. Dans la présente étude, elle a été utilisée pour connaître le type d'espèces rencontrées dans les sites inventoriés et montrer l'impact de *C. odorata* sur la présence de ces espèces. Les types biologiques ont été évalués en nous référant à **Raunkiaer (1934)**. Ceux-ci sont basés sur la persistance d'une partie de l'appareil végétatif pendant la mauvaise saison (qui pour les plantes peut être soit une saison chaude, soit une saison froide). Il faut distinguer ainsi les Thérophytes (Th), qui sont des plantes qui "boucle" leur cycle de vie en quelques mois et dont ne subsistent, à l'entrée de la mauvaise saison, que les graines qui formeront de nouveaux individus l'année suivante. Les Hémicryptophytes (H), plantes ayant un appareil végétatif aérien se desséchant complètement pendant la saison défavorable et dont les bourgeons persistants se forment sur le collet. Les hydrophytes (Hyd), plantes aquatiques dont les bourgeons persistants sont situés au fond de l'eau et dont le cycle de vie se passe entièrement dans l'eau. Les Chaméphytes (Ch), plantes ayant un appareil végétatif portant à moins de 50 cm du sol des bourgeons persistants protégés éventuellement par les débris des plantes pendant la saison défavorable. Les Géophytes (G), plantes dont les pousses ou bourgeons persistants sont situés dans le sol durant la mauvaise saison. Les épiphytes (Ep), plantes qui utilisent les autres plantes comme support et les Phanérophytes (P), plantes dont les pousses ou bourgeons persistants sont situés sur les axes aériens persistants. En fonction de la hauteur de ces axes aériens, les phanérophytes sont

subdivisées en nanophanérophytes (np), arbrisseaux de 0,25 à 2 m de hauteur ; les microphanérophytes (mp), arbustes de 2 à 8 m de hauteur ; les mésoPhanérophytes (mP), arbres de 8 à 30 m de hauteur ; et les mégaPhanérophytes (MP), arbres de plus de 30 m de hauteur (**Raunkier, 1934**).

La répartition phytogéographique se définit comme étant l'étude de la répartition géographique des espèces vivantes. Elle précise les causes de présence d'une espèce en un lieu donné. En effet, la présence de l'espèce renseigne sur les liens chorologiques des végétations étudiées avec les végétations avoisinantes et à contrario sur leur originalité au sein de ces ensembles. C'est en quelque sorte les théories de distribution des espèces qui compose l'écologie et la répartition des espèces, l'histoire de cette répartition et les modes de dispersion. La classification chorologique des espèces a été faite en référence aux travaux de **Aké-Assi (2001 ; 2002)**. Les espèces qui se rencontrent naturellement dans la région phytogéographique Guinéo-Congolaise (GC) sont les espèces forestières. Quant aux espèces savanicoles, elles se rencontrent dans la région phytogéographique Soudano-Zambézienne (SZ). Les espèces de transition forêt-savanes se rencontre à la fois dans les deux régions phytogéographiques (GC-SZ) et les espèces introduites (I) sont les espèces exotiques à la flore ivoirienne.

VI.2.2.3. Identification des espèces à statut particulier des sites inventoriés

La valeur des différents sites inventoriés pour la conservation de la biodiversité a été analysée à travers la détermination des espèces dites à statut particulier. En se basant sur des critères de rareté de certains taxons au niveau national, régional ou international, les auteurs comme **Aké-Assi (1998 ; 2001 ; 2002)** et **UICN (2015)** ont proposé des listes d'espèces qui sont menacées de disparition à cause des activités anthropiques. Il s'agit des espèces rares et / ou menacées de disparition de la flore ivoirienne. L'endémisme se dit d'une espèce qui n'existe que dans une zone géographique donnée, c'est-à-dire, une espèce dont l'aire de répartition est nettement délimitée et qui caractérise une région. L'endémisme est également la caractéristique d'espèces dont l'aire de distribution est très restreinte, quelques kilomètres carrés dans certains cas extrêmes. Ces espèces se rencontrent souvent dans des lieux géographiquement et écologiquement isolés : îles, hautes montagnes ou cordons littoraux. Dans la présente étude, nous avons distingué les endémiques aux blocs forestiers Ouest-Africains (GCW) de celles propres au territoire ivoirien (GCi), (**Guillaumet, 1967 ; Aké-Assi, 1988**). Cette méthodologie a permis d'identifier les espèces à statut particulier rencontrées dans chaque biotope.

V.2.2.4. Diversité intra-habitat

La richesse spécifique est une représentation sociale des espèces et des communautés approuvée par les écologues. Toutefois, elle ne renseigne pas la structure et la dynamique de la végétation (Levrel, 2007 ; Medhi, 2010 ; Turcati, 2011). À nombre d'espèce égale, la présence d'espèces très dominantes entraîne mathématiquement la rareté d'autres : on comprend donc assez intuitivement que le maximum de diversité est atteint quand les espèces ont une répartition très régulière (Marcon *et al.*, 2014). Par conséquent, des indices supplémentaires éclairant la structure du peuplement sont nécessaires pour évaluer la richesse spécifique d'un biotope. Plusieurs indices permettent d'apprécier cette diversité dont la plus répandue est celle de Shannon (1948) qui prend en considération la régularité (l'équirépartition) de la distribution des espèces et la richesse spécifique. Dans la présente étude, deux indices ont été calculées pour montrer l'impact de *C. odorata* sur la diversité spécifique des sites inventoriés. Il s'agit des indices de Shannon (1948) et de l'équitabilité de Piélou (1966). Ces indices rendent compte de la dominance de certaines espèces dans les parcelles. Ils renseignent sur la répartition de l'abondance des différentes espèces d'une parcelle.

V.2.2.4.1. Mesure de la composition en espèce d'un peuplement

L'indice de diversité de Shannon mesure la composition en espèces d'un peuplement en tenant compte de la richesse spécifique et de l'abondance relative des espèces (Felfili *et al.*, 2004). Il est utilisé pour exprimer la diversité d'un site. Il est principalement déterminé par les espèces dominantes (Hakizimana, 2012). Les espèces rares n'ont pas beaucoup d'effet sur la valeur obtenue (Hakizimana, 2012). Les valeurs de cet indice varient entre 0 et $\ln S$ qui est la diversité maximale (S étant le nombre total d'espèces dans le milieu). Lorsque le peuplement est composé d'une seule espèce, la valeur de cet indice est égale à 0, tandis que pour une flore comportant un nombre élevé d'espèces, il tend vers $\ln S$. Une forte valeur de H' est le signe d'une bonne biodiversité, susceptible de se maintenir durablement (Adou Yao, 2005). Pour les communautés très diversifiées, H' peut atteindre 4,5 et $\ln S$ dépasse rarement 5 (Felfili *et al.*, 2004). Aussi, cet indice renseigne sur la réponse de la biodiversité face aux pressions anthropiques (Van der Maarel, 1979). Si nous désignons par N l'effectif des S espèces considérées, n_i l'effectif des individus d'une espèce et (n_i/N) l'abondance relative de l'espèce, alors l'indice de Shannon se résume à l'expression mathématique suivante :

$$H' = - \sum (n_i/N) \times \ln (n_i/N)$$

Pour compléter l'information apportée par cet indice, il convient aussi de mesurer l'équitabilité et la similarité. Selon **Blondel (1979)** deux peuplements comprenant chacun cent (100) individus et 5 espèces ne fonctionneront pas de la même façon si le premier comporte quatre espèces représentées par un individu et une espèce par les quatre-vingt-seize (96) autres alors que chacune des cinq (5) espèces du second comporte vingt (20) individus.

V.2.2.4.2. Mesure de la répartition des individus entre les espèces

L'indice d'équitabilité de **Piélou (1966)** est encore appelé indice de régularité ou d'équidistribution. Il traduit la manière dont les individus sont distribués à travers les espèces (**Adjakpa et al., 2013**). Il permet de dire si un espace est dominé par une quelconque espèce (**Huston, 1994 ; Dajoz, 2003 ; Frontier et al., 2008**). L'indice d'équitabilité se calcule selon la formule mathématique suivante:

$$E = \frac{H}{\ln S}$$

Dans cette formule, H est l'indice de Shannon, S est le nombre total d'espèces d'un biotope donné, et $\ln S$ représente la diversité maximale du biotope.

L'équitabilité varie de 0 à 1. Elle tend vers 0 quand la quasi-totalité des effectifs est concentrée sur une seule espèce et vers 1 lorsque toutes les espèces ont la même abondance (**Blondel, 1979; Medhi, 2010**). Selon **Inoussa et al. (2013)**, si $E \in [0 ; 0,6]$, l'équitabilité de Piélou est faible, présence de dominance d'espèce ; par contre si $E \in [0,7 ; 0,8]$, l'équitabilité de Piélou est moyen et enfin si $E \in [0,8 ; 1]$, l'équitabilité de Piélou est élevé, absence de dominance. Les valeurs de la diversité spécifique et de l'équitabilité ont permis d'estimer une fois de plus ou de confirmer la diversité spécifique (valeur de la biodiversité) des différents biotopes.

Le logiciel MVSP version 3.1 a servi pour le calcul des différents indices de diversité.

VI.2.3. Analyses statistiques des données floristiques

Le test de corrélation de Pearson a été utilisé pour mesurer la relation entre le recouvrement de *C. odorata* et celui des autres espèces. Ce test permet de donner une mesure synthétique (valeur du r) de l'intensité de la relation entre deux caractères et de son sens (signe du r). Il a été utilisé dans la présente étude pour montrer l'impact de *C. odorata* sur la flore des sites inventoriés. Le niveau de significativité choisi pour ce test est de 5 p.c. ($P < 0,05$).

Le nombre moyen d'espèces par biotope a été comparé à l'aide du test d'ANOVA à un facteur. C'est un test paramétrique utilisé lorsque les conditions de normalité et d'homogénéité

sont remplies. Chaque fois que la probabilité calculée était significative, le test de Tukey a été effectué afin de comparer deux à deux les moyennes et apprécier les différences significatives qui existent entre celles-ci. Le niveau de significativité choisi pour cette analyse, est de 5 p.c. ($P \leq 0,05$).

Le test de Kruskal-Wallis est une alternative non paramétrique de l'ANOVA dès que la distribution sous-jacente des données n'est plus gaussienne ou normale. Ce test a quant à lui été utilisé pour comparer les moyennes des indices de régularité par biotope. Chaque fois que la probabilité calculée était significative, le test de Dunn a été effectué afin de comparer deux à deux les moyennes et d'apprécier les différences significatives qui existent entre celles-ci. Le niveau de significativité choisi pour ces analyses, est de 5 p.c. ($P \leq 0,05$).

Le logiciel XLSTAT version 2014.5.03 a été utilisé pour la réalisation des tests d'ANOVA à un facteur, de Kruskal-Wallis et de corrélation de Pearson.

VI.3. Mesure de l'impact de *Chromolaena odorata* sur les propriétés physico-chimiques du sol

VI.3.1. Collecte des données de sol

D'après les travaux de **Yao-Kouamé (2008)**, la caractérisation des sols commence par l'observation des traits morphologiques visibles ou perceptibles à l'œil nu. Ces observations portent d'une part, sur les éléments de l'environnement (la végétation, le relief, le réseau hydrographique, les formations géologiques), d'autre part, sur les propriétés physiques des sols dont les éléments majeurs sont : la couleur, l'état d'humidité, la texture, la structure, la charge en éléments grossiers, la cohérence, la porosité, le type d'horizon et la profondeur. Les paramètres physiques du sol contribuent à une meilleure connaissance de l'évolution des sols.

VI.3.1.1. Caractérisation morpho-pédologique

Cette méthode se fait à petite échelle (1/50 000 ; 1/100 000 et 1/200 000). Selon **Gilles et Richard (1976)**, sur le même matériau volcano-sédimentaire, il se développe une succession de sols. Aussi, selon **Tessier (2002)**, le profil de sol reste encore l'échelle à laquelle on se réfère pour classer et définir le type de sol. Ainsi, en tenant compte d'une échelle de 1/5000, trois fosses pédologiques ont été ouvertes tous les 50 m le long d'un layon de 150 m de longueur et de direction Nord-Est. Pour avoir un meilleur éclairage des faces à observer, les fosses ont été creusées à l'aide d'une pioche, d'une pelle et d'une daba. Une tranchée a été creusée dans le sol de profondeur 1,20 m de longueur, et de largeur 0,80 m. Les fosses pédologiques ont été décrites (**Figure 28**) en considérant quatre séries de données, suivant le glossaire de pédologie

de l'ORSTOM (**ORSTOM, 1969**) à savoir : les données générales situant l'observation (la date, le lieu, la feuille, le numéro du profil, le type de sol), les données concernant l'environnement physique de la fosse (la pente, la position topographique, la végétation, la roche mère, le microrelief et l'utilisation du sol) et enfin, les données sur les horizons (l'épaisseur, la couleur, l'humidité, la teneur en matière organique, la texture, le pourcentage en éléments grossiers, la structure générale et celle du débit, la cohésion générale et celle de l'agrégat, la porosité générale, l'enracinement, l'orientation des racines, la classe de drainage) ainsi que la netteté et la forme des limites des horizons (**Maignien, 1980 ; Boulet *et al.*, 1982 ; Baize et Jabiol, 1995**). La texture a été définie par la méthode du Boudin pendant la description sur le terrain. Trois segments topographiques (haut de versant, mi de versant et bas de versant) ont été considérés (**Boulet *et al.*, 1982**).

VI.3.1.2. Horizons des sols

Les sols développent des couches appelées horizons. Ces horizons ont des caractéristiques distinctes induites lors des processus de formation du sol. Les horizons majeurs sont notés 0, A, E, B et C. Chaque sol ne contient pas chaque horizon, c'est fonction de son niveau de développement. L'épaisseur des horizons varie selon les sols (**Perdrial, 2012**).

L'horizon 0 représente la zone d'accumulation de la matière organique. La matière organique se retrouve dans différent état de décomposition. C'est une zone qui est généralement de couleur sombre (**Perdrial, 2012**).

L'horizon A constitue la zone d'incorporation de la matière organique dans le sol minéral. C'est une zone de forte activité biologique. Elle est généralement de couleur sombre (**Perdrial, 2012**).

L'Horizon E est la zone d'éluviation ou lessivage (sableux). Les minéraux solubles et la matière organique sortent de cet horizon. C'est une zone de couleur plus claire (**Perdrial, 2012**).

L'Horizon B représente la zone d'accumulation de la matière lessivée au-dessus. Cette zone est généralement argileuse, riche en humus et en oxydes. Les couleurs sont variables. Elles varient de rouge et jaune à brun et gris (**Perdrial, 2012**).

L'Horizon C constitue la zone de la roche-mère légèrement altérée et érodée (**Perdrial, 2012**). Dans cette étude, les horizons des sols du Parc National du Banco ont été décrites en fonction des trois segments topographiques (haut de versant, mi de versant et bas de versant).



Figure 28 : Aperçu d'une séance de description de fosse pédologique
dans le Parc National du Banco

Coordonnées : (W = 004°04'947"/ N = 05° 36' 360")

VI.3.1.3. Échantillonnage de sol

Les échantillons de sol ont été prélevés dans les mêmes quadrats de 4m² (2 m × 2 m) dans lesquelles les relevés floristiques ont été effectués (Slesak *et al.*, 2016). Chaque échantillon de sol a été prélevé (Figure 29) à l'aide d'une tarière à une profondeur comprise entre 0 et 20 cm. Cette profondeur est représentative des sols agricoles, cultivés ou en jachère (Tié Bi, 1995). Les prélèvements dans chaque quadrat ont été réalisés en cinq points différents sur les diagonales du carré (quatre aux extrémités puis un au centre, Figure 30). Ils ont ensuite été mélangés dans un sachet pour former un échantillon composite (Abobi *et al.*, 2014). Au total, 36 échantillons de sol ont été prélevés. Tous les échantillons ont été séchés au laboratoire à l'air ambiant pendant 48 heures (Figure 31) puis conservés dans des sacs de polyéthylène et étiquetés de manière appropriée pour différentes analyses qui ont porté sur trois groupes d'éléments : le pH, les éléments chimiques et les éléments physiques.

VI.3.2. Analyses des données du sol

Pour les analyses des données de sol, il s'est agi de déterminer le pH d'acidité d'échange ou acidité de réserve (pH KCl) et le pH eau. Les analyses des éléments chimiques ont concerné le phosphore (P), le potassium (K), le magnésium (Mg), le calcium (Ca), l'aluminium (Al), l'hydrogène (H), le carbone organique (CO), l'azote total (N total), le rapport carbone / azote (C/N), le potassium échangeable (K⁺), le magnésium échangeable (Mg²⁺), le calcium échangeable (Ca²⁺), le sodium échangeable (Na⁺), la capacité d'échange cationique (CEC) et l'humus. Les analyses granulométriques ont concerné l'argile, le limon fin, le limon grossier, le limon total, le sable fin, le sable grossier, le sable total et l'indice de battance. Toutes ces analyses ont été réalisées au Laboratoire d'Écologie et du Sol de l'Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech en Belgique.



Figure 29 : Aperçu d'une séance de prélèvement de sol dans un quadrat
Coordonnées : (W = 004°04'04.5"/ N = 05° 25' 35.4") (Photo : Pagny 2016)

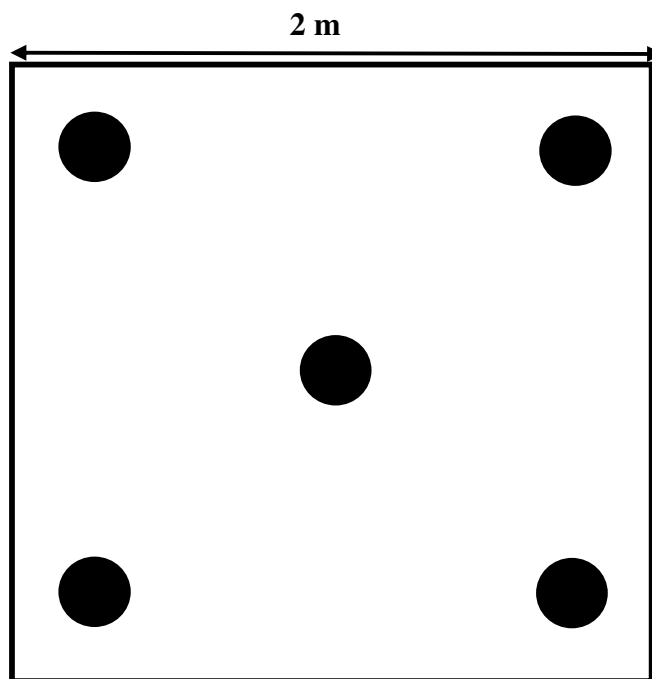


Figure 30 : Schéma d'une parcelle d'échantillonnage du sol

● Point de prélèvement du sol ; m : mètre



Figure 31 : Vue des échantillons de sol, séchés au laboratoire

VI.3.2.1. Analyse du pH du sol

La mesure du pH du sol renseigne sur le degré d'acidité ou d'alcalinité du sol, mais elle permet également d'apprécier l'état de saturation (ou de désaturation) du complexe adsorbant, le pH étant généralement d'autant plus élevé que le taux de saturation est proche de 100 %. Pour les analyses de pH, les échantillons ont été prétraités en suivant la méthode ISO 11464. Cette méthode spécifie des prétraitements nécessaires des échantillons de sol devant être soumis à des analyses physico-chimiques des paramètres stables et non-volatils. Elle se fait selon cinq étapes : le séchage, le broyage, le tamisage, la séparation et la pulvérisation. Ensuite, les deux types d'acidité actuelle (pH eau) et d'acidité d'échange ou acidité de réserve (pH KCl) ont été obtenus avec des mesures d'électrodes suivant la norme NF-ISO 10390. Pour la détermination du pH_eau, une prise de sol (tamisé à 2 mm) a été effectuée dans un bécher ; on y ajoute de l'eau déminéralisée et on l'agite énergiquement. La suspension est laissée au repos pendant 30 mn afin que la terre se dépose raisonnablement bien. Les électrodes du pH-mètre, préalablement étalonné à l'aide des solutions tampons, sont introduites dans la suspension en veillant à ce que ses électrodes de verre soient enfoncées dans la terre au fond du bécher. La lecture est faite à 0,1 près quand l'aiguille du pH-mètre est stabilisée. Le pH eau, exprime la concentration en hydrogène (H^+) de la solution obtenue par la mise en suspension de la terre dans l'eau déminéralisée, c'est-à-dire la concentration en protons actuellement dissociés. Dans le bécher contenant la suspension mesurée, on ajoute du KCl cristallisé broyé, puis on agite pendant 2 ou 3 mn à l'aide de l'agitateur magnétique et on laisse l'ensemble au repos. L'acidité d'échange ou acidité de réserve (pH KCl) est appréciée après l'étalonnage du potentiographe (Thomas, 1996), (Figures 32 et 33).

VI.3.2.2. Analyses des éléments chimiques

➤ Dosage du Carbone organique

Le dosage du carbone organique de nos échantillons de sol a été déterminé selon la méthode de Walkley-Black telle que décrite par Pauwels *et al.* (1992). Cette méthode est basée sur l'oxydation du carbone organique par le dichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$) en milieu fortement acide (H_2SO_4). Le titrage de retour de l'excès de $K_2Cr_2O_7$ par le Sulfate ferreux ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$) permet de calculer la quantité de dichromate qui a été neutralisée par le carbone organique.

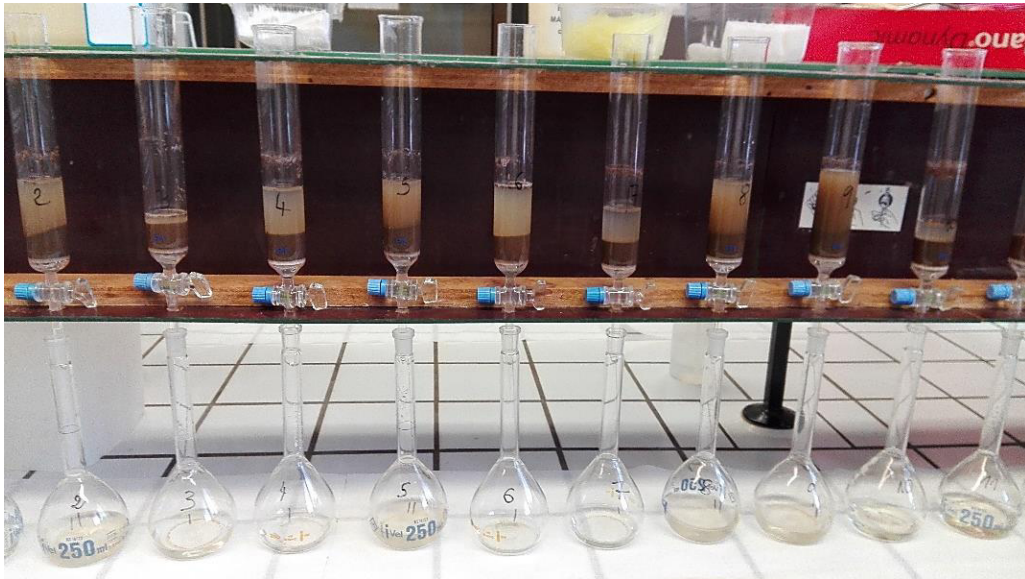


Figure 32 : Séparation du sol pour la détermination du pH eau et du pH KCl



Figure 33 : Vue d'un Potentiographe de lecture du pH

Le point d'équivalence est indiqué par le virage de la diphénylamine $[(C_6H_5)_2NH]$ du violet au vert. Le pourcentage de Carbone Organique (CO) est calculé par la formule suivante :

$$\% \text{ CO} = 4 (V_0 - V) \times 100 / V.P$$

Dans cette formule, V_0 est le volume de sulfate ferreux ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$) ajouté au témoin, V est le volume de Sulfate ferreux ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$) ajouté à l'échantillon et P est la prise d'essais de sol en gramme (0,5g).

Après le calcul du pourcentage de Carbone Organique (CO), la teneur en matière organique (MO) est tirée de la relation suivante :

$$\% \text{ MO} = \% \text{ C} \times 1,724$$

Dans cette formule, C est le pourcentage de carbone et 1,724 est le facteur de conversion

➤ Dosage de l'azote total

Le dosage de l'azote total a été déterminé par la méthode de Kjeldahl (**Bremner et Mulvaney, 1982**) qui comporte deux phases : la minéralisation et la distillation. La minéralisation consiste à transformer l'azote de la matière organique en azote ammoniacal sous l'action de l'acide sulfurique à ébullition se comportant comme un oxydant. Les substances organiques sont décomposées en carbone et hydrogène qui se dégagent, tandis que l'azote transformé en azote ammoniacal est fixé immédiatement par l'acide sulfurique à l'état de sulfate d'ammoniaque. Quant à la distillation, elle consiste à déplacer l'ammoniaque formée par l'action de la soude concentrée, distillée par entraînement de vapeur, recueillie dans une solution d'acide borique et dosée par l'acide sulfurique titré. Toutefois, l'azote se trouvant sous forme de nitrate ou de nitrite est perdu suite à leur transformation au cours de la digestion (**Dewis et Freitas, 1984**).

La teneur en Azote total est calculée par la formule qui suit :

$$\text{Azote total} = 14 (V - V_0) t / p$$

Dans cette formule, V est le volume de H_2SO_4 ajouté à l'échantillon, V_0 est le volume de H_2SO_4 ajouté au témoin, p est la prise d'essais de sol en gramme (2g) et t est la normalité de l'acide (0,01n).

➤ Détermination des bases échangeables (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) et de la CEC

La détermination des bases échangeables (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) et de la CEC ont été réalisées par la méthode à l'acétate d'ammonium 1N à pH 7.0 suivant la norme NF-X 31-108-NF X 31-130. Cette méthode permet d'extraire les bases échangeables et de déterminer ensuite la CEC à partir d'une même prise de sol. Elle comporte trois phases. La première phase a consisté à l'extraction des bases (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) à l'acétate d'ammonium ($\text{CH}_3\text{COONH}_4$) à pH7 grâce aux ions NH_4^+ qui saturent le complexe et libèrent les cations basiques (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+). Ces dernières ont ensuite été dosées par spectrométrie d'émission atomique par plasma induit. La deuxième phase a consisté au lavage de la terre à l'alcool (éthanol à 95%) afin d'éliminer la solution saturante de NH_4^+ remplissant les porosités. Enfin, la troisième phase a permis le dosage de NH_4^+ par distillation Kjeldahl et le titrage avec de l'acide sulfurique (H_2SO_4 0,01n, **Pauwels et al. (1992)**).

➤ Détermination de l'humus

Pour la détermination de l'humus, le sol a été traité par une solution d'acide phosphorique qui a pour rôle d'éliminer les cations qui fixent l'humus sur l'argile, et également de séparer la majeure partie des matières organiques légères qui ne doivent pas être en contact avec des réactifs alcalins. Ce prétraitement phosphorique extrait une fraction plus ou moins importante des acides fulviques, et évite également leur polymérisation ultérieure. Les solutions acides ont été recueillies après filtration et concentrées pour le dosage du carbone. Après centrifugation, la fraction lourde du sol a été lavée à l'eau pour éliminer l'excès d'acide, puis traitée successivement par plusieurs solutions alcalines destinées à extraire l'humus en totalité. Deux ou trois extractions au pyrophosphate de soude 0,1 M ont été effectuées jusqu'à épuisement (solution relativement claire) suivies d'une ou de deux extractions à la soude jusqu'à l'obtention d'une solution assez claire. Tous les liquides correspondant à un même réactif ont été mélangés après centrifugation et filtration. Sur le mélange des extraits pyro, et sur le mélange des extraits soude, les fractions d'acide humique et d'acide fulvique ont été séparées, et le carbone a été dosé sur chaque fraction. Après extraction de l'humus, le culot de centrifugation a été desséché, et les dosages de carbone total et azote total ont été effectués. Ils correspondent à la fraction humine (**Dabin, 1970**).

➤ Détermination de l'Al, du Ca, du K, et du Mg

La détermination de l'Al, du Ca, du K, et du Mg a été effectuée suivant la norme NF-ISO 14869-1. Cette norme permet la mise en solution totale des éléments ci-dessus, par l'acide

fluorhydrique et l'acide perchlorique puis le dosage de ceux-ci par spectrométrie d'émission atomique par plasma induit.

➤ **Dosage du Phosphore**

Le phosphore disponible a été extrait selon la procédure Bray-1 (**Olsen et Sommers, 1982**). Cette méthode permet le dosage du phosphore par la colorimétrie au bleu de molybdène, après attaque à l'acide nitro-perchlorique. Le phosphore a ensuite été déterminé à l'aide d'un Technicon AutoAnalyser (**Technicon Industrial Systems, 1977**).

➤ **Détermination de l'ion hydrogène (H⁺)**

Les concentrations en ions hydrogène (H⁺) ont été déterminées à partir de la mesure de la solution de sol (l'eau du sol avec ses substances dissoutes) lors de la mesure du pH du sol (**McCauley et al., 2017**).

VI.3.2.3. Analyse granulométrique

L'analyse granulométrique permet de déterminer la texture du sol en séparant les particules minérales du sol en fractions argileuses, limoneuses et sableuses (limon grossier (20 à 50 µm), fin (2 à 20 µm), argile (0 à 2 µm), sable (50 µm)). Les échantillons utilisés pour l'analyse de la texture ont été dispersés avec une solution de carbonate de sodium (Na₂CO₃) et de l'examétaphosphate de sodium et prétraités selon la méthode ISO11464. Les analyses granulométriques de l'argile et du limon ont ensuite été réalisées selon la méthode de la pipette Robinson (norme AFNOR-NF X 31-107), (**Verger, 1976**) avec un automate de sédimentation Texsol24B (LCA Instruments, France).

Sur 20g de terre fine tamisée à 2 mm, il a été ajouté de l'eau oxygénée (H₂O₂) pour détruire la matière organique qui joue un rôle de ciment entre les particules argileuses. Cela correspond au dosage suivant la méthode de **Anne (1945)**. Cette méthode préconise, la destruction des agrégats à l'aide de l'acide chlorhydrique dilué, puis la dispersion des argiles dans l'eau distillée à l'aide d'une solution de carbonate de sodium (Na₂CO₃) et d'examétaphosphate de sodium et l'agitation mécaniquement par retournement (agitateur rotatif). Ensuite, le transfert dans une allonge à sédimentation d'un litre, pour la séparation par sédimentation en milieu liquide des limons et argiles par le pipetage (méthode de Robinson). Enfin, le séchage et la pesée des différents prélèvements effectués à la pipette pour la détermination des fractions granulométriques. Les diverses particules obtenues étaient : les sables grossiers : 0,2 à 2 mm ; les sables fins : 0,05 à 0,2 mm ; les limons grossiers : 0,02 à 0,05

mm ; les limons fins : 0,002 à 0,02 mm ; les argiles : < 0,002 mm. La détermination des classes texturales des sols étudiés a été faite en suivant la classification de la **FAO (1977)**.

L'indice de battance se définit comme le caractère d'un sol qui a tendance à se tasser en surface sous l'effet de la pluie et à former une croûte imperméable à l'air et à l'eau (**Annabi, 2005**). La battance se développe surtout dans les horizons de surface renfermant moins de 3% de la matière organique. Il est le signe de risque d'érosion et d'une structure fragile, sensible au tassement. Le calcul de l'indice de battance (IB) permet de mieux apprécier les risques. Il est calculé à partir de la granulométrie, de la matière organique et des carbonates totaux selon la formule suivante :

$$\text{I.B.} = \frac{(1,5 \times \text{p.c. Limon fin}) + (0,75 \times \text{p.c. Limon grossier})}{(\text{p.c. Argile}) + (10 \times \text{p.c. matière organique})}$$

Lorsque IB est supérieur à 2, le sol est très battant. Lorsque IB est compris entre 1,8 et 2, le sol est battant. Un IB compris entre 1,6 et 1,8 indique un sol assez battant. Lorsque l'IB est compris entre 1,4 et 1,6 le sol est peu battant et un IB inférieur à 1,4 indique un sol non battant.

VI.3.3. Analyses statistiques des données du sol

Le test d'ANOVA à un facteur a été utilisé pour comparer les moyennes de chaque paramètre du sol par biotope et le test de Tukey a été effectué afin de comparer deux à deux les moyennes et apprécier les différences significatives qui existent entre celles-ci. Le niveau de significativité choisi pour cette analyse, est de 5 p.c. ($P \leq 0,05$).

Le test de Kruskal-Wallis a été utilisé pour comparer les moyennes de la matière organique par biotope et le test de Dunn a été effectué afin de comparer deux à deux les moyennes et d'apprécier les différences significatives qui existent entre celles-ci. Le niveau de significativité choisi pour cette analyse, est de 5 p.c. ($P \leq 0,05$).

Le Coefficient de Variation (CV) a été calculé pour comparer le degré de variation d'un échantillon de sol à l'autre, même si les moyennes sont différentes. Le coefficient de variation se calcule comme le rapport de l'écart-type à la moyenne et s'exprime en pourcentage.

L'étendue est un indicateur de la dispersion des valeurs d'une série statistique. Il a permis de voir si la série statistique des biotopes étudiés est concentrée (étendue faible), ou au contraire étendue (étendue grande). Elle se présente comme la différence entre la plus grande et la plus petite valeur de la série statistique.

L'Analyse en Composante Principale (ACP) a été utilisée pour mesurer l'impact de *C. odorata* sur les propriétés physico-chimiques du sol. Elle a permis d'évaluer les paramètres édaphiques les plus appropriés pour caractériser les biotopes. Les variables quantitatives utilisées sont : le pH du sol, les éléments chimiques, les résultats des analyses granulométriques.

A la suite de l'ACP, l'Analyse Factorielle Multiple (AFM) a été utilisée pour sélectionner les paramètres floristiques et édaphiques les plus appropriés pour caractériser les biotopes. C'est une méthode factorielle de statistique descriptive multidimensionnelle qui permet d'équilibrer l'influence des différents groupes car si un groupe présente de nombreuses variables, il influencera dans une analyse globale, plus d'axes qu'un autre présentant peu de variables (Pagès, 2002). Le groupe de variables qualitatives comporte les biotopes (la présence de *Chromolaena* jeune, la présence de *Chromolaena* vieux, l'absence de *Chromolaena* dans les zones rudérales et l'absence de *Chromolaena* dans les forêts) et les sites d'échantillonnage (Anonkoi, Écotourisme, N'dotrè). Les variables quantitatives sont : les paramètres chimiques et granulométriques du sol, la richesse spécifique, les indices de Shannon et d'équitabilité dans chaque biotope.

Le logiciel XLSTAT version 2014.5.03 a été utilisé pour la réalisation des tests d'ANOVA à un facteur. Le Package FactoMineR du logiciel R Version 3.2. a été utilisé pour la réalisation de l'Analyse en Composante Principale (ACP) et de l'Analyse Factorielle Multiple (AFM).

VI.4. Identification des espèces indicatrices des milieux envahis par *Chromolaena odorata*

VI.4.1. Collecte et analyses des données

La collecte et l'analyse des données sont les mêmes que celles décrites aux points VI.2 et VI.3.

VI.4.2. Analyses statistiques des données de la flore et du sol

L'Analyse de Cluster (AC), l'Analyse de Clusters Bidirectionnels (ACB) et l'Analyse des Espèces Indicatrices (AEI) ont été utilisées pour l'identification des espèces indicatrices des milieux envahis par *C. odorata*.

L'analyse de cluster est une technique de classification automatique non supervisée ayant pour objectif de définir des groupes d'individus relativement homogènes (les individus appartenant à un même groupe partagent des caractéristiques communes) tout en ayant des différences entre chaque groupe les plus marquées possible. L'analyse de cluster (AC) et l'analyse de clusters bidirectionnels (ACB) ont permis de caractériser les communautés végétales des milieux envahis par *C. odorata*. Pour se faire, les données d'abondance-

dominance de toutes les espèces végétales recueillies dans les 36 quadrats ont été utilisées. Cela a permis d'obtenir dans un premier temps le cluster. Par la suite, deux matrices ont été utilisées : une première matrice comportant les données d'abondance-dominance de toutes les espèces végétales recueillies dans les 36 quadrats appelée matrice principale et une deuxième matrice constituée des paramètres chimiques et granulométriques du sol obtenus dans chaque quadrat appelée matrice secondaire. La combinaison de ces deux matrices a permis d'avoir le cluster bidirectionnel. Ces deux analyses ont permis de discriminer différentes communautés végétales.

Afin de définir les espèces indicatrices de chacune des communautés végétales étudiées, l'Analyse des Espèces Indicatrices (AEI) a été utilisée. Elle permet d'établir un lien entre les données d'abondance-dominance des espèces et les variables physico-chimiques du sol dans chaque biotope. Les différentes communautés végétales obtenues ont été séparées et les paramètres chimiques et granulométriques du sol des quadrats qui correspondent à chacune de ces communautés ont aussi été séparés. Cela a permis d'obtenir deux matrices : une matrice principale constituée des quadrats comportant les espèces végétales de la communauté et de leur abondance-dominance et une matrice secondaire constituée des quadrats comportant les paramètres chimiques et granulométriques du sol correspondant à ces communautés végétales. Ces informations combinées ont permis de connaître la concentration de l'abondance d'espèces dans un groupe particulier et la fidélité d'occurrence d'une espèce dans ce groupe. Les valeurs indicatrices de chaque espèce dans chaque groupe ont été obtenues et testées pour la signification statistique à l'aide du test de Monte Carlo. L'analyse des espèces indicatrices a évalué chaque espèce pour la force de sa réponse aux variables édaphiques. Un seuil de valeur d'indicateur de 30 p.c. avec une signification de 95 p.c. (valeur de $p \leq 0,05$) a été choisi en tant que coupe pour identifier les espèces indicatrices (**Ter Braak et Prentice, 1988 ; Dufrière et Legendre, 1997**) et les espèces indicatrices identifiées pour nommer les communautés.

L'Analyse de Cluster (AC), l'Analyse de Clusters Bidirectionnels (ACB) et l'Analyse des Espèces Indicatrices (AEI) ont été réalisées à l'aide du logiciel PC-ORD version 7.

PARTIE III : RÉSULTATS

CHAPITRE VII. Impact de *Chromolaena odorata* sur la flore

VII.1. Richesse et composition floristiques des biotopes inventoriés

Dans cette étude, un total de 147 espèces appartenant à 118 genres et repartis en 57 familles ont été inventoriées dans les différents biotopes. Le nombre d'espèces recensées varie selon le type de biotope. Les zones rudérales sans *C. odorata* présentent 67 espèces. Les zones rudérales avec une jeune invasion de *C. odorata* présentent 72 espèces. Les zones rudérales avec une ancienne invasion de *C. odorata* sont riches de 50 espèces. Les forêts inventoriées présentent 66 espèces. Les analyses statistiques ont montré une différence significative entre les invasions récentes et les vieilles invasions ($F = 2,75$; $P < 0,001$), (**Tableau III**).

La répartition phytogéographique des espèces inventoriées dans l'ensemble des biotopes met en relief trois types d'affinités chorologiques. Les espèces forestières de la région Guinée-Congolaise (GC) sont les plus abondantes avec 104 espèces. Elles sont suivies par celles de la zone de transition forêt-savane qui représentent 34 espèces. Les espèces végétales exotiques à la flore ivoirienne représentent 9 espèces.

Les espèces inventoriées dans l'ensemble des biotopes se répartissent en 10 types biologiques. Les microphanérophytes sont majoritaires avec 60 espèces. Ils sont suivis par les nanophanérophites et les mésophanérophites avec respectivement 26 et 25 espèces. Les chaméphytes et les hémicryptophytes représentent chacune 9 espèces. Les géophytes sont représentées par 6 espèces. Ils sont suivis des mégaphanérophites et des thérophytes avec chacun 5 espèces. Enfin, viennent les hydrophytes qui ne sont représentés que par 2 espèces.

Il a été recensé 10 espèces à statut particulier (**Tableau IV**). Cinq espèces sont endémiques au bloc forestier Ouest africain (GCW): *Azalia bella* var. *gracilior* (**Figure 34**), *Albertisia scandens*, *Chassalia afzelii*, *Neuropeltis prevosteoides* et *Platysepalum hirsutum*. Une espèce est endémique à la Côte d'Ivoire selon Aké-Assi (2001 ; 2002) : *Leptoderris miegei* (**Figure 35**). Deux espèces sont citées comme rares, devenues rares et en voie d'extinction de la flore ivoirienne selon Aké-Assi (1998) : *Buxus acutata* et *Cola heterophylla* (**Figure 36**). Une espèce est présente sur la liste rouge de l'UICN (2015) : *Turraeanthus africanus*, une espèce vulnérable (VU). L'espèce *Rhigiocarya peltata* (**Figure 37**) présente un double statut, à la fois espèce endémique ivoirienne et espèce rare et / ou menacée d'extinction selon Aké-Assi (1998 ; 2001 ; 2002) (**Tableau IV**).

Tableau III: Impact de *Chromolaena odorata* sur la diversité floristique des biotopes inventoriés dans le Parc National du Banco.

	<i>Chromolaena</i> jeunes (moins d'un an)	<i>Chromolaena</i> vieux (1 à 3 ans)	Rudérales	Forêts	Statistique du test d'Anova
Richesse spécifique	15,55 ± 2,98 ^b	11,22 ± 3,12 ^a	13,44 ± 2,27 ^{ab}	13,55 ± 2,27 ^{ab}	$F = 2,75^{***}$

Légende : la même lettre en exposant indique aucune différence significative entre les espèces. Les comparaisons entre les taxons ont été effectuées en utilisant une ANOVA à un facteur suivi du test de Tukey-HSD. Les comparaisons entre les taxons ont été faites en utilisant un test de Kruskal-Wallis suivi du test de Dunn pour l'indice d'équitabilité.
 * P < 0,05 pour l'indice de diversité de Shannon. *** P < 0,001 pour la richesse spécifique et l'indice d'équitabilité.

Tableau IV: Liste des espèces endémiques, rares et menacées d'extinction et leur distribution par biotope

N°	Espèces	Familles	Statuts			Présence d'espèces par biotope			
			Affinités chorologiques	Aké-Assi (1998)	UICN (2015)	Forêts	Rudérales	<i>Chromolaena</i> jeunes (moins d'un an)	<i>Chromolaena</i> vieux (1 à 3ans)
01.	<i>Afzelia bella</i> Harms var. <i>gracilior</i> Keay	Fabaceae	GCW	-	-	X	-	-	-
02.	<i>Albertisia scandens</i> (Mangenot & Miège) Forman	Mennispermaceae	GCW	-	-	X	X	X	-
03.	<i>Buxus acutata</i> Friis	Buxaceae	-	PRE	-	X	-	-	-
04.	<i>Chassalia afzelii</i> (Hiern) K.Schum.	Rubiaceae	GCW	-	-	X	X	X	-
05.	<i>Cola heterophylla</i> (P. Beauv.) chott & Endl.	Malvaceae	-	PRE	-	X	X	X	-
06.	<i>Leptoderris miegei</i> Aké Assi & Mangenot	Fabaceae	GCi	-	-	-	X	X	-
07.	<i>Neuropeltis prevosteoides</i> Mangenot	Fabaceae	GCW	-	-	X	-	-	-
08.	<i>Platysepalum hirsutum</i> (Dunn) Hepper	Fabaceae	GCW	-	-	X	X	-	-
09.	<i>Rhigiocarya peltata</i> Miège	Mennispermaceae	GCi	PRE	-	X	X	X	X
10.	<i>Turraeanthus africanus</i> (Welw. ex C. DC.) Pellegr.	Meliaceae	-		VU-	X	-	-	-
Nombre total des espèces par biotope						09	06	05	01

Légende : VU: vulnérable; PRE: plantes rares, devenues rares et en voie d'extinction selon Aké-Assi; LC: préoccupation mineure; Aké-Assi: statut selon Aké-Assi (1998); GCW: endémique au bloc forestier de l'Afrique de l'Ouest, comprenant le Ghana, la Côte d'Ivoire, le Libéria, la Sierra- Léone, la Guinée, la Guinée Bissau, la Gambie et le Sénégal.



Figure 34 : Vue d'un jeune plant de *Afzelia bella* var. *gracilior* (Fabaceae)

Coordonnées : (W = 004°03'51.0"/ N = 05° 25' 26.3")



Figure 35 : Vue d'un jeune pied de *Leptoderis miegei* (Fabaceae)

Coordonnées : (W = 004°03'11.4"/ N = 05° 22' 52.4")



Figure 36 : Vue de rameau feuillé de *Cola heterophylla* (Malvaceae)

Coordonnées : (W = 004°04'925"/ N = 05° 36' 379")



Figure 37 : Vue de *Rhigiocarya peltata* (Menispermaceae)

Coordonnées : (W = 004°03'10.9"/ N = 05° 22' 54.4")

Dans cette étude, il a également été analysé la flore des zones rudérales en présence/absence de *C. odorata*. Les espèces présentes dans les trois biotopes (zones rudérales sans *C. odorata*, zones rudérales avec une jeune invasion de *C. odorata* de moins d'un an et, zones rudérales avec une ancienne invasion de *C. odorata* de un à trois ans) ont été considérées comme les espèces résilientes à l'invasion. Elles sont au nombre de 26 : *Acacia pentagona*, *Acroceras zizanoides*, *Aframomum danielli*, *Albizia adianthifolia*, *Albertisia cordifolia*, *Anthonotha macrophylla*, *Asystasia gangetica*, *Baphia nitida*, *Centrosema pubescens*, *Cissus aralioides*, *Combretum dolichopetalum*, *Croton hirtus*, *Heterotis rotundifolia*, *Ipomoea involucrata*, *Manihot esculenta*, *Mimosa invisa*, *Palisota hirsuta*, *Panicum laxum*, *Panicum maximum*, *Pteridium aquilinum*, *Pueraria phaseoloides*, *Rhigiocarya racemifera*, *Rhigiocarya peltata*, *Solanum rugosum*, *Stenotaphrum secundatum* et *Thaumatococcus daniellii*.

Les espèces absentes des vieilles invasions sont au nombre de 14. Elles ont été considérées comme les espèces disparues lors de l'invasion. Ce sont : *Albertisia scandens*, *Baphia bancoensis*, *Chassalia afzelii*, *Cola heterophylla*, *Cyathula prostrata*, *Diodia sarmentosa*, *Eleusine indica*, *Leptoderris miegei*, *Milletia zechiana*, *Paspalum scrobiculatum*, *Phyllanthus amarus*, *Rauwolfia vomitoria*, *Scoparia dulcis*, *Stachytarpheta jamaicensis*..

Certaines espèces ont été observées uniquement dans les vieilles invasions. Elles ont été considérées comme les espèces apparues lors de l'invasion. Elles sont au nombre de 13 : *Adenia lobata*, *Aneilema beniniense*, *Anthonotha fragrans*, *Breynia disticha*, *Combretum mucronatum*, *Ficus exasperata*, *Lantana camara*, *Momordica cabrae*, *Neuropeltis acuminata*, *Phyllanthus muellerianus*, *Sterculia tragacantha*, *Uvaria afzelii* et *Uvariadendron angustifolium*.

VII.2. Impact de *Chromolaena odorata* sur la diversité floristique des biotopes inventoriés

Pour montrer l'impact de *C. odorata* sur la diversité floristique, nous avons comparé les indices de diversité (Shannon et équitabilité) dans chaque biotope. Nous avons également observé l'évolution du recouvrement de *C. odorata* et celui des autres espèces végétales aussi bien en invasion récente qu'en invasion ancienne.

Dans l'ensemble des biotopes, l'indice de diversité de Shannon varie de $1,05 \pm 0,17$ pour les invasions anciennes à $2,28 \pm 0,17$ pour les zones rudérales sans invasions. Les analyses statistiques ont montré une différence significative entre les zones rudérales avec une ancienne invasion de *C. odorata* et les autres biotopes ($F = 10,37$; $P < 0,05$). Cela signifie que les zones rudérales avec une ancienne invasion de *C. odorata* sont moins diversifiées en espèces contrairement aux autres biotopes (**Tableau V**).

En ce qui concerne l'indice d'équitabilité, il varie de $0,43 \pm 0,11$ dans les zones rudérales avec une ancienne invasion de *C. odorata* de un à trois ans à $0,88 \pm 0,24$ dans les zones rudérales sans *C. odorata*. Les analyses statistiques ont montré une différence significative entre les invasions anciennes et les sites inventoriés sans invasion, c'est à dire, les rudérales sans invasion et les forêts ($\chi^2 = 19,26; P < 0,05$), (**Tableau V**). Cela signifie qu'il y a une répartition inéquitable des espèces dans les zones rudérales avec une ancienne invasion de *C. odorata* contrairement aux autres biotopes.

Le test de corrélation de Pearson a montré une corrélation négative entre le recouvrement de *C. odorata* et celui des autres espèces végétales aussi bien en invasion récente ($r = -0,93, P < 0,001$) qu'en invasion ancienne ($r = -0,99, P < 0,0001$). Ces résultats indiquent que, lorsque le recouvrement de *C. odorata* augmente celui des autres espèces diminue (**Figure 38**).

Tableau V: Impact de *Chromolaena odorata* sur la diversité floristique des biotopes inventoriés dans le Parc National du Banco.

	<i>Chromolaena</i> jeunes (moins d'un an)	<i>Chromolaena</i> vieux (1 à 3 ans)	Rudérales	Forêts	Statistiques des tests d'Anova et de Kruskal-Wallis
Indice de Shannon	2,04 ± 0,17 ^b	1,05 ± 0,17 ^a	2,28 ± 0,17 ^b	2,07 ± 0,17 ^b	$F = 10,37^*$
Indice d'Équitabilité	0,74 ± 0,13 ^{ab}	0,43 ± 0,11 ^a	0,88 ± 0,24 ^b	0,80 ± 0,14 ^b	$\chi^2 = 19,26^{***}$

Légende : la même lettre en exposant indique aucune différence significative entre les espèces. Les comparaisons entre les taxons ont été effectuées en utilisant une ANOVA à un facteur suivi du test de Tukey-HSD. Les comparaisons entre les taxons ont été faites en utilisant un test de Kruskal-Wallis suivi du test de Dunn pour l'indice d'équitabilité.
* P < 0,05 pour l'indice de diversité de Shannon. *** P < 0,001 pour la richesse spécifique et l'indice d'équitabilité.

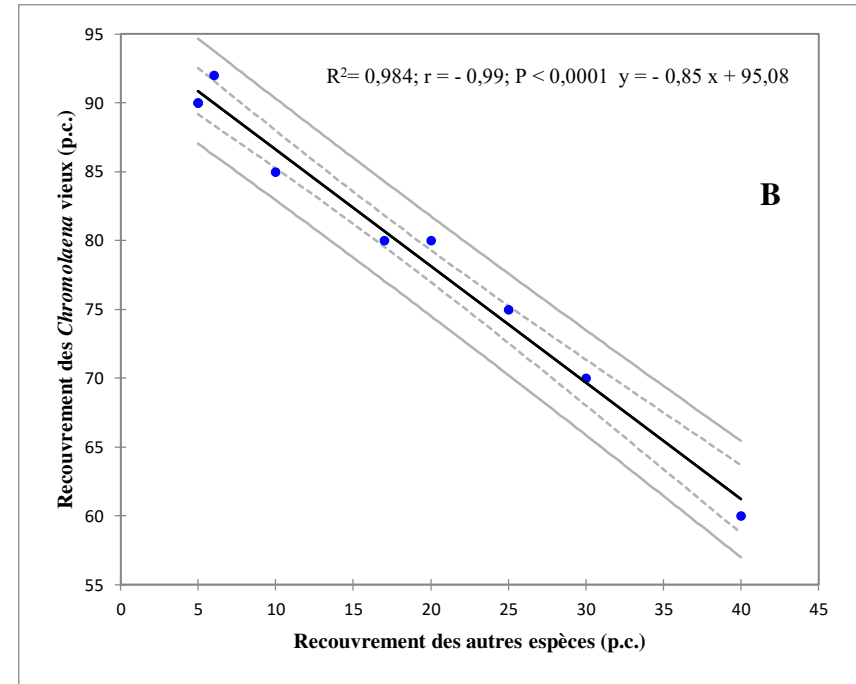
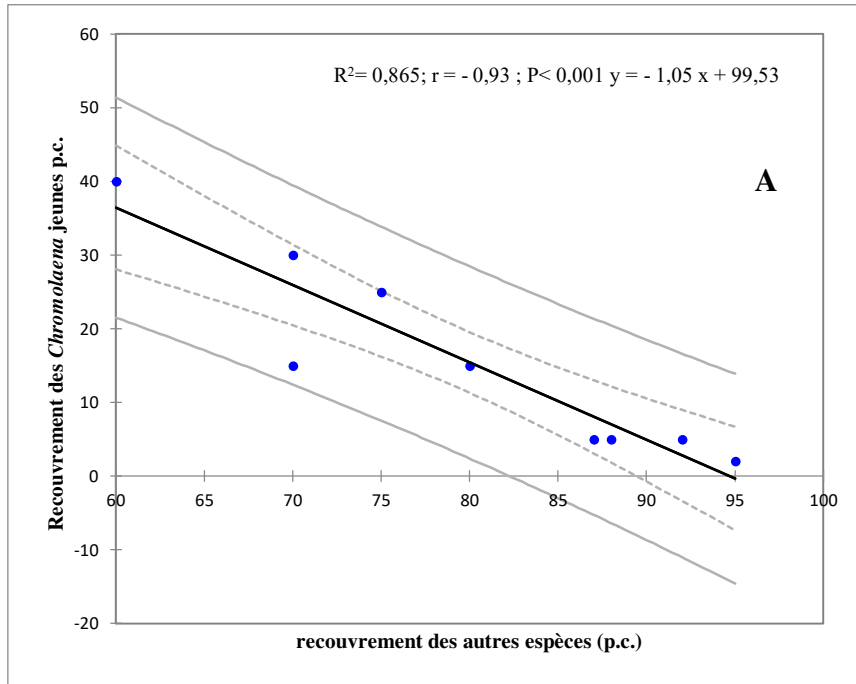


Figure 38 : Impact du recouvrement de *Chromolaena odorata* jeunes de moins d'un an (A) et de *Chromolaena* vieux de un à trois ans (B) sur le recouvrement des autres espèces végétales.

CHAPITRE VIII. Impact de *Chromolaena odorata* sur le sol

VIII.1. Description morpho-pédologique

Trois segments topographiques (haut de versant, mi de versant et bas de versant) avec leurs traits morphologiques ont été décrits de la manière suivante :

✓ Profil 1 de sol localisé au haut de versant (Figure 39)

Lieu : Parc National du Banco

Coordonnées géographiques : W 004. 04'992"; N 05. 36'327"

Position topographique : haut de versant

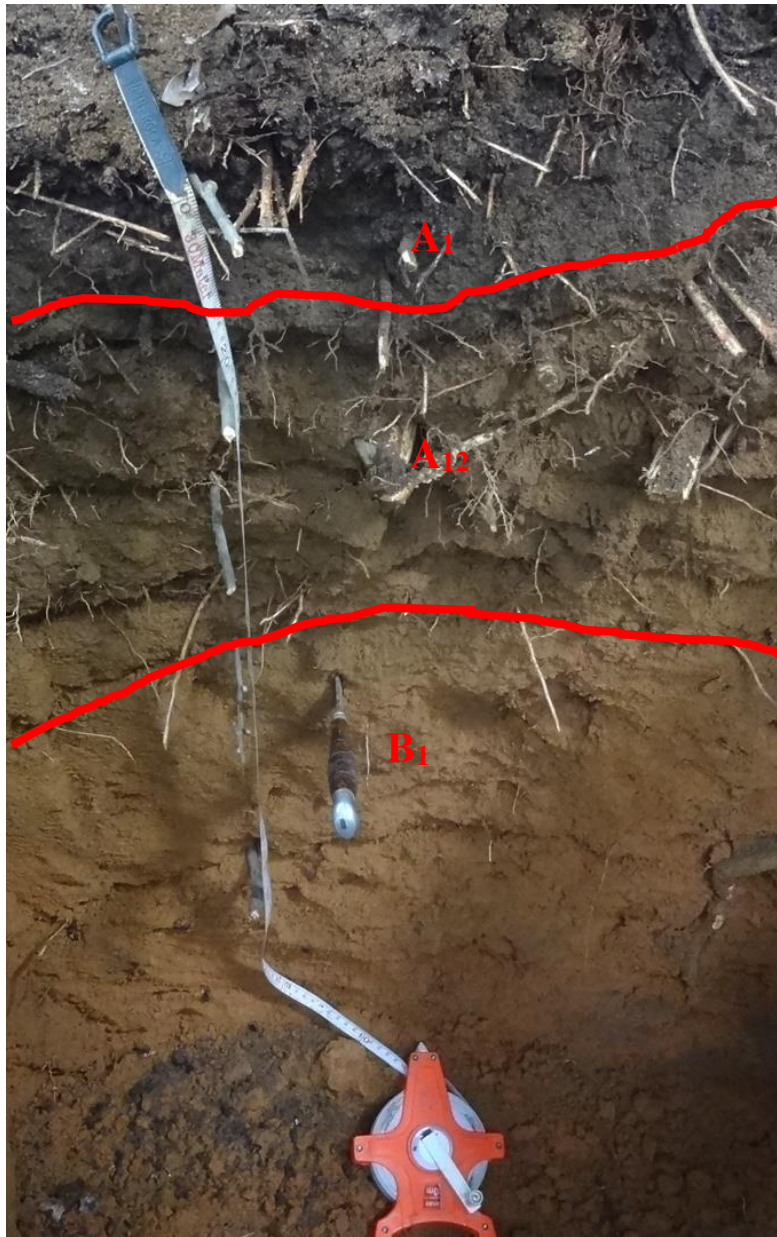
Altitude : 45 m

Végétation : Forêt secondaire

A₁₁, 0-17 cm : de couleur brun (7,5 YR 3/2), il est humifère, frais à texture sablo-limono argileuse à sable fin et moyen avec 5 à 10% d'argile. Il présente une structure de débit polyédrique subanguleux. Il est peu cohérent, poreux avec de nombreuses racines de taille millimétrique à centimétrique. Il a un bon drainage de classe 1,6.

A₁₂, 17-34 cm : de couleur brun (7,5 YR 5/4). Il est apparemment humifère, frais, à texture sablo argileuse à sable moyen avec 20 à 25% d'argile. Il présente une structure de débit polyédrique subanguleux. Il est peu cohérent, poreux avec de nombreuses racines de tailles millimétriques à centimétriques. Il a un bon drainage de classe 1,8.

B₁, 34-83 cm : de couleur brun, 5 YR 6/3, il est apparemment humifère, frais avec la présence des taches Ocre rouille : 2,5 YR 3/6. La texture est argilo-sableuse, à sable moyen avec 25 à 30% d'argile. La structure de débit est polyédrique subanguleux. Il est peu cohérent, poreux avec un drainage moyen de classe 2. Il a de nombreuses racines de taille millimétrique à centimétrique.



A₁₁, 0-17 cm : Brun, 7,5 YR 3/2, humifère, frais, structure polyédrique subanguleux, peu cohérent drainage bon, 1,6. Texture sablo-limono argileuse à sable fin et moyen, 5 à 10% d'argile. Nombreuses racines millimétriques à centimétriques.

A₁₂, 17-34 cm : Brun, 7,5 YR 5/4, apparemment humifère, frais, structure polyédrique subanguleux, peu cohérent drainage bon, 1,8. Texture sablo argileuse à sable moyen, 20 à 25% d'argile. Nombreuses racines millimétriques à centimétriques.

B₁, 34-83 cm : Brun, 5 YR 6/3, apparemment humifère, frais, des taches Ocre rouille : 2,5 YR 3/6; texture argilo-sableuse, à sable moyen 25 à 30% d'argile. Structure polyédrique subanguleux, peu cohérent drainage moyen : 2. Nombreuses racines millimétriques à centimétriques.

Plinthosol

Figure 39 : Profil 1 d'un ferralsol au haut de versant de la toposéquence

✓ **Profil 2 de sol localisé au mi-versant (Figure 40)**

Lieu : Parc National du Banco

Coordonnées géographiques : W 004. 04'947"; N 05. 36'360"

Position topographique : **Mi-versant**

Altitude : 43 m

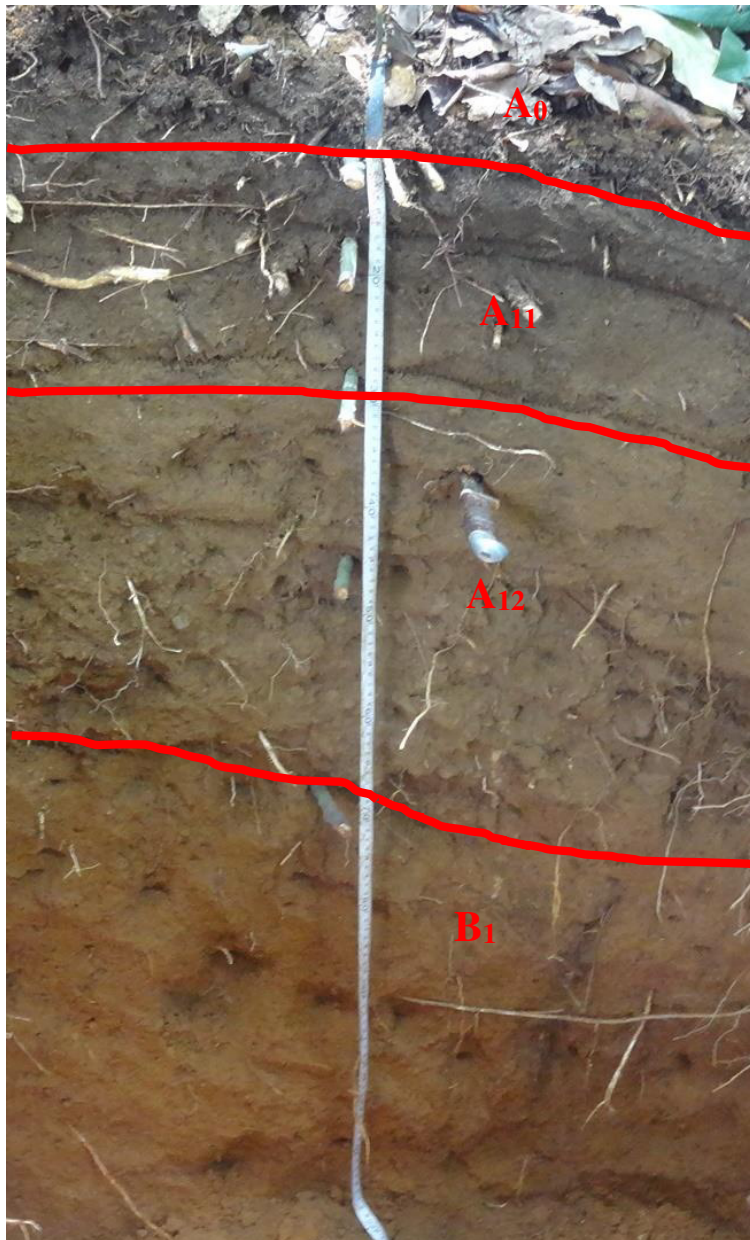
Végétation : Forêt secondaire

A₀, 0-10 cm : Brun foncé, frais, de couleur : 5 YR 5/1. Il est humifère, de structure : grumeleuse, peu cohérent, très poreux. Il présente de très nombreuses racines d'orientation subhorizontale de taille millimétrique. Le drainage est bon de classe 1,4. La transition est nette avec une limite plus ou moins régulière. La texture est sablo-limono argileuse à sable fin et moyen avec 5 à 10 p.c. d'argile.

A₁₁, 10-32 cm : Brun foncé, frais, humifère, de couleur : 10 YR 3/1. Il a une structure : grumeleuse, il est peu cohérent, très poreux avec de très nombreuses racines d'orientation subhorizontale de taille millimétrique. Il a un bon drainage de classe 1,6. La transition est nette avec une limite plus ou moins régulière. La texture est sablo argileuse à sable moyen avec 10 à 15 p.c. d'argile.

A₁₂, 32-50 cm : Brun foncé, frais, peu humifère, de couleur : 7,5 YR 3/2; rouille 7,5 YR-5/7. Il a structure : grumeleuse, il est peu cohérent, très poreux. Il a de nombreuses racines d'orientation subhorizontale de taille millimétrique. Il a un bon drainage de classe 1,8. La transition est nette avec une limite plus ou moins régulière. La texture est sablo argileuse à sable moyen avec 15 à 20% d'argile.

B₁, 50-115 cm : Brun foncé, frais, apparemment humifère, de couleur : 7,5 YR 6/8; rouille 7,5 YR-5/8. La structure est grumeleuse, peu cohérent, très poreux. Il a de nombreuses racines d'orientation subhorizontale de taille millimétrique. Il a un drainage moyen de classe 2. La transition est nette, la limite est plus ou moins régulière. La texture est argilo sableuse à sable moyen avec 20 à 30% d'argile.



A₀, 0-10 cm : Brun foncé, frais, humifère. Couleur : 5 YR 5/1; structure : grumeuse, peu cohérent, très poreux. Très nombreuses racines subhorizontales, millimétriques. Drainage bon, 1,4. Transition nette, limite + ou – régulière. Texture sablo-limono argileuse à sable fin et moyen, 5 à 10% d'argile.

A₁₁, 10-32 cm : Brun foncé, frais, humifère. Couleur : 10 YR 3/1, structure : grumeuse, peu cohérent, très poreux. Très nombreuses racines subhorizontales, millimétriques. Drainage bon, 1,6. Transition nette, limite + ou – régulière. Texture sablo argileuse à sable moyen, 10 à 15% d'argile.

A₁₂, 32 – 50 cm : Brun foncé, frais, peu humifère. Couleur : 7,5 YR 3/2; rouille 7,5 YR-5/7 structure : grumeuse, peu cohérent, très poreux. Nombreuses racines subhorizontales, millimétriques. Drainage bon, 1,8. Transition nette, limite + ou – régulière. Texture sablo argileuse à sable moyen, 15 à 20% d'argile.

B₁, 50-115 cm : Brun foncé, frais, apparemment humifère. Couleur : 7,5 YR 6/8; rouille 7,5 YR-5/8 structure : grumeuse, peu cohérent, très poreux. Nombreuses racines subhorizontales, millimétriques. Drainage moyen, 2. Transition nette, limite + ou – régulière. Texture argilo sableuse à sable moyen, 20 à 30% d'argile.

Stagnosol (plinthic stagnosol)

Figure 40 : Profil 2 d'un ferralsol au mi-versant de la toposéquence

✓ **Profil 3 de sol localisé au bas versant (Figure 41)**

Lieu : Parc National du Banco

Coordonnées géographiques : W 004. 0'925" ; N 05. 36'379"

Position topographique : Bas versant

Altitude : 36 m

Végétation : Forêt secondaire

A₀, 0-10 cm : Brun foncé, frais, humifère, de Couleur : 7,5 YR-3/1. La structure est grumeleuse, peu cohérent, très poreux. Il a d'assez nombreuses racines d'orientation subhorizontale de taille millimétrique. Il a un bon drainage de classe 1,2. La transition est nette avec une limite plus ou moins régulière. La texture est sablo-limono argileuse à sable fin et moyen avec 10 à 15 p.c. d'argile.

A₁₁, 10-38 cm : Brun, frais, humifère de couleur : 7,5 YR 5/6. Il a une structure de débit polyédrique subanguleuse, il est cohérent, poreux avec de nombreuses racines d'orientation subhorizontale de taille millimétrique à centimétrique. La transition est progressive avec une limite plus ou moins régulière. Le drainage est bon de classe 1,6. La texture est sablo argileuse à sable moyen avec 15 à 25 p.c. d'argile.

A₁₂ (g), 38-58 cm : 7,5 YR 5/6, brun grisâtre, tacheté, frais à humide. Il est peu humifère, brun : 7,5 YR-6/4 ; Ocre rouille : 7,5 YR-5/6 ; gley1 4/N. La structure de débit est polyédrique subanguleuse, il est peu cohérent. Il y a la présence de nappe perchée. La texture est argilo sableuse à sable moyen avec 25 à 30%.



A₀, 0-10 cm : Brun foncé, frais, humifère. Couleur : 7,5 YR-3/1 ; structure : grumeleuse, peu cohérent, très poreux. Assez nombreuses racines subhorizontales, millimétriques. Drainage bon, 1,2. Transition nette, limite + ou – régulière. Texture sablo-limono argileuse à sable fin et moyen, 10 à 15% d'argile.

A₁₁, 10-38 cm : Brun, frais, humifère. Couleur; 7,5 YR 5/6, structure polyédrique subanguleuse ; cohérent, poreux. Nombreuses racines subhorizontales millimétriques à centimétriques. Transition progressive, limite + ou – régulière. Drainage bon, 1,6. Texture sablo argileuse à sable moyen. 15 à 25% d'argile.

A₁₂ (g), 38-58 cm : 7,5 YR 5/6, Brun grisâtre, tacheté, frais à humide. Peu humifère, Brun : 7,5 YR-6/4 ; Ocre rouille : 7,5 YR-5/6 ; gley1 4/N. structure polyédrique subanguleuse, peu cohérent. Présence de nappe perchée. Texture argilo sableuse à sable moyen 25 à 30%.

Sol Colluvionnaire hydromorphe à speudogley (gleyc colluviosol)

Figure 41 : Profil 3 d'un ferralsol au bas versant de la toposéquence

Les sites inventoriés sont tous situés à une altitude variante entre 3 m et 9 m. En établissant une relation entre ces sites, les espèces végétales et la position topographique, il ressort que, au sommet (haut de versant), l'altitude varie de 9 à 8 m. L'on rencontre quatre placettes dont deux placettes des zones rudérales avec une jeune invasion de *Chromolaena odorata*, une placette des zones rudérales sans *Chromolaena* et une placette de forêt. Il a été recensé au sommet 49 espèces végétales soit 33,33 p.c. de toutes les espèces inventoriées. Les sols observés ont une texture sableuse, une faible matière organique et CEC, le sol est poreux, l'eau et les éléments minéraux s'infiltrant rapidement. L'on a noté également la présence d'une charge grossière (graviers, cailloux ou blocs) et un faible recouvrement de *C. odorata* (5 à 15 p.c.) (**Tableau VI**).

À mi-versant, l'altitude est de 6 m. L'on rencontre sept placettes dont six placettes de forêts et une, des zones rudérales avec une ancienne invasion de *C. odorata*. Il a été recensé à mi-versant 59 espèces végétales soit 40,14 p.c. de toutes les espèces inventoriées. Les sols rencontrés ont une texture sablo-argileuse, une faible CEC, un sol très poreux dans lequel l'eau et les éléments minéraux s'infiltrant rapidement. Il a été noté la présence de charge grossière (graviers, cailloux ou blocs). La matière organique est très élevée mais le recouvrement de *C. odorata* est moyen (50 p.c.) (**Tableau VI**).

Au bas de pente, l'altitude varie de 3 à 4 m. L'on rencontre 25 placettes dont sept placettes des zones rudérales avec une jeune invasion de *C. odorata*, huit placettes respectivement des zones rudérales avec une ancienne invasion de *C. odorata*, des zones rudérales sans invasion et deux placettes des forêts. L'on a recensé au bas de pente 114 espèces végétales soit 77, 55 p.c. de toutes les espèces inventoriées. Les sols observés ont une texture sableuse, une teneur en matière organique et en CEC plus élevée. Le sol est poreux, l'eau et les éléments minéraux s'infiltrant rapidement. L'on enregistre la présence d'une charge grossière (graviers, cailloux ou blocs) et un recouvrement très élevé de *C. odorata* (80 p.c.) (**Tableau VI**).

Tableau VI : Caractéristiques des profils de sol du Parc National du Banco en fonction de la position topographique des sites inventoriés

(profondeur de sol : 0-20 cm)

Position topographique	Sites inventoriés	Texture	Matière organique (g/kg)	Moy	CEC (meq/100 g)	Moy	Éléments grossiers (p.c)	Porosité	Drainage	Espèces végétales	Moy	Recouvrement de <i>Chromolaena odorata</i> (%)
Sommet (9 à 8 m)	CJ1E	Sableuse	20,64	17,07	1,42	1,42-2,74	< 10	Poreux	1,6	20	49	5
	CJ2E	Sableuse	9,12		1,42		< 10	Poreux	1,6	17		15
	Ru3E	Sableuse	16,17		1,48		< 10	Poreux	1,6	17		-
	For1N	Sablo-argileuse	22,36		2,74		< 10	Poreux	1,6	14		-
Mi-versant (6 m)	CV3E	Sableuse	21,33	24,59	2,3	1,88-2,74	< 10	Très poreux	1,6	12	59	50
	For1E	Sablo-argileuse	24,08		1,88		< 10	Très poreux	1,4	8		-
	For2E	Sablo-argileuse	28,55		1,88		< 10	Très poreux	1,4	18		-
	For3E	Sablo-argileuse	19,95		1,88		< 10	Très poreux	1,4	13		-
	For2A	Sablo-argileuse	24,08		2,36		< 10	Très poreux	1,4	12		-
	For3A	Sablo-argileuse	23,74		2,36		< 10	Très poreux	1,4	20		-
	For3N	Sablo-argileuse	30,44		2,74		< 10	Très poreux	1,4	13		-
Bas de pente (3 à 4m)	CJ1A	Sableuse	20,64	18,33	2,2	1,02-7,84	< 15	Poreux	1,2	14	114	30
	CJ1N	Sableuse	20,12		3,76		< 15	Poreux	1,2	15		15
	CJ2A	Sableuse	18,06		2,2		< 15	Poreux	1,2	13		40
	CJ2N	Sableuse	15,82		3,76		< 15	Poreux	1,2	12		30
	CJ3A	Sableuse	17,2		2,2		< 15	Poreux	1,2	13		25
	CJ3E	Sableuse	9,29		1,42		< 15	Poreux	1,2	21		5
	CJ3N	Sableuse	13,93		3,76		< 15	Poreux	1,2	15		5
	CV1A	Sableuse	16,84		1,02		< 15	Très poreux	1,6	9		80
	CV1E	Sableuse	22,02		2,3		< 15	Très poreux	1,6	9		80
	CV1N	Sableuse	55,04		7,84		< 15	Très poreux	1,6	11		80
	CV2A	Sableuse	14,45		1,02		< 15	Très poreux	1,6	17		75
	CV2E	Sableuse	21,84		2,3		< 15	Très poreux	1,6	12		75
	CV2N	Sableuse	14,10		7,84		< 15	Très poreux	1,6	10		75
	CV3A	Sableuse	11,01		1,02		< 15	Très poreux	1,6	15		80
	CV3N	Sableuse	15,48		7,84		< 15	Très poreux	1,6	6		70
Ru1A	Sableuse	13,76	1,64	< 15	Poreux	1,6	13	-				

Bas de pente suite	Ru1E	Sableuse	14,62	1,48	< 15	Poreux	1,6	14	-
	Ru1N	Sableuse	12,56	2,28	< 15	Poreux	1,6	11	-
	Ru2A	Sableuse	13,24	1,64	< 15	Poreux	1,6	10	-
	Ru2E	Sableuse	15,65	1,48	< 15	Poreux	1,6	14	-
	Ru2N	Sableuse	18,58	2,28	< 15	Poreux	1,6	16	-
	Ru3A	Sableuse	14,28	1,64	< 15	Poreux	1,6	11	-
	Ru3N	Sableuse	15,82	2,28	< 15	Poreux	1,6	15	-
	For1A	Sablo-argileuse	29,24	2,36	< 15	Poreux	1,6	11	-
	For2N	Sablo-argileuse	24,60	2,74	< 15	Poreux	1,6	13	-

Légende : Ru: Rudérales ; CJ: *Chromolaena* jeunes ; Moy : moyenne ; CV : *Chromolaena* vieux ; For : Forêt ; A : Site Anonkoi ; E : Site Écotourisme ; N : Site N'Dotré ; 1, 2, 3 : Numérotation des placettes des biotopes à l'intérieur de chaque site. Exemple : Ru1A : placette 1 du biotope rudérale du site Anonkoi ; Ru1E : placette 1 du biotope rudérale du site Écotourisme ; CJ3A : placette 3 du biotope rudérale avec *Chromolaena* jeune du site Anonkoi.

VIII.2. Propriétés physico-chimiques du sol des sites inventoriés

Les résultats de l'analyse granulométrique montrent que les sols inventoriés présentent une texture sableuse avec un pourcentage de sable total qui varie de 85,93 p.c. à 88,07 p.c. Le pourcentage d'argile varie de 8,67 p.c. à 10,77 p.c. et, le pourcentage de limon total varie de 2,98 p.c. à 3,47 p.c. Les résultats du calcul de l'indice de battance varie de 0,1 dans les forêts à 0,16 dans les zones rudérales sans *C. odorata*. Ces valeurs inférieures à 1,4 indiquent que le sol est non battant dans tous les sites inventoriés (**Tableau VII**). Les moyennes du pH_eau varie de 4,39 dans les forêts à 5,53 dans les zones rudérales avec une ancienne invasion de *C. odorata*. Toutefois, les analyses statistiques n'ont pas montré de différences significatives (**Tableau VII**).

Une différence significative a été observée sur les sites inventoriés pour cinq variables chimiques que sont : le carbone organique, l'humus, l'hydrogène, la matière organique, le potassium et le sodium échangeables.

La concentration moyenne du carbone organique varie de $8,91 \pm 0,84$ g / kg dans les zones rudérales sans *C. odorata* à $14,35 \pm 1,25$ g / kg dans les forêts. Les analyses statistiques ont montré une différence significative entre ces biotopes ($F= 5,24$; $P < 0,001$). Les zones envahies (*C. odorata* jeune et vieux) présentent des valeurs intermédiaires. Ces résultats indiquent que le pourcentage du carbone organique tend vers celui des forêts en présence d'invasion ancienne (**Tableau VIII**).

Le pourcentage moyen d'humus varie de $1,78 \pm 0,17$ p.c. dans les zones rudérales sans *C. odorata* à $2,87 \pm 0,25$ p.c. dans les forêts. Les analyses statistiques ont montré une différence significative entre ces biotopes ($F=5,26$; $P < 0,001$). Les zones envahies (*C. odorata* jeune et vieux) présentent des valeurs intermédiaires. Ces résultats indiquent que le pourcentage d'humus tend vers celui des forêts en présence d'invasion ancienne (**Tableau VIII**).

La concentration moyenne en hydrogène varie de $0,35 \pm 0,06$ mg / 100g dans les zones rudérales sans *C. odorata* à $0,74 \pm 0,08$ mg / 100g dans les forêts. Les analyses statistiques ont montré une différence hautement significative entre les zones rudérales et les forêts ($F= 11,62$; $P < 0,001$). Par contre, ces résultats indiquent qu'aucune augmentation de l'hydrogène a été observée en présence d'invasion des zones rudérales (**Tableau VIII**).

Tableau VII : Statistiques sommaires des différentes variables physico-chimiques du sol par biotope

Variables du sol	Forêts				Rudérales				<i>Chromolaena</i> jeunes				<i>Chromolaena</i> vieux			
	Moyenne	Ec-t	CV	Eten	Moyenne	Ec-t	CV	Eten	Moyenne	Ec-t	CV	Eten	Moyenne	Ec-t	CV	Eten
P (mg/100g)	0.63a	0.74	1.17	2.4	0.42a	0.29	0.69	0.9	0.7a	0.5	0.71	1.8	4.37a	11.33	2.59	36.2
K (mg/100g)	0.91a	0.69	0.76	2	1.32a	0.58	0.44	2.3	1.21a	0.64	0.53	2	1.62a	0.62	0.38	2.4
Mg (mg/100g)	1.89a	0.76	0.4	2.2	1.61a	0.57	0.35	1.9	1.81a	1.58	0.87	5.6	3.15a	2.66	0.84	9.5
Ca (mg/100g)	5.22a	3.7	0.71	11.8	17.48a	18.68	1.07	63	28.97a	58	2	190.4	51.21a	101.57	1.98	333.7
pH KCl	3.59a	0.17	0.05	0.6	4.42a	0.6	0.14	2	4.3a	0.9	0.21	3	4.44a	0.77	0.17	2.5
N Total (mg/100g)	0.1a	0	0	0	0.1a	0	0	0	0.08a	0.04	0.5	0.1	0.1a	0.05	0.5	0.2
Carbone organique (g/kg)	14.35 ± 1.25b	1.03	0.07	2.35	8.91 ± 0.84a	0.69	0.08	1.67	9.87 ± 2.02ab	1.65	0.17	4.02	12.21 ± 2.69ab	2.2	0.18	4.79
pH (H2O)	4.39a	0.15	0.03	0.35	5.26a	0.2	0.04	0.5	5.29a	0.8	0.15	1.72	5.53a	0.71	0.13	1.6
CEC (méq/100)	2.33a	0.35	0.15	0.86	1.8a	0.34	0.19	0.8	2.46a	0.97	0.39	2.34	3.72a	2.96	0.79	6.82
C/N	13.54a	0.87	0.06	2.6	13.22a	0.94	0.07	2.6	13.93a	0.6	0.04	1.9	13.43a	1.3	0.1	4.5
Al ³⁺ (méq/100)	3.79a	0.23	0.06	0.7	3.67a	0.25	0.07	0.7	3.86a	0.16	0.04	0.5	3.74a	0.37	0.1	1.3
H ⁺ (mg/100g)	0.74 ± 0.08b	0.14	0.19	0.5	0.35 ± 0.06a	0.08	0.23	0.3	0.41 ± 0.07a	0.11	0.27	0.3	0.41 ± 0.12a	0.14	0.34	0.5
K ech (mg/100g)	2.15 ± 0.93a	1.44	0.67	3.8	0.88 ± 0.42a	0.48	0.54	1.5	10.13 ± 1.48c	2.48	0.24	7.3	5.57 ± 0.65b	2.07	0.37	5.6
Mg ech (mg/100g)	3.18a	1.08	0.34	3.4	2.71a	0.6	0.22	2.3	2.3a	1.59	0.69	5.5	5.33a	4.64	0.87	16.3
Ca ech (mg/100g)	4.78a	6.33	1.32	15.9	12.75a	11.04	0.86	38.1	25.52a	51.1	2	171.3	49.15a	84.96	1.73	281.6
Na ech (mg/100g)	1.28 ± 0.17b	1.28	1	3.8	0.21 ± 0.03a	0.24	1.14	0.7	2.04 ± 0.38c	0.55	0.27	1.8	2.97 ± 0.26d	0.62	0.21	2
Humus (%)	2.87 ± 0.25b	0.21	0.07	0.47	1.78 ± 0.17a	0.14	0.08	0.34	1.97 ± 0.40ab	0.33	0.17	0.8	2.44 ± 0.54ab	0.44	0.18	0.96
Argile (%)	10.77a	1.7	0.16	4.11	8.79a	1.44	0.16	3.06	8.95a	2.18	0.24	4.68	8.67a	0.39	0.04	0.87
Limon fin (%)	2.03a	0.19	0.09	0.44	2.35a	0.46	0.19	1.11	1.99a	0.37	0.18	0.78	2.23a	0.31	0.14	0.76
Limon grossier (%)	1.27a	0.19	0.15	0.43	1.11a	0.31	0.28	0.75	0.99a	0.17	0.17	0.38	1.11a	0.01	0.01	0.01
Limon total (%)	3.29a	0.23	0.07	0.49	3.47a	0.36	0.1	0.77	2.98a	0.34	0.11	0.83	3.34a	0.31	0.1	0.77
Sable fin (%)	17.76a	2.68	0.15	6.51	18.13a	1.13	0.06	2.54	15.96a	2.72	0.17	5.97	14.75a	1.58	0.11	3.84
Sable grossier (%)	68.17a	4	0.06	8.51	69.62a	1.13	0.02	2.77	72.11a	4.69	0.06	11.48	73.23a	1.41	0.02	3.38
Sable total (%)	85.93a	1.88	0.02	2.63	87.74a	1.66	0.02	3.84	88.07a	2.48	0.03	5.51	87.98a	0.53	0.01	1.3
Indice de battance	0.1a	0.01	0.1	0.01	0.16a	0.03	0.19	0.08	0.13a	0.01	0.08	0.03	0.13a	0.02	0.15	0.06

Légende : Ec-t : Ecart-type; CV : Coefficient de variation; Eten: Etendue. La même lettre en exposant dans une ligne n'indique aucune différence significative entre les variables. Les comparaisons entre les variables ont été effectuées à l'aide d'un test d'ANOVA à un facteur suivi du test de Tukey

Tableau VIII : Statistiques des paramètres du sol qui présentent des différences significatives dans les biotopes inventoriés du Parc National du

Banco

Paramètres du sol	<i>Chromolaena</i> jeune (moins d'un an)	<i>Chromolaena</i> vieux (1 à 3 ans)	Rudérales	Forêts	Statistiques des tests d'Anova et de Kruskal-Wallis
Carbone organique (g/kg)	9,87 ± 2,02 ^{ab}	12,21 ± 2,69 ^{ab}	8,91 ± 0,84 ^a	14,35 ± 1,25 ^b	$F = 5,24^{***}$
H ⁺ (mg/100g)	0,41 ± 0,07 ^a	0,41 ± 0,12 ^a	0,35 ± 0,06 ^a	0,74 ± 0,08 ^b	$F = 11,62^{***}$
K ech (mg/100g)	10,13 ± 1,48 ^c	5,57 ± 0,65 ^b	0,87 ± 0,42 ^a	2,15 ± 0,93 ^a	$F = 55,73^{***}$
Na ech (mg/100g)	2,04 ± 0,38 ^c	2,97 ± 0,26 ^d	0,21 ± 0,03 ^a	1,28 ± 0,17 ^b	$F = 71,07^{***}$
Humus (%)	1,97 ± 0,40 ^{ab}	2,44 ± 0,54 ^{ab}	1,78 ± 0,17 ^a	2,87 ± 0,25 ^b	$F = 5,26^{***}$
Matière organique (g/kg)	16,09 ± 4,5 ^a	21,34 ± 13,22 ^{ab}	14,96 ± 1,82 ^a	25,23 ± 3,46 ^b	$\chi^2 = 17,29^{****}$

Légende : Les variables qui présentent les lettres différentes présentent des différences significatives. Les comparaisons entre les variables du sol ont été effectuées en utilisant une ANOVA à un facteur suivi du test de Tukey-HSD pour le carbone organique, H⁺, Kech, Na ech et l'humus. Les comparaisons entre les variables du sol ont été faites en utilisant un test de Kruskal-Wallis suivi du test de Dunn pour la matière organique. *** P < 0,001 pour le carbone organique, H⁺, Kech, Na ech et l'humus. **** P < 0,0001 pour la matière organique.

Le teneur moyenne en matière organique varie de $14,96 \pm 1,82$ g/kg dans les zones rudérales sans *C. odorata* à $25,23 \pm 3,46$ g/kg dans les forêts. Les analyses statistiques ont montré une différence significative entre ces biotopes ($\chi^2 = 17,29$; $P < 0,0001$). Les zones rudérales avec une ancienne invasion de *C. odorata* présentent des valeurs intermédiaires. Ces résultats indiquent que la teneur en matière organique dans les invasions anciennes tend vers celui des forêts (**Tableau VIII**)

Le potassium échangeable varie de $0,87 \pm 0,42$ mg / 100g dans les zones rudérales sans *C. odorata* à $10,13 \pm 1,48$ mg / 100g dans les zones rudérales avec une jeune invasion de *C. odorata*. Les analyses ont montré une différence hautement significative entre les invasions jeunes et anciennes ($F= 55,73$; $P < 0,001$). On observe ainsi, une diminution de la quantité de potassium en présence d'une invasion ancienne (**Tableau VIII**).

La concentration moyenne en sodium échangeable varie de $0,21 \pm 0,03$ mg / 100g dans les zones rudérales sans *C. odorata* à $2,97 \pm 0,26$ mg / 100g dans les zones rudérales avec une ancienne invasion de *C. odorata*. Les différences entre ces variables sont significatives ($F= 71,07$; $P < 0,001$). On observe donc une augmentation de la quantité de sodium en présence d'une invasion ancienne (**Tableau VIII**).

VIII.3. Impact de *Chromolaena odorata* sur les propriétés physico-chimiques du sol

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) montre que les trois premiers axes expliquent 61 p.c. de la variation (**Figure 42**). Les deux premiers axes restituent environ 45 p.c. de la variance de l'information et le troisième axe 16,22 p.c. La carte factorielle présente trois groupes de biotope. Le groupe 1 rassemble les zones rudérales avec une jeune invasion de *C. odorata* et les zones rudérales sans *C. odorata*. Les zones rudérales sont caractérisées par une pauvreté en éléments chimiques du sol telle que : le potassium échangeable, le sodium échangeable, le rapport carbone/azote, l'aluminium et le phosphore. Le groupe 2 rassemble les biotopes forestiers. Les forêts sont caractérisées par une richesse en élément organique que sont : le carbone organique, l'humus et l'hydrogène. Enfin, le groupe 3 rassemble les zones rudérales avec une ancienne invasion de *C. odorata*. Les zones rudérales avec une ancienne invasion de *C. odorata* sont caractérisées par une richesse en éléments chimiques du sol : l'azote total, la capacité d'échange cationique, le magnésium, le magnésium échangeable, le calcium et le calcium échangeable.

L'Analyse Factorielle Multiple (AFM), montre que les trois premiers axes expliquent 61 p.c. de la variation (**Figure 43**). Les deux premiers axes restituent 43 p.c. de la variance de l'information et le troisième axe 18 p.c. La carte factorielle présente deux groupes de biotopes.

Le groupe 1 rassemble les forêts. Les forêts sont caractérisées par une bonne diversité floristique et une richesse en carbone organique et en humus. Elles sont liées à aucun site de prélèvement. Le groupe 2 rassemble les zones rudérales. L'axe 2 permet de discriminer dans le sens négatif, les zones rudérales sans invasion et celles avec une jeune invasion de *C. odorata*. Elles sont également caractérisées par une bonne diversité floristique et une pauvreté en éléments chimiques du sol. Elles sont liées aux sites de l'Écotourisme et Anonkoi. Le sens positif présente les zones rudérales avec une ancienne invasion de *C. odorata* liés au site de N'dotré. Les zones rudérales avec une ancienne invasion de *C. odorata* sont caractérisées par une faible diversité floristique et une forte richesse en éléments chimiques du sol. Elles sont corrélées avec l'azote total, la capacité d'échange cationique, le magnésium échangeable, le calcium échangeable, le phosphore, le potassium échangeable, le rapport carbone / azote et le sodium échangeable.

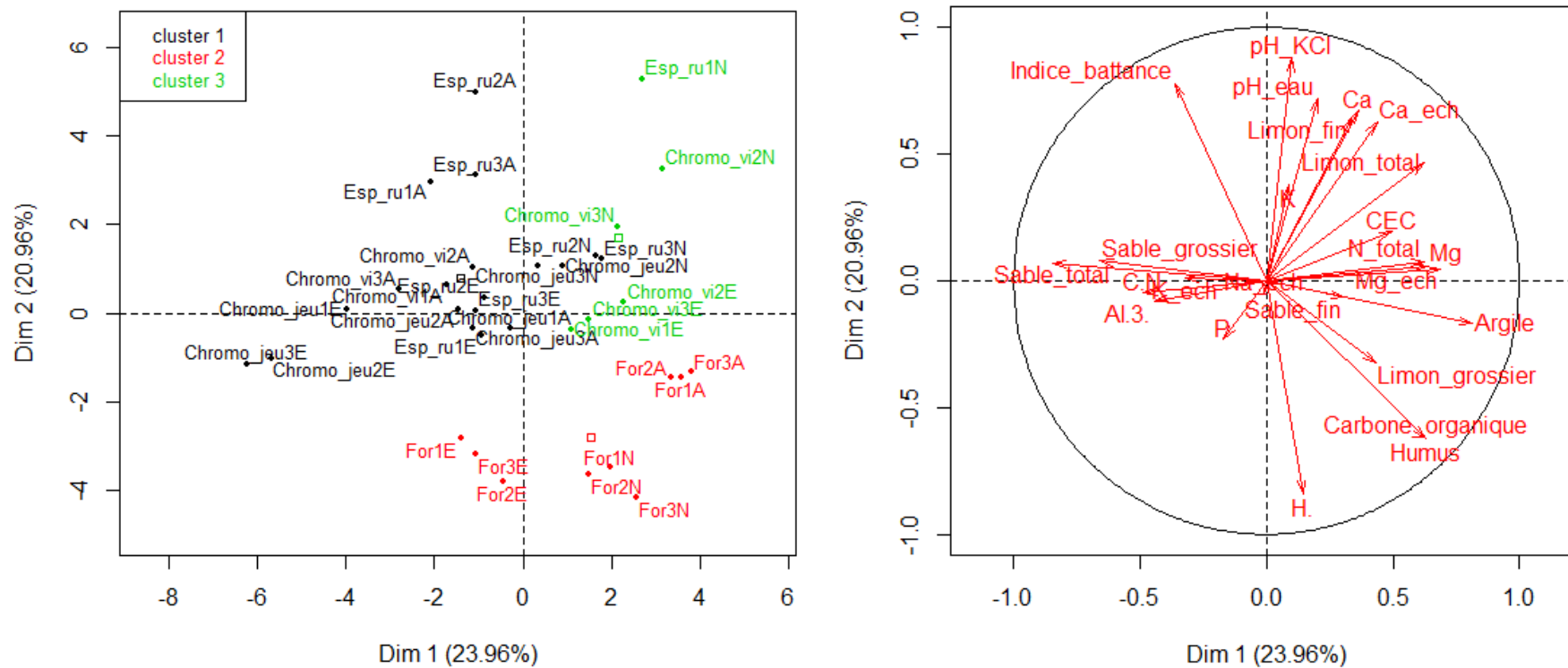


Figure 42: Carte factorielle et cercle de corrélation des variables quantitatives utilisées dans l'ACP

Légende : Esp_ru: Rudérales, Chromo_jeu: Chromolaena jeunes; Chromo_vi : Chromolaena vieux; For : Forêt. 1A, 2A, 3A : 1, 2,3 Anonkoi; 1E, 2E, 3E : 1, 2, 3 Ecotourisme; 1N, 2N, 3N : 1, 2, 3 N'dotré

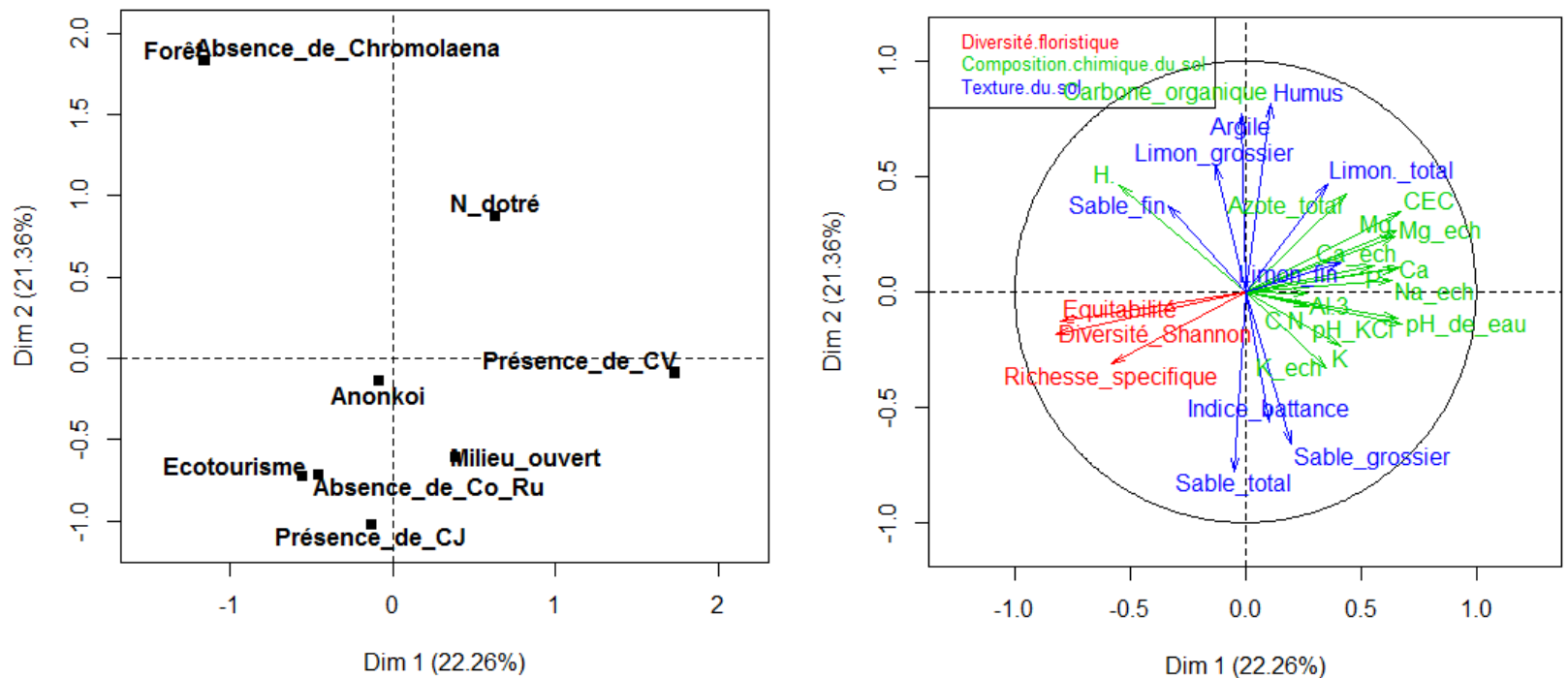


Figure 43: Carte factorielle et cercle de corrélation des variables quantitatives et qualitatives utilisées dans l'AFM.

Légende : Présence_de_CV : présence de *Chromolaena* vieux, Présence de CJ : présence de *Chromolaena* jeunes, Absence_de_Co_Ru : Absence de *C. odorata* dans les rudérales

CHAPITRE IX. Espèces végétales indicatrices identifiées dans les milieux envahis par *Chromolaena odorata*

IX.1. Communautés végétales indentifiées à partir des variables floristiques et des paramètres physico-chimiques du sol

Les résultats de l'analyse de cluster (**Figure 44**) et de l'analyse de cluster bidirectionnelle (**Figure 45**) ont permis de scinder les espèces végétales en quatre communautés qui peuvent être clairement observées dans les deux branches principales du dendrogramme. (i) Une grappe principale comprenant 3 communautés végétales dont la première est constituée uniquement de biotopes forestiers, une seconde constituée de biotopes mixtes : zones rudérales sans *C. odorata* et zones rudérales avec invasion jeune de *C. odorata* et la troisième communauté est constituée de biotopes dominés par les zones rudérales sans *C. odorata*. (ii) Une grappe comprenant une communauté végétale constituée majoritairement de zones rudérales avec une ancienne invasion de *C. odorata*.

L'Analyse des Espèces Indicatrices (AEI) a identifié des espèces indicatrices pour chaque communauté végétale sous l'influence des variables responsables de ces communautés. Les résultats de l'AEI montrent que les vingt-cinq paramètres physico-chimiques du sol ont une forte influence sur l'occurrence des espèces. Les résultats montrent également la force de la relation entre ces paramètres et les espèces à l'aide des procédures de Monte Carlo. Les quatre communautés végétales sont décrites dans le **Tableau IX**, avec leurs groupements végétaux respectifs ainsi que les variables environnementales qui les ont discriminés.

IX.2. Caractéristiques des différentes communautés végétales et espèces indicatrices identifiées

IX.2.1. Communauté de forêt

Cette première communauté est constituée de 8 quadrats qui sont uniquement des biotopes de forêts. Quatre espèces indicatrices y ont été discriminées. La végétation est caractérisée respectivement par *Dichapetalum pallidum* et *Icacina mannii*. Les autres espèces indicatrices de cette communauté sont : *Cola heterophylla* et *Xylopiya villosa* (**Tableau IX**).

Les variables environnementales les plus significatives qui ont déterminé le gradient de cette communauté sont de fortes valeurs (minimum-maximum) du carbone organique (13,44-15,79 g/kg), de l'humus (2,688-3,158 p.c.), du sable fin (14,279-20,794 p.c.), du limon total (2,972-3,460 p.c.), du limon grossier (1,114-1,538 p.c.) et de l'argile (8,915-13,021 p.c.).

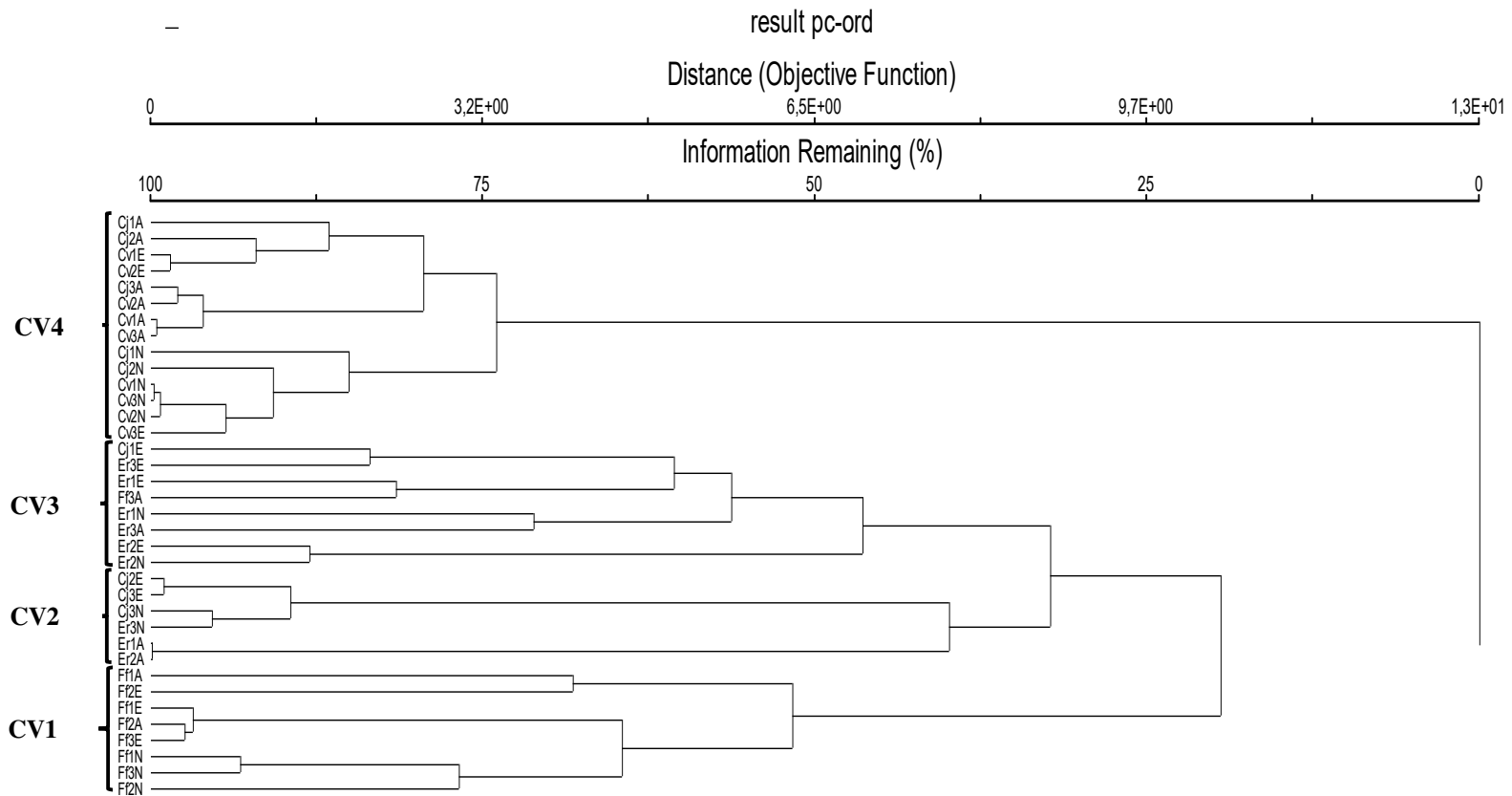


Figure 44 : Dendrogramme de cluster de 36 sites inventoriés basées sur les recouvrements montrant 4 communautés végétales (CV)

Légende : CV : Communauté végétale ; Ff : Forêt fermée ; Er : Espèce rudérale ; Cj : *Chromolaena* jeune ; Cv : *Chromolaena* vieux ; N : N'dotré ; E : Écotourisme ; A : Anonkoi

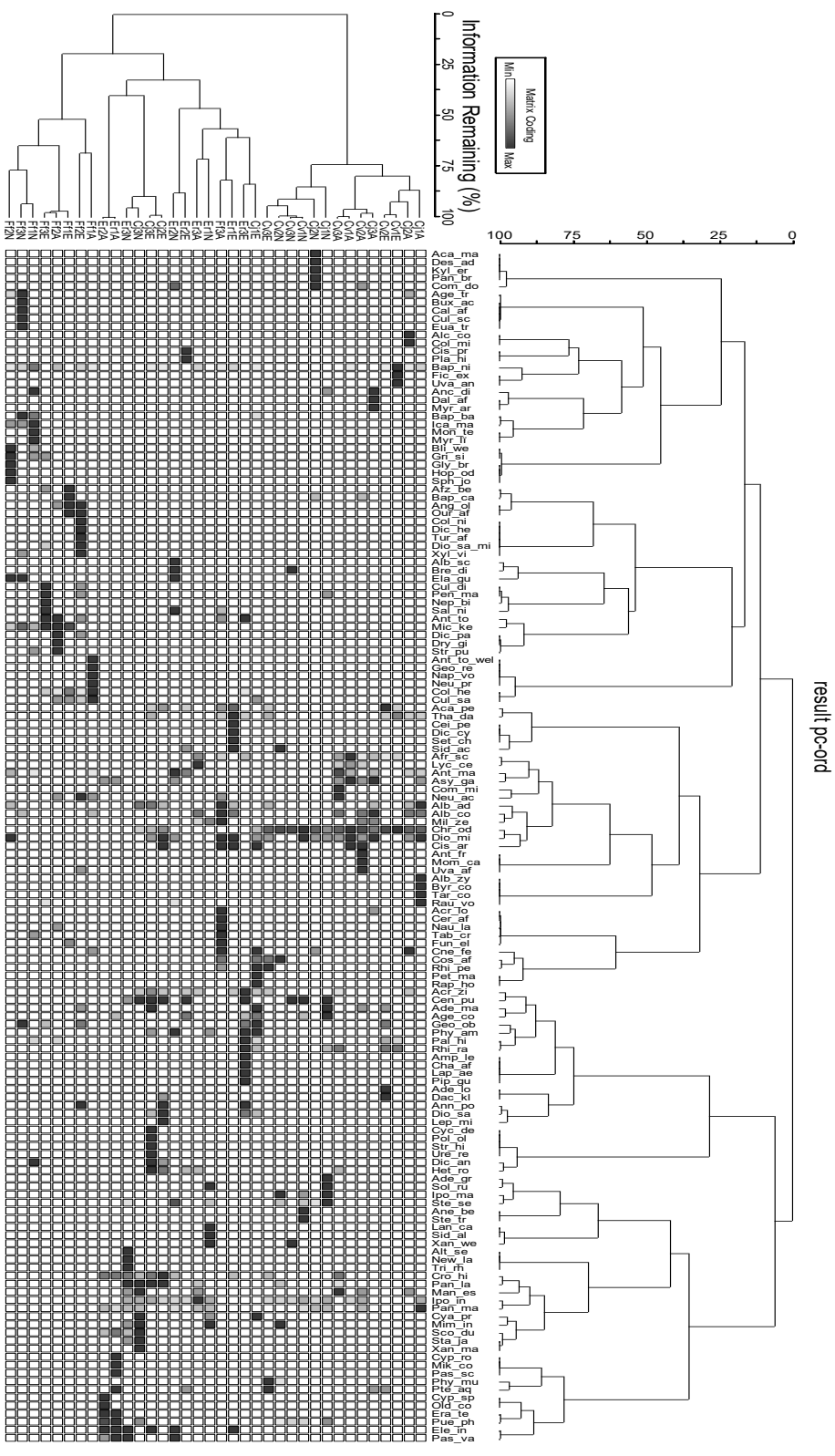


Figure 45 : Dendrogramme de cluster bidirectionnel basé sur les recouvrements, montrant la distribution des 147 espèces végétales dans les 36 sites inventoriés et les 4 communautés végétales.

Légende : CV : Communauté végétale ; Ff : Forêt fermée ; Er : Espèce rudérale ; Cj : *Chromolaena* jeune ; Cv : *Chromolaena* vieux ; N : N'doté ; E : Écotourisme ; A : Anonkoi

Tableau IX: Communautés végétales et espèces indicatrices avec leurs valeurs indicatives

Variables environnementales	Noms des espèces végétales	VI	P
<i>1ière Communauté</i>			
Carbone organique			
1	<i>Icacina mannii</i>	100	0,0362
CEC			
1	<i>Icacina mannii</i>	100	0,0374
K			
1	<i>Cola heterophylla</i>	83,3	0,0310
2	<i>Dichapetalum pallidum</i>	100	0,0284
3	<i>Icacina mannii</i>	100	0,0364
pH de l'eau			
1	<i>Icacina mannii</i>	100	0,0378
pH KCl			
1	<i>Xylopi villosa</i>	100	0,0326
Argile			
1	<i>Icacina mannii</i>	100	0,0338
Humus			
1	<i>Icacina mannii</i>	100	0,0354
Indice de battance			
1	<i>Icacina mannii</i>	100	0,0350
Limon fin			
1	<i>Icacina mannii</i>	100	0,0356
Limon grossier			
1	<i>Icacina mannii</i>	100	0,0354
Limon total			
1	<i>Icacina mannii</i>	100	0,0350
Sable fin			
1	<i>Icacina mannii</i>	100	0,0420
Sable grossier			
1	<i>Icacina mannii</i>	100	0,0384
Sable total			
1	<i>Icacina mannii</i>	100	0,0322
<i>2ième Communauté</i>			
0	0	0	0
<i>3ième Communauté</i>			
Al ³⁺			
1	<i>Cyathula prostrata</i>	100	0,0358
H ⁺			
1	<i>Cissus aralioides</i>	100	0,0336
2	<i>Dioscorea minutiflora</i>	83,3	0,0354
K			
1	<i>Phyllanthus amarus</i>	90,9	0,0164
Na échangeable			

1	<i>Aframomum danielli</i>	100	0,0296
pH KCl			
1	<i>Cissus aralioides</i>	100	0,0272
4ième Communauté			
Al ³⁺			
1	<i>Acacia pentagona</i>	100	0,0110
2	<i>Thaumatococcus daniellii</i>	71,4	0,0380
Carbone organique			
1	<i>Acacia pentagona</i>	100	0,0106
2	<i>Aframomum danielli</i>	70,0	0,0426
3	<i>Albizia adianthifolia</i>	83,3	0,0256
4	<i>Albertisia cordifolia</i>	63,6	0,0458
5	<i>Lycopodiella cernua</i>	100	0,0104
6	<i>Thaumatococcus daniellii</i>	71,4	0,0200
CEC			
1	<i>Acacia pentagona</i>	100	0,0106
2	<i>Aframomum danielli</i>	70,0	0,0458
3	<i>Albizia adianthifolia</i>	83,3	0,0264
4	<i>Albertisia cordifolia</i>	63,6	0,0442
5	<i>Lycopodiella cernua</i>	100	0,0114
6	<i>Thaumatococcus daniellii</i>	71,4	0,0186
C/N			
1	<i>Thaumatococcus daniellii</i>	88,9	0,0460
H ⁺			
1	<i>Ageratum conyzoides</i>	100	0,0246
2	<i>Stenotaphrum secundatum</i>	87,1	0,0318
K échangeable			
1	<i>Pueraria phaseoloides</i>	100	0,0290
Mg			
1	<i>Dioscorea minutiflora</i>	75,0	0,0418
Mg échangeable			
1	<i>Anthonotha macrophylla</i>	85,7	0,0286
P			
1	<i>Aframomum danielli</i>	86,4	0,0310
2	<i>Asystasia gangetica</i>	87,0	0,0256
3	<i>Lycopodiella cernua</i>	100	0,0134
pH de l'eau			
1	<i>Acacia pentagona</i>	100	0,0094
2	<i>Aframomum danielli</i>	70,0	0,0472
3	<i>Albizia adianthifolia</i>	83,3	0,0238
4	<i>Albertisia cordifolia</i>	63,6	0,0464
5	<i>Lycopodiella cernua</i>	100	0,0100
6	<i>Thaumatococcus daniellii</i>	71,4	0,0212
pH KCl			
1	<i>Ageratum conyzoides</i>	100	0,0148

2	<i>Centrosema pubescens</i>	87,5	0,0374
3	<i>Ipomoea mauritiana</i>	100	0,0148
4	<i>Pueraria phaseoloides</i>	92,5	0,0284
5	<i>Stenotaphrum secundatum</i>	93,1	0,0278
Argile			
1	<i>Acacia pentagona</i>	100	0,0122
2	<i>Aframomum danielli</i>	70,0	0,0454
3	<i>Albizia adianthifolia</i>	83,3	0,0238
4	<i>Albertisia cordifolia</i>	63,6	0,0432
5	<i>Lycopodiella cernua</i>	100	0,0104
6	<i>Thaumatococcus daniellii</i>	71,4	0,0256
Humus			
1	<i>Acacia pentagona</i>	100	0,0124
2	<i>Aframomum danielli</i>	70,0	0,0496
3	<i>Albizia adianthifolia</i>	83,3	0,0236
4	<i>Albertisia cordifolia</i>	63,6	0,0446
5	<i>Lycopodiella cernua</i>	100	0,0124
6	<i>Thaumatococcus daniellii</i>	71,4	0,0206
Indice de battance			
1	<i>Acacia pentagona</i>	100	0,0118
2	<i>Aframomum danielli</i>	70,0	0,0476
3	<i>Albizia adianthifolia</i>	83,3	0,0262
4	<i>Albertisia cordifolia</i>	63,6	0,0378
5	<i>Lycopodiella cernua</i>	100	0,0104
6	<i>Thaumatococcus daniellii</i>	71,4	0,0202
Limon fin			
1	<i>Acacia pentagona</i>	100	0,0128
2	<i>Aframomum danielli</i>	70,0	0,0400
3	<i>Albizia adianthifolia</i>	83,3	0,0230
4	<i>Albertisia cordifolia</i>	63,6	0,0382
5	<i>Lycopodiella cernua</i>	100	0,0096
6	<i>Thaumatococcus daniellii</i>	71,4	0,0256
Limon grossier			
1	<i>Acacia pentagona</i>	100	0,0114
2	<i>Aframomum danielli</i>	70,0	0,0438
3	<i>Albizia adianthifolia</i>	83,3	0,0292
4	<i>Albertisia cordifolia</i>	63,6	0,0446
5	<i>Lycopodiella cernua</i>	100	0,0130
6	<i>Thaumatococcus daniellii</i>	71,4	0,0232
Limon total			
1	<i>Acacia pentagona</i>	100	0,0120
2	<i>Aframomum danielli</i>	70,0	0,0486
3	<i>Albizia adianthifolia</i>	83,3	0,0250
4	<i>Albertisia cordifolia</i>	63,6	0,0404
5	<i>Lycopodiella cernua</i>	100	0,0112
6	<i>Thaumatococcus daniellii</i>	71,4	0,0222

Sable fin			
1	<i>Acacia pentagona</i>	100	0,0118
2	<i>Aframomum danielli</i>	70,0	0,0448
3	<i>Albizia adianthifolia</i>	83,3	0,0304
4	<i>Albertisia cordifolia</i>	63,6	0,0408
5	<i>Lycopodiella cernua</i>	100	0,0104
6	<i>Thaumatococcus daniellii</i>	71,4	0,0204
Sable grossier			
1	<i>Acacia pentagona</i>	100	0,0110
2	<i>Aframomum danielli</i>	70,0	0,0466
3	<i>Albizia adianthifolia</i>	83,3	0,0214
4	<i>Albertisia cordifolia</i>	63,6	0,0400
5	<i>Lycopodiella cernua</i>	100	0,0114
6	<i>Thaumatococcus daniellii</i>	71,4	0,0224
Sable total			
1	<i>Acacia pentagona</i>	100	0,0116
2	<i>Aframomum danielli</i>	70,0	0,0472
3	<i>Albizia adianthifolia</i>	83,3	0,0286
4	<i>Albertisia cordifolia</i>	63,6	0,0426
5	<i>Lycopodiella cernua</i>	100	0,0100
6	<i>Thaumatococcus daniellii</i>	71,4	0,0246

Legende: VI : Valeur indicatrice; P* : Probabilité

De faibles valeurs ont été enregistrées au niveau du pH d'acidité d'échange ou acidité de réserve (3,3-3,9), du potassium (0-1,7 mg/100g), du pH_eau (4,260-4,610), de la capacité d'échange cationique (1,88-2,74), de l'indice de battance (0,096-0,108), du limon fin (1,857-2,298 p.c.), du sable grossier (65,319-73,834 p.c.) et du sable total (83,532-88,113 p.c.), (**Tableau X**).

IX.2.2. Communauté mixte

Cette deuxième communauté est constituée de 6 quadrats dont 3 des zones rudérales sans *C. odorata* et 3 des zones rudérales avec une invasion jeune de *C. odorata*. Aucune espèce indicatrice n'a été discriminée dans cette communauté (**Tableaux IX et X**).

IX.2.3. Communauté rudérale

Cette communauté est constituée de 8 quadrats dont 6 des zones rudérales sans *C. odorata*, une des zones rudérales avec invasion jeune de *C. odorata* et une des forêts. Cinq espèces indicatrices y ont été discriminées. La végétation est caractérisée respectivement par *Aframomum danielli* et *Cissus aralioides* qui sont les principales espèces indicatrices. Les autres espèces indicatrices de cette communauté sont *Cyathula prostrata*, *Dioscorea minutiflora* et *Phyllanthus amarus* (**Tableau IX**). Les variables environnementales les plus significatives qui ont déterminé le gradient de cette communauté sont de faibles valeurs (minimum-maximum) du potassium (1-1,7 mg/100g), de l'ion aluminium (3,3-3,9 méq/100 g), de l'ion hydrogène (0,2-0,5 méq/100 g), du sodium échangeable (0-2,5 mg/100g) et du pH d'acidité d'échange ou acidité de réserve (3,9 -5,9), (**Tableau X**).

IX.2.4. Communauté envahie par *Chromolaena odorata*

Cette communauté est représentée par 14 quadrats dont 9 des zones rudérales avec une ancienne invasion de *C. odorata* et 5 des zones rudérales avec une invasion jeune de *C. odorata*. Quatorze espèces indicatrices y ont été recensées. La végétation est caractérisée respectivement par *Acacia pentagona* et *Lycopodiella cernua*, qui sont les principales espèces indicatrices. Les autres espèces indicatrices de cette communauté sont : *Aframomum danielli*, *Ageratum conyzoides*, *Albertisia cordifolia*, *Albizia adianthifolia*, *Asystasia gangetica*, *Anthonotha macrophylla*, *Centrosema pubescens*, *Dioscorea minutiflora*, *Ipomoea mauritiana*, *Pueraria phaseoloides*, *Stenotaphrum secundatum* et *Thaumatococcus daniellii* (**Tableau IX**).

Les variables environnementales les plus significatives qui ont déterminé le gradient de cette communauté sont de fortes valeurs (minimum-maximum) du pH d'acidité d'échange

ou acidité de réserve (3,8 -6,8), de l'ion aluminium (3,3-4,6 méq/100 g), du carbone organique (9,1-13,89 g/kg), de la capacité d'échange cationique (1,02-7,84 méq/ 100g), du phosphore (0,2-36,4 mg/100g), du pH_eau (4,70-6,54), du magnésium (0,7-10,2 mg/100g), du rapport carbone/ azote (12-16,5), du potassium échangeable (3-12,3 mg/100g), du magnésium échangeable (1,6-17,9 mg/100g), de l'humus (1,821-2,778 p.c.), du sable grossier (66,27-75,13 p.c.) et de l'argile (8,113-10,545 p.c.). Les faibles valeurs ont été observées au niveau de l'ion hydrogène (0,1-0,6 méq/100 g), du limon total (2,973-3,743 p.c.), de l'indice de battance (0,099-0,158), du limon fin (1,858-2,620 p.c.), du limon grossier (0,746-1.123 p.c.), du sable fin (12,978-19,795 p.c.) et du sable total (86,065-88,568), (**Tableau X**).

Tableau X: Paramètres physico-chimiques du sol de tous les sites échantillonnés du Parc National du Banco et quantification dans les quatre communautés végétales

Quadrat	Al3+ (méq/100g)	C/N	H+ (mg/100g)	K éch (mg/100g)	Mg éch (mg/100g)	Mg (mg/100g)	P (mg/100g)	pH	K (mg/100g)	Na éch (mg/100g)	CEC (méq/100g)	CO (g/kg)	pH eau	Ca (mg/100g)	N (mg/100g)	T (mg/100g)	Ca éch (mg/100g)	Hum (%)	Arg (%)	Lim fin (%)	IB (%)	Lim gr (%)	Lim T (%)	Sab fin (%)	Sab gr (%)	Sab T (%)	
Communauté de <i>Cola-Dichapetalum</i>																											
1	Forêt fermée1 Anonkoi	3,4	12,1	0,8	4	3,3	2,2	0,5	3,9	1	1,8	2,4	13,4	4,6	13,1	0,1	15,9	2,7	13,1	2,29	0,11	1,15	3,45	18,3	65,3	83,5	
2	Forêt fermée1 Ecotourisme	4,1	14,7	0,7	4,1	2,1	1,1	0,5	3,6	1,3	3,8	1,9	13,8	4,3	2,8	0,1	5,8	2,8	8,91	1,86	0,09	1,11	2,97	14,3	73,8	88,1	
3	Forêt fermée1 N'dotré	3,8	13,5	0,7	2,5	2,3	1,3	0,2	3,7	0,1	2,3	2,7	15,8	4,3	2,4	0,1	5	3,2	10,4	1,92	0,09	1,54	3,46	20,8	65,4	86,2	
4	Forêt fermée2 Anonkoi	3,6	12,8	0,7	3,8	3,8	2,4	0,3	3,7	1,7	2,4	2,4	13,4	4,6	9	0,1	12,8	2,7	13,1	2,29	0,11	1,15	3,45	18,2	65,3	83,5	
5	Forêt fermée2 Ecotourisme	3,9	14,1	1	2,1	3,7	2,7	2,6	3,4	2	0	1,9	13,8	4,3	4,2	0,1	1,6	2,8	8,91	1,86	0,09	1,11	2,97	14,3	73,8	88,1	
6	Forêt fermée2 N'dotré	3,8	13,7	0,6	0,3	1,6	0,7	0,2	3,5	0	0,6	2,7	15,8	4,3	1,3	0,1	0	3,2	10,4	1,92	0,09	1,54	3,46	20,8	65,4	86,2	
7	Forêt fermée3 Ecotourisme	4	14,3	0,8	0,9	2,4	1,2	1	3,5	1	0	1,9	13,8	4,3	1,9	0,1	6,3	2,8	8,91	1,86	0,09	1,11	2,97	14,3	73,8	88,1	
8	Forêt fermée3 N'dotré	4	14,3	0,9	0,6	4,4	2,5	0,2	3,3	0	0,6	2,7	15,8	4,3	4,8	0,1	3,5	3,2	10,4	1,92	0,09	1,54	3,46	20,8	65,4	86,2	
La communauté mixte																											
1	<i>Chromolaena</i> jeunes 2 Ecotourisme	3,7	13,3	0,5	6,7	1	0,3	0,8	3,8	0,3	1,2	1,4	7,7	4,8	2,7	0	3,9	1,55	5,86	1,46	0,14	1,1	2,56	13,8	77,7	91,6	
2	<i>Chromolaena</i> jeunes 3 Ecotourisme	3,9	14,2	0,5	8	0,7	0,2	0,8	3,8	0,5	1,5	1,4	7,7	4,8	2,3	0	1	1,55	5,86	1,46	0,14	1,1	2,56	13,8	77,7	91,6	
3	<i>Chromolaena</i> jeunes 3 N'dotré	3,7	13,3	0,4	6,9	0,8	0,8	0,2	4,2	0,5	2,3	3,8	10,1	6,4	13,2	0,1	4,4	2,02	10,5	2,26	0,14	1,13	3,39	19,8	66,3	86,1	
4	Espèces rudérales 1 Anonkoi	3,9	14,2	0,3	1,5	1,7	0,7	0,2	4,2	1,2	0,3	1,6	8,1	5,3	7,5	0,1	4,1	1,6	7,78	2,96	0,21	0,74	3,71	17,5	71,1	88,5	

5	Espèces rudérales	4 2	14,4	0,3	1,4	2,5	1,5	0,2	5	2,8	0,4	1,6	8,1	5,3	25,9	0,1	20,4	1,6	7,78	2,96	0,21	0,74	3,71	17,5	71,1	88,5	
	Anonkoi																										
6	Espèces rudérales	3,3 3	11,9	0,4	0,9	2,8	1,7	0,2	4,2	0,5	0,4	2,3	9,1	5,5	10,1	0,1	10,6	1,81	10,82	2,24	0,15	1,49	3,73	17,2	68,3	85,4	
	N'dotrè																										
La communauté de <i>Aframomum-Cissus</i>																											
1	<i>Chromolaena</i> jeunes	3,9 1	14,2	0,5	12,6	2,8	2,2	0,6	4	1,7	2,5	1,4	7,7	4,8	11,4	0,1	11,4	1,55	5,86	1,46	0,14	1,1	2,56	13,8	77,7	91,6	
	Ecotourisme																										
2	Espèces rudérales	3,3 1	11,8	0,5	1,3	2,2	0,8	0,5	3,9	1,2	0,7	1,5	9,7	4,9	4,9	0,1	3	1,9	7,76	1,85	0,13	1,11	2,96	19,7	69,6	89,3	
	Ecotourisme																										
3	Espèces rudérales	3,9 1	14,2	0,2	0,4	4	2,6	1,1	5,9	1,2	0,1	2,3	9,1	5,5	67,9	0,1	41,1	1,81	7,78	2,24	0,15	1,49	3,73	17,2	68,2	85,4	
	N'dotrè																										
4	Espèces rudérales	3,6 2	13,1	0,4	0	2,6	1,5	0,2	4,3	1	0	1,5	9,7	4,9	12	0,1	8,8	1,94	7,76	1,85	0,13	1,11	2,96	19,7	69,6	89,3	
	Ecotourisme																										
5	Espèces rudérales	3,5 2	12,4	0,4	0,6	3,1	1,8	0,3	4,1	1,5	0	2,3	9,1	5,5	11,1	0,1	8,8	1,81	7,78	2,24	0,15	1,5	3,73	17,2	68,3	85,4	
	N'dotrè																										
6	Espèces rudérales	3,7 3	13,3	0,3	1,2	2,9	1,7	0,4	4,1	1,2	0	1,6	8,1	5,3	8,6	0,1	9	1,6	7,78	2,96	0,21	0,74	3,71	17,5	71,1	88,5	
	Anonkoi																										
7	Espèces rudérales	3,8 3	13,7	0,4	0,6	2,6	2,2	0,7	4,1	1,3	0	1,5	9,7	4,99	9,3	0,1	8,9	1,94	7,76	1,85	0,13	1,11	2,96	19,7	69,6	89,3	
	Ecotourisme																										
8	Forêt fermée 3 Anonkoi	3,5	12,4	0,5	1,1	5	2,6	0,2	3,9	1,1	0	2,4	13,4	4,61	7,5	0,1	6,1	1,94	7,78	2,29	0,11	1,15	3,45	18,2	65,3	83,5	
La communauté de <i>Acacia-Lycopodiella</i>																											
1	<i>Chromolaena</i> jeunes	3,7 1	13,4	0,5	11,5	2,8	2,2	0,4	4	1,6	2,5	2,2	11,8	4,7	9,9	0,1	8,4	2,35	10,4	2,24	0,11	0,75	2,98	14,2	72,3	86,6	
	Anonkoi																										
2	<i>Chromolaena</i> jeunes	4 1	14,4	0,2	12,3	6,2	5,8	2	6,8	2,3	3	3,8	10,1	6,42	192,7	0,1	172	2,02	10,5	2,26	0,14	1,13	3,39	19,8	66,3	86,1	
	N'dotrè																										
3	<i>Chromolaena</i> jeunes	4,2 2	15,2	0,3	14	1,9	1,9	0,4	4,1	1,5	1,8	2,2	11,8	4,7	11,6	0,1	9,8	2,35	10,4	2,24	0,11	0,75	2,98	14,2	72,3	86,6	
	Anonkoi																										

4	<i>Chromolaena</i> jeunes N'dotrè	3,8 2	13,5	0,5	9,2	2,7	1,5	0,4	4,2	0,9	2,1	3,8	10,1	6,42	9,4	0,1	10,9	2,02	10,5	2,26	0,14	1,13	3,39	19,8	66,3	86,1
5	<i>Chromolaena</i> jeunes Anonkoi	3,9 3	13,9	0,3	10	1,8	1,4	0,7	3,8	1,6	1,5	2,2	11,8	4,7	7,5	0,1	7,6	2,35	10,4	2,24	0,11	0,75	2,98	14,2	72,3	86,6
6	<i>Chromolaena</i> vieux Anonkoi	4 1	14,5	0,6	8,6	2,5	1,5	0,2	4,1	1,5	2,7	1,1	9,1	4,94	7,6	0,1	12,9	1,82	8,11	2,21	0,16	1,11	3,32	16,8	71,7	88,6
7	<i>Chromolaena</i> vieux Ecotourisme	3,4 1	12,4	0,5	8,6	4,2	2,9	0,4	4,1	1,7	3,8	2,3	13,9	5,12	16,5	0,1	21,5	2,79	8,92	1,89	0,09	1,11	2,97	12,9	75,1	88,1
8	<i>Chromolaena</i> vieux N'dotrè	4,6 1	16,5	0,1	5,5	17,9	10,2	36,4	6,6	1,7	4,1	7,8	13,6	6,54	337,8	0,2	288	2,73	8,98	2,62	0,13	1,12	3,74	14,5	72,8	87,3
9	<i>Chromolaena</i> vieux Anonkoi	3,8 2	13,5	0,4	3,9	2,9	1,6	0,2	4,1	1,2	3,3	1,02	9,1	4,94	9,4	0,1	13	1,82	8,11	2,21	0,16	1,11	3,32	16,8	71,7	88,6
10	<i>Chromolaena</i> vieux Ecotourisme	3,3 2	12	0,5	7,4	6,6	3,8	0,5	4,1	3,1	2,4	2,3	13,9	5,12	18,9	0,1	25,5	2,79	8,92	1,86	0,09	1,11	2,97	12,9	75,1	88,1
11	<i>Chromolaena</i> vieux N'dotrè	3,6 2	12,9	0,3	5,2	4,2	2,8	0,4	4,5	1,7	2,7	7,8	13,6	6,54	29,1	0,1	30,4	2,73	8,98	2,62	0,13	1,12	3,74	14,5	72,8	87,3
12	<i>Chromolaena</i> vieux Anonkoi	3,8 3	13,6	0,4	2,9	1,6	0,7	0,2	4,2	0,7	2,6	1,1	9,1	4,94	4,1	0	7,1	1,82	8,11	2,21	0,16	1,11	3,32	16,8	71,7	88,6
13	<i>Chromolaena</i> vieux Ecotourisme	3,4 3	12,3	0,5	3	4,6	3,1	0,5	4,2	1,8	2,1	2,3	13,9	5,12	20,5	0,1	21,3	2,78	8,92	1,89	0,09	1,11	2,97	12,9	75,1	88,1
14	<i>Chromolaena</i> vieux N'dotrè	3,7 3	13,2	0,4	5,1	3,5	1,7	0,5	4,1	1,2	3	7,8	13,6	6,54	17	0,1	21,9	2,73	8,98	2,62	0,13	1,12	3,74	14,5	72,8	87,3

Légende : Al³⁺ : Aluminium ; C/N : rapport Carbone/Azote ; H⁺ : Hydrogène ; K éch: Potassium échangeable ; Mg éch : Magnésium échangeable ; Mg : Magnésium ; P : Phosphore ; pH Kcl : Acidité d'échange ou de réserve ; K : Potassium ; Na éch : Sodium échangeable ; CEC : Capacité d'Échange Cationique ; CO : Carbone Organique ; Ca : Calcium ; N T : Azote total ; Ca éch : Calcium échangeable ; Hum : Humus ; Arg : Argile ; Lim fin : Limon fin ; IB : Indice de Battance ; Lim gr : Limon grossier ; Lim T : Limon total ; Sab fin : Sable fin ; Sab gr : Sable grossier ; Sab T : Sable total.

PARTIE IV : DISCUSSION

CHAPITRE X. Impact de *Chromolaena odorata* sur la flore

Les zones rudérales sont généralement de très faible intérêt car très peu diversifiées en espèces (Kowarik, 1995 ; Ferland, 2015). La plupart des espèces qui y poussent sont considérées comme des "mauvaises herbes". De plus, ces environnements sont souvent très ouverts et perturbés par les activités humaines (Brun, 2007). Nous y trouvons généralement des espèces héliophiles et colonisatrices. Plusieurs auteurs confirment que ces environnements sont utilisés par les plantes exotiques envahissantes pour coloniser les écosystèmes naturels (Tyser et Worley, 1992 ; Dietz et Edwards, 2006). Dans le Parc National du Banco (PNB), les études ont montré que ce parc est sujet à l'envahissement par lesdites espèces (Tiébré *et al.*, 2014 ; 2015 ; Tiébré et Gouli Gnanazan, 2018). Parmi les espèces les plus citées nous avons : *Hopea odorata* (Dipterocarpaceae), *Chromolaena odorata* (Compositae), *Tithonia diversifolia* (Compositae). Dans cette étude, il était question d'évaluer l'impact de l'invasion de *C. odorata* sur la flore du PNB. Le PNB est une aire protégée soumise à d'intenses pressions anthropiques comme la pollution, les visites touristiques, les voies de passage des lignes électriques, etc (Sako *et al.*, 2013 ; Sako et Beltrando, 2014). Toutes ses activités anthropiques participent à l'augmentation des zones rudérales dans cette aire protégée.

L'analyse de la diversité floristique des zones rudérales sans invasion a montré que ces zones sont aussi riches floristiquement (67 espèces) que les forêts inventoriées (66 espèces). La diversité en espèces n'est certes pas la même car plus héliophiles mais on y rencontre parfois des espèces à statut particulier, de grande importance pour la flore ivoirienne. Cela peut s'expliquer par leur situation dans une zone de conservation de la biodiversité. D'autres auteurs comme Kowarik (1995) et McKinney (2002) ont confirmé cette hypothèse. Les résultats ont aussi démontré que les zones rudérales avec une jeune invasion de *C. odorata* de moins d'un an sont aussi riches en espèces (72 espèces) que les forêts et les zones rudérales sans invasion. Nous pouvons conclure qu'en invasion récente, *C. odorata* affecte peu la richesse et la composition floristique des sites envahis. L'analyse de la diversité floristique des zones rudérales avec une ancienne invasion de *C. odorata* de un à trois ans a montré une faible richesse et composition floristique. En présence de *C. odorata*, la diversité floristique est passée à 50 espèces. Plusieurs études ont montré que les plantes invasives réduisent la richesse et la composition floristiques des espèces indigènes (McWilliam, 2000 ; Aboh, 2008 ; Mangla *et al.*, 2008 ; Motard *et al.*, 2011 ; Vilà *et al.*, 2011 ; Pyšek *et al.*, 2012). Ainsi, les travaux de Thapa *et al.* (2016) ont démontré que l'invasion par *C. odorata* a eu des effets négatifs sur la richesse spécifique des espèces indigènes dans une forêt tropicale de Sal au Népal. Agboola *et*

Oyedele (2012) ont réalisé des travaux sur l’Ile-Ife au Sud-Ouest du Nigéria. Ils ont aussi montré que l’invasion par *C. odorata* a réduit de 31,58 p.c. la richesse spécifique des zones envahies. D’autres études menées sur des espèces invasives ont confirmé cette tendance (**Wickramathilake et al., 2013 ; Constan-Nava et al., 2014 ; Bravo-Monasterio et al., 2016**).

D’autres indices ont été identifiés pour mesurer l’impact des espèces invasives sur la flore indigène. Parmi ceux-ci, nous pouvons citer l’abondance, la dominance et la régularité des espèces. Ainsi, **Hulme (2008), Catford et al. (2012) et Dong et al. (2015)** ont indiqué que la richesse spécifique et l’abondance des espèces invasives ont un lien plus fort avec leurs impacts. La richesse spécifique des espèces invasives et leur abondance indiquent leur contribution dans une communauté. La relation entre la richesse spécifique et l’abondance peut indiquer la présence des espèces invasives dominantes et la trajectoire de l’invasion dans le temps et, peut mettre en évidence les écosystèmes et les sites qui sont lourdement envahis ou particulièrement sensibles à l’invasion. La régularité renseigne sur la dominance des espèces et peut indiquer si un écosystème est envahi par une seule espèce dominante ou plusieurs espèces dont la couverture cumulative équivaut à celui d’un seul envahisseur fort. Dans la présente étude, la diversité des espèces indigènes a été négativement affectée en présence d’une ancienne invasion de *C. odorata*. En effet, les indices de diversité de Shannon et d’équitabilité de ces biotopes ont été significativement faibles. Ces résultats sont similaires à ceux de **Aboh (2008) et Agboola et Oyedele (2012)** qui ont aussi trouvé des valeurs d’indices de diversité de Shannon et d’équitabilité de Pielou faibles dans des milieux envahis par *C. odorata*.

Cette étude a démontré que certaines espèces végétales sont résilientes à l’invasion de *C. odorata*. Ce sont pour la plupart des espèces très compétitives. Parmi celle-ci, l’on retrouve de nombreuses espèces exotiques comme *Manihot esculenta*, *Mimosa invisa*, *Pueraria phaseoloides*, *Solanum rugosum* et *Stenotaphrum secundatum*. Ces espèces introduites ont su s’adapter à leur nouvel environnement. D’autres sont même devenues invasives en Côte d’Ivoire. C’est le cas de *Mimosa invisa*, *Pueraria phaseoloides*, *Solanum rugosum* et *Stenotaphrum secundatum* (**Neuba et al., 2014 ; Noba et al., 2017**). Plusieurs auteurs ont démontré que les espèces invasives sont généralement plus compétitives que les plantes natives. Les facteurs comme la physiologie, l’allocation pour la croissance végétative, le taux de croissance, la taille, la production quantitative de graines, la fécondité, les caractéristiques des propagules sont des traits qui améliorent la performance et la compétitivité de ces espèces (**Bakker et Wilson, 2001 ; Vilà et Weiner, 2004 ; Schmidt et Drake, 2011 ; Godoy et Levine, 2014 ; Moravcová et al., 2015**). D’autres espèces, indigènes cette fois, sont aussi résilientes à l’invasion de *C.*

odorata. Certaines se multiplient par dissémination des fragments de rhizome : *Aframomum danielli*, *Pteridium aquilinum* et *Thaumatococcus daniellii*. Cela leur confère la capacité de coloniser et d'envahir rapidement le milieu (Hallé, 1999 ; Ali Cheikh, 2012). *Acacia pentagona* produit de nombreuses graines, *Asystasia gangetica* est un couvre-sol fleuri de croissance rapide et *Panicum maximum* est une espèce à haut potentiel de production (De Koning, 1983 ; Konda *et al.*, 2012). Selon De Koning (1983) et Kouassi *et al.* (2008), *Albizia adianthifolia* et *Baphia nitida* sont des espèces pionnières forestières à croissance rapide qui arrivent à se faufiler à travers l'embroussaillage de *C. odorata* en se servant des branches de cette adventice comme tuteurs puis arrivent à la longue à la surcimer. Ces pionniers créent à moyen terme un microclimat qui constitue une amorce à la régénération naturelle. Quant à *Centrosema pubescens*, elle s'associe à *C. odorata* et d'autres lianes pour former un réseau inextricable de lianescents. Ce complexe devient un obstacle à l'enrichissement de la flore et par ricochet la régénération naturelle (Devineau, 1984 ; Kouamé, 1998).

L'analyse des résultats montre que certaines espèces disparaissent en présence de *C. odorata*. La disparition de ces espèces peut être liée à leur faible compétitivité. En effet, Slaats *et al.* (1996) ont indiqué que l'embroussaillage par *C. odorata* contribue à l'élimination des herbacées et d'autres essences héliophiles de la flore dans les premières années de colonisation. Dans cette étude, *Cyathula prostrata*, *Eleusine indica*, *Phyllanthus amarus*, *Paspalum scrobiculatum*, *Scoparia dulcis* et *Stachytarpheta jamaicensis* sont des espèces herbacées héliophiles qui ont disparu en présence de *C. odorata*.

Cette étude a mis en évidence, l'apparition de certaines espèces végétales en présence de *C. odorata*. Plusieurs interprétations peuvent être faites pour expliquer cette situation. La première interprétation suggère que ces espèces sont des espèces compagnes de *C. odorata*. Devineau (1984) et Kouamé (1998) ont montré que *Adenia lobata* est une liane qui s'associe avec *C. odorata* pour empêcher la germination de certaines essences forestières. La deuxième interprétation propose l'apparition spontanée d'espèces végétales. Gnahoua *et al.* (2003) ont démontré que *Ficus exasperata* et *Sterculia tragacantha* sont des espèces spontanées qui jouent un rôle important dans la régénération après des perturbations répétées. Une troisième interprétation suggère l'existence d'interactions positives entre les espèces exotiques envahissantes avec l'apparition de nouvelles espèces invasives en présence d'une invasion biologique (Simberloff et Von Holle, 1999 ; Ricciardi et Maclsaac, 2000). La présence de *Breynia disticha* et *Lantana camara*, deux espèces hautement invasives, confirme cette hypothèse. Ailleurs dans le monde, d'autres auteurs ont trouvé des résultats similaires. En effet,

Thappa et al. (2016) dans l'étude de l'impact de *C. odorata* sur la composition de la communauté végétale envahie et non envahie au Népal ont montré que *C. odorata* s'associe avec les plantes exotiques telles que *Evolvulus nummularius*, *Phyllanthus niruri* et *Ageratum houstonianum* pour remplacer les espèces indigènes, *Oplismenus burmannii*, *Cyanotis* spp., *Costus* spp., *Dioscorea bulbifera*, *Helicteres isora* et *Desmodium* spp. **Norgrove et al. (2008)** ont démontré une réduction de la diversité de *Aframomum* spp. et *Murdannia simplex* des espèces indigènes et une augmentation de l'abondance des espèces exotiques comme *Stachytarpheta cayennensis* et *Ageratum conyzoides* avec l'invasion de *C. odorata* au nord-ouest du Cameroun.

CHAPITRE XI. Impact de *Chromolaena odorata* sur les propriétés physico-chimiques du sol

XI.1. Distribution de *Chromolaena odorata* en fonction de la toposéquence

Les paysages morpho-pédologiques sont des unités synthétiques qui intègrent les facteurs de modelé et de sol. Ils traduisent le fait que certains reliefs (interfluves) présentent une organisation générale semblable (**Eschenbrenner et Badarello, 1978 ; Poss, 1982**). Plusieurs critères permettent d'établir une relation entre le paysage et le sol existant. Ces critères sont : la présence de cuirasse au sommet de l'interfluve, l'affleurement de roche au sommet et/ou sur les versants de l'interfluve, la forme du sommet de l'interfluve (convexe ou plan convexe) et l'allure des versants (**Beaudon et Chatellin, 1983**). Les paysages morpho-pédologiques constituent une représentation synthétique du relief, de la géomorphologie et du sol. En effet, selon **Eschenbrenner et Badarello (1978)**, chaque type de paysage est caractérisé par une toposéquence spécifique. C'est cette notion qui constitue la base de la morpho-pédologie. On distingue : les paysages à sommet cuirassé, les paysages à sommet convexe à plan convexe, les paysages d'inselberg, les paysages à tendance demi orange et les paysages de bas-fond et de plaine. Ces paysages peuvent avoir des variances selon le niveau d'évolution comme le démantèlement de la cuirasse, l'occurrence des affleurements rocheux, l'acidité des roches pour les terres exondées (**Poss, 1982**). Le degré d'évolution des terres inondables entraîne des différences de tronçons de bas-fond (**Raunet, 1982**). Sur les terres exondées et inondées, les dynamiques externe et interne de l'eau constituent le moteur du fonctionnement des paysages. En zone forestière de la Côte d'Ivoire, il y'aurait une pédogenèse caractérisée par la dynamique des cations et leur accumulation en profondeur, telle qu'observée par **Delvigne (1965)** dans la zone de Azagny. La typologie d'un sol est définie par un horizon caractéristique englobant des propriétés observables et mesurables. Une toposéquence est la succession des sols d'un paysage

lorsque l'on fait des observations à partir du sommet vers le bas de versant. Dans les milieux tropicaux, on a noté que les sols varient d'un segment topographique à l'autre pour un paysage donné. Le profil pédologique se définit comme étant l'ensemble des horizons qui se succèdent verticalement. Il se limite à la zone d'enracinement principal des cultures, soit 1,5 à 2 mètres de profondeur (**Omoko, 1984**). Le profil pédologique permet d'apporter un certain nombre de renseignements précis et complets sur l'état physique, chimique et biologique du sol. Le choix d'une technique d'entretien du sol peut être facilité par la connaissance de l'état de la parcelle au moyen du profil pédologique. Les horizons de sol se définissent comme des strates ou couches successives approximativement parallèles à la surface du sol et se différenciant les unes des autres par leur caractère observable et mesurable tels que la structure, texture, couleur, épaisseur, etc. Les substances solubles ou colloïdales peuvent se déplacer d'un horizon à un autre. Certains horizons seront donc appauvris ou lessivés : ce sont des horizons éluviaux, et d'autres horizons seront enrichis : ce sont les horizons illuviaux ou d'accumulation (**Omoko, 1984**).

L'analyse des résultats de la description morpho-pédologique a montré que les horizons du sol du Parc National du Banco varient de humifères dans les horizons 0-38 cm, à peu humifères et apparemment humifères au-delà. La texture varie de sablo-limono-argileuse dans les horizons 0-17 cm, à sablo-argileuse, dans les horizons 17-50 cm, et à argilo-sableuse dans les horizons supérieurs. Sur les sites inventoriés, le sol est non battant. Cela peut s'expliquer par la texture sableuse et les faibles valeurs de limon. En effet, selon **Annabi (2005)**, les sols riches en limon sont sensibles à la battance. Ces sols sont fragiles, faciles à travailler car ne contenant que très peu d'argile et de sable.

Les résultats de la présente étude ont montré qu'au sommet, on trouve très peu d'espèces végétales (33,33 p.c.). À mi-versant, on observe un nombre un peu plus élevé d'espèces végétales (40,14 p.c.). Toutefois, au bas de pente, on rencontre un nombre très élevé d'espèces végétales (77, 55 p.c.). Ces résultats sont similaires à ceux de **Meyer et al. (2013)** qui ont prouvé que la diversité spécifique des plantes à fleurs de Moorea était plus élevée à des altitudes plus basses et faible dans les zones correspondant au plus haut sommet de l'île (le mont Tohica). En effet, la température et l'altitude sont des facteurs qui influencent la répartition de la flore. Ces deux facteurs sont liés entre eux puisque l'un varie en fonction de l'autre. Plus on s'élève en altitude, plus la température est basse et moins il y a d'oxygène (**Délèze, 2011**). Ceci explique en partie la différence de végétation entre les versants.

Les résultats ont aussi montré qu'au sommet, les biotopes rencontrés sont des biotopes avec invasion jeune de *C. odorata* et des biotopes sans invasion de *C. odorata*. Il ressort que, *C. odorata* se développe difficilement dans ces milieux et n'arrive pas à proliférer (recouvrement de 5 à 15 p.c.). À mi-versant, les biotopes sont majoritairement des forêts. Toutefois, on y rencontre un biotope des zones rudérales avec une ancienne invasion de *C. odorata* de un à trois ans. *C. odorata* arrive à se développer à mi-versant et atteindre un recouvrement moyen (50 p.c.). Au bas de pente, se retrouvent tous les biotopes inventoriés dans cette étude. *C. odorata* se développe et prolifère très rapidement dans ces milieux jusqu'à devenir très invasive. Cela pourrait s'expliquer par l'ensoleillement. L'ensoleillement est le premier facteur qui influence la répartition de la végétation en montagne. En effet les étages de végétation sont grandement conditionnés par la durée de la période d'ensoleillement pendant laquelle les plantes peuvent grandir et se reproduire (Hufty, 2001). Ainsi, en analysant les versants, on peut dire qu'au bas de pente, le couvert végétal laisse pénétrer le rayonnement solaire ; ce qui est favorable au plein développement de *C. odorata* et également à de nombreuses espèces herbacées. En effet, selon Molard *et al.* (2003), *C. odorata* est fortement dépendant de la disponibilité de la lumière pour sa croissance. De plus, les résultats ont montré qu'il y a un bon drainage au bas de pente. *C. odorata* semble préférer les milieux bien drainés. Les exigences pluviométriques annuelles de l'espèce sont comprises entre 1000 et 2500 mm (Mouloungou et Sigrist, 1993).

Au vu de tout ce qui précède, l'on peut conclure que les sommets ne sont pas des milieux préférentiels de croissance de *C. odorata*. L'espèce s'adapte difficilement à ce type de milieu. Les mi-versants sont des milieux où l'on peut observer la croissance de *C. odorata*. L'espèce arrive à s'adapter à ce type de milieu. Enfin, les bas de pente sont des milieux préférentiels de croissance et de prolifération de *C. odorata*. L'espèce s'y développe facilement, prolifère et devient même invasive.

XI.2. Impact de *Chromolaena odorata* sur le sol

L'analyse des résultats de la matière organique et de la CEC en fonction des versants et des sites inventoriés a montré qu'au sommet, la matière organique et la CEC sont faibles. À mi-versant, la teneur en matière organique est très élevée tandis que la CEC est faible. Au bas de pente, la teneur en matière organique est élevée et la CEC est normale. Cela pourrait s'expliquer par la faible présence ou l'abondance de la litière entre les versants. La chute des litières est une phase importante dans le cycle biogéochimique des éléments nutritifs qui assurent la productivité des écosystèmes naturels et cultivés. La connaissance des quantités d'éléments

minéraux libérés et de la vitesse de recyclage de ceux-ci permet de faire un bilan de leur utilisation par les plantes et d'en déterminer les excès ou les carences dans un écosystème donné (**Gnahoua et al., 2013**). Ainsi, il y a très peu de litières au sommet et une abondance de litières à mi-versant et au bas de pente. L'abondance de litières à mi-versant et au bas de pente est liée respectivement à la présence des forêts et à l'invasion de *C. odorata*. En effet, **Gnahoua et al. (2013)** ont montré que la production de litières en zone forestière est très élevée. **Nawaz et Sansamma (2004)** ont démontré aussi que *C. odorata* a le potentiel de produire de grandes quantités de biomasse qui sont riches en nutriments minéraux du sol et qui constitue donc un indice de fertilité du milieu.

Selon **Delville et al. (1996)**, la CEC d'un sol est la quantité maximale de cations que ce sol peut retenir. La faible teneur en CEC observée au sommet et à mi-versant indique une faible rétention d'ions dans ces sols tandis que la teneur plus élevée en CEC observée au bas de pente indique qu'une quantité plus élevée de cations peut-être retenue dans ces sols. La teneur élevée de CEC observée au bas de pente est due à l'invasion de *C. odorata*. Les travaux de **Abob (2008)** ont aussi montré une teneur en CEC plus élevée dans les milieux envahis par *C. odorata*.

Dans cette étude, les paramètres de la végétation et du sol ont été utilisés pour mieux comprendre les impacts de *C. odorata* sur la flore et les propriétés physico-chimiques du sol. Les résultats ont montré qu'il y a une corrélation entre la flore et le sol des milieux envahis par *C. odorata*. En effet, six variables du sol ont été discriminées pour séparer la végétation des sites inventoriés. Ce sont : le carbone organique, l'humus, l'hydrogène, la matière organique, le sodium et le potassium échangeables. Ces résultats sont en accord avec ceux de **Vitousek (1986)** et **Levine et al. (2003)** qui stipulent que la présence des espèces envahissantes affecte les fonctions des écosystèmes par divers mécanismes, comme par exemple : la libération des composés allélopathiques, la modification des nutriments disponibles ou, la salinisation du sol.

La teneur en carbone organique informe sur le niveau de fertilité du sol (**Lal, 2004**). Aussi, l'humus représente l'ensemble des couches de surface contenant de la matière organique (**Toutain, 1981**). Il est indispensable à la stabilité et à la fertilité d'un sol. L'humus permet de nourrir les plantes en leur apportant les nutriments dont elles ont besoin, au moment où elles en ont besoin (**Keilling, 1957**). Les résultats ont montré que, les zones rudérales sans *C. odorata* sont pauvres en carbone organique et en humus. Celles avec une invasion récente et ancienne présentent des concentrations de carbone organique et d'humus qui se rapprochent de celles des forêts. Nous pouvons conclure que *C. odorata* apporte du carbone organique et de l'humus aux sols qu'il envahit. Ces résultats confirment les travaux de **Agboola et Oyedele (2012)** au

Nigéria, **Kone et al. (2012)** et **Tondoh et al. (2013)** en Côte d'Ivoire. Ces auteurs révèlent dans leurs études une augmentation du carbone organique dans les sols des milieux envahis par *C. odorata*. D'autres auteurs ont aussi confirmé cette hypothèse (**Agbim, 1987 ; De Foresta et Schwartz, 1991; Mollard, 1993**). De plus, ces résultats sont similaires à d'autres études réalisées sur des espèces invasives. En effet, **Wickramathilake et al. (2013)** ont montré une augmentation du stock de carbone organique et donc de la fertilité du sol dans les sites envahis par *Dillenia suffruticosa* (Dilleniaceae), une espèce invasive au Sri Lanka.

La concentration élevée d'hydrogène observée dans les forêts par rapport aux autres biotopes traduit une augmentation de l'acidité des sols de forêt. Ceci corrobore les conclusions des travaux de **McCauley et al. (2017)**. Le pH eau du sol ou potentiel d'hydrogène du sol exprime la concentration des ions (+) plus et représente le niveau d'acidité ou l'alcalinité d'un sol donné, c'est-à-dire les protons libres ou adsorbés dans le sol. Le pH eau est une notion synthétique qui dépend de nombreuses propriétés du sol et qui doit être considéré comme un simple indice de fertilité qui donne une idée sur la disponibilité des éléments nutritifs, sur l'état physique du sol et sur son activité biologique (**Ndoum, 2010**). D'autre part, le pH eau influence directement la vie microbienne du sol, l'assimilabilité des éléments majeurs et des oligo-éléments. En effet, le pH eau du sol influence directement l'activité des bactéries ammonifiantes et nitrifiantes donc, sur la fourniture de l'azote à partir des éléments organiques. Un pH eau trop bas, inférieur (4,5 – 5,5) contribue à ralentir considérablement la minéralisation de la matière organique et diminue les quantités d'azote disponible. Par contre les valeurs de pH eau élevées (6,5 - 8) accélèrent la minéralisation et la libération de l'azote (**Boyer, 1970**). Les résultats du pH eau ont aussi montré une acidité plus élevée dans les sols de forêt, des zones rudérales sans *C. odorata* et des zones rudérales avec une invasion jeune de *C. odorata* (respectivement 4,39 ; 5,26 ; 5,29). Cette acidité rend ces sols toxiques et donc moins fertiles pour les cultures. Dans les sols acides, les phénomènes de toxicité aluminique sont fréquents (**Ndoum, 2010**). La phytotoxicité de l'aluminium est le principal facteur limitant la croissance des cultures. En effet, lorsque les sols s'acidifient fortement, la dissolution de certains composés aluminiques (argiles minéralogiques, hydroxydes...) libère dans la solution du sol, différentes formes ioniques de l'aluminium. De bénéfiques pour la croissance des plantes lorsque leur concentration demeure très faible, certaines formes deviennent toxiques à des concentrations élevées, lorsque le pH eau du sol devient égal ou inférieur à 5.5. Elles vont jusqu'à perturber le prélèvement des autres cations par les plantes (**Ndoum, 2010**). Toutefois, cette acidité à elle seule ne peut pas poser de problème aux espèces forestières qui pour la plupart sont tolérantes à un excès d'aluminium échangeable dans le complexe et qui peuvent se développer normalement. Par ailleurs,

l'élévation de la valeur du pH eau (5,53) supérieure à la valeur seuil de toxicité observé dans les biotopes envahis par *C. odorata* traduit une baisse de l'acidité du sol et donc de toxicité. Cette augmentation du pH eau pourrait être liée aux ions Ca^{2+} et Mg^{2+} , qui en dépit de leur prélèvement par les plantes sont en quantités suffisantes pour neutraliser les ions responsables de l'acidité du sol (Abobi *et al.*, 2010). En effet, l'ion Ca^{2+} , puisqu'il est antagoniste à Al^{3+} , le déplace du complexe argilo-humique. Plus les quantités de Ca^{2+} et Mg^{2+} ont été fortes, plus la neutralisation des ions H^+ et Al^{3+} a été importante et, par conséquent, l'acidité a été réduite (Abobi *et al.*, 2014). Cette étude a démontré qu'il y a eu, une baisse de l'acidité des sols des jeunes invasions aux anciennes. Ceci pourrait être dû à l'action des ions Ca^{2+} et Mg^{2+} et à la capacité d'adaptation de *C. odorata* aux différents types de sol. En effet, Koutika *et al.* (2005) ont montré que *C. odorata* est adapté aux sols acides. Toutefois, Liggitt (1983) et Akoègninou *et al.* (2006) ont indiqué que la plante peut se développer sur des sols allant des dunes de sables aux terrains lourds argileux.

La matière organique provient des résidus morts des végétaux et animaux. On admet qu'elle est intimement liée à la fraction minérale du sol et qu'elle ne présente plus la structure originelle des cellules propre aux organismes vivants (Van Wambeke, 1995). La matière organique joue un rôle fondamental pour le maintien de sols vivants à long terme. En se décomposant elle libère plusieurs éléments nutritifs nécessaires à la croissance de la plante ; elle apporte des quantités significatives d'azote, de phosphore de potassium, de magnésium et de calcium ainsi que du bore, du molybdène, du cuivre et du zinc. Un taux de matière organique élevé favorise le développement des micro-organismes et de la faune du sol (Adéchina, 2017). Ce sont ces mêmes micro-organismes qui mettent ensuite les éléments minéraux à la disposition des plantes grâce à la minéralisation de cette matière organique. Nos résultats ont aussi montré que la teneur en matière organique dans les zones avec invasion ancienne de *C. odorata* est proche de celle des forêts. Ces résultats sont en accords avec ceux de Tié Bi (1995). Cet auteur a montré que *C. odorata* du fait de l'abondance de sa litière enrichit les sols en matière organique. Il contribue ainsi à accroître le potentiel chimique du sol. En établissant une relation entre le pH eau et la matière organique, il ressort que, l'acidité élevée dans les sols des forêts, des zones rudérales sans *C. odorata* et des zones rudérales avec une invasion jeune de *C. odorata* de moins d'un an a un impact négatif sur la matière organique. En effet, l'acidité peut affecter l'activité des bactéries nitrifiantes qui sont les plus sensibles au pH du sol au cours des processus de la décomposition des résidus organiques (Adéchina, 2017). Ce qui entrainera une baisse de la teneur de l'azote dans les horizons de profondeur et la fertilité biologique du sol.

Par contre, la baisse de l'acidité du sol dans les biotopes envahis par *C. odorata* est bénéfique pour la matière organique qui peut ainsi contribuer à améliorer la fertilité du sol.

La minéralisation de la matière organique est rapide en climat tropical à cause de l'influence combinée des températures et des précipitations. Toutefois, cette minéralisation est fonction de la nature de la matière organique, de la fourniture de l'azote et surtout les propriétés physico-chimiques et biologiques du sol. Le rapport C/N permet d'évaluer la qualité des amendements organiques et leur capacité à fournir l'azote (**Ndoug, 2010**). Il permet également de prévoir la vitesse de décomposition et de suivre l'action de l'azote dans la transformation de la matière organique. Cette étude a montré que le rapport C/N varie de 13,22 dans les rudérales sans *C. odorata* à 13,93 dans les invasions jeunes. Il est de 13,43 dans les invasions anciennes et de 13,54 dans les forêts. Ces valeurs sont du même ordre de grandeur que celles signalées par **Boyer (1982)** pour les ferrasols sous végétation naturelle. Elles traduisent une bonne décomposition de la matière végétale provenant de la litière et du système racinaire et la formation d'un « humus doux » qui peut être appelé selon **Perraud (1970)** mull forestier tropical (**Djegui et al., 1992**).

Le sodium fournit une indication sur la salinité du sol (**U. S. Salinity Laboratory, 1954 ; Tessier, 1984 ; Saidi et al., 2004**). Les résultats montrent que les zones rudérales sans *C. odorata* sont pauvres en sodium. Toutefois, la concentration en sodium est élevée dans les zones rudérales avec une jeune invasion et très élevée dans les invasions anciennes. Cela amène à conclure à un apport de sodium par l'espèce lors de l'invasion. **Agboola et Oyedele (2012)** sont arrivés à la même conclusion lors de l'étude de l'impact de *C. odorata* sur le sol.

Le potassium échangeable représente la forme facilement accessible aux plantes (**Boyer, 1973**). C'est un élément minéral majeur pour le développement et la croissance des plantes. Le potassium intervient comme régulateur de fonction d'assimilation chlorophyllienne (favorise la synthèse des glucides). Il permet une meilleure économie de l'eau dans les tissus en leur conférant une forte rigidité. Par sa présence dans les sucs vacuolaires, il augmente la pression osmotique, ce qui permet un bon fonctionnement des stomates et donc un bon contrôle de la transpiration. Le potassium intervient également dans la synthèse des protéines et accroît la résistance des végétaux contre les maladies cryptogamiques (**N'doug, 2010**). L'analyse des résultats du potassium échangeable a montré une élévation de la quantité de potassium dans les invasions récentes. **Tshinyangu et al. (2017)** ont aussi démontré des concentrations de potassium élevées en présence de *C. odorata*. Ils ont expliqué cette différence par un apport au sol de litières constituées de feuilles séchées de la plante. Cet apport a contribué à élever la

concentration en potassium. La présente étude a aussi démontré que la quantité de potassium diminue des jeunes invasions aux anciennes. Cela suggère que les zones envahies par *C. odorata* consomment énormément de potassium.

CHAPITRE XII. Espèces végétales indicatrices des milieux envahis par *Chromolaena odorata*

Les communautés végétales permettent d'appréhender rapidement par l'intermédiaire des espèces végétales, les conditions du milieu. Ils constituent d'excellents descripteurs biologiques du fonctionnement des écosystèmes (**Bonis *et al.*, 2013**). Ces indicateurs écologiques sont des outils fiables pour mieux comprendre les relations entre les espèces (**Lehaire *et al.*, 2014**). Dans cette étude, quatre communautés végétales ont été identifiées : une en forêt, une communauté mixte sans espèce indicatrice, une autre en zone rudérale sans *C. odorata* et au moins une communauté de zone rudérale envahie par *C. odorata*. Ces résultats indiquent également que les zones envahies peuvent être considérées comme un groupe distinct car elles présentent une physionomie floristique différente. Cette étude est cohérente avec celles de **Powell *et al.* (2011)** et **Toussaint *et al.* (2014)** qui ont démontré que les invasions biologiques peuvent induire des changements structurels dans les communautés, notamment en modifiant la diversité taxonomique. L'impact des invasions est tel qu'elles peuvent augmenter le nombre total d'espèces introduites par disparition des espèces indigènes. De même, les communautés végétales ont été discriminées par la force de leur relation avec les paramètres physico-chimiques du sol. Les variables du sol qui ont distinguées la communauté envahie par *C. odorata* étaient caractérisées par de fortes valeurs contrairement à celles des autres communautés. Cela signifie que, la communauté envahie par *C. odorata* était plus riche en éléments chimiques. D'autres études ont confirmé cette affirmation (**Edoukou *et al.*, 2013 ; Tshinyangu *et al.*, 2017**). Ces auteurs ont démontré que les sols envahis par *C. odorata* entraînaient une amélioration significative de la disponibilité des nutriments. D'autres études encore menées sur l'impact des espèces envahissantes sur le sol ont également montré que les sols des communautés envahies sont très riches (**Ehrenfeld, 2003 ; Allison et Vitousek, 2004 ; Vanderhoeven *et al.*, 2005**). En Belgique, l'étude de l'impact de huit espèces envahissantes (*Fallopia japonica* (Polygonaceae), *Prunus serotin* (Rosaceae), *Heracleum mantegazzianum* (Apiaceae), *Solidago gigantea* (Compositae), *Rosa rugosa* (Rosaceae), *Impatiens glandulifera* (Balsaminaceae), *I. parviflora* (Balsaminaceae), *Polemonium caeruleum* (Polemoniaceae) sur les minéraux du sol a montré que les minéraux étaient plus élevés chez les envahisseurs. La disponibilité de K, Mg et Mn était de 20 à 40 fois plus élevée que dans les parcelles témoins

(Meerts *et al.*, 2004). Ceci suggère que les plantes envahissantes peuvent influencer la réponse du sol à l'invasion par des facteurs tels que les nutriments du sol.

Cette étude a aussi identifié trois groupes d'espèces indicatrices qui ont permis de nommer les différentes communautés végétales. Ces espèces peuvent être subdivisée en deux groupes : les espèces forestières qui représente les zones intactes du Banco et les espèces des zones rudérales qui présentent les environnements perturbés du Banco. En ce qui concerne les espèces forestières, les espèces indicatrices discriminées dans cette communauté sont des espèces de forêt dense sempervirente comme décrites par De Koning (1983) et Lauginie *et al.* (1996). Nos résultats sont conformes à ceux de plusieurs auteurs (Antai et Nkwelang, 1998 ; Kokou *et al.*, 2002 ; Johnson et Murray, 2018) qui ont démontré que ces quatre espèces sont effectivement des espèces des forêts tropicales littorales à feuilles persistantes. S'agissant des espèces indicatrices des zones rudérales, elles peuvent être scindée en deux groupes : celle des zones rudérales sans invasion de *C. odorata* et celle des zones rudérales envahies par *C. odorata*. De nombreux travaux ont montré que ces espèces sont en général des espèces de pleine lumière et des adventices de cultures dans de nombreux pays (Traoré *et al.*, 2005 ; Bello *et al.*, 2013). Elles sont donc considérées comme des mauvaises herbes et des espèces qui se rencontrent dans les zones perturbées (Ali-Cheikh, 2012). De plus, certaines de ces espèces sont en phase de devenir invasive dans certains pays. C'est le cas notamment, de *Phyllanthus amarus*, une des espèces indicatrices de la communauté des zones rudérales sans invasion de *C. odorata*. En Chine, elle fait partir des 47 espèces exotiques naturalisées et qui sont réparties dans tout le pays (Wu *et al.*, 2010). Quant aux espèces indicatrices qui caractérise les milieux envahis par *C. odorata*, elles sont au nombre de quatorze espèces qui pour la plupart sont des espèces introduites et envahissantes. Ce sont : *Acacia pentagona*, *Lycopodiella cernua*, *Aframomum danielli*, *Ageratum conyzoides*, *Albertisia cordifolia*, *Albizia adianthifolia*, *Asystasia gangetica*, *Anthonotha macrophylla*, *Centrosema pubescens*, *Dioscorea minutiflora*, *Ipomoea mauritiana*, *Pueraria phaseoloides*, *Stenotaphrum secundatum* et *Thaumatococcus daniellii*. La littérature a démontré que ces espèces sont très compétitives comme *C. odorata*. Elles ont la capacité de coloniser et d'envahir rapidement le milieu. C'est le cas, de *Acacia pentagona* qui envahit les écosystèmes naturels, les pâturages et réduit la production de viande bovine (Maslin, 2012), *Asystasia gangetica* qui est une espèce anthropophile héliophile (Konda *et al.*, 2012), *Pueraria phaseoloides* et *Stenotaphrum secundatum* qui font partir de la liste des espèces envahissantes de la Côte d'Ivoire (Neuba *et al.*, 2014 ; Noba *et al.*, 2017). La recherche bibliographique a aussi montré que l'espèce *Cyathula prostrata* est une herbe très

commune, envahissant les bords de routes, les défrichements et les cultures (**Konda et al., 2012**). Enfin, *Ageratum conyzoides* se rencontre dans les cultures abandonnées et aux abords des habitations. Elle est invasive dans de nombreux pays comme au Madagascar et en Gambie (**Konda et al., 2012 ; Lisan, 2014 ; Noba et al., 2017**).

**CONCLUSIONS,
PERSPECTIVES ET
RECOMMANDATIONS**

Conclusions et perspectives

La présente étude a permis d'analyser l'impact d'une plante exotique envahissante, *Chromolaena odorata*, sur la flore et la composition physico-chimique du sol du Parc National du Banco et d'identifier les espèces végétales indicatrices des milieux envahis par cette espèce. Elle s'inscrit dans le cadre d'une meilleure connaissance des impacts de *C. odorata* sur la biodiversité et le sol et fournit des pistes de réflexion sur les priorités de gestion et les mesures préventives contre *C. odorata*.

Au niveau floristique, 147 espèces appartenant à 118 genres et repartit en 57 familles et 12 espèces à statut particulier ont été inventoriées dans les quatre biotopes étudiés. Il ressort que les zones rudérales avec une ancienne invasion de *C. odorata* présentent une faible diversité et richesse floristiques contrairement aux autres biotopes. De plus, l'abondance des espèces indigènes dans les biotopes avec une ancienne invasion de *C. odorata* a été réduite. Les résultats ont aussi montré que l'invasion de *C. odorata* entraîne la disparition, l'apparition et la résilience de certaines espèces végétales.

Au niveau pédologique, en établissant une relation entre les sites inventoriés, les espèces végétales et la position topographique, il ressort que, les sommets ne sont pas des milieux préférentiels de croissance de *C. odorata*. Les mi-versants sont des milieux où l'on peut observer la croissance de *C. odorata*. Enfin, les bas de pente sont des milieux préférentiels de croissance et de prolifération de *C. odorata*. Il existe une corrélation entre la flore et le sol des milieux envahis par *C. odorata*. Six variables physico-chimiques du sol ont été discriminées pour séparer la végétation des sites étudiés. Ce sont : le carbone organique, l'humus, l'hydrogène, la matière organique, le sodium et le potassium échangeables. En effet, les pourcentages du carbone organique, d'humus et de la matière organique tendent vers celui des forêts en présence d'une ancienne invasion de *C. odorata*. L'on note également une augmentation de la concentration en sodium quand on passe d'une invasion récente de *C. odorata* à une invasion ancienne. Cela amène à conclure à un apport de sodium par l'espèce lors de l'invasion. La présente étude a aussi démontré que la quantité de potassium diminue d'une jeune invasion vers une ancienne et suggère que les zones envahies par *C. odorata* consomment énormément de potassium.

Enfin, quatre communautés végétales ont été identifiées au cours de cette étude : une communauté de forêt, une communauté mixte sans statut particulier, une communauté composée d'espèces rudérales sans invasion de *C. odorata* et enfin, une communauté composée d'espèces indicatrices de milieux envahis par *C. odorata*. La communauté envahie par *C.*

odorata est constituée de 14 espèces indicatrices. Ces espèces ont été discriminées par la force de leur relation avec les paramètres physico-chimiques du sol.

Les éléments majeurs apportés par ce travail et les éventuelles perspectives de recherches sont les suivants :

- (1) une relation existe entre la flore et le sol des milieux envahis par *C. odorata* ; une analyse approfondie de la litière permettrait de mieux comprendre la richesse des sols des milieux envahis et de confirmer ou d'infirmer l'hypothèse selon laquelle cette richesse proviendrait de la décomposition de la litière de *C. odorata* ;

- (2) approfondir l'étude de la spécificité des espèces végétales en présence de l'invasion de *C. odorata* qui se traduit par les espèces apparues, disparues et résilientes ;

- (3) des espèces indicatrices des milieux envahis par *C. odorata* ont été identifiées. Des études complémentaires étendues à d'autres parcs nationaux du pays permettraient de comparer les résultats obtenus avec ceux de ces milieux. Ces parcs étant situés dans des zones éoclimatiques différentes, l'étude permettrait de conclure de l'existence de communautés végétales stables ;

- (4) cartographier l'envahissement de *C. odorata* à l'échelle nationale.

Recommandations

À l'issue de cette étude, des recommandations sont nécessaires pour une meilleure gestion des Espèces Exotiques Envahissantes (EEE) du Parc National du Banco. Ainsi, nous recommandons à l'endroit de l'Etat, de l'Office Ivoirien des Parcs et Réserves (OIPR) et des organisations de la société civile en charge de la protection du parc de :

- (1) communiquer et diffuser de façon permanente les résultats des travaux de recherches sur les EEE des différents parcs nationaux ;

- (2) renforcer les capacités des agents de l'OIPR sur l'identification et les dangers de la présence des EEE dans les parcs et réserves nationaux et de les former à la lutte contre ces espèces ;

- (3) assurer le suivi de la dynamique spatio-temporelle des EEE à partir d'une démarche fondée sur la cartographie.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abobi A.H.D., Angui T.K.P. & Kouadio Y.J., 2014.** - Influence de la fertilisation à base des coques de cacao sur les paramètres chimiques d'un ferralsol et sur la croissance du maïs (*Zea mays* L.) à Oumé, Côte d'Ivoire. *Journal of Applied Biosciences*, **82**:7359-7371.
- Aboh B., 2008.** - Phytosociologie, écologie, potentialités et aménagement des pâturages naturels envahis par *Chromolaena odorata* et *Hyptis suaveolens* en Zone Soudano-guinéenne (Bénin). Thèse de Doctorat Unique, Chaire UNESCO de Sciences, Technologie et Environnement, Université d'Abomey-Calavi, Bénin, 227 p.
- Achoundong G., YoutaHappi J., Bonvallet J. & Guillet B., 2000.** - Formation et évolution des recrûs en savane. In : Dynamique des Ecosystèmes Forestiers Intertropicaux. Ed Orstom-CNRS: Paris, 115-119.
- Adéchina O., 2017.** - Définition de la qualité des sols par les bioindicateurs dans deux zones agro-écologiques de la Côte d'Ivoire : cas de sols sous culture arachidière à Ahoué et à Gogbala. Thèse unique de Doctorat en Sciences de la Terre, Université Félix Houphouët-Boigny/ UFR STRM, 171 p.
- Adjakpa B.J., Yedomonhan H., Ahoton L.E., Weesie P.D.M. & Akpo E.L., 2013.** - Structure et diversité floristique des îlots de forêts riveraines communautaires de la vallée de Sô du Bénin. *Journal of Applied Biosciences*, **65**: 4902-4911.
- Adou Yao C.Y., 2005.** - Pratiques paysannes et dynamique de la biodiversité dans la Forêt Classée de Monogaga (Côte d'Ivoire). Thèse de doctorat, Département Hommes Natures Sociétés, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, France, 233 p.
- Agbim N.N., 1987.** - Carbon cycling under *Chromolaena odorata* (L.) canopy. *Biological Agriculture & Horticulture*, **4**: 203-212.
- Agboola O.O. & Oyedele T.A., 2012.** - Effect of *Chromolaena odorata* on Species Diversity, Effect of *Chromolaena odorata* on Species Diversity, Composition and Soil of the Invaded Vegetation in Ile-Ife, South-Western Nigeria. *The Polytechnic Journal of Science and Technology*, **7**:1-16.

- Aké-Assi E. & Ipou J., 2006.** - *Litsea glutinosa* (Lour.) C. B. Robinson (Lauraceae): de son introduction en Côte d'Ivoire à la conquête de l'espace. *The Science of Nature*, **3** (2): 113-220.
- Aké-Assi L., 1962.** - Une composée nouvelle pour l'Afrique Occidentale. *Bulletin de l'IFAN*, **24** (1): 168-170.
- Aké-Assi L., 1970.** - Deux espèces d'introduction récentes en basse Côte d'Ivoire. *Bulletin de l'IFAN*, **32** (4): 989-995.
- Aké-Assi L., 1977 .** - *Salvinia nymphellula* desv: Fléau en extension vers l'ouest de l'Afrique intertropicale. *Bulletin de l'IFAN*, **39**: 555-562.
- Aké-Assi L., 1980.** - *Cecropia peltata* Linné (Moracées): ses origines, introduction et expansion dans l'est de la Côte d'Ivoire. *Bulletin de l'IFAN*, **42** (1): 23-32.
- Aké-Assi L., 1984.** - Flore de la Côte d'Ivoire : Etude descriptive et biogéographique avec quelques notes ethnobotaniques. Thèse de Doctorat d'Etat, Faculté des Sciences et Techniques, Université de Cocody, Abidjan (Côte d'Ivoire), 1206 p.
- Aké-Assi L., 1988.** - Espèces rares et en voie d'extinction de la flore de la Côte d'Ivoire. Monographie Systématique Botanique. *Missouri Botanical Garden*, **25**: 461-463.
- Aké-Assi L., 1998.** - Impact de l'exploitation forestière et du développement agricole sur la conservation de la biodiversité biologique en Côte d'Ivoire. *Le flamboyant* **46**: 20-21.
- Aké-Assi L., 2001.** - Flore de la Côte d'Ivoire 1, Catalogue systématique, biogéographie et écologie. Conservatoire et Jardin Botaniques, Genève, Suisse, 396 p.
- Aké-Assi L., 2002** - Flore de la Côte d'Ivoire 2, catalogue, systématique, biogéographie et écologie. Genève, Suisse : Conservatoire et Jardin Botanique de Genève ; Boissieria, 58: 441p.
- Akoègninou A., Vander Burg W.J., Van der Manesen L.J.G., Adjakidjè V., Essou J.P., Sinsin B. & Yédomonhan H., 2006.** - Flore Analytique du Bénin. Backhuys Publishers Wageningen, 1019 p.

- Alexandre D.Y., 1982.** - La dispersion de *Solanum verbascifolium* en Côte d'Ivoire : rôle des céphalophes. *Terre et vie*, **36** (2): 293-295.
- Ali-Amara G., 1992.** - L'herbe, du Laos : *Chromolaena odorata* (L) R.M. King et H. Robinson (Asteraceae) en République Centrafricaine. Essais de lutte avec des herbicides. Thèse de Doctorat d'état, faculté de médecine et de pharmacie, Université Cheikh Anta Diop de Dakar, Sénégal, 114 p.
- Ali-Cheikh Z., 2012.** - Études chimiques et biologiques d'*Aframomum sceptrum* (Zingiberaceae) et de la curcumine. Thèse de Doctorat de l'Université Paris-Sud, Faculté de Pharmacie de Châtenay-Malabry, France, 160 p.
- Allison S.D., Nielsen C. & Hughes R., 2006.** - Elevated enzyme activities in soils under the invasive nitrogen-fixing tree *Falcataria moluccana*. *Soil Biology & Biochemistry*, **38**: 1537-1544.
- Allison D.S. & Vitousek M.P., 2004.** - Rapid nutrient cycling in leaf litter from invasive plants in Hawaii. *Oecologia*, **141**: 612–619.
- Annabi M., 2005.** - Stabilisation de la structure d'un sol limoneux par des apports de composts d'origine urbaine : relation avec les caractéristiques de leur matière organique. Thèse de Doctorat, Institut National Agronomique de Paris-Grignon, France, 281 p.
- Anne G., 1945.** - Critères d'analyses chimiques du sol. *Annales Agronomiques*, **2**: 161-172.
- Anning A.K. & Yeboah-Gyan K., 2007.** - Diversity and distribution of invasive Weeds in Ashanti Region, Ghana. *African Journal of Ecology*, **45** (3): 355-360.
- Antai P.S. & Nkwelang G., 1998.** - Réduction de certains toxiques chez *Icacina mannii* par fermentation avec *Saccharomyces cerevisiae*. *Plant Foods for Human Nutrition*, **53**: 103-111.
- APG IV, 2016.** - An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants. *Botanical Journal of the Linnean Society*, **161**:1-20.
- Aubreville A., 1959.** - Flore Forestière de la Côte d'Ivoire. Tomes 1–3. 2ème éd. Centre Technique Forestier Tropical, Nogent-sur-Marne, France, 341 p.

- Audru J., Berekoutou M., Deat M., De Wilspeare G., Du Four F., Kintz O., Le masson A., Menozu P. & Rojat O., 1988.** - L'herbe du Laos: *Chromolaena odorata* (L.) R. M. King et H. Robinson- Synthèse des connaissances et des acquis expérimentaux et établissement d'un programme d'intervention. Etude préparatoire.1. E. M.V.T, Ministère du Développement Rural de la République Centrafricaine, Alfort, 268 p.
- Baize D. & Jabiol B., 1995.** - Guide pour la description des sols-INRA éditions, 375 p.
- Bakker J. & Wilson S., 2001.** - Competitive abilities of introduced and native grasses. *Plant Ecology*, **157**: 117-125.
- Bartell S.M., 2006.** - Biomarkers, bioindicators, and ecological risk assessment-a brief review and evaluation. *Environmental Bioindicators*, **1**: 39-52.
- Batten K.M., Scow K.M., Davies K.F. & Harrison S.P., 2006.** - Two invasive plants alter soil microbial community composition in serpentine grasslands. *Biological Invasions*, **8**: 217-230.
- Béliné V., 1994.** - Étude de l'état du milieu naturel du Parc National du Banco. Recommandations pour sa sauvegarde et son aménagement. WWF-Abidjan, 47 p.
- Bello S., Ahanchédé A., Gbèhounou G., Amadji G. & Aho N., 2013.** - Diversité floristique, ethnobotanique et taxonomie locale des mauvaises herbes de l'oignon au Nord-est du Bénin. *Tropicultura*, **31**, (2): 143-152.
- Benaziza A., 1997.** - Appréciation de la nutrition minérale, de la vigueur et du rendement d'un verger d'abricotier cultivé dans la région de Theniet-El-Abed (W Batna)., Thèse Magistère, Institut d'Agronomie de Batna., 74 p.
- Béné K., Camara D., Fofie N.B.Y., Kanga Y., Yapi A.B., Yapo Y.C., Ambe S.A. & Zirihi G.N., 2016.** - Étude ethnobotanique des plantes médicinales utilisées dans le Département de Transua, District du Zanzan (Côte d'Ivoire). *Journal of Animal & Plant Sciences*, **27** (2): 4230-4250.
- Bentchikou M., 1981.** - Recherche sur la nutrition minérale du vignoble d'appellation d'origine Garantie (V. A. O. G) de la région de Mascara., Thèse Magistère, Institut national Agronomique Hassan-Badi, Alger., 74 p.

- Bernhard-Reversat F. & Huttel C., 1975.** - Recherches sur l'écosystème de la forêt subéquatoriale de Basse Côte d'Ivoire II. Le cadre géographique. *Revue Ecologique de Conservation de la Nature*, **29** (2): 171-177.
- Bitty E.A., Kadjo B., Gonedele Bi S., Okon O.M. & Kouassi K.P., 2013.** - Inventaire de la faune mammalogique d'une forêt urbaine, le Parc National du Banco, Côte d'Ivoire. *The International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **7** (4): 1678- 1687.
- Blackburn T.M., Pyšek P., Bacher S., Carlton J.T., Duncan R.P., Jarošík V., Wilson J.R.U. & Richardson D.M., 2011.** - A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, **26**: 333-339.
- Blondel J., 1979.** - Biogéographie et écologie. 4^{ème} édition, *Masson*. 120 p.
- Blossey B. & Nötzold R., 1995.** - Evolution of increased competitive ability in invasive nonindigenous plants: a hypothesis. *Journal of Ecology*, **83**: 887–889.
- Bohlen P.J., 2006.** - Biological invasions: Linking the aboveground and belowground consequences. *Applied Soil Ecology*, **32**: 1-5.
- Boka O.M., Madder M., Achi Y.L., Kaboret Y.Y. & Berkvens D., 2014.** - Modelisation du remplacement de *rhypicephalus (boophilus) decoloratus* par *rhypicephalus (boophilus) microplus*, une tique émergente en Côte d'Ivoire. *European Scientific Journal*, **10** (30): 120-132.
- Bonis A., Paillisson J.M., Membrey C. & Marion B., 2013.** - Propositions pour le suivi de la biodiversité dans le Marais poitevin : suivi global et suivi en lien avec l'évolution de la gestion de l'eau. Rapport final, document B. UMR 6553 ECOBIO CNRS Université de Rennes 1. Établissement public du Marais poitevin. 153 p.
- Borokini T.I. & Babalola F.D., 2012.** - « Management of invasive plant species in Nigeria through economic exploitation: lessons from other countries ». *Management of Biological Invasions*, **3** (1): 45-55.
- Boulet R., Chauvel A., Humbel F.X. & Lucas Y., 1982.** - Analyse structurale et cartographie en pédologie. Prise en compte de l'organisation bidimensionnelle de la couverture

pédologie : les études de toposéquences et leurs principaux apports à la connaissance des sols. *Cahier ORSTOM, Série Pédologie*, **19** (4): 309-321.

Boyer J., 1970. - Essais de synthèse des connaissances acquises sur les facteurs sur les facteurs de fertilité des sols en Afrique Intertropicale francophone. Orstom, Paris, 175 p.

Boyer J., 1973. - Comportement du potassium dans les sols tropicaux cultivés. Compte Rendu du 10e Colloque de l'Institut International de la Potasse, Abidjan, Côte d'Ivoire. pp. 83-102.

Boyer J., 1982. - Les sols ferrallitiques. Facteurs de fertilité et utilisation des sols, Tome X. Paris, Orstom, LD.T. 52, 384 p.

Braun-Blanquet J., 1932. - Plant sociology. The study of plant communities, Mc Graw-HILL, Book Company, Inc., New York, 407 p.

Bravo-Monasterio P., Pauchard A. & Fajardo A., 2016. - *Pinus contorta* invasion into treeless steppe reduces species richness and alters species traits of the local community. *Biological Invasions*, **18**: 1883-1894.

Bremner J.M. & Mulvaney C.S., 1982. - Methods of soils analysis. Part 2 2nd ed. Agron Monogr.9.ASA and SSSA, 365 Madison WI p595-624 Hall. New Jersey, 539 p.

Broennimann O., Treier U.A., Müller-Schärer H., Thuiller W., Peterson A.T. & Guisan A., 2007. - Evidence of climatic niche shift during biological invasion. *Ecology Letters*, **10**: 701-709.

Brun C., 2007. - Archéophytes et néophytes pour une nouvelle détermination des marqueurs polliniques de l'anthropisation. Le cas des milieux cultivés et rudéraux de Franche-Comté. Thèse de Doctorat, Université de Franche-Comté, France, 430 p.

Bucharova A. & Van Kleunen M., 2009. - Introduction history and species characteristics partly explain naturalization success of North American woody species in Europe. *Journal of Ecology*, **97**: 230-238.

Cairns J.J. & Pratt J.R., 1993. - A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg, D.M., Resh, V.H. (Eds.), *Freshwater*

Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. Chapman & Hall, New York, pp. 10-27.

Caldwell B.A., 2006. - Effects of invasive scotch broom on soil properties in a Pacific coastal prairie soil. *Applied Soil Ecology*, **32**: 149-152.

Callaway R.M. & Aschehoug E.T., 2000. - Invasive Plants Versus Their New and Old Neighbors: A Mechanism for Exotic Invasion. *Science*, **290**: 521-523.

Callaway R.M. & Ridenour W.M., 2004. - Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **2**: 436-443.

Catford J.A., Jansson R. & Nilsson C., 2009. - Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework. *Diversity and Distributions*, **15**: 22-40.

Catford J.A., Vesik P.A., Richardson D.M. & Pysek P., 2012. - Quantifying levels of biological invasion: towards the objective classification of invaded and invulnerable ecosystems. *Global Change Biology*, **18**: 44-62.

Chakraborty A.K., Rambhade S. & Patil U.K., 2011. - *Chromolaena odorata* (L.): An overview. *Journal of Pharmacy Research*, **4**: 573-576.

Chatelain C., 1996. - Possibilités d'application de l'imagerie satellitaire à haute résolution pour l'étude des transformations de la végétation en Côte d'Ivoire forestière. Thèse de doctorat, Université de Genève, 177 p.

Chen H., Li B., Fang C., Chen J. & Wu J., 2007. - Exotic plant influences soil nematode communities through litter input. *Soil Biology & Biochemistry*, **39**: 1782-1793.

Cleland E.E., Clark C.M., Collins S.L., Fargione J.E., Gough L., Gross K.L., Pennings S.C. & Suding K.N., 2011. - Patterns of trait convergence and divergence among native and Composition and Soil of the Invaded Vegetation in Ile-Ife, South-Western Nigeria. *The Polytechnic Journal of Science and Technology*, **7**:1-16.

Commonwealth Agricultural Bureau International (CABI), 2004. www.cabi.org/about-cabi. Date de consultation : 20 Avril 2019.

- Constan-Nava S., Santiago Soliveres S., Torices R., Serra L. & Bonet A., 2014.** - Direct and indirect effects of invasion by the alien tree *Ailanthus altissima* on riparian plant communities and ecosystem multifunctionality. *Biological Invasions*, 1-14.
- D'Antonio C.M. & Kark S., 2002.** - "Impacts and extent of biotic invasions in terrestrial ecosystems". *Tree*, **17**: 202-204.
- D'Antonio C.M. & Meyerson L.A., 2002.** - "Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis". *Restoration Ecology*, **10** (4): 703-713.
- Dabin B., 1970.** - Étude d'une méthode d'extraction de la matière humique du sol. Ronéo O.R.S.T.O.M., S.S.C. 375 Bondy, pp 47-63.
- Dajoz R., 2003.** - Précis d'écologie. Dunod, Paris, France, 615 p.
- Das J. & Agarwala B.K., 2011.** - Changes in Leaf Chemicals and Different Phenological Stages of *Chromolaena odorata* L. (King and Robinson) From Tripura. *VEGETOS*, **24** (1): 38-40.
- Davis M.A. & Thompson K., 2000.** - Eight ways to be a colonizer; two ways to be an invader: a proposed nomenclature scheme for invasion ecology. *The Ecological Society of America*, **81**: 101-102.
- De Foresta H. & Schwartz D., 1991.** - *Chromolaena odorata* and disturbance of natural succession after shifting cultivation: an example from Mayombe, Congo, Central Africa. *Biotrop (Bogor) Special Publication*, **44**: 23-41.
- De Foresta H., 1991.** - *Chromolaena odorata* and disturbance of natural succession after shifting cultivation: an example from Mayombe, Congo, Central Africa. In: R. Munniappan and P. Ferrar (Eds.). Ecology and Management of *Chromolaena odorata*. *Biotrop (Bogor) Special Publication*, **44**: 23-41.
- Delabarre M., 1977.** - Incidence agronomique du développement de *Eupatorium odoratum* (Composée) en Côte d'Ivoire. Thèse de Doctorat, Faculté des sciences, Université d'Abidjan, Côte d'Ivoire, 105 p.

- Délèze M., 2011.** - Température moyenne de l'atmosphère en fonction de l'altitude selon le modèle du nivellement barométrique. https://www.deleze.name/.../pression-altitude/temperature_atm.pdf, 1-3 p.
- Delvigne J., 1965.** - Pédogenèse en zone tropicale. La formation des minéraux secondaires en milieu ferrallitique. Mémoire ORSTOM, 13, 177 p.
- Delville P.H., Boucher L. & Vidal L., 1996.** - Les bas-fonds en Afrique tropical humide : stratégie paysannes, contraintes agronomiques et aménagements. CIRAD, 19 p.
- De Koning J., 1983.** - La forêt du Banco. Thèse de Doctorat, Université de Wageningen, Pays-Bas, 161 p.
- De Marsac T.G., 1987.** - Pédologie forestière, défense et restauration des sols. Département de Foresterie, ENSA/CUD, 163 p.
- De Rouw A., 1991.** - The invasion of *Chromolaena odorata* (L.) King and Robinson (ex *Eupatorium odoratum*), and competition with the native flora, in a rain forest zone, south-west Cote d'Ivoire. *Journal of Biogeography*, **18**: 13-23.
- Devineau J.L., 1984.** - Structure et dynamiques de quelque forêts tropophiles de l'Ouest Africain (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat d'Etat, Université Paris VI, 294 p.
- Dewis J. & Freitas F., 1984.** - Méthodes d'analyse physique et chimique des sols et des eaux. Bulletin pédologique de la FAO, N° 10, 280 p.
- Dietz H. & Edwards P.J., 2006.** - Recognition that causal processes change during plant invasion helps explain conflicts in evidence. *Ecology*, **87** (6): 1359-1367.
- Djegui N., De Boissezon P. & Gavinelli E., 1992.** - Statut organique d'un sol ferrallitique du Sud-Bénin sous forêt et différents systèmes de cultures. *Cah. Orstom, sér. Pédol.*, **27** (1): 5-22.
- Dogba M., Malan D.F., Neuba D.F.R. & Konan A.S., 2018.** - Biologie et écologie de *Porophyllum ruderale* (Jacq.) Cass., une Compositae nouvellement apparue en Côte d'Ivoire. *Journal of Animal & Plant Sciences*, **36** (3): 5907-5918.

- Dommanget F., 2014.** - Interactions entre espèces invasives et communautés végétales des berges de cours d'eau : vers l'utilisation du génie écologique pour le contrôle des renouées asiatiques. Thèse de Doctorat, Ecosystèmes et Sciences agronomiques, Université de Montpellier, France, 235 p.
- Dong L.J., Yu H.W. & He W.M., 2015.** - What determines positive, neutral, and negative impacts of *Solidago canadensis* invasion on native plant species richness? *Scientific reports*, 1-9.
- Drouet T., 2010.** - Pédologie. BING-F-302, 137 p.
- Duschesne V., 2002.** - Des lieux sacrés aux sites classés. Évolution du contrôle des ressources naturelles dans le Sud-Est ivoirien. In : Patrimonialiser la nature tropicale. Dynamiques locales, enjeux internationaux. Cormier-Salem M. -C., Juhé-Beaulaton D., Boutrais J., Roussel, B., Paris, IRD, collection "Colloques et séminaires" pp. 419-438.
- Dufrêne M. & Legendre P., 1997.** - Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, **67**: 345-366.
- Edoukou E.F., Koné A.W. & Tondoh J.E., 2013.** - Les jachères à base de *Chromolaena odorata* (Asteraceae) et de légumineuses ont-elles les mêmes potentialités agronomiques ? *Étude et Gestion des Sols*, **20** (2): 9- 106.
- Égnankou W.M., 1995** - Les végétaux aquatiques envahissants observés en Côte d'Ivoire. Document de Synthèse CIAPOL, 10 p.
- Égnankou W.M., 2015.** - Flore et végétation des zones humides du sud-est de la cote d'ivoire : problèmes de pollution et méthodes de lutte contre les Végétaux Aquatiques Envahissants (VAE). Thèse de Doctorat unique en Botanique, Université Félix Houphouet Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire, 235 p.
- Ehrenfeld J.G., 2003.** - Effects of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. *Ecosystems*, **6**: 503-523.
- Eldin M., 1971.** - Le climat de la Côte d'Ivoire. In : Le milieu naturel de Côte d'Ivoire. Mémoires ORSTOM, 50, Paris (France), pp 73-108.

- Elton C.E., 1958.** - The Ecology of Invasions by Animals and Plants. The University of Chicago Press, Chicago, 196 p.
- Eschenbrenner V. & Badarello L., 1978.** - Etude pédologique de la région d'Odienné (Côte d'Ivoire). Carte des paysages morpho-pédologiques. Notice d'explication N°74. ORSTOM. Paris, 123 p.
- F.A.O., 1977.** - Directives pour la description des sols. FAO, Rome, 72 p.
- F.A.O., 2006.** - World reference base for soil resources. A framework for international classification, correlation and communication. World soil resources reports 103, 145 p.
- Falk-Petersen J., Bøhn T. & Sandlund O.T., 2006.** - On the numerous concepts in invasion biology. *Biological invasions*, **8**: 1409-1424.
- Felfili J.M., Silva Júnior M.C., Sevilha A.C., Fagg C.W., Walter B.M.T., Nogueira P.E. & Rezende A.V., 2004.** - Diversity floristic and structural patterns of cerrado vegetation in Central Brazil. *Plant Ecology*, **175**: 37 - 46.
- Ferland A., 2015.** - La conservation de la biodiversité en milieu urbain : comment aménager les villes du monde? Mémoire de Maîtrise en environnement et en biologie internationale, Université de Sherbrooke, Canada, 104 p.
- Foxcroft L.C., Pickett S.T.A. & Cadenasso M.L., 2011.** - Expanding the conceptual frameworks of plant invasion ecology. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, **13**: 89-100.
- Frontier S., Pichod-Viale D., Leprêtre A., Davoult D. & Luczak C., 2008.** - Écosystèmes: structure, fonctionnement, évolution. 4^e édition. Dunod, Paris, France, 558 p.
- Gallagher R.V., Beaumont L.J., Hughes L. & Leishman M.R., 2010.** - Evidence for climatic niche and biome shifts between native and novel ranges in plant species introduced to Australia. *Journal of Ecology*, **98**: 790-799.
- Gamfeldt L., Hillebrand H. & Jonsson P.R., 2008.** - Multiple functions increase the importance of biodiversity for overall ecosystem functioning. *Ecology*, **89**: 1223-1231.

- Gautier L., 1992 a.** - Taxonomy and distribution of a tropical weed: *Chromolaena odorata* (L.) R. King and Robinson. *Candollea*, **47**: 645-662.
- Gautier L., 1992 b.** - Contact forêt-savane en Côte d'Ivoire Centrale : Rôle de *Chromolaena odorata* (L.) R. King et Robinson dans la dynamique de la végétation. Ph.D., Université de Genève, Suisse, 268 p.
- Genot V., Colinet G., Brahy V. & Bock L., 2009.** - «L'état de fertilité des terres agricoles et forestières en région wallonne (adapté du chapitre 4 - sol 1 de " L'Etat de l'Environnement wallon 2006-2007 ")». *Base*, **1** (13): 121-138.
- Gerlach J.D. & Rice K.J., 2003.** - Testing life history correlates of invasiveness using congeneric plant species. *Ecological Applications*, **13**: 167-179.
- Gilles N. & Richard A., 1976.** - Essai d'association d'unités de paysages sur photographies aériennes. TER, Mémoire de Maîtrise, Institut de Géographie, Université d'Aix Marseille, Aix-en-provence, 181 p.
- Gnahoua G.M., Konan A. & Louppe D., 2003.** - Dèdè, *Ficus exasperata* un arbre fourrager : Fiche technique. Montpellier : CIRAD-Forêt, 1 p.
- Gnahoua G.M., Oliver R., N'Guessan K.A., Balle P., 2013.** - Production et retombées minérales des litières chez quatre espèces de légumineuses arborées, utilisées en amélioration de jachères, en zone forestière de Côte d'Ivoire. *Journal of Applied Biosciences*, **72**: 5800-5809.
- Godoy O. & Levine J.M., 2014.** - Phenology effects on invasion success: insights from coupling field experiments to coexistence theory. *Ecology*, **95**: 726-736.
- Gonde R. & Jussiaux M., 1980.** - Cours d'agriculture moderne. Editions La Maison Rustique., 619 p.
- Goodall J.M. & Erasmus D.J., 1996.** - Review of the status and integrated control of the invasive alien weed, *Chromolaena odorata*, in South Africa. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **56**: 151-164.

- Grotkopp E. & Rejmánek M., 2007.** - High seedling relative growth rate and specific leaf area are traits of invasive species: Phylogenetically independent contrasts of woody angiosperms. *American Journal of Botany*, **94**: 526-532.
- Grotkopp E., Erskine-Ogden J. & Rejmánek M., 2010.** - Assessing potential invasiveness of woody horticultural plant species using seedling growth rate traits. *Journal of Applied Ecology*, **47**: 1320-1328.
- Grotkopp E., Rejmánek M. & Rost T.L., 2002.** - Toward a Causal Explanation of Plant Invasiveness: Seedling Growth and Life-History Strategies of 29 Pine (*Pinus*) Species. *The American Naturalist*, **159**: 396-419.
- Guillaumet J.L. & Adjanohoun E., 1971.** - La végétation de la Côte d'Ivoire. In : *Le milieu naturel de la Côte d'Ivoire*, ORSTOM, 50, Paris (France), pp. 157-263.
- Guillaumet J.L. & Morat P.H., 1990.** - Menaces sur la flore. In : Cahiers d'Outre-mer. Vol. 43, N°72, pp 343-362.
- Guillaumet J.L., 1967.** - Recherche sur la végétation et la flore de la région du Bas Cavally (Côte d'Ivoire). Mémoire ORSTOM, 20, Paris (France), 200 p.
- Hakizimana P., 2012.** - Analyse de la composition, de la structure spatiale et des ressources végétales naturelles prélevées dans la forêt dense de Kigwena et dans la forêt claire de Rumonge au Burundi. Thèse de Doctorat, Université libre de Bruxelles, Belgique, 141 p.
- Hallé F., 1999.** "Eloge de la plante". Seuil, 124 p.
- Hamilton M.A., Murray B.R., Cadotte M.W., Hose G.C., Baker A.C., Harris C.J. & Licari D., 2005.** - Life-history correlates of plant invasiveness at regional and continental scales. *Ecology Letters*, **8**: 1066-1074.
- Hauhouot A., 2002.** - Développement, Aménagement, Régionalisation en Côte d'Ivoire. EDUCI, 364 p.
- Hawkes C.V., Belnap J., D'Antonio C. & Firestone M.K., 2006.** - Arbuscular mycorrhizal assemblages in native plant roots change in the presence of invasive exotic grasses. *Plant and Soil*, **281**: 369-380.

- Hawthorne W.D., 1995.** - Ecological profiles of Ghanaian forest trees. Oxford forestry institute, Oxford (USA), 347 p.
- Heneghan L., Fatemi F., Umek L., Grady K., Fagen K. & Workman M., 2006.** - The invasive shrub European buckthorn (*Rhamnus cathartica*, L.) alters soil properties in Midwestern US woodlands. *Applied Soil Ecology*, **32**: 142-148.
- Hierro J.L. & Callaway R.M., 2003.** - Allelopathy and exotic plant invasion. *Plant and Soil*, **256**: 29-39.
- Hooper D.U. & Dukes J.S., 2010.** - Functional composition controls invasion success in a California serpentine grassland. *Journal of Ecology*, **98**: 764-777.
- Hu G. & Zhang Z., 2013.** - Allelopathic effects of *Chromolaena odorata* on native and non-native invasive herbs. *Journal of Food, Agriculture and Environment*, **11**: 878-882.
- Hufty A., 2001.** - Introduction à la climatologie : le rayonnement et la température, l'atmosphère, l'eau, le climat et l'activité humaine. Presses Université Laval, 542 p.
- Huguenin J., 1993.** - Répartition Dynamique Incidences de *Chromolaena odorata* dans huit pays d'Afrique de l'Ouest. Document de travail. Montpellier, CIRAD-FAO, 43 p.
- Hulme P.E., 2008.** - Contrasting alien and native plant species-area relationships: the importance of spatial grain and extent. *Global Ecology & Biogeography*, **17**: 641-647.
- Huston M.A., 1994.** - Biological diversity. The coexistence of species on changing landscapes. Cambridge University Press, 681 p.
- Inoussa T.M., Ismaila T.I., Gbègbo M.C., & Sinsin B., 2013.** - Structure et composition floristiques des forêts denses sèches des Monts Kouffé. *Journal of Applied Biosciences*, **64**: 4787-4796.
- IUCN, 2000.** - IUCN guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species. IUCN, Gland ; 24 p.
- IUCN, 2019.** - IUCN Red List of Threatened Species. <<http://www.iucnredlist.org/>>. (Consulté le 29/06/2019).

- Ivens G.W., 1974.** - The problem of *Eupatorium odoratum* L. in Nigeria. *PANS Pest Articles and News Summaries*, **20**: 76-82.
- Jelbert K., Stott I., McDonald R.A. & Hodgson D., 2015.** - Invasiveness of plants is predicted by size and fecundity in the native range. *Ecology and Evolution*, **5**: 1933-1943.
- Johnson D.M. & Murray N.A., 2018.** - A revision of *Xylopia* L. (Annonaceae): the species of Tropical Africa. *PhytoKeys*, **97**: 1-252.
- Kadjo B., Kouadio Y.R., Vogel V., Dubey S. & Vogel P., 2013.** Assessment of terrestrial small mammals with record of the endangered shrew *Crocidura wimmeri* Heim de Balsac & Aellen 1958 in Banco National Park (Côte d'Ivoire). *Mammalia*, 1-8.
- Keane R.M. & Crawley M.J., 2002.** - Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology & Evolution*, **17**: 164-170.
- Keilling J., 1957.** - Humus et civilisations : la querelle des deux agronomes. Les civilisations veulent des terres fertiles. *Faim et Soif*, **20**: 31-32.
- Kempel A., Chrobock T., Fischer M., Rohr R.P. & Van Kleunen M., 2013.** - Determinants of plant establishment success in a multispecies introduction experiment with native and alien species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **110**: 12727-12732.
- Khan W., Khan S.M., Ahmad H., Ahmad Z. & Page S., 2016.** - Vegetation mapping and multivariate approach to indicator species of a forest ecosystem: A case study from the Thandiani sub Forests Division (TsFD) in the Western Himalayas. *Ecological Indicators*, **71**: 336-351.
- Kokou K., Couteron P., Martin A. & Caballé G., 2002.** - Taxonomic diversity of lianas and vines in forest fragments of southern Togo. *Revue d'écologie (terre vie)*, **57**: 3-18.
- Konda K.M., Kabakura M., Mbembe B., Itufa Y.O., Mahuku K., Mafuta M., Mpoyi K., Ndemankeni I., Kadima K., Kelela B., Ngiuvu V., Bongombola M. & Dumu L., 2012.** - Plantes médicinales de traditions province de l'équateur-R.D. Congo. Manuscrit, Kinshasa, 420 p.

- Koné A.W., Edoukou E.F., Gonnety J.T., N'Dri A.N.A., Assémien L.F.E., Angui P.K.T. & Tondoh J.E., 2012.** - Can the shrub *Chromolaena odorata* (Asteraceae) be considered as improving soil biology and plant nutrient availability? *Agroforestry Systems*, **85**: 233-245.
- Koné F., 2011.** - Agronomie générale. Cours sur les relations plantes-sol-climat, pdf, 28 p.
- Kouakou L.M.M., 2018.** - Distribution et biodiversité des fourmis anthropophiles exotiques et potentiels invasifs en Côte d'Ivoire. Thèse Doctorat, Université Nangui Abrogoua, Côte d'Ivoire, 215 p.
- Kouamé N.F., 1998.** - Influence de l'exploitation forestière sur la végétation et la flore de la forêt classée du Haut Sassandra (Sud Ouest de la Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat de 3e cycle Biosciences, Université de Cocody, Abidjan, Côte d'Ivoire, 227 p.
- Kouassi K.H., N'Guessan K., Gnahoua G.M. & Traore D., 2008.** - Dynamique de *Chromolaena odorata* (L.) R. M. King & H. Rob. et évolution de la richesse floristique au cours de la reconstitution de la flore postculturale en zone de forêt semi-décidue de Côte d'Ivoire. *Agronomie Africaine*, **20** (3): 257-265.
- Kourtev P.S., Ehrenfeld J.G. & Häggblom M., 2003.** - Experimental analysis of the effect of exotic and native plant species on the structure and function of soil microbial communities. *Soil Biology & Biochemistry*, **35**: 895-905.
- Koutika L.S., Hauser S., Meutem-Kamga G. & Yerima B., 2005.** - Comparative study of soil properties under *Chromolaena odorata*, *Pueraria phaseoloides* and *Calliandra calothyrsus*. *Plant and Soil*, **266**: 315-323.
- Koutika L.S., Vanderhoeven S., Chapuis-Lardy L., Dassonville N. & Meerts P., 2007.** - Assessment of changes in soil organic matter after invasion by exotic plant species. *Biology and Fertility of Soils*, **44**: 331-341.
- Kowarik I., 1995.** - Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. *Plant Invasions*, 15-38.

- Kueffer C., Pyšek P. & Richardson D.M., 2013.** - Integrative invasion science: Model systems, multi-site studies, focused meta-analysis and invasion syndromes. *New Phytologist*, **200**: 615-633.
- Lachenaud O., 2006.** - Les oiseaux du Parc National du Banco et de la Forêt Classée de l'Anguédédou. *Malimbus*, **28**: 107-132.
- Lal R., 2004.** - "Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security". *Science*, **304**: 1623-1627.
- Lauginie F., Poilecot P., Akindes F., Béliigné V. & Bonfou K., 1996.** - Propositions pour l'avenir des parcs nationaux et réserves naturelles de Côte d'Ivoire. DDC/MINAGRA/WWF, Abidjan, 86 p.
- Lebrun J.P. & Stork A.L., 1991-1997.** - Enumération des plantes à Fleurs d'Afrique Tropicale. Conservatoire et Jardin Botaniques de la Ville de Genève, Genève (Suisse). Vol. 1 (249 pp.), vol. 2 (257 pp.), vol. 3 (341 pp.) et vol. 4 (711 pp.).
- Lehaire F., Ligot G., Morelle K. & Lejeune P., 2014.** - Les indicateurs de la pression du cerf élaphe sur la végétation du sous-bois en forêts feuillues tempérées : synthèse bibliographique. *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment*, **18** (2): 262-272.
- Levine J.M. & D'Antonio C.M., 1999.** - Elton Revisited: A Review of Evidence Linking Diversity and Invasibility. *Oikos*, **87**: 1-15.
- Levine J.M., Adler P.B. & Yelenik S.G., 2004.** - A meta-analysis of biotic resistance to exotic plant invasions. *Ecology Letters*, **7**: 975-989.
- Levine J.M., D'Antonio C.M., Dukes J.S., Grigulus K., Lavorel S. & Vila` M., 2003.** - Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proceedings of the Royal Society of London*, **270**: 775-781.
- Levrel H., 2007.** - Biodiversité et développement durable: quels indicateurs? Thèse de Doctorat, Université de Paris, 456 p.

- Liao C., Peng R., Luo Y., Zhou X., Wu X., Fang C., Chen J. & Li B., 2008.** - Altered ecosystem carbon and nitrogen cycles by plant invasion: a meta-analysis. *New Phytologist*, **177**: 706-714.
- Liggitt B., 1983.** -The Invasive Plant *Chromolaena odorata*, With Regard to its Status and control in natal. Monograph 2, Pietermaritzburg: Institute of natural resources, 150 p.
- Lisan B., 2014.** - Les plantes invasives à Madagascar. Les plantes envahissantes à Madagascar et en Afrique. *Etude*, 1-185.
- Lockwood J.L., Cassey P. & Blackburn T.M., 2005.** - The role of propagule pressure in explaining species invasion. *Trends in Ecology and Evolution*, **20** (5): 223-228.
- Maestre F.T., Castillo-Monroy A.P., Bowker M.A. & Ochoa-Hueso R., 2012.** - Species richness effects on ecosystem multifunctionality depend on evenness, composition and spatial pattern. *Journal Ecology*, **100**: 317-330.
- Maignien R., 1980.** - Manuel pour la description des sols sur le terrain. ORSTOM, Paris, 1 vol., 112 p.
- Malan D.F., 2019.** - Inventaire de la flore du Parc national du Banco. Rapport d'étude, OIPR, 105 p.
- Mangenot G., 1955.** - Etude sur les forêts des plaines et plateaux de la Côte d'Ivoire : étude éburnéenne, Tome 4, I.F.A.N., Dakar (Sénégal), 56 p.
- Mangla S., Callaway I.M. & Callaway R.M., 2008.** - Exotic invasive plant accumulates native soil pathogens which inhibit native plants. *Journal Ecology*, **96**: 58-67.
- Marcon E., Scotti I., Hérault B., Rossi V. & Lang G., 2014.** - Generalization of the partitioning of Shannon diversity. *Plos One*, **9** (3): 14-36.
- Marutani M. & Muniappan R., 1991.** - Interactions between *Chromolaena odorata* (Asteraceae) and *Pareuchaetes pseudoinsulata* (Lepidoptera: Arctiidae). *Annals of applied biology*, **119** (2): 227-237.

- Maslin R.B., 2012.** - New combinations in Senegalia (Fabaceae: Mimosoideae) for Australia. *Nuytsia*, **22** (6): 465-468.
- McCary A.M., Mores R., Farfan A.M. & Wise H.D., 2016.** - Invasive plants have different effects on trophic structure of green and brown food webs in terrestrial ecosystems: a meta- analysis. *Ecological Letters*, **19**: 328-335.
- McCauley A., Jones C. & Olson-Rutz K., 2017.** - Soil pH and Organic Matter. Nutrient management module 8, 16 p McGeoch M.A., 1998. - The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, **73**: 181-201.
- McGeoch M.A., Butchart M.H.S., Spear D., Marais E., Kleynhans J.E., Symes A., Chanson J. & Hoffmann M., 2010.** - Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. *Journal of conservation biogeography*, **16**: 95-108.
- McKinney M.L., 2002.** - Urbanization, Biodiversity and Conservation. *BioScience*, **52** (10): 883-890.
- McWilliam A., 2000.** - A plague on your house? Some impacts of *Chromolaena odorata* on Timorese livelihoods. *Human Ecology*, **28**: 451-469.
- Medhi L., 2010.** - Structure verte et biodiversité urbaine: l'espace vert: analyse d'un écosystème anthropisé. 2010. Thèse de doctorat, Université de Tours, 240 p.
- Medina-Villar S., Rodríguez-Echeverría S., Lorenzo P., Alonso A., Perez-Corona E. & Castro-Díez P., 2016.** - Impacts of the alien trees *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle and *Robinia pseudoacacia* L. on soil nutrients and microbial communities. *Soil Biology & Biochemistry*, **96**: 65-73.
- Meerts P., Dassonville N., Vanderhoeven S., Chapuis-Lardy L., Koutika L.S. & Jacquemart A.L., 2004.** - Les plantes exotiques envahissantes et leurs impacts. In : Biodiversité: Etat, enjeux et perspectives, *De Boeck Universités*, Bruxelles (Belgique), pp 109-120.
- Mèmèl J.D., Karamoko M., Otchoumou A. & Kouassi D.K., 2011.** - Abondance, taille et mortalité des escargots terrestres du Parc National du Banco (Côte d'Ivoire) : effet

de la composition granulométrique et chimique du sol. *Livestock Research for Rural Development*, **23** (9): 1-6.

Mémento de l'agronome, 2000. - Cirad, Gret. Ministère des affaires étrangères. Paris Jouves, 1063 p.

Mengel K. & Kirby E.A., 1982. - Principles of plant nutrition. International potash institute 3rd édition, 655 p.

Merceron N., 2016. - Processus écologiques et évolutifs impliqués dans le succès de l'introduction de *Quercus rubra* L. en Europe. Thèse de doctorat, école doctorale science et environnement, Université de Bordeaux et de l'Université de Liège, Bordeaux, France, 242 p.

Meyer J.Y., Terorotua M. & Taputurai R., 2013. - Diversité et répartition altitudinale des plantes à fleurs indigènes et endémiques sur l'île de Moorea (archipel de la Société). Délégation à la Recherche de la Polynésie française, B.P. 20981 Papeete, Tahiti, 1-8 p.

Mitchell C.E., Agrawal A.A., Bever J.D., Gilbert G.S., Hufbauer R.A., Klironomos J.N., Maron J.L., Morris W.F., Parker I.M., Power A.G., Seabloom E.W., Torchin M.E. & Vazquez D.P., 2006. - Biotic interactions and plant invasions. *Ecology Letters*, **9**: 726-740.

Molard G., Le Bourgeois T., Camou R. & Ehret P., 2003. - Plante à caractère envahissant : *Chromolaena odorata* (L.), R.M.King & H. Rob. Analyse du Risque Phytosanitaire (ARP) Réunion document Référence : W-15, 45 p.

Mollard E., 1993. - Quelques déterminants techniques et sociaux de la jachère en Afrique 454 de l'Ouest. In, Floret et Serpantié eds., La jachère en Afrique de l'Ouest. Paris, ORSTOM, Collection Colloques et Séminaires, 456 p.

Mooney H.A. & Cleland E.E., 2002. - The evolutionary impact of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, **98**: 5446-5451.

- Moravcová L., Pyšek P., Jarošík V. & Pergl J., 2015.** - Getting the Right Traits: Reproductive and Dispersal Characteristics Predict the Invasiveness of Herbaceous Plant Species (ed B Li). *PLOS ONE*, **10**: 1-16.
- Mossu G., 1990.** - Le cacaoyer. Maisonneuve et Larousse, Paris, 159 p.
- Motard E., Muratet A., Clair-Maczulajtys D. & Machon N., 2011.** - Does the invasive species *Ailanthus altissima* threaten floristic diversity of temperate peri-urban forests? *Comptes Rendus Biology*, **12**: 872-879.
- Mouloungou J. & Sigrist J.C., 1993.** - *Chromolaena odorata*, rapport de stage, CNEARC, France, 30 p.
- Murray B.R. & Phillips M.L., 2010.** - Investment in seed dispersal structures is linked to invasiveness in exotic plant species of south-eastern Australia. *Biological Invasions*, **12**: 2265-2275.
- N'Dah E. & Arfi R., 1996.** - Les macrophytes aquatiques dans les eaux continentales ivoiriennes. *Archives scientifiques*, **15** (2): 1-26.
- Nawaz M. & Sansamma G., 2004.** - Eupatorium [*Chromolaena odorata* (L.) King and Robinson] biomass as a source of organic manure in okra cultivation. *Journal of Tropical Agriculture*, **42** (1-2): 33-34.
- Ndoum N.M.F., 2010.** - Etude des facteurs du sol favorables à la croissance de *Pericopsis elata* (Harms) Var. Meeuwen (Assamela) dans trois unités forestières d'aménagement à l'Est du Cameroun. Mémoire D'Ingénieur des Eaux, Forêts et Chasses, Université de Dschang, Cameroun, 90 p.
- N'Guessan K., Tra Bi F.H. & Koné M.W., 2009.** - Étude ethnopharmacologique de plantes antipaludiques utilisées en médecine traditionnelle chez les Abbey et Krobou d'Agboville (Côte d'Ivoire). *Ethnopharmacologia*, **44**: 42-50.
- N'Guessan K.E., 2013.** - Etudes d'impact environnemental et social du projet de construction de la clôture du Parc National du Banco, Abidjan. Rapport d'études floristiques, CNF, 47 P.

- Neuba D.F.R., Malan D.F., Koné M. & Kouadio Y.L., 2014.** - Inventaire préliminaire des plantes envahissantes de la Côte d'Ivoire. *Journal of Animal & Plant Sciences*, **22** (2): 3439-3445.
- Ngotta-Biyon B., 2010.** - Origine et propagation de *Chromolaena odorata* (L.) R. M. King and H. Robinson (Asteraceae) entre Meiganga et Mbaï-mboum dans le nord Cameroun. Mémoire de Maîtrise de l'Université de Douala, 50p.
- Noba K., Bassene C., Ngom A., Gueye M., Camara A.A., Kane M., Ndoye F., Dieng B., Rmballo R., Ba N., Bodian M.Y., Sane S., Diop D., Gueye M., Konta I.S., Kane A., Mbaye M.S. & Ba A.T., 2017.**- Invasive Plants of West Africa: Concepts, Overviews and Sustainable Management. *Advances in Recycling & Waste Management*, **2**: 121.
- Olsen S.R. & Sommers L.E., 1982.** - Phosphorus. In: Page AL, Miller RH, Keeney DR (eds) *Methods of soils analysis, part 2, 2nd edn.* American Society of Agronomy, Madison, pp 403-430.
- Olson L.J., 2006.** - The economics of terrestrial invasive species: a review of the literature. *Agricultural and Resource Economics Review*, **35**: 178-194.
- Omoko M., 1984.** - Dynamique de l'eau dans un sol ferrallitique et étude comparée entre l'évapotranspiration mesurée et calculée en climat équatorial. Thèse de Doctorat, Université de Bordeaux, 126 p.
- ORSTOM, 1969.** - Glossaire de Pédologie. Description des horizons en vue du traitement informatique. Initiat. Docum. Techn. n° 13. ORSTOM-Paris, 82 p.
- Pagès P., 2002.** - Analyse Factorielle Multiple appliquée aux variables qualitatives et aux données mixtes. *Revue de Statistiques Appliquées*, **50** (4): 5-37.
- Pandurangan A., Rana K. & Singh A., 2015.** - Evaluation wound healing activity of leaves of *Chromolaena odorata* Linn. *International Journal of Pharmaceutical Sciences Letters*, **5**: 555–557.

- Pauwels J., Van Ranst E., Verloo M. & Mvondo Z.A., 1992.** - Manuel d'Analyses de sols et de plantes. Equipements, Gestion de stocks, de verrerie et produits chimiques. Publications agricoles-28, AGCD, Bruxelles, Belgique, 265 p.
- Pejchar L. & Mooney H.A., 2009.** - Invasive Species, Ecosystem Services and Human Well-Being. *Trends in Ecology & Evolution*, **24**: 497-504.
- Perdrial N., 2012.** - Le sol, une interface fonctionnelle. Cours géodynamique externe 2, pdf, 60 p.
- Perraud A., 1970.** - Note sur les différents types d'humus des sols ferrallitiques forestiers de la Côte-d'Ivoire. *CR. Acad. Sc. Paris*, **270**: 1302-1305.
- Perraud A., 1971.** Les sols. In : Le milieu naturel de la Côte d'Ivoire. Mémoire ORSTOM, Paris (France), pp 157-263.
- Piélou E.C., 1966.** - The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, **13**: 131-144.
- Pimentel D., McNair S., Janecka J., Wightman J., Simmonds C., O'Connell C., Wong E., Russel L., Zern J., Aquino T. & Tsomondo T., 2001.** - Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **84**: 1-20.
- Pimentel D., Zuniga R. & Morrison D., 2005.** - Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*, **52**: 273-288.
- Poilane E., 1952.** - *Eupatorium odoratum* L. et d'autres plantes de couverture en Indochine. *Revue Internationale Botany Applied*, **32**: 496-497.
- Poss R., 1982.** - Etude morphopédologique de la région de Katiola (Côte d'Ivoire). ORSTOM, Paris. Note explicative N° 94, 142 p.
- Powell K.I., Chase J.M. & Knight T.M., 2011.** - A synthesis of plant invasion effects on biodiversity across spatial scales. *American Journal of Botany*, **98**: 539-548.

- Prasad E.A., 2007.** - Impact of *Lantana camara*, a major invasive plant, on wild life habitat in Bandipur Tiger Reserve, southern India. The Rufford small grants (for nature conservation) of India, 24 p.
- Pyšek P., Chytrý M., Pergl J., Sádlo J. & Wild J., 2012.** - Plant invasions in the Czech Republic: current state, introduction dynamics, invasive species and invaded habitats. *Preslia*, **84**: 575-629.
- Pyšek P., Křivánek M. & Jarošík V., 2009.** - Planting intensity, residence time, and species traits determine invasion success of alien woody species. *Ecology*, **90**: 2734-2744.
- Pysek P., Richardson D.M., Rejmanek M., Webster G.L., Williamson M. & Kirschner J., 2004.** - Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon*, **53**: 131-143.
- Raunet M., 1982.** - Les bas-fonds en Afrique et à Madagascar. Formation, caractéristique morphologique, hydrologique, aptitudes agricoles. IRAT, service de pédologie, Montpellier, pp. 1-20.
- Raunkier C., 1934** - The life forms of plants and statistical plant of geography, Oxford Londres, Angleterre, 632 p.
- Reinhart K.O. & Callaway R.M., 2006.** - Soil biota and invasive plants. *New Phytologist*, **170**: 445-457.
- RGPH, 2014.** - Recensement Général de la Population et de l'Habitat (RGPH). Institut National de Statistique (INS), Rapport d'exécution et présentation des principaux résultats, Côte d'Ivoire, 49 p.
- Rhymer J.M. & Simberloff D., 1996.** - Extinction by hybridation and introgression. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **27**: 83-109.
- Ricciardi A. & Maclsaac H.J., 2000.** - Recent mass invasion of the North American Great Lakes by Ponto-Caspian species. *Trends in Ecology and Evolution*, **15**: 62-65.
- Richardson D.M. & Pyšek P., 2012.** - Naturalization of introduced plants: ecological drivers of biogeographical patterns. *New Phytologist*, **196**: 383-396.

- Richardson D.M., Allsopp N., D'Antonio C.M., Milton S.J. & Rejmánek M., 2000 a.** - Plant invasions - the role of mutualisms. *Biological Reviews*, **75**: 65-93.
- Richardson D.M., Pyšek P., Rejmánek M., Barbour M.G., Panetta F.D. & West C.J., 2000 b.** - "Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and definitions". *Biodiversity and Distributions*, **6**: 93-107.
- Ringius G.S. & Sims R.A., 1997.** - Plantes indicatrices des forêts Canadienne. Service canadienne des forêts, Ressources naturelles Ottawa (Canada), 217 p.
- Saggar S., McIntosh P.D., Hedley C.B. & Knicker H., 1999.** - Changes in soil microbial biomass, metabolic quotient, and organic matter turnover under Hieracium (*Hipposella* L.). *Biology and Fertility of Soils*, **30**: 232-238.
- Sahid I.B. & Sugau J.B., 1993.** - Allelopathic effect of Lantana (*Lantana camara*) and Siam weed (*Chromolaena odorata*) on selected crops. *Weed Science*, **41**: 303-308.
- Saidi D., Le Bissonnais Y., Duval O., Daoud Y. & Halitim A., 2004.** - Effet du sodium échangeable et de la concentration saline sur les propriétés physiques des sols de la plaine du Cheliff (Algérie). *Étude et Gestion des Sols*, **11** (20): 81-92.
- Sako N. & Beltrandro G., 2014.** - Dynamiques spatiales récentes du Parc National du Banco (PNB) et stratégies de gestion communautaire durable de ses ressources forestières (District d'Abidjan en Côte d'Ivoire). *EchoGéo*, **30**: 1-9.
- Sako N., Beltrandro G., Atta K.L., Dibi N.H. & Brou T., 2013.** - Dynamique forestière et pression urbaine dans le Parc National du Banco (Abidjan, Côte d'Ivoire). *VertigO*, **13** (2): 1-12.
- Schmidt J.P. & Drake J.M., 2011.** - Time since introduction, seed mass, and genome size predict successful invaders among the cultivated vascular plants of Hawaii. *PLoS ONE*, 1-6.
- Scott N.A., Saggar S. & McIntosh P.D., 2001.** - Biogeochemical impact of Hieracium invasion in New Zealand's grazed tussock grasslands: Sustainability implications. *Ecological Applications*, **11**: 1311-1322.

- Senterre B., 2005.** - Recherches méthodologiques pour la typologie de la végétation et la phytogéographie des forêts denses d'Afrique tropicale. Thèse de Doctorat, Université Libre de Bruxelles, Belgique, 345 p.
- Shackleton R.T., Witt A.B.R., Nunda W. & Richardson D.M., 2016.** - « *Chromolaena odorata* (Siam Weed) in Eastern Africa: Distribution and Socio-Ecological Impacts ». *Biological Invasions*, 1-14.
- Shannon C.E., 1948.** - A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal*, **27**: 379-423.
- Siddig H.A.A., Aaron M., Ellison M.A., Ochs A., Villar-Leeman C. & Lau K.M., 2016.** - How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in Ecological Indicators. *Ecological Indicators*, **60**: 223-230.
- Simberloff D. & Von Holle B., 1999.** - Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? *Biological Invasions*, **1** (1): 21-32.
- Simberloff D., 2009.** - The role of propagule pressure in biological invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, **40**: 81-102.
- Sirinthipaporn A. & Jiraungkoorskul W., 2017.** - Wound Healing Property Review of Siam Weed, *Chromolaena odorata*. *Pharmacognosy Reviews*, **11** (21): 35-38.
- Slaats J.J.P, Van der Heiden W.M., Stockmann C.M., Wessel M. & Janssen B.H., 1996.** - Growth of the *Chromolaena odorata* fallow vegetation in semi-permanent food crop production systems in South-West Côte d'Ivoire. *Netherlands Journal of Agriculture and Sciences*, **44**: 179 - 19.
- Slesak A.R., Harrington T.B. & D'Amato W.A., 2016.** - Invasive scotch broom alters soil chemical properties in Douglas-fir forests of the Pacific Northwest, USA. *Plant & Soil*, **98**: 281-289.
- Soltner D., 2000.** - Les bases de la production végétale, T I : le sol et son amélioration. 22e Edition, Editions Sciences et techniques agricoles "Le Clos Lorelle"- 49130 Saint Gemmes-Sur-Loire., 472 p.

- Soubeyran Y., 2008.** - Espèces exotiques envahissantes dans les collectivités françaises d'outre-mer – Etat des lieux et recommandations. Collection Planète Nature. Comité français de l'UICN, Paris, France. p13.
- Technicon Industrial Systems, 1977.** - Individual/simultaneous determination of nitrogen and/or phosphorus in BD acid digests. Technicon Industrial Systems, Tarrytown, 7 p.
- Ter Braak C.J. & Prentice I.C., 1988.** - A theory of gradient analysis. *Advances in Ecological Research*, **18**: 271-317.
- Tessier D., 1984** - Etude expérimentale de l'organisation des matériaux argileux. Hydratation, gonflement et saturation au cours de la dessiccation et de la réhumectation. Thèse Doctorat ès-Sciences, Université de Paris VII, France, 361 p.
- Tessier D., 2002.** - Le sol, lieu d'échange et de transferts. Conséquences de leur distribution par l'homme : un exemple français. *Revue des Sciences de l'eau*, **15**: 9-26.
- Thapa L.B., Kaewchumnong K., Sinkkonen A. & Sridith K., 2016.** - Impacts of invasive *Chromolaena odorata* on species richness, composition and seedling recruitment of *Shorea robusta* in a tropical Sal forest, Nepal. *Songklanakarinn Journal Science Technology*, **38** (6): 683-689.
- Thomas G.W., 1996.** - Soil pH acidity. In methods of soil analysis. Part 3- chemical Methods. Sparks D.L., Helmke P.A. and Leppert R.H. (Ed.) American Society of Agronomy, Madison, USA. SSSA Book series 5: pp. 475-490.
- Tié Bi T., 1995.** - Contribution à l'étude de la capacité de fourniture en azote des sols sous climat tropical humide (Côte d'Ivoire) : Application à l'entretien de la productivité des terres de culture. Thèse de Doctorat d'Etat Es-Sciences, Université de Cocody, Côte d'Ivoire, 179 p + annexes.
- Tiébré M.S., Djaha K., Vroh B.T.A., N'Da K.D. & Adou Yao C.Y., 2014.** - Stratégies et potentiel d'invasion des massifs forestiers par *Hopea odorata* Roxb. (Dipterocarpaceae) : cas du Parc National du Banco en Côte d'Ivoire. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **8** (2): 666-679.

- Tiébré M.S. & Gouli Gnanazan Z.R., 2018.** - Impact of *Chromolaena odorata* (L.) R.M. King & H. Rob. (Asteraceae) on the floristic composition and the physico-chemical properties of the soil of a coastal relict forest. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, **24** (2): 773-788.
- Tiébré M.S., Kassi N.J., Kouadio Y.J.C. & N'Guessan K.E., 2012.** - Etude de la biologie reproductive de *Tithonia diversifolia* (Hemsl.) Gray (Asteraceae) : Espèce non indigène invasive en Côte d'Ivoire" *Journal of Asian Scientific Research*, **2** (4): 200-211.
- Tiébré M.S., Vroh B.T.A., Kouamé D., Dibi K.D. & Adou Yao C.Y., 2015.** - Effets d'un arbre exotique envahissant *Hopea odorata* Roxb. (Dipterocarpaceae) sur la diversité floristique et le stockage de carbone du Parc National du Banco en Côte d'Ivoire. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, **10** (1): 207- 278.
- Tondoh E.J., Koné W.A., N'Dri K.J., Tamene L. & Brunet D., 2013.** - Changes in soil quality after subsequent establishment of *Chromolaena odorata* fallows in humid savannahs, Ivory Coast. *Catena*, **101**: 99-107.
- Toussaint A., Beauchard O., Oberdorff T., Brosse S. & Villegier S., 2014.** - Historical assemblage distinctiveness and the introduction of widespread non-native species explain worldwide change in freshwater fish taxonomic dissimilarity. *Global Ecology and Biogeography*, **23**: 574-584.
- Toutain F., 1981.** - Les humus forestiers structures et modes de fonctionnement. *Biology et forêt*, 449-477.
- Traore K., Pene C.B., Aman Kadio G. & Ake S., 2005.** - Phyto-sociologie et diversité floristique du périmètre elaeicole de la Mé en basse Côte d'Ivoire forestière. *Agronomie africaine*, **17** (3): 163-178.
- Traveset A. & Richardson D.M., 2014.** - Mutualistic Interactions and Biological Invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, **45**: 89-113.
- Tshinyangu K.A., Mutombo T.J.M., Kayombo M.A., Nkongolo M.M., Yalombe N.G. & Cibanda M.J., 2017.** - Effet comparé de *Chromolaena odorata* King et H.E. Robins,

et *Tithonia diversifolia* A. Gray sur la culture du Maïs (*Zea mays* L) à Mbujimayi (RD. Congo). *Journal of Applied Bioscience*, **12**: 10996-11001.

Turcati L., 2011. - Mesurer la biodiversité pour comprendre l'effet des perturbations sur les communautés végétales: apport des caractéristiques écologiques et évolutives des espèces. Thèse de doctorat, Paris 6, Paris, France, 456 p.

Tyser R.W. & Worley C.A., 1992. - Alien flora in Usha K, Prasad R, Muniappan P, Ferrar JP, Aeschliman, De Foresta H (1996) Répartition, écologie et gestion de *Chromolaena odorata*. Comptes Rendus du Troisième Atelier International sur *Chromolaena* Abidjan, Côte d'Ivoire, November 1993. Agricultural Experiment Station University of Guam, Mangilao, GUAM, USA Publication no 202, 213 p.

U.S.Salinity Laboratory Staff, 1954 - Diagnosis and improvement of saline and alkali soils, U.S.D.A. Handbook n° 60, 160 p.

IUCN, 2014. - The IUCN Red List of Threatened Species Version 3. <www.iucnredlist.org>. Date de consultation: 13 Juillet 2018.

IUCN, 2015. - IUCN Red List of Threatened Species. <www.iucnredlist.org>. Date de consultation: 15 Juillet 2018.

Usha K., Prasad R., Muniappan P., Ferrar J.P., Aeschliman & De Foresta H., 1996. - Répartition, écologie et gestion de *Chromolaena odorata*. Comptes Rendus du Troisième Atelier International sur *Chromolaena* Abidjan, Côte d'Ivoire, November 1993. Agricultural Experiment Station University of Guam, Mangilao, GUAM, USA Publication n° 202, 213 p.

Van Der Maarel E., 1979. - Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetatio*, **39** (2): 97-114.

Van Wambeke A., 1995. - Sols des tropiques : propriétés et appréciations (version française). CTA et HUY Trop ASBL., 335 p.

Vanderhoeven S., Dassonville N. & Meerts P., 2005. - Increased topsoil mineral nutrient concentrations under exotic invasive plants in Belgium. *Plant & Soil*, **275** (1-2): 169-179.

- Vanderhoeven S., Dassonville N., Chapuis-Lardy L.; Hayez M. & Meerts P., 2006.** - Impact of the invasive alien plant *Solidago gigantea* on primary productivity, plant nutrient content and soil mineral nutrient concentrations. *Plant Soil*, **286**: 259-268.
- Verger F., 1976.** - Les techniques d'analyse granulométrique. Paris, CNRS, 5 p.
- Vidal J., 1958.** - Végétation et Flore du Laos: Tome 1 et II. Thèse Doctorat ès Science Naturelle, Toulouse, 256-340.
- Vilà M. & Weiner J., 2004.** - Are invasive plant species better competitors than native plant species? - evidence from pair-wise experiments. *Oikos*, **105**: 229-238.
- Vilà M., Basnou C., Pysek P., Josefsson M., Genovesi P., Gollasch S., Nentwig W., Olenin S., Roques A., Roy D., Hulme P. & Daisie P., 2010.** - How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European cross-taxa assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **8**: 135-144.
- Vilà M., Espinar J.L., Hedja M., Hulme P.E., Jarosik V., Maron J.L., Pergl J., Schaffner U., Sun Y. & Pysek P., 2011.** - Ecological impacts of invasive alien plants: A meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters*, **14**: 702-708.
- Vitousek P.M., 1986.** - Biological invasions and ecosystem properties: can species make a difference? In: Mooney GA, Drake JA (eds) Ecology of biological invasions of North America and Hawaii. Springer-Verlag, New York, pp 163-178.
- Vroh B.T.A., 2013.** - Evaluation de la dynamique de la végétation dans les zones agricoles d'Azaguié (Sud-Est, Côte d'Ivoire), Thèse de Doctorat, Université Félix Houphouët Boigny, Côte d'Ivoire, 208 p.
- Vuattoux R., 1976.** - Contribution à l'étude de l'évolution des strates arborée et arbustive dans la savane de Lamto (Côte d'Ivoire). *Annual Université Abidjan, série C*, **12**: 35-61.
- Waterhouse B., 1994.** - Discovery of in Northern Queensland, Australia. *Chromolaena odorata. Newsletter*, **9**: 1-12.
- Weidenhamer D.J. & Callaway M.R., 2010.** - Direct and Indirect effects of Invasive Plants on Soil Chemistry and Ecosystem Function. *Chemical Ecological*, **36**: 59-69.

Wickramathilake B.A.K., Weerasinghe T.K. & Ranwala S.M.W., 2013. - Impacts of Woody Invader *Dillenia suffruticosa* (Griff.) Martelli on Physio-chemical Properties of Soil and, Below and Above Ground Flora. *Journal of Tropical Forestry and Environment*, **3** (2): 66-75.

Wu S.H., Sun H.T., Teng Y.C., Rejmánek M., Chaw S.M., Yang T.Y.A. & Hsieh C.F., 2010. - Patterns of plant invasions in China: Taxonomic, biogeographic, climatic approaches and anthropogenic effects. *Biological Invasions*, **12** (7): 2179-2206.

Yadav A.S. & Tripathi R.S., 1982. - A study on seed population dynamics of tree weedy species of *Eupatorium*. *Weed research*, **22**: 69-76.

Yao-Kouamé A., 2008. - Etude des sols brunifiés dérivés des matériaux volcanosédimentaires de Toumodi en moyenne Côte d'Ivoire. Thèse de Doctorat d'Etat Es Sciences naturelles, Université de Cocody/UFR STRM, Côte d'Ivoire, 210 p.

Yelenik S.G., Stock W.D. & Richardson D.M., 2004. - Ecosystem level impacts of invasive *Acacia saligna* in the South African fynbos. *Restoration Ecology*, **12**: 44-51.

Yelenik S.G., Stock W.D. & Richardson D.M., 2007. - Functional group identity does not predict invader impacts: differential effects of nitrogen-fixing exotic plants on ecosystem function. *Biological Invasions*, **9**: 117-125.

Zavaleta E.S., Pasari J.R., Hulvey K.B. & Tilman D.G., 2010. - Sustaining multiple ecosystem functions in grassland communities requires higher biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **107**: 1443-1446.

[https://www.bing.com/images/search?q=Pareuchaetes+pseudoinsulata+\(Erebidae\)&FORM=HDRSC2](https://www.bing.com/images/search?q=Pareuchaetes+pseudoinsulata+(Erebidae)&FORM=HDRSC2), 2019. - Date de consultation: 15 Avril 2019.

ANNEXES

Annexe 1 : Exemple de résultats de l'analyse des espèces indicatrices (ISA) par PC-ORD, montrant quelques espèces indicatrices (en gras) de chacune des quatre communautés (1-4) à un seuil de valeur d'indicateur de 30% du test de Monte Carlo avec la valeur maximum des espèces indicatrices observée ($P \leq 0,05$).

ESPÈCES		La communauté de <i>Cola</i> et de <i>Dichapetalum</i>			La communauté mixte			La communauté de <i>Aframomum</i> et de <i>Cissus</i>			La communauté de <i>Acacia</i> et de <i>Lycopodiella</i>		
		Groupe qui est défini par la valeur de K			Valeur de C/N			Groupe qui est défini par la valeur de H+			Groupe qui est défini par la valeur de pH kcl		
		Max grp	(IV)	P*	Max grp	(IV)	P*	Max grp	(IV)	P*	Max grp	(IV)	P*
1	<i>Acacia mangium</i> Willd.	0	0	1	0	0	1	0	0	1	3	33,3	0,4115
2	<i>Acacia pentagona</i> (Schumach. & Tonn.) Hook.f.	0	0	1	1	37,5	0,6999	1	55,6	0,2450	1	19,5	0,9396
3	<i>Acridocarpus longifolius</i> (D.Don) Hook.f.	0	0	1	0	0	1	1	33,3	1	0	0	1
4	<i>Acroceras zizanoides</i> (Kunth) Dandy	0	0	1	1	60,0	0,3937	3	37,5	0,7099	3	51,9	0,1490
5	<i>Adenia gracilis</i> Harms	0	0	1	0	0	1	0	0	1	2	50,0	0,1692
6	<i>Adenia lobata</i> (Jacq.) Engl.	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	14,3	1
7	<i>Adenia mannii</i> (Mast.) Engl.	3	50,0	0,2525	2	33,3	1	1	33,3	1	2	38,9	0,3867
8	<i>Aframomum danielli</i> (Hook. f.) K.Schum.	0	0	1	0	0	1	2	30,3	0,7730	1	33,3	0,6101
9	<i>Afzella bella</i> Harms var. <i>gracillor</i> Keay	1	66,7	0,2551	0	0	1	0	0	1	0	0	1
10	<i>Agelaea pentagyna</i> (Lam.) Baill.	2	66,7	0,2328	0	0	1	0	0	1	1	14,3	1
11	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	0	0	1	2	33,3	1	3	40,0	0,5451	2	100	0,0148
12	<i>Albertisia cordifolia</i> (Mangenot & Miège) Forman	1	16,7	1	0	0	1	1	41,7	0,4889	1	24,1	0,7353
13	<i>Albertisia scandens</i> (Mangenot & Miège) Forman	0	0	1	0	0	1	3	33,3	1	0	0	1
14	<i>Albizia adianthifolia</i> (Schum.) W.F.Wright	2	33,3	1	1	69,2	0,3937	1	66,7	0,2418	1	18,0	1
15	<i>Albizia zygia</i> (DC.) J.F.Macbr.	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	14,3	1
16	<i>Alchornea cordifolia</i> (Schum. & Thonn.) Müll.Arg.	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	14,3	1
17	<i>Alternanthera sessilis</i> (L.) DC.	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1
18	<i>Ampelocissus leonensis</i> (Hook. f.) Planch.	0	0	1	0	0	1	3	33,3	1	0	0	1

19	<i>Anchomanes difformis</i> (Blume) Engl.	2	33,3	1	0	0	1	0	0	1	2	50,0	0,1692
20	<i>Aneilema beniniense</i> (P. Beauv.) Kunth	0	0	1	0	0	1	0	0	1	2	50,0	0,1560
21	<i>Angylocalyx oligophyllus</i> (Bak.) Bak.f.	3	69,2	0,1296	0	0	1	0	0	1	0	0	1
22	<i>Annickia polycarpa</i> (DC.) Engl. & Diels	3	50	0,2525	1	50,0	0,3931	3	33,3	1	0	0	1
23	<i>Anthonotha fragrans</i> (Baker f.) Exell & Hillcoat	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	14,3	1
24	<i>Anthonotha macrophylla</i> Pal.Beauv.	2	53,3	0,3249	0	0	1	3	66,7	0,2517	3	23,3	1
25	<i>Antiaris toxicaria</i> Lesch. var. <i>africana</i> Engl.	3	69,2	0,1378	0	0	1	3	22,2	0,7698	0	0	1
26	<i>Antiaris toxicaria</i> var. <i>welwitschii</i> (Engl.) Corner	1	33,3	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1
27	<i>Asystasia gangetica</i> (L.) T.Anders.	0	0	1	2	66,7	0,3937	3	33,3	1	1	27,1	0,6467
28	<i>Baphia bancoensis</i> Aubrév.	2	66,7	0,2523	0	0	1	1	33,3	1	0	0	1
29	<i>Baphia capparidifolia</i> Bak.	1	33,3	1	0	0	1	0	0	1	3	23,3	1
30	<i>Baphia nitida</i> Lodd.	2	51,4	0,4969	1	30,0	1	1	57,1	0,3227	1	71,4	0,1198
31	<i>Blighia welwitschii</i> (Hiern) Radlk.	2	66,7	0,2547	0	0	1	0	0	1	0	0	1
32	<i>Breynia disticha</i> J.R. & G.Forst	0	0	1	0	0	1	3	33,3	1	1	14,3	1
33	<i>Buxus acutata</i> Friis	2	33,3	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1
34	<i>Byrsocarpus coccineus</i> Thonn. ex Schumach.	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	14,3	1
35	<i>Calycobolus africanus</i> (G. Don) Heine	2	33,3	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1
36	<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	0	0	1	0	0	1	1	33,3	1	0	0	1
37	<i>Centrosema pubescens</i> Benth.	0	0	1	1	75,0	0,3937	3	66,7	0,2470	2	87,5	0,0374
38	<i>Cercestis afzelii</i> Schott	0	0	1	0	0	1	1	33,3	1	0	0	1
39	<i>Chassalia afzelii</i> (Hiern) K.Schum.	0	0	1	0	0	1	3	33,3	1	0	0	1
40	<i>Chromolaena odorata</i> (L.)R.King & H.Robinson	0	0	1	1	77,8	0,2949	1	33,3	1	1	36,4	0,3239
41	<i>Cissus aralioides</i> (Welw. ex Bak.) Planch.	0	0	1	1	50,0	0,3931	1	100	0,0336	1	28,6	0,6867
42	<i>Cissus producta</i> Afzel.	0	0	1	0	0	1	3	33,3	1	0	0	1
43	<i>Cnestis ferruginea</i> Vahl ex DC.	1	33,3	1	0	0	1	1	66,7	0,2492	3	17,9	1
44	<i>Cola heterophylla</i> (P. Beauv.) Schott & Endl.	1	83,3	0,0310	0	0	1	3	33,3	1	0	0	1
45	<i>Cola millenii</i> K.Schum.	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	14,3	1
46	<i>Cola nitida</i> (Vent.) Schott & Endl.	3	50,0	0,2525	0	0	1	0	0	1	0	0	1

47	<i>Combretum dolichopetalum</i> Engl. & Diels	0	0	1	0	0	1	3	33,3	1	3	27,5	0,8020
48	<i>Combretum mucronathum</i> G.Don	0	0	1	0	0	1	0	0	1	3	33,3	0,4221
49	<i>Costus afer</i> Ker-Gawl.	0	0	1	0	0	1	1	66,7	0,2492	3	33,3	0,4169
50	<i>Croton hirtus</i> L'Hérit.	0	0	1	1	50,0	1	1	16,7	1	3	66,7	0,0626
51	<i>Culcasia dinklagei</i> Engl.	3	21,4	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1
52	<i>Culcasia saxatilis</i> A.Chev.	3	42,9	0,4331	0	0	1	1	33,3	1	0	0	1
53	<i>Culcasia scandens</i> P.Beauv.	2	33,3	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1
54	<i>Cyathula prostrata</i> (L.) Blume	0	0	1	1	50,0	0,3965	2	21,4	1	0	0	1
55	<i>Cyclosorus dentatus</i> (Forsk) Ching	0	0	1	2	33,3	1	0	0	1	0	0	1
56	<i>Cyperus rotundus</i> L.	0	0	1	2	33,3	1	0	0	1	0	0	1
57	<i>Cyperus sphacelatus</i> Rottb.	0	0	1	2	33,3	1	0	0	1	0	0	1
58	<i>Dacryodes klaineana</i> (Pierre) Lam	0	0	1	1	50,0	0,3931	0	0	1	1	14,3	1
59	<i>Dalbergia afzeliana</i> G.Don	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1
60	<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC. var. <i>adscendens</i>	0	0	1	0	0	1	0	0	1	3	33,3	0,4115
61	<i>Dichapetalum angolense</i> Chodat	2	33,3	1	1	21,4	1	0	0	1	0	0	1
62	<i>Dichapetalum cymulosum</i> (Oliv.) Engl.	0	0	1	0	0	1	1	33,3	1	0	0	1
63	<i>Dichapetalum heudelotii</i> (Planch. ex Oliv.) Baill. var. <i>heudelotii</i>	3	50,0	0,2525	0	0	1	0	0	1	0	0	1
64	<i>Dichapetalum pallidum</i> (Oliv.) Engl.	3	100	0,0284	0	0	1	0	0	1	0	0	1
65	<i>Diodia sarmentosa</i> Sw.	0	0	1	1	40,9	0,6999	3	22,2	0,7912	0	0	1
66	<i>Dioscorea minutiflora</i> Engl.	2	33,3	1	1	37,5	0,6999	1	83,3	0,0354	2	44,7	0,4993
67	<i>Diospyros sanza-minika</i> A.Chev.	3	42,9	0,4715	0	0	1	0	0	1	0	0	1
68	<i>Drypetes gilgiana</i> (Pax) Pax & Hoffm.	3	50,0	0,2418	0	0	1	0	0	1	0	0	1
69	<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.	2	66,7	0,2328	0	0	1	3	33,3	1	0	0	1
70	<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	0	0	1	2	100	0,0952	1	16,7	1	0	0	1
71	<i>Eragrostis tenella</i> (L.)Roem. & Schult. Var. <i>tenella</i>	0	0	1	2	66,7	0,3937	0	0	1	0	0	1
72	<i>Euadenia trifoliolata</i> (Schum. & Thonn.) Oliv.	2	33,3	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1

73	<i>Ficus exasperata</i> Vahl	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	14,3	1
74	<i>Funtumia elastica</i> (Preuss) Stapf	1	33,3	1	0	0	1	1	33,3	1	0	0	1
75	<i>Geophila obvallata</i> (Schumach.) F.Didr.	3	21,4	0,8982	0	0	1	1	20,0	1	1	14,3	1
76	<i>Geophila repens</i> (L.) I.M.Johnston	1	33,3	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1
77	<i>Glyphaea brevis</i> (Spreng.) Monachino	2	33,3	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1
78	<i>Griffonia simplicifolia</i> (Vahl ex DC.) Baillon	2	50,0	0,3525	0	0	1	0	0	1	0	0	1
79	<i>Heterotis rotundifolia</i> (Smith) Jac.-Fél.	0	0	1	1	25,0	1	2	30,0	0,6671	3	33,3	0,4221
80	<i>Hopea odorata</i> Roxb.	2	33,3	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1
81	<i>Icacina mannii</i> Oliv.	2	100	0,0364	0	0	1	0	0	1	0	0	1
82	<i>Ipomoea involucrata</i> P. Beauv.	0	0	1	1	69,2	0,3937	2	84,0	0,1048	2	56,8	0,0910
83	<i>Ipomoea mauritiana</i> Jacq.	0	0	1	0	0	1	0	0	1	2	100	31,3
84	<i>Kyllinga erecta</i> Schumach. var <i>erecta</i>	0	0	1	0	0	1	0	0	1	3	33,3	0,4115
85	<i>Lantana camara</i> L.	0	0	1	0	0	1	2	50,0	0,2559	0	0	1
86	<i>Laportea aestuans</i> (L.) Chew	0	0	1	0	0	1	3	33,3	1	0	0	1
87	<i>Leptoderris miegei</i> Aké Assi & Mangenot	0	0	1	1	50,0	0,3931	0	0	1	0	0	1
88	<i>Lycopodiella cernua</i> (L.) Pic.Ser.	0	0	1	0	0	1	2	50,0	0,2398	1	16,1	1
89	<i>Manihot esculenta</i> Crantz	0	0	1	1	50,0	0,3965	2	50,0	0,2398	3	23,3	0,6731
90	<i>Microdesmis keayana</i> Léonard	2	28,9	0,9846	0	0	1	0	0	1	0	0	1
91	<i>Mikania cordata</i> (Brum. f.) B.L.Robinson	0	0	1	2	33,3	1	0	0	1	0	0	1
92	<i>Millettia zechiana</i> Harms	0	0	1	0	0	1	2	54,5	0,3209	1	14,3	1
93	<i>Mimosa invisa</i> Mart. Ex Colla	0	0	1	1	50,0	0,3965	2	50,0	0,2559	0	0	1
94	<i>Momordica cabrae</i> (Cogn.) Jeffrey	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	14,3	1
95	<i>Monodora tenuifolia</i> Benth.	2	33,3	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1
96	<i>Myrianthus arboreus</i> P.Beauv.	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1
97	<i>Myrianthus libericus</i> Rendle	2	33,3	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1
98	<i>Napoleonaea vogelii</i> Hook. & Planch.	1	33,3	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1
99	<i>Nauclea latifolia</i> Sm.	3	50,0	0,2418	0	0	1	1	33,3	1	0	0	1
100	<i>Nephrolepis biserata</i> (Sw.) Schott	1	33,3	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1

101	<i>Neuropeltis acuminata</i> (P. Beauv) Benth.	3	81,8	0,1060	0	0	1	1	33,3	1	3	33,3	0,4221
102	<i>Neuropeltis prevosteoides</i> Mangenot	1	33,3	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1
103	<i>Newbouldia laevis</i> (P. Beauv.) seem. ex Bureau	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1
104	<i>Oldenlandia corymbosa</i> L. var. <i>corymbosa</i>	0	0	1	2	33,3	1	0	0	1	0	0	1
105	<i>Palisota hirsuta</i> (Thun.) Schum ex Engl.	3	30,0	0,6697	0	0	1	3	27,8	0,7912	1	28,6	0,6477
106	<i>Panicum brevifolium</i> Linn.	0	0	1	0	0	1	0	0	1	3	33,3	0,4115
107	<i>Panicum laxum</i> Sw.	0	0	1	1	75,0	0,3937	2	50,0	0,2398	3	33,3	0,4221
108	<i>Panicum maximum</i> Jacq.	0	0	1	2	33,3	1	2	85,7	0,0690	2	45,3	0,2779
109	<i>Paspalum scobiculatum</i> L.	0	0	1	2	33,3	1	0	0	1	0	0	1
110	<i>Paspalum vaginatum</i> Sw.	0	0	1	2	66,7	0,3937	3	33,3	1	0	0	1
111	<i>Pentaclethra macrophylla</i> Benth.	3	21,4	1	0	0	1	1	33,3	1	2	50,0	0,1692
112	<i>Petersianthus macrocarpus</i> (P. Beauv.) Liben.	0	0	1	0	0	1	3	35,6	0,6185	0	0	1
113	<i>Phyllanthus amarus</i> Schum. & Thonn.	0	0	1	2	33,3	1	0	0	1	0	0	1
114	<i>Phyllanthus muellerianus</i> (O. Ktze.) Exell	0	0	1	0	0	1	0	0	1	3	33,3	0,4169
115	<i>Piper guineense</i> Schum. & Thonn.	0	0	1	0	0	1	3	33,3	1	0	0	1
116	<i>Platysepalum hirsutum</i> (Dunn) Hepper	0	0	1	0	0	1	3	33,3	1	0	0	1
117	<i>Polyalthia oliveri</i> Engl.	0	0	1	2	33,3	1	0	0	1	0	0	1
118	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	0	0	1	2	33,3	1	3	33,3	1	3	27,5	0,7976
119	<i>Pueraria phaseoloides</i> (Roxb.) Benth.	0	0	1	2	46,3	0,5961	0	0	1	2	92,5	0,0284
120	<i>Raphia hookeri</i> G.Mann. & H.Wendl.	0	0	1	0	0	1	1	33,3	1	0	0	1
121	<i>Rauvolfia vomitoria</i> Afzel.	1	33,3	1	0	0	1	3	33,3	1	1	14,3	1
122	<i>Rhabdophyllum affine</i> (Hook.f.) Engl.	3	30,0	0,6793	0	0	1	0	0	1	0	0	1
123	<i>Rhigiocarya peltata</i> Miège	0	0	1	0	0	1	1	66,7	0,2492	3	33,3	0,4169
124	<i>Rhigiocarya racemifera</i> Miers	0	0	1	0	0	1	3	25,0	0,7912	2	14,4	1
125	<i>Salacia nitida</i> (Benth.) N.E.Br.	1	33,3	1	0	0	1	3	25,0	0,7720	0	0	1
126	<i>Scoparia dulcis</i> L.	0	0	1	1	30,3	1	0	0	1	0	0	1
127	<i>Setaria chevalieri</i> Stapf	0	0	1	0	0	1	1	33,3	1	0	0	1
128	<i>Sida acuta</i> Brum. f. subsp. <i>acuta</i>	0	0	1	0	0	1	1	22,2	0,7934	0	0	1

129	<i>Sida alba</i> L.	0	0	1	0	0	1	2	50,0	0,2559	0	0	1
130	<i>Solanum rugosum</i> Dunal	0	0	1	0	0	1	2	50,0	0,2559	2	50,0	0,1692
131	<i>Sphenocentrum jollyanum</i> Pierre	2	33,3	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1
132	<i>Stachytarpheta jamaicensis</i> (L.) Vahl	0	0	1	1	50,0	0,3965	0	0	1	0	0	1
133	<i>Stenotaphrum secundatum</i> (Walt.) Kuntze	0	0	1	0	0	1	3	22,2	1	2	93,1	0,0278
134	<i>Sterculia tragacantha</i> Lindl.	0	0	1	0	0	1	0	0	1	2	50,0	0,1560
135	<i>Strombosia pustulata</i> Oliv. var. <i>pustulata</i>	3	37,5	0,4507	0	0	1	0	0	1	0	0	1
136	<i>Strophanthus hispidus</i> DC.	0	0	1	2	33,3	1	0	0	1	0	0	1
137	<i>Tabernaemontana crassa</i> Benth.	2	33,3	1	0	0	1	1	33,3	1	0	0	1
138	<i>Tarenna corymbosa</i> (Willd.) Pit.	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	14,3	1
139	<i>Thaumatococcus daniellii</i> (Bennet) Benth.	0	0	1	2	33,3	1	1	55,6	0,3059	1	34,9	0,5419
140	<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1
141	<i>Turraeanthus africanus</i> (Welw. Ex C.DC.) Pellegr.	3	50,0	0,2525	0	0	1	0	0	1	0	0	1
142	<i>Urera repens</i> (Wedd.) Rendle	0	0	1	2	33,3	1	0	0	1	0	0	1
143	<i>Uvaria afzelii</i> Sc. Elliot	3	50,0	0,2525	0	0	1	0	0	1	1	14,3	1
144	<i>Uvariadendron angustifolium</i> (Engl. & Diels) R.E.Fries	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	14,3	1
145	<i>Xanthosoma sagittifolium</i> (L.) Schott	0	0	1	1	50,0	0,3965	0	0	1	0	0	1
146	<i>Xanthosoma wendlandii</i> (Schott) Standl.	0	0	1	0	0	1	2	50,0	0,2559	1	14,3	1
147	<i>Xylopia villosa</i> Chipp	3	37,5	0,4651	0	0	1	0	0	1	0	0	1

Légende : VI : Valeur Indicative ; P* : Probabilité.

Annexe 2 : Liste générale des espèces inventoriées dans les différents sites d'étude du Parc National du Banco

Espèces	Familles	Types biomorphologiques	Types chorologiques	Biotoques inventoriés			
				<i>Chromolaena</i> jeune (moins d'un an)	<i>Chromolaena</i> vieux (1 à 3 ans)	Rudérales	Forêts
<i>Acacia mangium</i> Willd.	Fabaceae	mp	GC-SZ	X			
<i>Acacia pentagona</i> (Schumach. & Tonn.) Hook.f.	Fabaceae	LmP	GC-SZ	X	X	X	
<i>Acridocarpus longifolius</i> (D.Don) Hook.f.	Malpighiaceae	mp	GC	X			X
<i>Acroceras zizanoides</i> (Kunth) Dandy	Poaceae	np	GC-SZ	X	X	X	
<i>Adenia gracilis</i> Harms	Passifloraceae	Lmp	GC	X			
<i>Adenia lobata</i> (Jacq.) Engl.	Passifloraceae	Lmp	GC		X		
<i>Adenia mannii</i> (Mast.) Engl.	Passifloraceae	Lnp	GC	X			X
<i>Aframomum danielli</i> (Hook. f.) K.Schum.	Zingiberaceae	np	GC	X	X	X	X
<i>Afzella bella</i> Harms var. <i>gracillor</i> Keay	Fabaceae	mP	GCW				X
<i>Agelaea pentagyna</i> (Lam.) Baill.	Connaraceae	Lmp	GC	X			X
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	Compositae	Th	GC-SZ		X	X	
<i>Albertisia cordifolia</i> (Mangenot & Miège) Forman	Menispermaceae	np	GCi	X	X	X	X
<i>Albertisia scandens</i> (Mangenot & Miège) Forman	Menispermaceae	Lnp	GCW	X		X	X
<i>Albizia adianthifolia</i> (Schum.) W. F. Wright	Fabaceae	mP	GC	X	X	X	X
<i>Albizia zygia</i> (DC.) J. F. Macbr.	Fabaceae	mP	GC-SZ	X			
<i>Alchornea cordifolia</i> (Schum. & Thonn.) Müll. Arg.	Euphorbiaceae	Lmp	GC-SZ	X			
<i>Alternanthera sessilis</i> (L.) DC.	Amaranthaceae	Ch	GC-SZ			X	
<i>Ampelocissus leonensis</i> (Hook. f.) Planch.	Vitaceae	Lmp	GC-SZ			X	
<i>Anchomanes difformis</i> (Blume) Engl.	Araceae	G	GC	X			X
<i>Aneilema beniniense</i> (P. Beauv.) Kunth	Commelinaceae	Ch	GC		X		
<i>Angylocalyx oligophyllus</i> (Bak.) Bak.f.	Fabaceae	np	GC				X
<i>Annickia polycarpa</i> (DC.) Engl. et Diels	Annonaceae	mP	GC			X	X
<i>Anthonotha fragrans</i> (Baker f.) Exell & Hillcoat	Fabaceae	MP	GC		X		
<i>Anthonotha macrophylla</i> Pal. Beauv.	Fabaceae	mp	GC	X	X	X	X

<i>Antiaris toxicaria</i> Lesch. var. <i>africana</i> Engl.	Moraceae	mP	GC-SZ			X	X
<i>Antiaris toxicaria</i> var. <i>welwitschii</i> (Engl.) Corner	Moraceae	mP	GC				X
<i>Asystasia gangetica</i> (L.) T. Anders.	Acanthaceae	np	GC-SZ	X	X	X	
<i>Baphia bancoensis</i> Aubrév.	Fabaceae	mp	GCi	X		X	X
<i>Baphia capparidifolia</i> Bak.	Fabaceae	Lmp	GC	X			X
<i>Baphia nitida</i> Lodd.	Fabaceae	mp	GC	X	X	X	X
<i>Blighia welwitschii</i> (Hiern) Radlk.	Sapindaceae	mP	GC				X
<i>Breynia disticha</i> J. R. & G. Forst	Phyllanthaceae	np	i		X		
<i>Buxus acutata</i> Friis	Buxaceae	np	GC				X
<i>Byrsocarpus coccineus</i> Thonn. ex Schumach.	Connaraceae	Lmp	GC	X			
<i>Calycobolus africanus</i> (G. Don) Heine	Convolvulaceae	LmP	GC				X
<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	Malvaceae	MP	GC-SZ			X	
<i>Centrosema pubescens</i> Benth.	Fabaceae	Lmp	GC	X	X	X	
<i>Cercestis afzelii</i> Schott	Araceae	Lmp	GC				X
<i>Chassalia afzelii</i> (Hiern) K. Schum.	Rubiaceae	Lmp	GCW	X		X	X
<i>Chromolaena odorata</i> (L.) R. King & H. Robinson	Compositae	mp	i	X	X		
<i>Cissus aralioides</i> (Welw. ex Bak.) Planch.	Vitaceae	Lmp	GC-SZ	X	X	X	X
<i>Cissus producta</i> Afzel.	Vitaceae	Lmp	GC			X	
<i>Cnestis ferruginea</i> Vahl ex DC.	Connaraceae	Lmp	GC	X			X
<i>Cola heterophylla</i> (P. Beauv.) Schott et Endl.	Malvaceae	mp	GC	X		X	X
<i>Cola millenii</i> K. Schum.	Malvaceae	mp	GC	X			
<i>Cola nitida</i> (Vent.) Schott & Endl.	Malvaceae	mP	GC				X
<i>Combretum dolichopetalum</i> Engl. & Diels	Combretaceae	Lmp	GC	X	X	X	
<i>Combretum mucronatum</i> Schum. & Thonn.	Combretaceae	mp	GC		X		X
<i>Costus afer</i> Ker-Gawl.	Costaceae	G	i	X	X		X
<i>Croton hirtus</i> L'Hérit.	Euphorbiaceae	np	GC	X	X	X	
<i>Culcasia dinklagei</i> Engl.	Araceae	Ch	GC				X
<i>Culcasia saxatilis</i> A. Chev.	Araceae	np	GC	X			X
<i>Culcasia scandens</i> P. Beauv.	Araceae	Lmp	GC				X
<i>Cyathula prostrata</i> (L.) Blume	Amaranthaceae	np	GC-SZ	X		X	

<i>Cyclosorus dentatus</i> (Forsk) Ching	Thelypteridaceae	H	GC	X			
<i>Cyperus rotundus</i> L.	Cyperaceae	G	GC-SZ			X	
<i>Cyperus sphaclatus</i> Rottb.	Cyperaceae	H	GC-SZ			X	
<i>Dacryodes klaineana</i> (Pierre) Lam	Burseraceae	mP	GC	X	X		
<i>Dalbergia afzeliana</i> G. Don	Fabaceae	LmP	GC	X			
<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC. var. <i>adscendens</i>	Fabaceae	Ch	GC	X			
<i>Dichapetalum angolense</i> Chodat	Dichapetalaceae	Lmp	GC	X			
<i>Dichapetalum cymulosum</i> (Oliv.) Engl.	Dichapetalaceae	mp	GC			X	
<i>Dichapetalum heudelotii</i> (Planch. ex Oliv.) Baill. var. <i>heudelotii</i>	Dichapetalaceae	Lmp	GC				X
<i>Dichapetalum pallidum</i> (Oliv.) Engl.	Dichapetalaceae	LmP	GC				X
<i>Diodia sarmentosa</i> Sw.	Rubiaceae	Lnp	GC-SZ	X		X	
<i>Dioscorea minutiflora</i> Engl.	Dioscoreaceae	G	GC		X	X	
<i>Diospyros sanza-minika</i> A. Chev.	Ebenaceae	mP	GC				X
<i>Drypetes gilgiana</i> (Pax) Pax & Hoffm.	Putranjivaceae	mp	GC				X
<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.	Arecaceae	mP	GC			X	X
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	Poaceae	H	GC-SZ	X		X	
<i>Eragrostis tenella</i> (L.) Roem. & Schult. Var. <i>tenella</i>	Poaceae	Th	GC-SZ			X	
<i>Euadenia trifoliolata</i> (Schum. & Thonn.) Oliv.	Capparaceae	mp	GC				X
<i>Ficus exasperata</i> Vahl	Moraceae	mp	GC-SZ		X		
<i>Funtumia elastica</i> (Preuss) Stapf	Apocynaceae	mP	GC				X
<i>Geophila obvallata</i> (Schumach.) F.Didr.	Rubiaceae	Ch	GC				X
<i>Geophila repens</i> (L.) I. M. Johnston	Rubiaceae	Ch	GC-SZ				X
<i>Glyphaea brevis</i> (Spreng.) Monachino	Malvaceae	mp	GC				X
<i>Griffonia simplicifolia</i> (Vahl ex DC.) Baillon	Fabaceae	Lmp	GC				X
<i>Heterotis rotundifolia</i> (Smith) Jac.-Fél.	Melastomataceae	Ch	GC	X	X	X	
<i>Hopea odorata</i> Roxb.	Dipterocarpaceae	mP	i				X
<i>Icacina mannii</i> Oliv.	Icacinaceae	Lmp	GC				X
<i>Ipomoea involucrata</i> P. Beauv.	Convolvulaceae	Th	GC-SZ	X	X	X	
<i>Ipomoea mauritiana</i> Jacq.	Convolvulaceae	Lmp	GC-SZ	X	X		

<i>Kyllinga erecta</i> Schumach. var <i>erecta</i>	Cyperaceae	G	GC-SZ	X	X		
<i>Lantana camara</i> L.	Verbenaceae	mp	i		X		
<i>Laportea aestuans</i> (L.) Chew	Urticaceae	Th	GC			X	
<i>Leptoderris miegei</i> Aké Assi & Mangenot	Fabaceae	Lmp	GCi	X		X	
<i>Lycopodiella cernua</i> (L.) Pic. Ser.	Lycopodiaceae	np	GC-SZ		X	X	
<i>Manihot esculenta</i> Crantz	Euphorbiaceae	mp	i	X	X	X	
<i>Microdesmis keayana</i> Léonard	Pandaceae	mp	GC				X
<i>Mikania cordata</i> (Brum. f.) B. L. Robinson	Compositae	Lmp	GC			X	
<i>Millettia zechiana</i> Harms	Fabaceae	mp	GC	X		X	X
<i>Mimosa invisa</i> Mart. Ex Colla	Fabaceae	Lnp	i	X	X	X	
<i>Momordica cabrae</i> (Cogn.) Jeffrey	Cucurbitaceae	Lmp	GC		X		
<i>Monodora tenuifolia</i> Benth.	Annonaceae	mp	GC				X
<i>Myrianthus arboreus</i> P. Beauv.	Urticaceae	mp	GC	X			
<i>Myrianthus libericus</i> Rendle	Urticaceae	mp	GC				X
<i>Napoleonaea vogelii</i> Hook. & Planch.	Lecythidaceae	mp	GC				X
<i>Nauclea latifolia</i> Sm.	Rubiaceae	Lmp	GC-SZ				X
<i>Nephrolepis biserrata</i> (Sw.) Schott	Nephrolepidaceae	H	GC				X
<i>Neuropeltis acuminata</i> (P. Beauv) Benth.	Convolvulaceae	LMP	GC		X		X
<i>Neuropeltis prevosteoides</i> Mangenot	Convolvulaceae	LMP	GCW				X
<i>Newbouldia laevis</i> (P. Beauv.) seem. ex Bureau	Bignoniaceae	mp	GC			X	
<i>Oldenlandia corymbosa</i> L. var. <i>corymbosa</i>	Rubiaceae	Ch	GC-SZ			X	
<i>Palisota hirsuta</i> (Thun.) Schum ex Engl.	Commelinaceae	np	GC	X	X	X	X
<i>Panicum brevifolium</i> L.	Poaceae	Ch	GC	X			
<i>Panicum laxum</i> Sw.	Poaceae	Th	GC-SZ	X	X	X	
<i>Panicum maximum</i> Jacq.	Poaceae	H	GC	X	X	X	
<i>Paspalum scrobiculatum</i> L.	Poaceae	H	GC-SZ	X		X	
<i>Paspalum vaginatum</i> Sw.	Poaceae	H	GC			X	
<i>Pentaclethra macrophylla</i> Benth.	Fabaceae	mP	GC	X			X
<i>Petersianthus macrocarpus</i> (P. Beauv.) Liben.	Lecythidaceae	MP	GC	X			
<i>Phyllanthus amarus</i> Schum. & Thonn.	Phyllanthaceae	np	GC	X		X	

<i>Phyllanthus muellerianus</i> (O. Ktze.) Exell	Phyllanthaceae	Lmp	GC-SZ		X		
<i>Piper guineense</i> Schum. & Thonn.	Piperaceae	Lmp	GC			X	
<i>Platysepalum hirsutum</i> (Dunn) Hepper	Fabaceae	LmP	GCW			X	X
<i>Polyalthia oliveri</i> Engl.	Annonaceae	mp	GC	X			
<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	Dennstaedtiaceae	G	GC	X	X	X	
<i>Pueraria phaseoloides</i> (Roxb.) Benth.	Fabaceae	Lmp	i	X	X	X	
<i>Raphia hookeri</i> G.Mann. & H. Wendl.	Arecaceae	mp	GC	X			
<i>Rauvolfia vomitoria</i> Afzel.	Apocynaceae	mp	GC-SZ	X		X	X
<i>Rhabdophyllum affine</i> (Hook.f.) Engl.	Ochnaceae	np	GC				X
<i>Rhigiocarya peltata</i> Miège	Menispermaceae	Lmp	GCi	X	X	X	X
<i>Rhigiocarya racemifera</i> Miers	Menispermaceae	Lmp	GC	X	X	X	
<i>Salacia nitida</i> (Benth.) N. E. Br.	Celastraceae	Lmp	GC			X	X
<i>Scoparia dulcis</i> L.	Plantaginaceae	np	GC-SZ	X		X	
<i>Setaria chevalieri</i> Stapf	Poaceae	H	GC			X	
<i>Sida acuta</i> Brum. f. subsp. <i>acuta</i>	Malvaceae	np	GC		X	X	
<i>Sida alba</i> L.	Malvaceae	np	GC-SZ		X	X	
<i>Solanum rugosum</i> Dunal	Solanaceae	mp	i	X	X	X	
<i>Sphenocentrum jollyanum</i> Pierre	Menispermaceae	np	GC				X
<i>Stachytarpheta jamaicensis</i> (L.) Vahl	Verbenaceae	np	GC	X		X	
<i>Stenotaphrum secundatum</i> (Walt.) Kuntze	Poaceae	H	i	X	X	X	
<i>Sterculia tragacantha</i> Lindl.	Malvaceae	mP	GC-SZ		X		
<i>Strombosia pustulata</i> Oliv. var. <i>pustulata</i>	Olacaceae	mP	GC				X
<i>Strophanthus hispidus</i> DC.	Apocynaceae	Lmp	GC-SZ	X			
<i>Tabernaemontana crassa</i> Benth.	Apocynaceae	mp	GC				X
<i>Tarenna corymbosa</i> (Willd.) Pit.	Rubiaceae	mP	GC	X			
<i>Thaumatococcus daniellii</i> (Bennet) Benth.	Marantaceae	Lmp	GC	X	X	X	
<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.	Malvaceae	np	GC			X	
<i>Turraeanthus africanus</i> (Welw. Ex C.DC.) Pellegr.	Meliaceae	mP	GC				X
<i>Urera repens</i> (Wedd.) Rendle	Urticaceae	mp	GC	X			
<i>Uvaria afzelii</i> Sc. Elliot	Annonaceae	mP	GC		X		X

<i>Uvariadendron angustifolium</i> (Engl. & Diels) R.E. Fries	Annonaceae	np	GC		X		
<i>Xanthosoma sagittifolium</i> (L.) Schott	Araceae	H	i	X			
<i>Xanthosoma wendlandii</i> (Schott) Standl.	Araceae	H	i		X	X	
<i>Xylopia villosa</i> Chipp	Annonaceae	mP	GC				X

Légende : Les noms des espèces suivent **Lebrun et Stork (1991; 1997)** ; la nomenclature adoptée pour les familles est celle de **APG IV (2016)** ; les types biologiques ont été évalués en nous référant à **Raunkiaer (1934)** et la classification chorologique des espèces a été faite en référence aux travaux de **Aké-Assi (2001 ; 2002)**.

Annexe 3 : Index des taxons cités

- Acacia mangium* Willd. (Fabaceae) 46,
Acacia pentagona (Schumach. & Tonn.) Hook.f. (Fabaceae) 96, 120, 121, 122, 131, 140
Acacia spp (Fabaceae) 15
Acalypha crenata Hochst. ex A. Rich. (Euphorbiaceae) 46
Acroceras zizanooides (Kunth) Dandy (Poaceae) 96
Adenia lobata (Jacq.) Engl. (Passifloraceae) 93, 131
Adiantum vogelii Mett. ex Keys. (Pteridaceae) 48
Aframomum danielli (Hook. f.) K. Schum. (Zingiberaceae) 96, 120, 121, 122, 123, 131, 140
Aframomum spp. (Zingiberaceae) 132
Afzella bella Harms var. *gracillor* Keay (Fabaceae) 91, 93, 94
Ageratum conyzoides L. (Compositae) 29, 120, 123, 132, 140, 141
Ageratum houstonianum Mill. (Compositae) 132
Alafia multiflora (Stapf) Stapf (Apocynaceae) 51
Albertisia cordifolia (Mangenot & Miège) Forman (Menispermaceae) 48, 50, 87, 96, 120, 121, 122, 123, 140
Albertisia scandens (Mangenot & Miège) Forman (Menispermaceae) 50, 91, 93
Albizia adianthifolia (Schum.) W. F. Wright (Fabaceae) 96, 120, 121, 122, 123, 131, 140
Alchornea cordifolia (Schum. & Thonn.) Müll. Arg. (Euphorbiaceae) 41, 46
Alstonia boonei De Wild (Apocynaceae) 41
Alternanthera brasiliana (L.) Kuntze (Amaranthaceae) 18
Amaranthus spinosus L. (Amaranthaceae) 29
Aneilema beniniense (P. Beauv.) Kunth (Commelinaceae) 90
Anthonotha fragrans (Baker f.) Exell & Hillcoat (Fabaceae) 90
Anthonotha macrophylla Pal. Beauv. (Fabaceae) 96, 120, 123, 140
Arthropteris palisoti (Desv.) Alston (Oleandraceae) 48
Asplenium africanum Desv. (Aspleniaceae) 48
Asplenium variabile Hook (Aspleniaceae) 48
Asystasia gangetica (L.) T.Anders. (Acanthaceae) 96, 120, 123, 131, 140
Athyrium proliferum (Kaulf.) C. Chr. (Athyriaceae) 48
Auricularia cornea (Mont.) Sacc. (Auriculariaceae) 49
Azotobacter chroococcum (Pseudomonadaceae) Beijerinck 31*
Baphia bancoensis Aubrév. (Fabaceae) 96
Baphia nitida Lodd. (Fabaceae) 96, 131
Begonia macrocarpa Warb. (Begoniaceae) 46
Begonia quadrialata Warb. (Begoniaceae) 49
Beijerinckia indica Derx (Beijerinckiaceae) 31*
Bertiera racemosa (G. Don) K. Schum. (Rubiaceae) 50
Berlinia confusa Hoyle (Fabaceae) 41
Bidens pilosa L. (Compositae) 29
Blighia welwitschii (Hiern) Radlk. (Sapindaceae) 41
Blighia welwitschii var. *bancoensis* (Sapindaceae) 46
Bolbitis acrostichoides (Afz. ex Sw.) Chig (Lomariopsidaceae) 48
Bombax brevicuspe Sprague (Bombacaceae) 46,
Breynia disticha J.R. & G.Forst (Phyllanthaceae) 18, 96, 131
Buchholzia coriacea Engl. (Capparidaceae) 50
Buxus acutata Friis (Buxaceae) 91, 93
Caladium bicolor (Aiton) Vent. (Araceae) 18
Calophyllum inophyllum L. (Calophyllaceae) 18
Calopogonium mucunoides Desv. (Fabaceae)
Calpocalyx aubrevillei Pellegr. (Fabaceae) 50
Carapa procera DC. De Wilde (Meliaceae) 49

Cecropia peltata L. (Urticaceae) 17, 18, 52, 53
Cedrela odorata L. (Meliaceae)
Ceiba pentandra (L.) Gaertn. (Malvaceae) 43, 50
Centrosema pubescens Benth. (Fabaceae) 3, 43, 96, 121, 123, 131, 140
Cephalophus dorsalis Gray (Bovidae) 53*
Cephalophus monticola maxwelli Smith (Bovidae) 53*
Cercopithecus aethiops sabaeus L. (Cercopithecidae) 53*
Cercopithecus campbelli Waterhouse (Cercopithecidae) 53*
Cercopithecus petaurista L. (Cercopithecidae) 53*
Chassalia afzelii (Hiern) K. Schum. (Rubiaceae) 91, 93
Chenopodium ambrosioides L. (Amaranthaceae) 29
Christella dentata (Forssk.) Brownsey & Jermy (Thelypteridaceae) 48
Chromolaena odorata (L.) R.M. King & H. Rob. (Compositae) 2, 3, 4, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 29, 43, 53, 57, 66, 68, 69, 72, 74, 75, 76, 88, 91, 92, 96, 97, 98, 99, 100, 106, 107, 108, 109, 110, 111, 112, 113, 114, 115, 116, 117, 118, 123, 129, 130, 131, 132, 134, 135, 136, 137, 138, 139, 140, 143, 144
Chrysophyllum subnudum Baker ex Oliv. (Sapotaceae) 41
Cissus aralioides (Welw. ex Bak.) Planch. (Vitaceae) 96, 119, 120, 123
Civettictis civetta Schreber (Viverridae) 54*
Clavulina sp. (Clavulinaceae) 49
Coelocaryon oxycarpum Stapf (Myristicaceae) 43
Cola caricifolia (G. Don) K. Schum. (Malvaceae) 50
Cola heterophylla (P. Beauv.) Schott et Endl. (Malvaceae) 51, 91, 93, 95, 116, 119
Cola spp (Malvaceae) 41
Colobus verus Rüppel (Cercopithecidae) 53*
Combretum dolichopetalum Engl. & Diels (Combretaceae) 96
Combretum mucronatum Schum. & Thonn. (Combretaceae) 96
Conyza sumatrensis (Retz.) E. Walker (Compositae) 29
Copaifera salikounda Heckel (Fabaceae) 50, 51
Costus spp. (Costaceae) 132
Coula edulis Baill. (Olacaceae) 41, 52
Croton hirtus L'Hérit. (Euphorbiaceae) 18, 96
Crycetomis eminii Waterhouse (Nesomyidae) 54*
Ctenitis protensa (Afz. ex Sw.) Ching (Aspidiaceae) 48
Cussonia bancoensis Aubrév. & Pellegr. (Araliaceae) 46
Cyanotis spp (Commelinaceae) 132
Cyathea camerooniana Hook. (Cyatheaceae) 48
Cyathula prostrata (L.) Blume (Amaranthaceae) 96, 119, 123, 131
Cyclosorus afer (H. Christ) Ching (Thelypteridaceae) 48
Cyclosorus dentatus (Forsk) Ching (Thelypteridaceae) 48
Cyclosorus spp (Thelypteridaceae) 41
Cyclosorus striatus (Schum.) Ching (Thelypteridaceae) 48
Cynometra ananta Hutch. & Dalziel (Fabaceae) 41, 43, 50
Cyperus alternifolius L. (Cyperaceae) 48
Cyperus fertilis Boeck. (Cyperaceae) 51
Dacryodes klaineana (Pierre) Lam (Burseraceae) 41, 52
Decorsella paradoxa A. Chev. (Violaceae) 50
Desmodium spp. (Fabaceae) 132
Desplatsia chrysochlamys Mildbr. & Burret (Tiliaceae) 41
Dichapetalum dictyospermum (Dichapetalaceae) 46, 50, 51
Dichapetalum filicaule Breteler (Dichapetalaceae) 50

Dichapetalum pallidum (Oliv.) Engl. (Dichapetalaceae) 116, 119
Dicliptera chinensis (L.) Juss. (Acanthaceae) 29
Digitaria sanguinalis (L.) Scop. (Poaceae) 29
Dillenia suffruticosa (Griff.) Martelli (Dilleniaceae) 136
Diodia sarmentosa Sw. (Rubiaceae) 96
Dioscorea bulbifera L. (Dioscoreaceae) 132
Dioscorea minutiflora Engl. (Dioscoreaceae) 119, 120, 123, 140
Dioscoreophyllum volkensii Engl. (Menispermaceae) 48
Diospyros sanza-minika A. Chev. (Ebenaceae) 52
Diospyros spp (Ebenaceae) 41
Dissotis entii (J.B. Hall) Jacq. (Melastomataceae) 46, 50
Drypetes chevalieri Beile (Putranjivaceae) 41
Drypetes floribunda (Müll. Arg.) Hutch. (Putranjivaceae) 46
Drypetes ivorensis Hutch. & Dalz. (Putranjivaceae) 46
Echinochloa colona (L.) link (Poaceae) 18
Eichhornia crassipes (Mart.) Solms (Pontederiaceae) 17, 18
Elaeis guineensis Jacq. (Arecaceae) 46
Eleusine indica (L.) Gaertn. (Poaceae) 131
Elytraria ivorensis Dokosi (Acanthaceae) 50
Entandrophragma angolense (Welw.) C. DC. (Meliaceae) 46, 50, 51
Entandrophragma spp (Meliaceae) 41
Eremospatha macrocarpa (G. Mann & H. Wendl.) H. Wendl.(Arecaceae) 48
Eriocoelum pungens Radlk. ex Engl. var. *pungens* (Sapindaceae) 43
Erythrina vogelii Hook. f. (Fabaceae) 46
Euphorbia heterophylla L. (Euphorbiaceae) 18, 48
Evolvulus nummularius (L.) L. (Convolvulaceae) 132
Falcataria moluccana (Miq.) Barneby & J.W.Grimes (Fabaceae) 15
Fallopia japonica Houtt (Polygonaceae) 139
Ficus exasperata Vahl (Moraceae) 43, 93, 131
Fissidens sp. (Fissidentaceae) 49
Frankia spp. (Frankiaceae) 15
Funtumia africana (Preuss) Stapf (Apocynaceae) 41
Galago demidovii murinus Smith (Galagonidae) 53*
Garcinia kola Heckel (Clusiaceae) 51
Genetta genetta L. (Viverridae) 54*
Gleichenia linearis (Burm.) C.B. Clarke (Gleicheniaceae) 48
Gmelina arborea Roxb. ex Sm. (Verbenaceae) 19
Griffonia simplicifolia (Vahl ex DC.) Baillon (Fabaceae) 43
Heisteria parvifolia Sm. (Olacaceae) 41
Helicteres isora L. (Malvaceae) 132
Hemistepta lyrata (Bunge) Bunge (Compositae) 29
Heracleum mantegazzianum Sommier & Levier (Apiaceae) 139
Heterotis rotundifolia (Smith) Jac.-Fél. (Melastomataceae) 96
Hevea brasiliensis (Willd. ex A.Juss.)Müll.Arg. (Euphorbiaceae) 18, 52
Histiopteris incisa (Thunb.) J. Sm. (Dennstaedtiaceae) 48
Hopea odorata Roxb. (Dipterocarpaceae) 16, 18, 46, 47, 52, 129
Hymenostegia afzelii (Oliv.) Harms (Fabaceae) 43
Icacina mannii Oliv. (Icacinaceae) 116, 119
Impatiens glandulifera Royle (Balsaminaceae) 139
Impatiens parviflora DC. (Balsaminaceae) 139
Inocybe rimeux (Inocybaceae) 49

Iodes africana Welw. ex Oliv. (Icacinaceae) 48
Ipomoea involucrata P. Beauv. (Convolvulaceae) 96
Ipomoea mauritiana Jacq. (Convolvulaceae) 121, 123, 140
Justicia secunda Vahl (Acanthaceae) 48, 53
Khaya ivorensis A. Chev. (Meliaceae) 51
Laccosperma secundiflorum (P. Beauv.) Kuntze (Arecaceae) 50
Lantana camara L. (Verbenaceae) 18, 96, 131
Lannea welwitschii (Hiern) Engl. (Anacardiaceae) 50
Leptoderris miegei Aké Assi & Mangenot (Fabaceae) 50, 91, 93, 94
Leucaena leucocephala (Lam.) de Wit (Fabaceae) 17, 18
Lomariopsis guineensis (Underw.) Alston (Lomariopsidaceae) 48
Lomariopsis palustris (Hook.) Mett. ex Kuhn Rhé (Lomariopsidaceae) 48
Lonchitis tisserantii Alston & Tardieu (Lindsaeaceae) 48
Lophira alata Banks ex Gaertn.f. (Ochnaceae) 41, 50, 51
Ludwigia decurrens Walter (Onagraceae) 48
Lupinus arboreus Sims (Fabaceae) 15
Lycopodiella cernua (L.) Pic. Ser. (Lycopodiaceae) 48, 120, 121, 122, 123, 140
Lygodium smithianum C. Presl ex Kuhn (Schizaeaceae) 48
Macaranga beillei Prain (Euphorbiaceae) 50
Macaranga heudelotii Baill. (Euphorbiaceae) 43
Maesobotrya barberi var. *sparsiflora* (Sc. Elliot) Keay (Euphorbiaceae) 50
Manihot esculenta Crantz (Euphorbiaceae) 96, 130
Manis tetradactyla L. (Manidae) 54*
Maranthes glabra (Oliv.) France (Chrysobalanaceae) 50
Marasmius bekolacongoli Beeli (Mrasmiaceae) 49
Marattia fraxinea Sm. (Marattiaceae) 48, 49
Microgramma owariensis (Desv.) Alston (Polypodiaceae) 48
Microlepis sp (Agaricaceae) 48
Microsorium punctatum (L.) Copel. (Polypodiaceae) 48
Millettia takou Lorougnon (Fabaceae) 48
Millettia zechiana Harms (Fabaceae) 90
Mimosa invisa Mart. Ex Colla (Fabaceae) 18, 93, 130
Mimosa pigra L. (Fabaceae) 18
Mitragyna ledermannii (K. Krause) Ridsdale (Rubiaceae) 41
Momordica cabrae (Cogn.) Jeffrey (Cucurbitaceae) 96
Monodora myristica Benth. (Annonaceae) 43, 52
Murdannia simplex (Valh) Brenan (Commelinaceae) 132
Musanga cecropioides R.Br. ex Tedlie (Urticaceae) 43, 53
Nauclea diderrichii (De Wild.& T. Durand) Merr. (Rubiaceae) 48
Nelumbo nucifera Gaertn. (Nymphaeaceae) 18
Neonothopanus hygrophanus (Mont.) De Kesel & Degreef (Omphalottaceae) 49
Nephrolepis biserrata (Sw.) Schott (Davalliaceae) 48
Neuropeltis acuminata (P. Beauv) Benth. (Convolvulaceae) 96
Nymphaea lotus Linn. (Nymphaeaceae) 50
Nymphaea micrantha Guill. & Perr. (Nymphaeaceae) 50
Neuropeltis prevosteoides Mangenot (Convolvulaceae) 91, 93
Okoumea klaineana Roxb. ex Colebr (Burseraceae) 46
Oplismenus burmannii (Retz.) P. Beauv (Poaceae) 132
Palisota hirsuta (Thun.) Schum ex Engl. (Commelinaceae) 41, 46, 96
Pan troglodytes verus Schwarz (Hominidae) 53*
Panicum laxum Sw. (Poaceae) 96
Panicum maximum Jacq. (Poaceae) 96, 131

Paratrechina longicornis Motschulsky (Formicidae) 16*
Paraxerus poensis A.Smith (Sciuridae) 54*
Pareuchaetes pseudoinsulata Rego Barros (Erebidae) 27, 28*
Parinari excelsa Sabine (Chrysobalanaceae) 41
Parkia bicolor A.Chev. (Fabaceae) 43
Paspalum scrobiculatum L. (Poaceae) 131
Perodicticus potto potto 53*
Petersianthus macrocarpus (P. Beauv.) Liben. (Lecythidaceae) 41, 52
Pheidole megacephala Fabricius (Formicidae) 16*
Phyllanthus amarus Schum. & Thonn. (Phyllanthaceae) 96, 119, 123, 131, 140
Phyllanthus muellerianus (O. Ktze.) Exell (Phyllanthaceae) 96
Phyllanthus niruri (Phyllanthaceae) 132
Piptadeniastrum africanum (Hook.f.) Brenan B (Fabaceae) 41
Pityrogramma calomelanos (Linn.) Link (Adiantaceae) 48
Pistia stratiotes L. (Araceae) 17, 18
Placodiscus pseudostipularis Radlk. (Sapindaceae) 51
Platysepalum hirsutum (Dunn) Hepper (Fabaceae) 91, 93
Polemonium caeruleum L. (Polemoniaceae) 139
Populus nigra L. (Salicaceae) 14
Porophyllum ruderae (Jacq.) Cass. (Compositae) 16, 17, 18, 48
Protoxerus stangeri Waterhouse (Sciuridae) 54*
Prunus serotin Ehrh. (Rosaceae) 139
Psychotria brachyanthoides De Wild. (Rubiaceae) 50
Psychotria limba Scott-Elliot (Rubiaceae) 48
Pteridium aquilinum (L.) Kuhn (Dennstaedtiaceae) 48, 96, 131
Pteris acanthoneura Alston (Adiantaceae) 48
Pteris burtoni Bak. (Adiantaceae) 48
Pueraria phaseoloides (Roxb.) Benth. (Fabaceae) 18, 96, 120, 121, 123, 130, 140
Pycnus mundtii Nees (Cyperaceae) 18
Raphia hookeri G.Mann. & H. Wendl. (Arecaceae) 43
Raphia palma-pinus (Gaertn.) Hutch. (Arecaceae) 51
Rauvolfia vomitoria Afzel. (Apocynaceae) 90
Rhigiocarya peltata Miège (Menispermaceae) 91, 93, 95
Rhigiocarya racemifera Miers (Menispermaceae) 96
Rhipicephalus microplus Canestrini (Ixodidae) 16*
Rhizobium spp. (Rhizobiaceae) 15
Rigidoporus sp (Meripilaceae) 49
Rosa rugosa Thunb. (Rosaceae) 139
Rottboellia exaltata (Lour.) Clayton (Poaceae) 29
Russula sp. (Russulaceae) 49
Sacoglottis gabonensis L. (Humiriaceae) 43
Salacia columna N. Hall (Hippocrateaceae) 50
Salvinia molesta D.S.Mitch. (Salviniaceae) 17, 18
Salvinia nymphellula Desv. (Salviniaceae) 18
Scaphopetalum amoenum A.Cheval. (Malvaceae) 41
Schumanniophyton problematicum (A. Chév.) Aubrév. (Rubiaceae) 51
Scoparia dulcis L. (Plantaginaceae) 93, 131
Selaginella myosurus (Sw.) Alston (Selaginellaceae) 48
Selaginella spp (Selaginellaceae) 49
Solanecio biafrae (Oliv. & Hiern) C.Jeffrey (Compositae) 48
Solanum erianthum D. Don (Solanaceae) 18
Solanum rugosum Dunal (Solanaceae) 18, 43, 130, 96, 130

Solenopsis geminata Fabricius (Formicidae) 16*
Solidago gigantea (Compositae) 139
Stachytarpheta cayennensis (Rich.) Vahl (Verbenaceae) 132
Stachytarpheta jamaicensis (L.) Vahl (Verbenaceae) 96, 131
Stenotaphrum secundatum (Walt.) Kuntze (Poaceae) 18, 96, 120, 121, 123, 130, 140
Sterculia tragacantha Lindl. (Malvaceae) 43, 96, 131
Strychnos ngounensis (Loganiaceae) 48
Symphonia globulifera L.f. (Clusiaceae) 41
Syngonium podophyllum Schott (Araceae) 18
Synsepalum afzelii (Engl.) T.D.Penn. (Sapotaceae) 41
Tabebuia pallida (Lindl.) Miers (Fabaceae) 18,
Tabernaemontana crassa Benth. (Apocynaceae) 41
Tapinanthus praetexta R.M.Pohill & D.Wiens (Loranthaceae) 46
Tapinoma melanocephalum Fabricius (Formicidae) 16*
Tectona grandis Linn.f. (Verbenaceae) 46
Terminalia ivorensis A.Chev. (Combretaceae) 46, 52
Terminalia superba Engl. & Diels (Combretaceae) 46
Thaumatococcus daniellii (Bennet) Benth. (Marantaceae) 52, 120, 121, 122, 123, 131, 140
Tieghemella heckelii Pierre ex A. Chev. (Sapotaceae) 51
Tiliacora dinklagei Engl. (Menispermaceae) 50
Tithonia diversifolia (Hemsl.) A.Gray (Compositae) 16, 17, 18, 129
Tragelaphus scriptus Pallas (Bovidae) 53*
Trema guineensis (Schum. & Thonn.) Ficalho (Ulmaceae) 43
Trichomyrmex destructor Worker (Formicidae) 16*
Turnera ulmifolia L. (Turneraceae) 18
Turraeanthus africanus (Welw. Ex C.DC.) Pellegr. (Meliaceae) 41, 51, 91, 93
Uapaca paludosa Aubrév. & Léandri (Euphorbiaceae) 41
Uvaria afzelii Sc. Elliot (Annonaceae) 96
Uvariadendron angustifolium (Engl. & Diels) R.E.Fries (Annonaceae) 96
Vitex micrantha Gürke (Verbenaceae) 50
Vittaria guineensis Desv. (Vittariaceae) 48
Voacanga thouarsii Roem. & Schult. (Apocynaceae) 51
Xylopiac acutiflora (Dunal) A.Rich. (Annonaceae) 41
Xylopiac staudtii Engl. & Diels (Annonaceae) 46
Xylopiac villosa Chipp (Annonaceae) 116, 119
Youngia japonica (L.) DC. (Compositae) 29
Zanthoxylum gillettii (De Wild.) P.G. Waterman (Fabaceae) 41

SECTION III

THESIS 2 SUPPORTED : VÉGÉTATION RUDÉRALE DU PARC NATIONAL DU BANCO : DIVERSITÉ FLORISTIQUE ET EVOLUTION DES ESPÈCES VÉGÉTALES EXOTIQUES ENVAHISSANTES

AKAFFOU SOPIE ELVIRE VANESSA

RUDERAL VEGETATION OF BANCO NATIONAL PARK: FLORISTIC DIVERSITY AND EVOLUTION OF INVASIVE ALIEN PLANT SPECIES

ACADEMIC YEAR 2019 -2020

SCIENTIFIC DIRECTOR : TIEBRE MARIE-SOLANGE

27 FEBRUARY 2021

akaffousopie@yahoo.fr



RÉPUBLIQUE DE CÔTE D'IVOIRE

Union-Discipline-Travail

Ministère de l'Enseignement supérieur

et de la Recherche Scientifique



Laboratoire des Milieux Naturels et
Conservation de la Biodiversité

Année Universitaire

2019-2020

THÈSE

Présentée pour l'obtention du titre de Docteur
de l'Université Félix HOUPHOUËT-BOIGNY en Botanique

Spécialité : Systématique, Écologie et Biodiversité Végétales

Option : Invasions Biologiques

Numéro d'ordre

2362 / 2021

AKAFFOU Sopie Elvire Vanessa

VÉGÉTATION RUDÉRALE DU PARC NATIONAL DU BANCO : DIVERSITÉ FLORISTIQUE ET EVOLUTION DES ESPÈCES VÉGÉTALES EXOTIQUES ENVAHISSANTES

Soutenue publiquement

Le, 27/02 /2021

Commission du jury

M. TANO Yao	Professeur Titulaire	UNA	Président
Mme TIÉBRÉ Marie- Solange	Professeur Titulaire	UFHB	Directeur
Mme TOURÉ Awa	Maître de Conférences	UFHB	Rapporteur
M. KONÉ Moussa	Maître de Conférences	UNA	Rapporteur
M. KASSI N'Dja Justin	Professeur Titulaire	UFHB	Examineur

DÉDICACE

Je dédie ce travail

À mes parents : Feux AKAFFOU Georges et OKIE Sopie,

À feu KABLAN Aka Joseph,

À papa GNANAGO Théodore.

À mes sœurs et frères :

*AKAFFOU Chia Épouse KABLAN ; AKAFFOU Apo Épouse
GNANAGO ; AKAFFOU Api Épouse N'GUESSO ; AKAFFOU
Akaffou ; AKAFFOU Mambo ; AKAFFOU Niangoran ; AKAFFOU
Tchimou et OKIE N'cho*

AVANT-PROPOS

La présente étude s'inscrit dans le cadre de la gestion durable du Parc National du Banco face à une potentielle colonisation des espèces invasives. Cette thèse est née suite au projet de recherche Individual Grant Number J / 5728-1, par le biais du prix Carolina Mac Gillavry de la Fondation Internationale de la Science (IFS) attribué au Professeur TIÉBRÉ Marie-Solange Épouse RENSONNET, Directrice-Adjointe du Centre National de Floristique (CNF), spécialiste des Espèces Exotiques Envahissantes (EEE). Le titre du projet était l'impact de *Chromolaena odorata* sur la flore et le sol du Parc National du Banco. Au cours des travaux de prospection, il a été permis de constater en plus de *Chromolaena odorata* l'existence de plusieurs espèces invasives, susceptibles de se développer et de coloniser d'avantage le parc. C'est ainsi que le sujet intitulé « Végétation rudérale du Parc National du Banco, diversité floristique et évolution des espèces végétales exotiques envahissantes » nous a été proposé pour une thèse de Doctorat. L'objectif global de cette étude est d'améliorer les connaissances sur la flore et la végétation des zones rudérales du Parc National du Banco. Un accent particulier est mis sur les espèces exotiques envahissantes et leur capacité de colonisation à travers une étude de dynamique. La connaissance de la flore et la végétation des zones rudérales du Parc National du Banco va permettre d'identifier et de classer les espèces invasives et non invasives présentes afin de suivre leur évolution. De plus, le suivi des espèces invasives peut permettre d'élaborer des stratégies de gestion des espèces afin d'éviter l'envahissement à grande échelle du Parc National du Banco.

REMERCIEMENTS

L'exercice des remerciements est toujours périlleux tant il est difficile d'être exhaustif et de n'oublier personne. Nous commençons donc par remercier tous ceux que nous n'avons pas pu nominativement cités dans le texte mais qui se reconnaîtront, et dont la présence ou l'intervention à un moment donné de ce travail a été bénéfique.

Nous continuons en exprimant notre reconnaissance au Professeur BALLO ZIÉ, Président de l'Université Félix HOUPHOUËT-BOIGNY, pour nous avoir accueilli dans son institution.

Au Professeur KOUAMELAN Esséchi Paul, Doyen de l'UFR Biosciences de l'Université Félix HOUPHOUËT-BOIGNY, qui a autorisé notre inscription dans ladite UFR.

Que le Professeur N'GUESSAN Kouakou Édouard, Directeur du Laboratoire des Milieux Naturels et Conservation de la Biodiversité, trouve en ces lignes l'expression de nos sincères remerciements non seulement pour nous avoir accepté dans son laboratoire, mais aussi pour ses sages conseils et ses encouragements.

Nous adressons nos remerciements particuliers au Professeur TIÉBRÉ Marie-Solange Épouse RENSONNET, Directeur Scientifique de cette thèse. Professeur, nous voudrions vous remercier de nous avoir confié ce sujet sur les Espèces Exotiques Envahissantes. Malgré vos lourdes charges, vous aviez tenu à nous accompagner sur notre terrain de thèse. Vous avez suivi nos travaux et guidé durant toutes les étapes de la rédaction de cette thèse. Merci pour votre patience et encouragements lors de la rédaction des différents articles. Vos précieux conseils, votre écoute permanente ont été pour nous d'un apport inestimable. Professeur, nous vous sommes reconnaissants pour la confiance que vous nous avez accordée et les discussions enrichissantes que nous avons eues. Outre vos qualités humaines, nous saluons la qualité de votre encadrement, votre disponibilité à répondre à toutes nos questions, votre vigilance scientifique et votre amour du travail bien fait. Professeur, encore merci pour tout.

Nous tenons également à remercier le Docteur EGNANKOU Wadja Mathieu, Maître de Conférences, Président Directeur Exécutif de l'ONG SOS-FORETS, pour nous avoir prodigué de

sages conseils. Nous lui sommes reconnaissants pour avoir fait appel au Professeur N'GUESSAN Kouakou Édouard afin de discuter sur la poursuite de nos études en Master.

Nous exprimons toute notre gratitude au Directeur du Centre National de Floristique (CNF), Professeur OUATTARA Djakalia pour la mise à notre disposition des locaux du centre et de l'Herbier National de Côte d'Ivoire.

Nos vifs remerciements vont également à l'endroit de :

Tous les membres du Jury de cette thèse, notamment le Professeur TANO Yao, pour avoir accepté de présider ce jury malgré son programme très chargé. Le docteur TOURÉ Awa et le docteur KONÉ Moussa, tous les deux Rapporteurs de cette thèse dont les remarques, les critiques et les conseils nous ont permis d'améliorer et de finaliser ce travail. Nous tenons à vous exprimer notre profond respect et notre gratitude pour avoir accepté de siéger à ce jury. Au professeur KASSI N'Dja Justin, Examineur de notre thèse, nous vous remercions d'avoir accepté d'être examinateur de ce travail. Votre présence montre l'intérêt que vous portez au sujet développé dans cette thèse. Soyez assuré de notre profond respect.

Nous remercions tous les enseignants de l'ex-Laboratoire de Botanique, présentement Laboratoire des Milieux Naturels et Conservation de la Biodiversité, pour la formation reçue durant nos parcours universitaires. En particulier, aux Professeurs ADOU YAO Constant Yves et KASSI N'Dja Justin, nous vous remercions pour vos conseils forts enrichissants tout au long de notre cursus universitaire. Au Docteur KOMOÉ Koffi, merci pour la courtoisie dont vous avez su faire preuve tout au long de la réalisation de cette étude.

Nous voudrions aussi remercier Docteur MÉVANLY Ouatarra. Nous avons trouvé en cet homme le goût du travail bien accompli à travers son sens d'écoute, ses conseils, ses observations, et ses lectures pertinentes. Merci pour le soutien déterminant dans l'analyse et l'interprétation de certains de nos résultats surtout en statistique.

À Docteur YIAN Gouvé Claver à qui nous avons souvent demandé beaucoup et qui a toujours trouvé le temps de répondre à nos préoccupations. Merci d'avoir été pour nous un guide au cours de ces dernières années. Nous avons trouvé chez lui une personne qui a toujours su nous guider dans les prises de décision. Ses critiques pertinentes ont contribué à améliorer cette thèse.

Nous tenons également à remercier tous nos aînés, en particulier les Docteurs YAO N'Guessan Olivier et ABROU N'Gouan Emmanuel Joël, avec qui nous avons eu un grand plaisir à discuter cartographie. Nous leur témoignons notre infinie reconnaissance. Leur accessibilité et leurs conseils avisés nous ont été utiles dans l'amélioration du présent travail.

Nos remerciements vont à l'endroit du Docteur N'Goran Koua Béranger, Chercheur au Centre National de Floristique (CNF), qui nous a prodigué des conseils dans le but d'avoir le courage nécessaire pour achever ce travail.

À Monsieur TÉRÉ Gnonsio Henri, Technicien du Centre Suisse de Recherches Scientifiques (CSRS) à la retraite, à qui nous disons merci pour l'identification de nos échantillons d'espèces récoltées sur le terrain.

À feu Monsieur ASSI Yapo Jean, Technicien au Centre National de Floristique (CNF), qui malgré ses nombreuses sollicitations a trouvé le temps nécessaire pour nous donner quelques notions sur la systématique des plantes. Nous lui réitérons nos sincères remerciements. Vous resterez à jamais gravé dans notre mémoire.

Nos remerciements aux membres de l'équipe « Biodiversité » à savoir : les Docteurs MÉVANLY Ouattara, YIAN Gouvé Claver et GOULI Gnananzan Zinsi Roseline, les doctorants DJAN Arthur Philippe, PITTA Badjo Mireille Stéphanie, PAGNY Franck Placide Junior, NANAN Kouassi Kouman Noël et ADJESSI Akman Bedi Jean Paul Emmanuel qui ont su entretenir un esprit d'équipe et d'entraide.

Nos sincères remerciements aux camarades étudiants, particulièrement à ceux de la promotion Master II botanique (2014-2015). Une mention spéciale à GOULI Gnananzan Zinsi Roseline, à EHOUNOU Gnanda Prisca et à N'GUESSAN Anny Estelle Épouse OULAÏ pour leur soutien moral et matériel. Mes sœurs de cœur, merci d'avoir contribué à l'amélioration et à la finalisation de ce document.

Nous tenons à remercier nos collègues de bureau et amis qui nous ont accompagnés quotidiennement lors de ce travail. Merci à DJAN Arthur avec qui la détermination des plantes est bien plus facile, merci à PITTA Stéphanie, DJAN Arthur, PAGNY Franck, NANAN Kouassi, pour les heures passées sur le terrain, à sillonner en long et en large le Parc National du Banco (PNB).

Merci également à Zinsi Roseline et la Pitta Badjo pour tous les bons moments passés autour des repas de midi.

Nous témoignons notre infinie reconnaissance à ANGRAH Prisca appelé affectueusement « madame » pour ses conseils, ses encouragements et son soutien au cours de ces dernières années.

Nous remercions notre famille. Dans l'adversité comme dans la joie, nous y avons toujours trouvé l'écoute et le soutien sans lesquels tout ce travail aurait été impossible. Nous avons une pensée particulière pour notre papa GNANAGO qui nous a scolarisé. Nous remercions aussi maman GNANAGO qui jusqu'ici ne cesse de nous soutenir et nous encourager à poursuivre nos rêves. Bien évidemment nous sommes reconnaissants envers les familles AKAFFOU, GNANAGO et KABLAN pour les soutiens multiformes, dont nous avons pu bénéficier durant tout le long de notre cursus scolaire et universitaire.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	i
AVANT-PROPOS	ii
REMERCIEMENTS.....	iii
TABLE DES MATIÈRES.....	vii
LISTE DES SIGLES, ABRÉVIATIONS ET ACRONYMES	xi
LISTE DES FIGURES	xii
LISTE DES TABLEAUX	xv
INTRODUCTION	1
PREMIÈRE PARTIE : REVUE DE LA LITTÉRATURE	7
Chapitre 1 : Présentation de la zone d'étude	8
1.1. Situation de la zone d'étude.....	8
1.2. Historique sur la création du Parc National du Banco	8
1.3. Milieu physique.....	10
1.3.1. Climat	10
1.3.2. Topographie	10
1.3.3. Sol	12
1.3.4. Hydrologie.....	12
1.4. Milieu biologique	12
1.4.1. Types de végétation	12
1.4.1.1. Formations végétales originelles.....	12
1.4.1.2. Formations anthropisées.....	17
1.4.2. Flore	22
1.4.3. Faune.....	22
1.4.4. Actions anthropiques	23
Chapitre 2 : Flore et végétation rudérales.....	25
2.1. Végétation rudérale	25
2.2. Flore rudérale.....	26
2.3. Zones rudérales et invasion biologique.....	27

Chapitre 3 : Invasion biologique	30
3.1. Concept et définition	30
3.2. Définition d'une espèce exotique envahissante ou espèce invasive	32
3.3. Hypothèses émises pour vérifier l'invasion biologique.....	33
3.4. Facteurs expliquant le succès invasif	36
3.5. Impact de la présence de plantes invasives sur les écosystèmes	38
3.6. Invasion biologique en Côte d'Ivoire.....	39
3.6.1. Espèces animales invasives	39
3.6.2. Espèces végétales invasives	40
3.7. Cadre d'investigation	43
3.7.1. Système d'identification et classification des espèces exotiques envahissantes.....	43
3.7.1.1. Identification des espèces exotiques envahissantes	43
3.7.1.2. Classification des espèces exotiques envahissantes	43
3.7.2. Évolution des espèces exotiques envahissantes	46
3.7.2.1. Dynamique spatio-temporelle des espèces exotiques envahissantes.....	46
3.7.2.2. Modélisation des espèces exotiques envahissantes	46
DEUXIÈME PARTIE : MATÉRIEL ET MÉTHODES	48
Chapitre 4 : Matériel d'étude.....	49
4.1 . Matériel biologique	49
4.2. Matériel technique.....	49
4.3. Matériel informatique	49
Chapitre 5 : Méthodologie.....	51
5.1. Choix des sites d'étude	51
5.2. Caractérisation de la flore et de la végétation des zones rudérales du Parc National du Banco.....	51
5.2.1. Collecte des données floristiques.....	51
5.2.2. Mesure des paramètres mésologiques	58
5.2.3. Analyse des données floristiques	58
5.2.3.1. Catégorisation de la flore et de la végétation des zones rudérales du Parc National du Banco.....	58
5.2.3.2. Diversité qualitative de la flore	58

5.2.3.2.1. Composition floristique	59
5.2.3.2.2. Espèces à statut particulier	60
5.2.3.2.3. Espèces Exotiques Envahissantes	60
5.2.3.3. Diversité quantitative de la flore	60
5.2.3.3.1. Indice de diversité de Shannon (H')	60
5.2.3.3.2. Indice d'équitabilité de Piélou (E)	61
5.2.4. Analyses statistiques des données floristiques	61
5.2.4.1. Tests de comparaison des moyennes	61
5.2.4.2. Méthodes d'ordination et classification des placettes	62
5.2.4.3. Méthodes d'identification des espèces indicatrices	62
5.3. Caractérisation de l'évolution des espèces exotiques envahissantes des zones rudérales du Parc National du Banco.....	63
5.3.1. Collecte des données floristiques	63
5.3.2. Collecte des données environnementales	64
5.3.2. Analyse des données.....	66
5.3.2.1. Etude de la tendance évolutive globale des espèces exotiques envahissantes	66
5.3.2.1.1. Calcul de la superficie d'occupation du sol par les espèces invasives	66
5.3.2.1.2. Dynamique spatio- temporelle des espèces invasives	67
5.3.2.1.3. Calcul de la fréquence relative des plantes invasives	67
5.3.2.1.4 Calcul de la contribution spécifique des plantes invasives.....	68
5.3.2.2. Modélisation de la distribution de deux plantes invasives recensées dans le Parc National du Banco.....	68
5.3.2.2.1. Choix des espèces modèles.....	69
5.3.2.2.2. Mise en œuvre et validation du modèle du maximum d'entropie.....	69
5.3.2.2.3. Cartographie de la distribution des habitats présents et futurs des espèces..	70
TROISIÈME PARTIE : RÉSULTATS	72
Chapitre 6 : Flore et végétation des zones rudérales du Parc National du Banco.....	73
6.1. Végétation des zones rudérales du Parc National du Banco.....	73
6.2. Flore des zones rudérales du Parc National du Banco	74
6.3. Richesse floristique	77
6.4. Composition floristique	77

6.5. Espèces à statut particulier.....	81
6.6. Espèces végétales exotiques envahissantes	87
6.7. Gradients environnementaux et la typologie des habitats rudéraux.....	87
6.8. Caractérisation des groupements végétaux des groupes écologiques.....	93
6.8.1. Groupements végétaux du groupe écologique 1 (bordures des sentiers touristiques)93	
6.8.2. Groupements végétaux du groupe écologique 2 (campements et périphérie du parc)93	
6.8.3. Groupements végétaux du groupe écologique 3 (zone d’emprise des câbles de haute-tension).....	96
6.9. Richesse et diversité des groupes écologiques	96
Chapitre 7 : Dynamique de colonisation des espèces invasives.....	99
7.1. Tendances évolutive globale de la couverture des espèces invasives	99
7.2. Dynamique spatio-temporelle des espèces invasives du Parc National du Banco.....	99
7.3. Fréquence relative des espèces invasives	108
7.4. Contribution spécifique des espèces invasives.....	108
7.5. Modélisation de l’aire de distribution des espèces exotiques envahissantes dans le Parc National du Banco.....	111
7.5.1. Cas de <i>Chromolaena odorata</i> (L.) R. M. King & H. Roxb	111
7.5.2. Cas de <i>Hopea odorata</i> Roxb.....	114
QUATRIÈME PARTIE : DISCUSSION	117
Chapitre 8 : Flore et végétation des zones rudérales du Parc National du Banco.....	118
Chapitre 9 : Dynamique de colonisation des plantes invasives	123
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	130
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	130
ANNEXES	i
PUBLICATIONS.....	xviii

LISTE DES SIGLES, ABRÉVIATIONS ET ACRONYMES

Phytogéographique (Aké-Assi, 2001 ; 2002)

GC	: Taxon de la région Guinéo-Congolaise
GCi	: Taxon endémique à la Côte d'Ivoire
GC-SZ	: Taxon de la zone de transition des régions Guinéo-Congolaise et Soudano-Zambézienne
GCW	: Taxon endémique au bloc forestier de l'Afrique de l'Ouest
I	: Taxon introduit

Type biologique (Raunkiaer, 1934)

G	: Géophyte
H	: Hémicryptophyte
Th	: Thérophyte
Ch	: Chaméphyte (taxon dont la hauteur est comprise entre 0 et 0,25 m)
np	: Nanophanérophyte (taxon dont la hauteur est comprise entre 0,25 et 2 m)
mp	: Microphanérophyte (taxon dont la hauteur est comprise entre 2 et 8 m)
mP	: Mésophanérophyte (taxon dont la hauteur est comprise entre 8 et 30 m)
MP	: Mégaphanérophyte (taxon dont la hauteur est supérieure à 30 m)

Autres

ACC	: Analyse Canonique des Correspondances
AFC	: Analyse Factorielle des Correspondances
CAH	: Classification Ascendante Hiérarchique
CNF	: Centre National de Floristique
FAO	: Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture
GIEC	: Groupe Intergouvernemental d'experts sur l'Évolution du Climat
GPS	: Global Positioning System
UICN	: Union International pour la Conservation de la Nature
SODEXAM	: Société d'Exploitation et de Développement Aéroportuaire, Aérodynamique, Aéronautique et Météorologique
PNB	: Parc National du Banco
EEE	: Espèce Exotique Envahissante
UFR	: Unité de Formation et de Recherche

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Localisation du Parc National du Banco	xv
Figure 2 : Diagramme ombrothermique du District d'Abidjan de 2008 à 2018	11
Figure 3 : Aperçu d'une forêt dense humide dans le Parc National du Banco.....	13
Figure 4 : Vue d'un faciès de forêt marécageuse dans le Parc National du Banco.....	15
Figure 5 : Vue d'un faciès de forêt secondaire dans le Parc National du Banco	18
Figure 6 : Aperçu d'une plantation de <i>Hopea odorata</i> dans le Parc National du Banco	18
Figure 7 : Vue d'une Jachère dans le Parc National du Banco	19
Figure 8 : Aperçu d'un champ de manioc dans le Parc National du Banco	21
Figure 9 : Pressions humaines autour du Parc National du Banco.	24
Figure 10 : Différentes étapes et barrières à franchir lors du processus d'invasion	31
Figure 11 : Principales hypothèses ou théories pour expliquer le succès des plantes invasives. ...	34
Figure 12 : Structure géographique des taxons envahissants étudiés	41
Figure 13 : Aperçu d'un sentier touristique dans le Parc National du Banco	52
Figure 14 : Aperçu de la zone d'emprise des câbles de haute-tension dans le Parc National du Banco.....	52
Figure 15 : Aperçu de l'ancien campement dans le Parc National du Banco	53
Figure 16 : Localisation des placettes d'inventaire au sein du Parc National du Banco	55
Figure 17 : Dispositif utilisé pour les relevés de surface.....	55
Figure 18 : Aperçu d'une séance d'inventaire des espèces dans une placette.....	56
Figure 19 : Types morphologiques des différents biotopes des zones rudérales du Parc National du Banco	76
Figure 20 : Spectre des familles les plus représentatives des zones rudérales du Parc National du Banco.....	78
Figure 21 : Types chorologiques de la flore des zones rudérales du Parc National du Banco.....	79
Figure 22 : Types biologiques de la flore des zones rudérales du Parc National du Banco.....	79
Figure 23 : Types morphologiques de la flore des zones rudérales du Parc National du Banco ..	80
Figure 24 : Vue d'un jeune pied de <i>Leptoderis miegei</i> (Fabaceae).....	84
Figure 25 : Vue d'un jeune plant de <i>Afzelia bella</i> var. <i>gracilior</i> (Fabaceae).....	84

Figure 26 : Vue de rameau feuillé de <i>Buxus acutata</i> (Malvaceae)	85
Figure 27 : Vue de rameau feuillé de <i>Cola heterophylla</i> (Malvaceae)	85
Figure 28 : Vue d'un jeune pied de <i>Copaifera salikounda</i> (Caesalpiniaceae).....	86
Figure 29 : Aperçu d'un jeune plant de <i>Chromolaena odorata</i> (Compositae)	89
Figure 30 : Aperçu d'un plant de <i>Alternanthera brasiliiana</i> (Amaranthaceae).....	89
Figure 31 : Aperçu d'un jeune plant de <i>Cecropia peltata</i> (Urticaceae).....	90
Figure 32 : Aperçu d'un plant de <i>Pueraria phaseoloides</i> (Fabaceae).....	90
Figure 33 : Ordination des parcelles par l'Analyse Canonique des Correspondances (ACC).....	91
Figure 34 : Ordination des espèces par l'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) mettant en évidence les groupements végétaux des bordures de sentiers touristiques dans le Parc National du Banco	94
Figure 35 : Dendrogramme de la classification hiérarchique des placettes aux abords des sentiers touristiques montrant les groupements végétaux avec quelques espèces caractéristiques.....	94
Figure 36 : Ordination des espèces par l'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) mettant en évidence les groupements végétaux des sites du campement et la périphérie du parc	95
Figure 37 : Dendrogramme de la classification hiérarchique des placettes des sites Campement- périphérie du parc montrant les groupements végétaux, avec quelques espèces caractéristiques.....	95
Figure 38 : Ordination des espèces par l'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) mettant en évidence les groupements végétaux de la zone d'emprise des câbles de haute- tension	97
Figure 39 : Dendrogramme de la classification hiérarchique des placettes de la zone d'emprise des câbles de haute- tension montrant les groupements végétaux avec quelques espèces caractéristiques	97
Figure 40 : Carte de distribution présente et future de <i>Chromolaena odorata</i> dans le Parc National du Banco	113
Figure 41 : Étendue des habitats favorables à la colonisation de <i>Chromolaena odorata</i> au Parc National du Banco	113

Figure 42 : Carte de distribution présente et future de *Hopea odorata* dans le Parc National
du Banco..... 116

Figure 43 : Étendue des habitats favorables à la colonisation de *Hopea odorata* au Parc
National du Banco 116

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I : Synthèse des plantes invasives de Côte d'Ivoire adapté de Neuba <i>et al.</i> (2014) et Noba <i>et al.</i> (2017)	42
Tableau II : Coefficients d'abondance- dominance de Van der Maarel (1979)	57
Tableau III : Variables environnementales utilisées pour le test de MaxEnt	65
Tableau IV : Genres représentatifs de la flore des zones rudérales du Parc National du Banco..	78
Tableau V : Liste des espèces endémiques présentes dans les zones rudérales du Parc Nation du Banco	82
Tableau VI : Liste, origine et statut des plantes invasives avérées et potentielles du Parc National du Banco	88
Tableau VII : Résumé de l'ordination de la végétation des zones rudérales du Parc National du Banco suivant la méthode de l'ACC	92
Tableau VIII : Corrélation entre les variables environnementales et les axes canoniques selon l'ACC	92
Tableau IX : Valeurs moyennes des indices de diversité des différents groupes écologiques	98
Tableau X : Surfaces occupées et taux d'expansion des plantes invasives dans le Parc National du Banco de 2016 à 2018	100
Tableau XI : Surfaces occupées par les plantes invasives dans les campements du Parc National du Banco de 2016 à 2018	102
Tableau XII : Surfaces occupées par les plantes invasives à la périphérie du Parc National du Banco de 2016 à 2018.....	103
Tableau XIII : Surfaces occupées par les plantes invasives de la zone d'emprise des câbles de haute tension dans le Parc National du Banco de 2016 à 2018	104
Tableau XIV : Surfaces occupées par les plantes invasives dans l'arboretum du Parc National du Banco de 2016 à 2018	105
Tableau XV : Surfaces occupées par les plantes invasives aux abords de sentiers touristiques dans le Parc National du Banco de 2016 à 2018.....	105
Tableau XVI : Surfaces occupées par les plantes invasives dans la parcelle de la Forêt Anguédedou de 2016 à 2018	106

Tableau XVII : Récapitulatif des surfaces occupées par les plantes invasives dans le Parc National du Banco de 2016 à 2018.....	107
Tableau XVIII : Fréquences relatives des espèces invasives recensées dans le Parc National du Banco.....	109
Tableau XIX : Contributions spécifiques des espèces invasives recensées dans le Parc National du Banco.....	110
Tableau XX : Variables environnementales et leurs contributions au modèle de distribution potentielle de <i>Chromolaena odorata</i>	112
Tableau XXI : Variation de la superficie des habitats de <i>Chromolaena odorata</i>	112
Tableau XXII : Variables environnementales et leurs contributions au modèle de distribution potentielle de <i>Hopea odorata</i>	115
Tableau XXIII : Variation de la superficie des habitats de <i>Hopea odorata</i>	115

INTRODUCTION

Une zone rudérale se définit comme un écosystème influencé par l'homme, à savoir une zone piétinée, une friche, les voies ferrées, les terrains vagues, les voies de câbles électriques, les décharges, les décombres, les dépotoirs, les bordures de routes, de chemins, de massifs forestiers, les lieux de repos des animaux domestiqués, les enclos, les abords des abreuvoirs etc. (**Nyakabwa, 1981 ; Brun, 2007 ; Uchida *et al.*, 2014**). En effet, l'urbanisation crée de nouveaux écosystèmes qui abritent une flore spécialisée adaptée aux milieux anthropisés (**Neto *et al.*, 2015**). Depuis l'avènement de l'agriculture et de l'urbanisation, la spécialisation des plantes dans les écosystèmes altérés a entraîné la croissance d'une population végétale appelée « espèces rudérales » qui s'adapte mieux aux conditions environnementales (**Neto *et al.*, 2015**). Les facteurs anthropiques sont donc importants dans la formation, la survie, la distribution, la diversité et la dynamique de ce type végétation (**Jarić *et al.*, 2011**).

La végétation rudérale revêt d'une importance capitale pour la conservation de la biodiversité et des écosystèmes car la révégétalisation spontanée des habitats anthropisés s'accompagne de nombreuses espèces héliophiles qui y trouvent les conditions idéales pour leur développement (**Uchida *et al.*, 2014 ; Osseni *et al.*, 2014 ; Selmi, 2016**). Certaines plantes rudérales ont des valeurs médicinales, tandis que d'autres n'ont pas d'utilité connue. Sur le plan écologique, la flore rudérale croît rapidement et assure une couverture rapide des sols dénudés. Aussi, contribue-t-elle à la fixation de ces sols et par conséquent à la lutte contre l'érosion (**Nyakabwa, 1981**). Leur valeur socio-économique est aussi relevée dans la mesure où les plantes rudérales contribuent à l'amélioration de la qualité de l'eau par l'épuration à la rétention des nutriments et des polluants (**Baker et Maltby, 1995**). Les plantes rudérales présentent aussi un intérêt alimentaire pour les populations locales car certaines de ces espèces comportent des bulbes comestibles et présentent des propriétés anti-oxydantes (**Agbabiaka *et al.*, 2012**). Des travaux scientifiques révèlent que la végétation rudérale fournit des services écosystémiques comme la réduction de la température et du ruissellement, la création d'un habitat pour la faune et la séquestration du carbone (**Robinson et Lundholm, 2012**). **Bowen *et al.* (2009)** ont montré que les milieux rudéraux favorisent la richesse et l'abondance de certaines espèces d'oiseaux forestiers. Des études au Royaume-Uni ont montré une grande richesse et diversité d'invertébrés dans les sites rudéraux (**Small *et al.*, 2003**). Ces sites peuvent offrir des conditions similaires à celles des habitats naturels et peuvent aider à maintenir les populations d'espèces d'insectes rares (**Eyre *et al.*, 2003**). En fait, certains habitats rudéraux ont reçu un statut de conservation en raison de la présence

d'espèces d'insectes rares (**Harrison et Davies, 2002**). La diversité des espèces végétales et la diversité des espèces d'invertébrés peuvent servir de variables indicatrices pour l'approvisionnement en habitat de ces taxons. La conversion de ces milieux rudéraux en environnements forestiers entraîne souvent une perte de cette diversité floristique et faunique (**Otero et al., 2015 ; Uchida et al., 2016**). Par conséquent, le maintien de ces milieux est de plus en plus préconisé dans certains pays (**Holz et al., 2009 ; Kowarik, 2011**).

Des études scientifiques ont montré que les milieux rudéraux constituent des zones d'introduction des Espèces Exotiques Envahissantes (EEE) ou espèces invasives (**Dietz et Edwards, 2006 ; Tiébré et al., 2008**). Ces espèces se définissent comme des espèces étrangères dont l'introduction accidentelle ou délibérée par l'homme, l'établissement et la dissémination menacent la biodiversité, les écosystèmes, les habitats et les communautés (**Hulme, 2016 ; Simberloff et Tassin, 2016**). Les espèces invasives sont connues comme l'une des causes directes de perte de la biodiversité dans le monde (**Vitousek et al., 1996 ; IPBES, 2019**). Elles engendrent de nombreux impacts négatifs sur le plan écologique, environnemental, social et économique (**Pimentel et al., 2000 ; Selvi et al., 2016**). Au plan économique, le coût relatif aux impacts occasionnés par les espèces invasives est estimé à 150 milliards d'euros par an aux Etats-Unis. Dans l'Union Européenne, ce coût pourrait atteindre 10 milliards d'euros, sachant que l'impact environnemental est inconnu dans 90 % des cas (**Hulme et al., 2009**).

Fort de ce constat, de nombreux programmes de recherches ont été lancés sur les espèces invasives dans le monde (**Roux, 2011 ; Dortel et Geslin, 2016**). L'identification des espèces invasives est un outil indispensable pour programmer et optimiser la conduite des opérations de contrôle engagées par les gestionnaires, ainsi que pour évaluer l'évolution annuelle, tant géographique que temporelle de l'invasion de ces plantes (**Dortel et Geslin, 2016**). La proposition d'une liste en France, en Afrique du sud, en Chine a permis de faciliter la communication entre les différents acteurs de ces territoires. En effet, si certaines espèces invasives sont parfaitement identifiées et reconnues comme telles, même du public, d'autres sont moins connues alors qu'elles créent d'énormes dégâts et ne sont pas pris en compte dans les processus de gestion (**Weber et al., 2008 ; Quere et Geslin, 2016**). L'identification a pour but d'améliorer les connaissances et d'aider les différents acteurs à la prise de décision (**Roux, 2011**). De plus, hiérarchiser les espèces invasives selon différentes catégories constitue une étape incontournable avant de passer à l'action. Les espèces invasives classifiées permettent de cadrer et de légitimer les prises de décisions. Dans

une démarche en cohérence avec les stratégies régionales et locales, ces espèces servent non seulement à alerter, à mobiliser (détection précoce et réponse rapide), à comparer avec d'autres territoires, mais aussi à définir les priorités d'intervention (**Lavergne, 2016**). La mise à jour annuelle de ces espèces permet d'apporter une compréhension globale de l'évolution, d'élaborer des stratégies de gestion durable et de suivre la dynamique des colonisations (**Dortel et Geslin, 2016**).

La dynamique des espèces invasives, depuis leur introduction jusqu'à leur expansion géographique et parfois leur régression peut être difficile à appréhender dans son intégralité avec les méthodes classiques utilisées en écologie. Pourtant, comprendre la dynamique spatio-temporelle représente un élément central dans la connaissance globale des processus invasifs pour les biologistes et les écologues, tout comme pour les gestionnaires et les décideurs qui doivent prioriser et organiser leurs actions en vue de la préservation des milieux (**Hierro et al., 2005 ; Vilà et Ibáñez, 2011**). La plupart des études ont permis de mettre en œuvre de mesures de contrôle des espèces invasives (**Hauray et Damien, 2012 ; Abdou et al., 2017**). En Europe, précisément en France, le suivi de la dynamique de colonisation a permis d'obtenir une distribution plus large de *Ludwigia grandiflora* (Michx.) Greuter & Burdet (**Hauray et Damien, 2012**). En Afrique, notamment au Sénégal et au Burkina Faso, le suivi de la dynamique de colonisation a permis de connaître les proportions de population de *Mimosa pigra* (L.) importantes dans les mares de Simenti, Kountadala et Nianaka en moins de trois décennies (**Gueyé et al., 2015**). Au Burkina Faso, le suivi de *Hyptis suaveolens* (L.) indique une augmentation des points de colonisation dans les localités comme Ouagadougou et Koudougou (**Thiombiano et al., 2009**). Toutes ces études ont permis de mettre en place des moyens de lutte efficaces contre les espèces invasives (**Nzengue et al., 2016 ; Abdou et al., 2017**).

La lutte contre ces espèces nécessite des connaissances sur leurs zones de distribution potentielle aussi bien dans le climat actuel que dans le climat futur (**Hauray et Damien, 2012 ; Taylor et Kumar 2013 ; Fandohan et al., 2015**). La distribution d'une espèce est le résultat des multiples interactions entre plusieurs facteurs (**Soberon, 2007**) et certains de ces facteurs peuvent être utilisés pour modéliser les aires de distribution potentielle des espèces végétales (**Phillips et al., 2006**). La Modélisation de la Distribution des Espèces (SDM pour *Species Distribution Modeling*) représente un outil important de prédiction en écologie de la conservation (**Padalia et al., 2014**). Elle consiste à construire une fonction de paramètres environnementaux qui prédit la

probabilité de présence de l'espèce. Plusieurs méthodes pour modéliser la distribution des espèces ont été développées et utilisées (**Phillips et al., 2006**). Aujourd'hui, ces modèles sont de plus en plus utilisés pour répondre aux problématiques majeures que sont la compréhension, la description et la prédiction de l'aire potentielle d'une espèce, et l'identification des facteurs déterminant sa distribution (**Kumar et Stohlgren, 2009**). Ils représentent de ce fait, des outils pertinents pour la gestion et la conservation de l'environnement et de la biodiversité (**Guisan et Zimmermann, 2000 ; Barbosa et al., 2009**). L'aire de répartition est déterminée par de nombreux facteurs tels que, le temps de résidence de l'espèce, le taux de propagation de l'espèce, l'adéquation du climat local, la quantité d'habitats convenables disponibles pour son établissement, sa reproduction et son utilisation (**Foxcroft et al., 2007**). Étant donné que le climat est l'un des principaux déterminants de la répartition des plantes, le changement des conditions climatiques peut influencer les variations de l'aire de répartition chez les espèces végétales invasives. Les changements de température et de précipitations peuvent affaiblir la résistance biotique des communautés végétales indigènes et favoriser l'établissement des espèces exotiques (**Diez et al., 2012**). Leurs actions néfastes sur l'écologie peuvent s'étendre jusqu'aux aires de conservation de la biodiversité (**Fandohan et al., 2015**).

Le Parc National du Banco a été choisi comme un modèle d'étude dans le cadre de ces travaux de recherches. En effet, c'est un massif forestier urbain relique du littoral ivoirien. Il renferme de nombreuses espèces animales et végétales menacées d'extinction (**Mèmèl et al., 2011 ; Bitty et al., 2013**). Il est caractérisé par une diversité de micro-habitats naturels (**Sako et Beltrando, 2014**). Cette biodiversité lui confère une importante valeur pour la conservation (**Lauginie, 2007**). Des études récentes montrent que cette forêt urbaine est en proie à de nombreuses pressions anthropiques, notamment l'urbanisation, l'agriculture périphérique et l'écotourisme (**Sako et al., 2013 ; Sako et Beltrando, 2014 ; Tia et Dago, 2015 ; Akoue et al., 2017**). Toutes ces actions anthropiques sont à l'origine d'une multiplicité de zones rudérales à l'intérieur du parc. Des études récentes ont montré que les zones rudérales du parc contiennent nombreuses espèces invasives telles que *Hopea odorata* Roxb, *Chromolaena odorata* (L.) R. M. King & H. Roxb, *Thitonia diversifolia* (Hemsl.) A. Gray etc. (**Tiébré et al., 2014 ; 2015 ; Tiébré et Gouli Gnanazan, 2018 ; Akaffou et al., 2019**). Ces plantes représentent une menace pour cette forêt urbaine. En effet, les travaux de **Tiébré et Gouli Gnanazan (2018)** ont montré que la présence de *Chromolaena odorata* dans le parc a entraîné la réduction de la diversité des espèces

indigènes dans les zones rudérales. Aussi ceux de **Tiébré *et al.* (2014 ; 2015)** ont montré que *Hopea odorata* menace la biodiversité indigène et bouleverse les processus écosystémiques comme le stockage du carbone.

Sachant que les zones rudérales constituent des foyers de prolifération des plantes exotiques envahissantes, il s'avère nécessaire d'intensifier les études relatives à la connaissance de la végétation rudérale du Parc National du Banco qui à ce jour reste méconnue. Dans l'optique de contribuer à lutter contre la prolifération des plantes invasives dans le Parc National du Banco, les questions suivantes ont été posées : (1) Quel type de végétation rencontre-t-on dans les zones rudérales du Parc National du Banco ? (2) quelles sont les plantes exotiques envahissantes qui colonisent ces zones rudérales et quelle est leur dynamique de colonisation ? L'objectif général de cette étude est d'améliorer les connaissances sur la flore et la végétation des zones rudérales du Parc National du Banco. De façon spécifique, il s'agit de :

- (1) caractériser la flore et la végétation des zones rudérales du Parc National du Banco ;
- (2) analyser l'évolution spatio-temporelle des plantes exotiques envahissantes présentes dans ces zones.

Deux hypothèses ont été émises : (1) la végétation des zones rudérales du Parc National du Banco est riche et diversifiée, (2) l'évolution des plantes invasives présente une dynamique spatiale et temporelle.

Ce manuscrit est composé de quatre parties, outre l'introduction, la conclusion suivie des perspectives et recommandations ainsi que des références bibliographiques. La première partie présente la revue de la littérature de quelques définitions indispensables à la compréhension des concepts de l'étude et du milieu d'étude. La deuxième partie décrit le matériel et les méthodes de collecte et d'analyse des données biologiques et écologiques. La troisième partie expose les résultats obtenus. Quant à la quatrième partie, elle est consacrée à la discussion.

**PREMIÈRE PARTIE : REVUE
DE LA LITTÉRATURE**

Chapitre 1 : Présentation de la zone d'étude

1.1. Situation de la zone d'étude

Le Parc National du Banco est situé dans le district autonome d'Abidjan entre 5°21' et 5° 25' de latitude Nord et entre 4° 01' et 4° 05' de longitude Ouest. (Figure 1). Il est délimité par les communes suivantes : Yopougon au Sud-Ouest, Attécoubé au Sud, Adjamé à l'Est et Abobo au Nord-Est. Sa limite Nord / Nord-Ouest est bordée d'espaces non construits : Forêt de l'Anguédedou, plantations villageoises et jachères (**Lauginie, 2007**).

1.2. Historique sur la création du Parc National du Banco

Le Parc National du Banco doit son nom à la rivière qui y prend sa source. Ce nom est dérivé de l'appellation "Gbangbo" en langue Ebrié qui signifie une source d'eau rafraîchissante (**Lauginie, 2007**). A la suite d'une prospection conduite en 1924 dans le but de créer des stations de recherches forestières, la forêt du Banco est l'un des trois premiers sites naturels de Côte d'Ivoire à être classée comme réserve forestière en 1926 avec une superficie de 1 600 hectares. En 1929, elle est portée à 3 700 hectares, à l'occasion de son passage de statut de forêt classée (**Lauginie, 2007**). Au cours de cette même période, le parc a fait l'objet de plusieurs aménagements successifs. Ainsi dès les années 1930, cette forêt est un lieu de promenade apprécié de nombreux abidjanais, son attrait étant renforcé par l'aménagement d'une retenue d'eau, "la piscine", située à quelques centaines de mètres en aval de la source de la rivière Banco (**Lauginie, 2007**). En 1931, un arboretum voit le jour. Un grand étang et une série de vingt bassins de pisciculture sont ensuite creusés en bordure de l'arboretum afin d'étudier la biologie des poissons d'eau douce. On observe une réduction progressive de la forêt par des lotissements du quartier Banco, le tracé de l'autoroute du Nord et la construction de la Maison d'Arrêt et correction d'Abidjan (MACA) dans la commune de Yopougon. Une école forestière pour la formation des techniciens supérieurs des Eaux et Forêts de l'Afrique occidentale francophone ouvre ses portes en 1938. C'est en 1953 que la station forestière du Banco fût érigée en Parc National du Banco par le Décret n°53-218 du 31 octobre 1953 avec une superficie de 3 287 hectares (**Lauginie, 1996 ; Lauginie, 2007 ; Lachenaud, 2006**). Les actions anthropiques ont alors été très limitées en ce qui concerne les défrichements, 97 % du parc étant encore boisé (**Lauginie, 1996**).

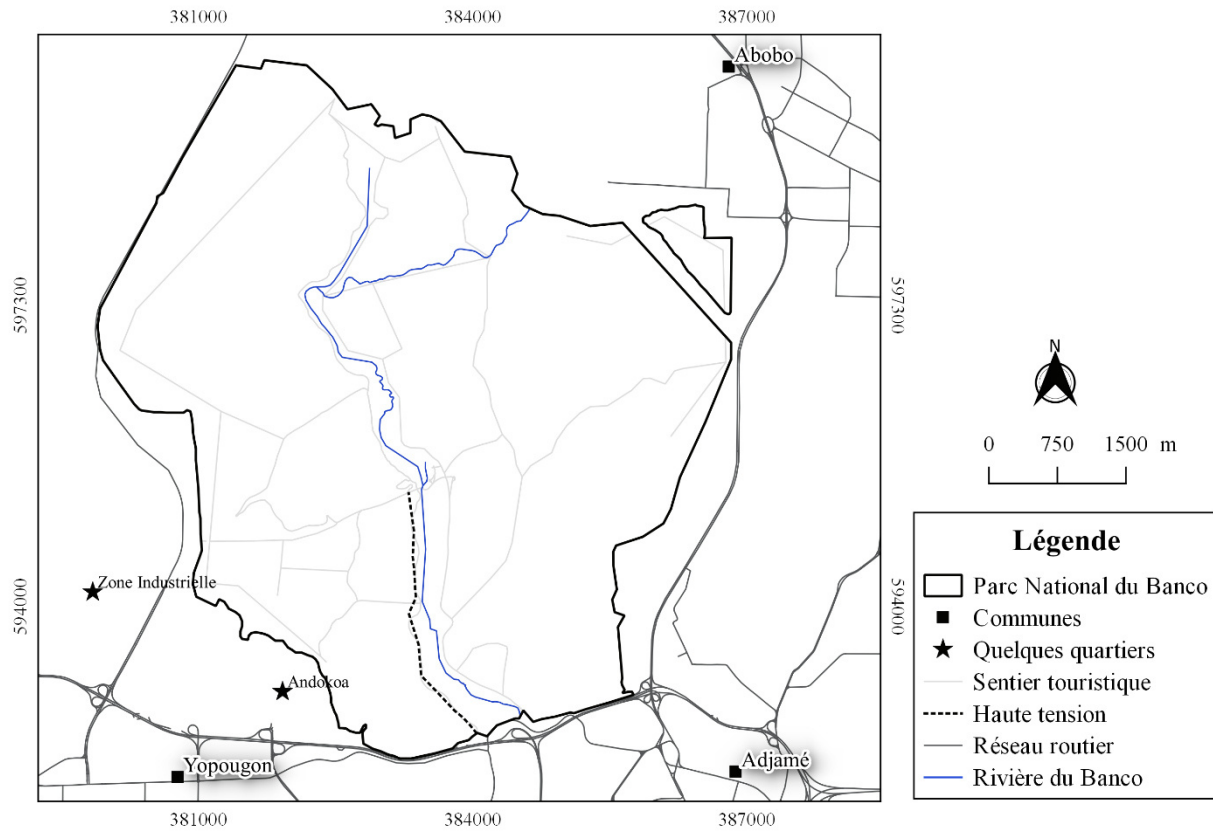


Figure 1 : Localisation du Parc National du Banco (PNB)

Un nouveau bornage prenant en compte les empiètements pérennes (voie express, constructions) et les espaces encore non urbanisés notamment les fortes pentes et têtes de talwegs au nord du parc, la Forêt Classée de l'Anguédédou au Nord- Ouest a été réalisé en 1998. Un titre foncier couvrant une surface de 3 474 ha a été établi sur la base de ce bornage (**N'Guessan, 2013**). Conformément au décret N°2018-510 du 30 mai 2018, portant modification des limites du parc, le Parc National du Banco couvre actuellement une superficie de 3438, 34 ha.

1.3. Milieu physique

1.3.1. Climat

Le Parc National du Banco fait partie du littoral ivoirien, placé sous un climat de type subéquatorial (**Eldin, 1971**). Le diagramme ombrothermique, traduisant les variations de la pluviométrie et de la température au cours de ces dernières années montre que le District d'Abidjan est caractérisé par quatre saisons (Figure 2). Une grande saison pluvieuse qui s'étend de mars à juillet et la petite saison pluvieuse qui part de septembre à novembre. Ces deux saisons pluvieuses sont séparées par deux saisons sèches. La grande saison sèche part de décembre à février et la petite saison sèche couvre le mois d'août. La pluviométrie annuelle est d'environ 2 000 mm. La hauteur maximale moyenne de pluies obtenues est de 453,43 mm en juin et la hauteur minimale est de 13,66 mm en janvier. La température moyenne annuelle avoisine 26°C avec un maximum de 28,5°C entre janvier et mars et un minimum de 24,5° C en août, selon les données de la Sodexam, au cours des 10 dernières années.

1.3.2. Topographie

Le Parc National du Banco repose sur un socle précambrien composé de roche métamorphiques (schistes, gneiss, roche verte), de roches magmatiques (granites). Ce socle affleure au nord du parc puis disparaît en bordure du système lagunaire, sous une nappe de sédiments argilo- sableux de l'ère Tertiaire, formant un ensemble de bas plateaux d'une altitude comprise entre 50 et 100 m (**Laugnie, 2007**). Ces plateaux dominent la lagune Ebrié par une côte plus ou moins élevée. Ils sont entaillés par une succession de vallonnements à pentes très marquées, d'orientation nord-sud. Les talwegs du Banco se trouvent parfois à cinquante mètres plus bas que les plateaux et ces dernières stations ont une surface beaucoup plus réduite que les pentes et les bas-fonds (**De Koning, 1983**).

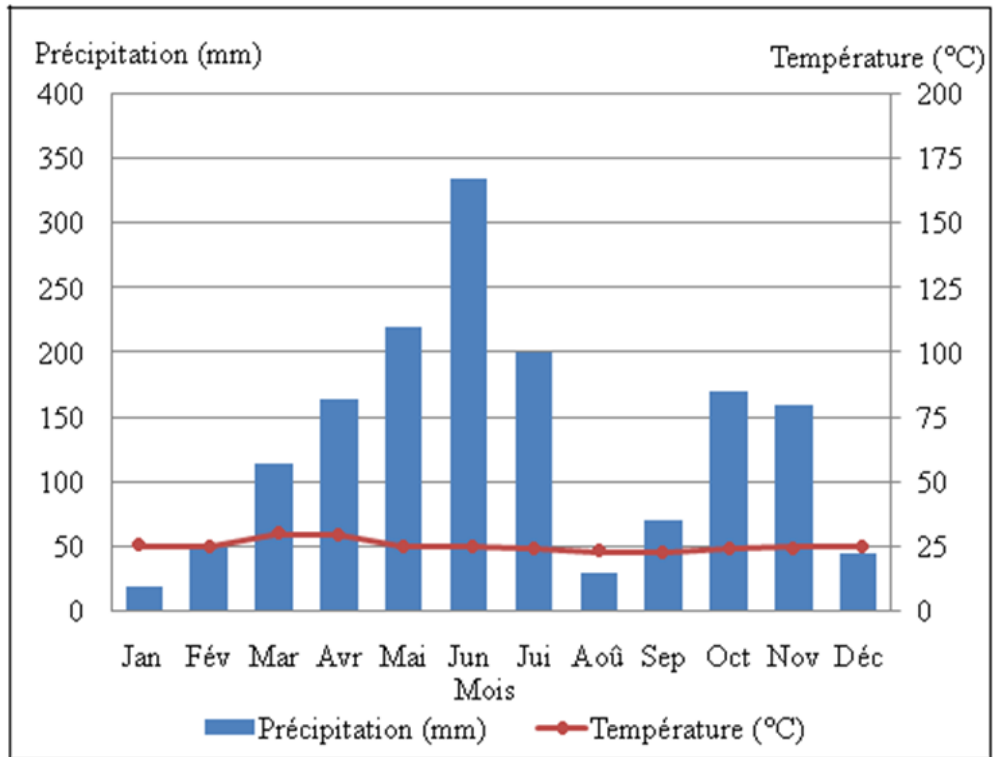


Figure 2 : Diagramme ombrothermique du District d'Abidjan de 2008 à 2018

(Source des données : SODEXAM, 2018)

1.3.3. Sol

Le sol du Parc National du Banco est de type ferrasol. Il est caractérisé par un sol sableux, ferralitique, fortement désaturé (**Perraud, 1971 ; FAO, 2006**). L'ensemble du Parc National du Banco repose sur du sable tertiaire. Les sols ferralitiques sont formés de dépôts détritiques, non fossilifères, dans lesquels apparaissent les lentilles d'argile et, par endroits, quelques éléments grossiers constitués de fragments de grès ferrugineux provenant du démantèlement d'anciennes cuirasses. La teneur en argile est inférieure à 30% et l'horizon humifère est sableux, particulière poreux à faible teneur en matière organique (2 à 3%) et très pauvre en acide humique polymérisé (**Perraud, 1971**).

1.3.4. Hydrologie

Le parc est traversé par la rivière Banco qui se jette au sud dans une baie de la lagune Ebrié. Ses affluents sont de simples ruisseaux et l'essentiel de son bassin versant est inclus dans les limites du parc. Malgré le régime des pluies, à deux saisons sèches, la rivière ne subit jamais d'étiage sévère. Son débit est toujours supérieur à 1,35 m³/s car une grande partie de son approvisionnement est fournie par une résurgence de la nappe aquifère des sables continentaux tertiaires. Elle est alimentée par des nappes souterraines liées aux infiltrations des eaux de pluie sous le couvert forestier (**Coungny et al., 1995**).

1.4. Milieu biologique

1.4.1. Types de végétation

1.4.1.1. Formations végétales originelles

Selon **De Koning (1983)** on distingue quatre types de formations végétales originelles dans le Parc National du Banco. Ce sont : la forêt dense humide de terre ferme, la forêt marécageuse, la forêt périodiquement inondée et la forêt ripicole.

La forêt dense humide sur terre ferme (Figure 3) est caractérisée par trois strates. Les arbres dominants les strates supérieures sont *Turraeanthus africanus* (Welw. ex C. DC.) Pellegr. (Meliaceae), *Synsepalum afzelii* (Engl.) T.D. Penn. (Sapotaceae), *Berlinia confusa* Hoyle (Fabaceae), *Blighia welwitschii* (Hiern) Radlk. (Sapindaceae), *Coula edulis* Baill (Coulaceae),



Figure 3 : Aperçu d'une forêt dense humide dans le Parc National du Banco
Coordonnées : (W = 004°02'55.9"/ N = 05 21' 46.7")

Dacryodes klaineana (Pierre) H.J. Lam (Burseraceae), *Lophira alata* Banks ex. P. Gaertn (Ochnaceae), *Petersianthus macrocarpus* P. (Beauv.) Liben (Lecythydaceae), *Piptadeniastrum africanum* (Hook.f.) Brenan (Fabaceae), *Entandrophragma* spp. (Meliaceae), *Parinari excelsa* Sab. (Chrysobalanaceae), *Cynometra ananta* Hutch & Dalz (Fabaceae), *Zanthoxylum gillettii* (De Wild.) P. G. Water. (Rutaceae). La plupart de ces espèces sont communes dans toutes les forêts sempervirentes. La strate secondaire, dense, est composée principalement d'espèces végétales telles que *Scaphopetalum amoenum* A. Chev (Malvaceae), *Desplatsia chrysochlamys* (Mildbr. & Burret) Mildbr. & Burret (Tiliaceae), *Funtumia africana* (Benth.) Stapf (Apocynaceae), *Diospyros* spp (Ebenaceae), *Cola* spp (Malvaceae) et marquée par l'abondance de *Chrysophyllum subnudum* Baker (Sapotaceae), *Eriocoelum pungens* Radlk. ex Engl. (Sapindaceae), *Monodora myristica* (Gaertn.) Dunal (Annonaceae), *Tabernaemontana crassa* Benth. (Apocynaceae) et *Xylopia acutiflora* A. Rich. (Annonaceae). Les strates intermédiaires renferment principalement *Chrysophyllum subnudum* Baker (Sapotaceae) et *Monodora myristica* (Gaertn.) Dunal (Annonaceae).

La forêt marécageuse est l'une des formations caractéristiques du parc (Figure 4). Elle borde la rivière du Banco depuis la piscine naturelle jusqu'à l'entrée du poste de l'OIPR et la route menant à la commune d'Adjamé (N'Guessan, 2013 ; Malan, 2019). Selon ces auteurs, cette formation est dominée par *Mitragyna ciliata* Aubrev. & Pellegr. (Rubiaceae), *Rothmannia munsae* subsp. *megalostigma* (Wernham) C. Somers (Rubiaceae), *Uapaca paludosa* Aubrév. & Leandri (Phyllanthaceae), ou *Coelocaryon oxycarpum* Stapf (Myristicaceae). Sa physionomie a bien évolué avec la raréfaction de *Symphonia globulifera* L.f. (Clusiaceae) qui la dominait selon De Koning (1983). En quelques endroits, le long du Banco, la forêt marécageuse est remplacée par des raphiales ou de petites bamboueraies. La raphiale est considérée comme la forme secondaire de la forêt marécageuse avec des éléments des stades antérieurs. Les raphias sont, comme les autres palmiers érigés de Côte d'Ivoire, des plantes de lumière. Leur présence indique un stade antérieur ouvert ou une évolution naturelle, si elle est très importante. Les raphiales du parc occupent de petites superficies et sont dominées par *Raphia palma-pinus* (Gaertn.) Hutch. (Arecaceae). L'autre raphia des forêts *Raphia hookeri* G. Mann & H. Wendl. (Arecaceae) est également présent. On y trouve, en dehors des raphias, de façon très fréquente, des espèces telles que *Alchornea floribunda* Müll. Arg. (Euphorbiaceae), *Psydrax subcordata* (DC.) Bridson (Rubiaceae) pour les arbustes



Figure 4: Vue d'un faciès de forêt marécageuse dans le Parc National du Banco

Coordonnées : (W = 004°04'925"/ N = 05° 36' 379")

Piper guineense Schumach. & Thonn. (Piperaceae), *Dioscorea minutiflora* Engl. (Dioscoreaceae), *Laccosperma secundiflorum* (P. Beauv.) Kuntze (Arecaceae) pour les lianes et *Cyclosorus striatus* (Schum.) Ching (Thelypteridaceae), *Culcasia* spp (Araceae) pour les herbes. On observe également une bande herbeuse de *Pteridium aquilinum* L. (Dennstaedtiaceae), *Cyrtosperma senegalense* (Schott) Engl. (Araceae) et *Psychotria peduncularis* (Salisb.) Steyerm. (Rubiaceae) qui entoure la raphiale. La forêt marécageuse occupe 4,6 % de la superficie du parc (**Lauginie, 2007 ; Malan, 2019**).

Il n'y a pas de véritable forêt ripicole dans le Parc National du Banco. En effet, il s'agit d'une végétation bordant des cours d'eau sur une épaisseur n'excédant pas une dizaine de mètres, caractérisée par les arbres et arbustes héliophiles tels que *Uapaca heudelotii* Baill. (Phyllanthaceae), *Xylopia parviflora* Vailot (Annonaceae), *Cathormion altissimum* (Hook.f.) Hutch. & Dandy (Fabaceae), *Crudia klainei* Pierre ex De Wild. (Fabaceae), *Hexalobus crispiflorus* A. Rich. (Annonaceae), *Pterocarpus santalinoides* L'Hér. ex DC. (Fabaceae). On y trouve plutôt une mosaïque de végétations. Dans cette zone, quelques arbres et arbustes adaptés aux sols très hydromorphes comme *Cynometra megalophylla* Harms (Fabaceae), *Uapaca paludosa* Aubrév. & Leandri (Phyllanthaceae), *Rothmannia munsae* subsp *megalostigma* (Wernham) C. Somers (Rubiaceae) sont bien présents, mais ne forment pas une forêt ripicole au sens strict (**Lauginie, 2007 ; Malan, 2019**).

La forêt périodiquement inondée est localisée au sud de l'arboretum, le long de la route du gouverneur Reste jusqu'à l'intersection de la route des grands vaux. Au vu de sa composition, la forêt périodiquement inondée du parc appartient au type " forêt à *Hymenostegia afzelii* Harms (Fabaceae) et *Heteropteris leona* (Cav.) Exell (Malpighiaceae). Comme décrite par Guillaumet et Adjanohoun (1971). Cette forêt est caractérisée dans ses strates supérieures par l'abondance de *Hymenostegia afzelii*, *Cola lateritia* var. *maclaudi* (A. Chev.) Brenan & Keay. (Sterculiaceae), *Parkia bicolor* A. Chev. (Fabaceae) et *Pentaclethra macrophylla* Benth. (Fabaceae). Les arbustes les plus fréquemment rencontrés sont *Ptychopetalum anceps* Oliv. (Olacaceae) et *Rinorea* Aubl. Spp. (Violaceae). Le profil de cette formation est comparable à celui de la forêt sur terre ferme, mais la composition floristique diffère partiellement de celle-ci et certaines espèces se présentent différemment comme l'avait également observé **De Koning (1983)**. Par exemple, au Parc National du Banco la forêt périodiquement inondée est le domaine de prédilection des espèces telles que *Monodora myristica* (Gaertn.) Dunal (Annonaceae) et de quelques plantes développant des racines

échasses comme *Symphonia globulifera* L.f. (Clusiaceae) et *Chrysophyllum subnudum* Baker. (Sapotaceae).

1.4.1.2. Formations anthropisées

En plus des formations naturelles originelles, certaines formations anthropisées sont apparues à la suite des modifications humaines. Ce sont les forêts secondaires, les plantations forestières, les jachères, les recrûs forestiers, les zones de cultures et les zones rudérales (N'Guessan, 2013 ; Malan, 2019).

Les forêts secondaires sont issues de l'anthropisation des écosystèmes forestiers initiaux provoquée par les activités humaines (construction de voie, exploitations forestières, coupes de bois et d'arbustes pour usage traditionnel, utilisation des feux). Cette formation occupe la grande majorité (55,4%) de la forêt de terre ferme (Malan, 2019). Il s'agit d'une forêt dont la canopée est fortement ouverte avec un sous-bois dense (Figure 5). Sa marge est formée par des fourrés denses de *Palisota hirsuta* (Thunb.) K. Schum. (Commelinaceae) et de *Thaumatococcus daniellii* (Benn.) Benth. (Marantaceae). Le sous-bois discontinu est formé par un tapis de *Geophila obvallata* (Schumach.) Didr. (Rubiaceae) et de *Culcasia striolata* Engl. (Araceae). La strate arbustive est dominée par *Cola heterophylla* (P. Beauv.) Schott & Endl. (Malvaceae), *Pleiocarpa mutica* Benth. (Apocynaceae), *Annickia polycarpa* (DC.) Setten & Maas (Annonaceae). Les arbres les plus fréquents sont *Strombosia pustulata* Oliv. (Strombosiaceae) et *Turraeanthus africanus* (Welw.) ex C. DC. Pellegr. (Meliaceae).

Des plantations forestières ont été signalées et s'étendent depuis la Maison d'Arrêt et de Correction d'Abidjan (MACA) jusqu'à la Garderie 3 de l'OIPR (N'Guessan, 2013). Il s'agit des plantations de *Acacia mangium* Willd (Fabaceae) et celle de *Hopea odorata* Roxb. (Dipterocarpaceae) (Figure 6). Ces formations sont interrompues à certains endroits par des jachères ou des forêts secondaires. Dans le sous-bois de ces plantations forestières, l'on note la présence d'*Elaeis guineensis* Jack. (Arecaceae), *Calopogonium mucunoides* Desv. (Fabaceae), *Palisota hirsuta* (Thunb.) K. Schum (Comelinaceae), *Alchornea cordifolia* (Schumach. & Thonn.) Müll. Arg. (Euphorbiaceae) etc.

Les jachères sont des milieux abandonnés après culture à proximité des habitations (Figure 7). Sur les plateaux, la reconquête de l'espace par les espèces héliophiles est remarquable. Bien que renfermant quelques grands arbres, la végétation est dominée par des arbustes et,



Figure 5: Vue d'un faciès de forêt secondaire dans le Parc National du Banco

Coordonnées : (W = 004°03'12.0"/ N = 05° 22' 52.8")



Figure 6 : Aperçu d'une plantation de *Hopea odorata* dans le Parc National du Banco

Coordonnées : (W = 004°03'07.7"/ N = 05° 25' 16.9")



Figure 7 : Vue d'une Jachère dans le Parc National du Banco

Coordonnées : (W = 004°03'04.4"/ N = 05° 25' 15.4")

sa composition floristique est dominée par *Chromolaena odorata* (L.) R.M.King & H. Rob. (Compositae), par des espèces héliophiles telles que *Albizia* spp. (Fabaceae), *Ficus* spp. (Moraceae), *Solanum rugosum* Dunal (Solanaceae), *Trema orientalis* (L.) Blume (Cannabaceae), *Musanga cecropioides* R. Br. (Urticaceae) et des lianes telles que *Griffonia simplicifolia* (Vahl ex DC.) Baill. (Fabaceae), *Centrosema pubescens* Benth. (Fabaceae) etc. (N'Guessan, 2013).

Le recru forestier est une portion du Parc National du Banco appelé communément triangle de Sagbé. Il est caractérisé, actuellement par une flore essentiellement constituée d'espèces pionnières avec une strate arborée dominée par *Cecropia peltata* Ruiz ex Kl. (Urticaceae). La flore pionnière originelle était dominée par les espèces telles que *Macaranga barteri* Müll.Arg. (Euphorbiaceae), *Musanga cecropioides* Tedlie (Urticaceae), *Tetrorchidium didymostemon* (Baill.) Pax & K. Hoffm. (Euphorbiaceae), *Pycnanthus angolensis* (Welw.) Exell (Myristicaceae) etc. On y trouve aussi des espèces comme *Chrysophyllum subnudum*, *Dacryodes klaineana* (Pierre) H.J. Lam (Burceraceae), *Dialium aubrevillei* Pellegr. (Fabaceae), *Diospyros ferrea* (Willd.) Bakh (Ebenaceae), *Terminalia ivorensis* A. Chev. (Combretaceae), *Turraeanthus africanus*, *Uvaria afzelii* G. Elliot (Annonaceae), *Xylopia aethiopica* A. Rich. (Annonaceae) ou *Zanthoxylum rubescens* Planch. (Rutaceae). Ce sont des juvéniles qui se développent à l'ombre des parasoliers, en attendant une progressive régression des héliophiles. Les recrûs et les fourrés représentent 2% de la superficie du Parc National du Banco (Malan, 2019).

Les zones de cultures sont représentées par les champs principalement de vivriers qui sont dans le parc (Figure 8). Elles sont plus concentrées dans la partie Nord-Est et à la limite de la commune d'Abobo. Il s'agit principalement des champs de manioc et de bananiers (N'Guessan, 2013).

Les zones rudérales regroupent les terrains influencés par l'homme tels que les bords de sentier, les lisières du parc, les zones constamment piétinées, la zone d'emprise des câbles de haute tension, les décharges. La végétation est dominée par les herbacées telles que : *Eragrostis tenella* (L.) P. Beauv. ex Roem. & Schult. (Poaceae), *Euphorbia hirta* L. (Euphorbiaceae), *Amaranthus* spp (Amaranthaceae), *Eleusine indica* Steud. (Poaceae), *Phyllanthus amarus* Schumach. & Thonn. (Phyllanthaceae), *Chromolaena odorata*, *Solanum rugosum*. (Akaffou et al., 2019).



Figure 8: Aperçu d'un champ de manioc dans le Parc National du Banco

Coordonnées : (W = 004°03'02.8"/ N = 05° 25' 15.8")

1.4.2. Flore

Selon l'inventaire effectué par **De Koning (1983)**, le Parc National du Banco renferme 622 espèces de plantes supérieures. **Malan (2019)** a réalisé un second inventaire selon lequel le Parc National du Banco compte 561 Angiospermes, 27 Fougères, 2 Lycophytes.

Les 561 taxons d'Angiospermes se répartissent en 361 genres appartenant à 89 familles dont les plus importantes sont : les Leguminosae (60 espèces), les Rubiaceae (47 espèces) et les Apocynaceae (34 espèces). Ces trois familles, à elles seules, regroupent 30 % des Angiospermes du parc. Les genres *Combretum* (9 espèces), *Culcasia* (9 espèces), *Ficus* (8 espèces), *Cola* (7 espèces), *Landolphia* (7 espèces), *Psychotria* (7 espèces), *Adenia* (6 espèces), *Dichapetalum* (6 espèces) et *Xylopia* (6 espèces) sont les plus représentés.

Les 27 espèces de Fougères et les 2 espèces de Lycophytes se répartissent en 23 genres appartenant à 16 familles. Six familles concentrent à elles seules près de 76 % des espèces. Il s'agit des Pteridaceae (4 espèces), des Polypodiaceae (4 espèces), des Dryopteridaceae (4 espèces), des Thelipteridaceae et des Dennstaedtiaceae (3 espèces chacune).

Pour ce qui est des champignons, les spécimens recensés dans le Parc National du Banco représentent 22 genres et 16 familles. Les familles les plus représentées sont les Agaricaceae, Marasmiaceae et Polyporaceae avec trois (03) genres chacune (**Yian, 2014**).

Les espèces à statut particulier représentent 15, 3 % de la flore du parc. Elles sont au nombre de 88 (**Malan, 2019**). Celles à chorologie restreinte, au nombre de 65 sont les plus nombreuses. Il s'agit de plantes endémiques des formations forestières de l'Afrique de l'Ouest. Parmi lesquelles sept sont endémiques strictes de la Côte d'Ivoire. Douze espèces sont présentes sur la liste d'**Aké Assi (1998)**. Sur ces 12 espèces, *Garcinia kola* Heckel (Clusiaceae) et *Schumanniohyton problematicum* (A. Chev.) Aubrév. (Rubiaceae) figurent aussi sur la liste rouge de l'**UICN (2019)**. Les catégories "menacées" de la liste rouge de l'UICN comportent au total 20 espèces dont deux "En danger" (EN) et 18 "Vulnérables" (VU). Les deux espèces en danger sont *Placodiscus pseudostipularis* Radlk. (Sapindaceae) et le *Tieghemella heckelii* (A. Chev.) Pierre ex Dubard (Sapotaceae).

1.4.3. Faune

Le Parc National du Banco, abritait autrefois diverses espèces animales notamment de grands mammifères à savoir : l'éléphant, le buffle, et la panthère (**Beligné, 1994**). Selon cet auteur,

le développement urbain de la ville d'Abidjan a eu comme conséquence, la disparition des espèces précitées. Les grands singes arboricoles ont aussi pour la plupart disparu sous la pression du braconnage. Selon **Kadio et al. (2013)**, de nos jours, il existe encore une petite population de chimpanzés (*Pan troglodytes*), le Callitriche ou singe vert (*Cercopithecus aethiops*), dont la présence n'est pas naturelle, car l'espèce est originaire de savane. La présence de certains primates à comportement très discret est actuellement incertaine : le Colobe de van (*Beneden Colobus*), le Galago de Demidoff (*Galagoides demidoff*) et le Potto de Bosman (*Perodicticus potto*). Selon ce même auteur, des rongeurs comme le Rat de Gambie (*Crycetomys eminii*) ; souris (*Hylomyscus* spp) ; écureuils volants (*Anomalurus* spp), rats (*Cricetomys* spp), et les Chiroptères ou Chauves-souris (*Epomops* spp) sont marqués par leur présence. Aussi de petits carnivores tels que la Civette (*Civettictis civetta*) et la Genette (*Genetta genetta*) y sont présents. Cent quatre-vingt-quatre espèces d'oiseau sont aussi présentes. Nous pouvons citer entre autres le perroquet gris (*Psittacus erithacus*) et le Bulbul à tache jaune (*Criniger olivaceus*).

1.4.4. Actions anthropiques

Le Parc National du Banco est soumis à d'énormes pressions anthropiques du fait de sa situation géographique (Figure 9). Ceinturé par de nombreux quartiers précaires de quatre différentes communes (Abobo, Adjamé, Yopougon et Attécoubé), ce parc subit les conséquences de l'urbanisation rapide, de la croissance démographique, économique et industrielle du district d'Abidjan (**Akoue et al., 2017**). En effet, dans la commune de Yopougon au Sud, l'installation des garages de mécanique et de vente des pièces automobiles entraînent le rejet des déchets automobiles de toutes sortes dans le parc (**Sako et al., 2013**). Du côté Sud-Est, dans la commune d'Adjamé (Williamsville et Sodeci), de nombreuses activités artisanales et informelles sont implantées : casse automobile, fumoirs de poissons et entreprises commerciales (Humuci, Filtisac, Sodeci, Motoragri). Au Nord (commune d'Abobo) dans les quartiers Sagbé, Anonkoua-Kouté, de nombreuses activités informelles essentiellement liées au transport urbain s'étirent le long de la voie ferrée. Enfin, à l'Ouest et au Sud-Ouest, la zone industrielle, plusieurs unités agro-industrielles et des exploitations agricoles privées (cultures vivrières, hévéa, palmier, café, horticulture et élevages avicoles) bordent le parc. En outre, les eaux usées en provenance de la Maison d'Arrêt et de Correction d'Abidjan (MACA) sont directement rejetées dans le parc (**Sako et Beltrando, 2014**). Toutes ces diverses actions humaines impactent négativement le milieu naturel du Banco.

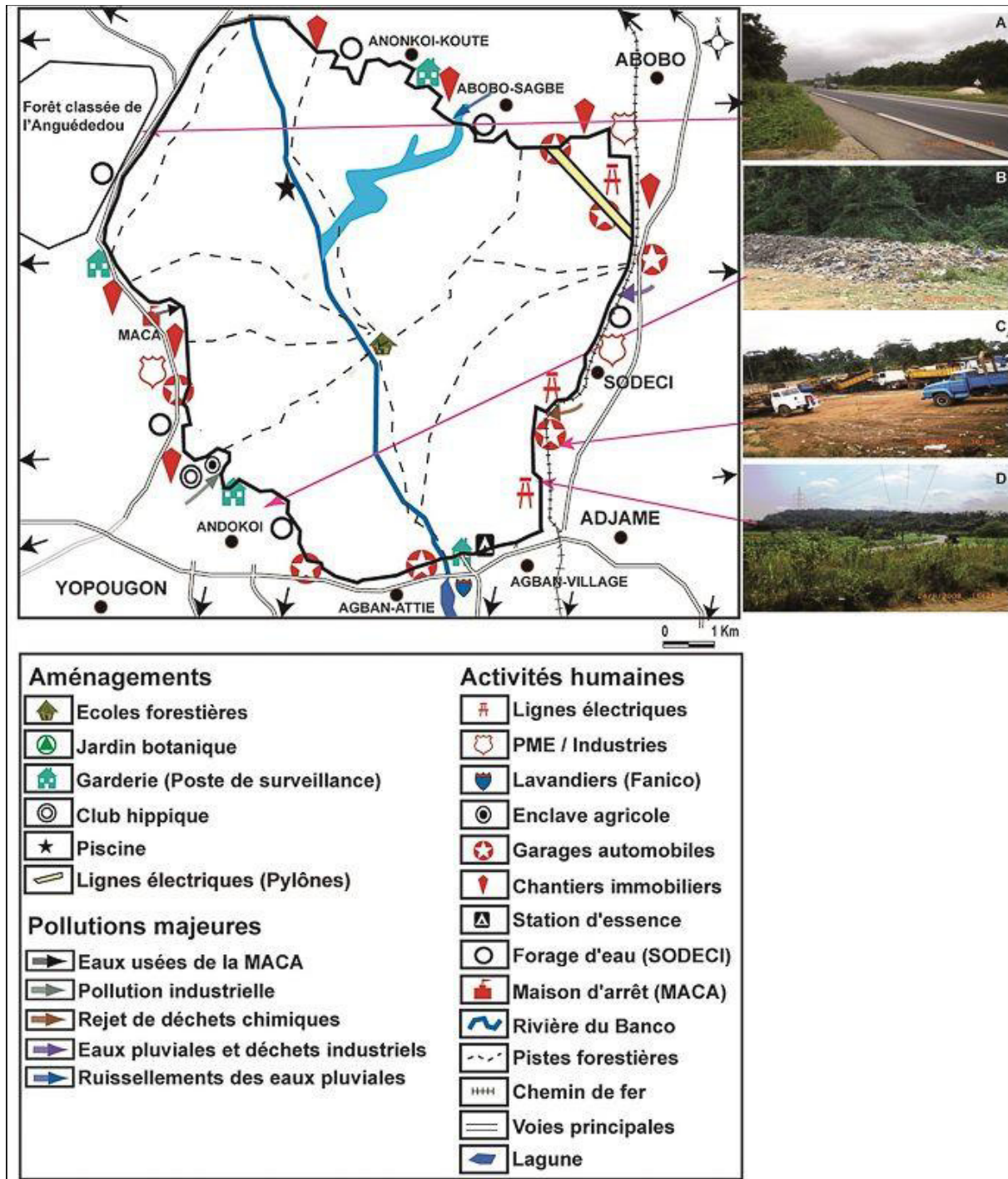


Figure 9: Pressions humaines autour du Parc National du Banco (Sako et Beltrando, 2014).

Légende : A : voies bitumées ; B : dépôt d'ordure ; C : plusieurs garages automobiles ; D : lignes électriques.

Chapitre 2 : Flore et végétation rudérales

2.1. Végétation rudérale

La végétation rudérale est une communauté végétale dans lequel se retrouvent les plantes communément appelées “mauvaises herbes. Ce sont des plantes pionnières qui se développent sur des terres soumises à l'influence de l'homme. Ces plantes poussent sur les sites dénommés rudéraux (Nyakabwa, 1981). La flore de ces milieux que l'on trouve dans des lieux incultes et des friches diffère souvent d'un auteur à un autre (Delarze *et al.*, 1998 ; Bournéria *et al.*, 2001).

Dans une étude, Brun (2007) a défini cinq types de végétation rudérale. Ce sont :

- La végétation des lieux piétinés, dominée par les espèces annuelles et les espèces vivaces basses. L'on distingue deux catégories :
 - la végétation des lieux piétinés secs (eutrophiles, mésothermes, xérophile) sur des sols très tassés et asphyxiants (chemin de terre battue, trottoirs herbeux, quais de petits gares). Cette végétation est dominée par des espèces majoritairement annuelles telles que *Eleusine indica* (L.) Gaertn (Poaceae), *Eragrostis tenuifolia* (L.) Roem. & Schult. Var *tenella* (Poaceae), *Desmodium triflorum* (L.) DC. (Fabaceae) etc (Nyakabwa, 1981).
 - la végétation des lieux piétinés sur sol argileux, humide et riche en nutriments (sentiers et terrains vagues, sols surpâturés). On y trouve selon Brun (2007) des espèces comme *Agrostis stolonifera* L. (Poaceae), *Potentilla reptans* L. (Rosaceae) etc.
- La végétation nitrophile de stations irrégulièrement perturbées et dominée par les espèces annuelles et bisannuelles (Brun, 2007). L'on distingue :
 - la végétation rudérale des lieux secs sur des sols riches en nutriments. Elle occupe les premiers stades de la friche et de décombres, les bords de champs. *Urtica urens* L. (Urticaceae), *Bromus sterilis* L. (Poaceae) sont des exemples d'espèces selon Brun (2007).
 - la végétation très nitrophile au pied des murs, des rues des villages. On y trouve de nombreuses annuelles dressées telles que, *Amaranthus* spp, *Synedrella nodiflora* Gaertn. (Compositae), *Commelina diffusa* Brurm. f. subsp. *diffusa* (Commelinaceae), etc.
- La végétation rudérale anthropogène, nitrophile et pluriannuelles dominée par les espèces vivaces. L'on distingue :
 - la végétation des hautes friches nitrophiles vivaces des milieux frais sur sol riche à savoir les dépotoirs, les anciens jardins, les décombres semi-ombragés. On y trouve selon Brun (2007) par exemple les *Arctium* spp, *Urtica dioica* L. (Urticaceae).

- la végétation des hautes friches héliophiles et thermophiles (dominée généralement par les espèces épineuses). Elle évolue sur des sols secs et caillouteux dans les zones parcourues par le bétail, dans des décombres, à la périphérie des villages, des voies ferrées, sur les talus des routes. Selon **Brun (2007)**, on y rencontre des espèces comme *Eryngium campestre* L. (Apiaceae), *Carduus* spp, *Cirsium* spp.
- la végétation des friches mésophiles sub-ouvertes sur substrat grossier. Elle se distingue par la présence d'espèces moins nitrophiles et de nombreuses légumineuses telles que : *Melilotus* spp., *Medicago* spp., et des compositées (*Picris* spp., *Tenacetum vulgare*). On trouve particulièrement ce type de végétation dans les zones urbaines, des friches et terrains vagues, des bords de voies ferrées (**Brun, 2007**).
- La végétation vivace graminée xérophile et semi rudérale.
 - Les friches à chiendent qui occupent des terrains à l'abandon dont le sol a été engraisé par l'homme (terrasses d'anciennes cultures, bords de champs, anciennes pâtures). Ce type de végétation s'identifie grâce à la dominance du chiendent, *Elytrigia repens* subsp *repens* L. (Poaceae) qui laisse peu de place à d'autres espèces (**Brun, 2007**).
- La végétation rudérale des zones humides
 - la végétation héliophile et hygrophile des berges des rivières. On rencontre ce type de végétation dans les terrains eutrophisés et perturbés par les interventions humaines (défrichement des forêts riveraines des cours d'eau, fossés, friches marécageuses). On y trouve des plantes volubiles telle que *Calystegia sepium* L. R. Br. (Convolvulaceae), *Cuscuta europaea* L. (Convolvulaceae) selon **Brun (2007)**.
 - la végétation des ourlets nitrophiles mésophiles. On la rencontre en bordure de chemins en arrière d'habitation tout proche de la forêt. Dans ce type de végétation, on y trouve des espèces telles que *Alliaria petiolata* (M. Bieb.) Cavara & Grande (Brassicaceae), *Epilobium montanum* L. (Onagraceae), *Chelidonium majus* L. (Papaveraceae) (**Brun, 2007**).

2.2. Flore rudérale

Les plantes rudérales sont des plantes adaptées aux contraintes d'un milieu instable, changeant et parfois hostile aux autres végétaux (**Nyakabwa, 1981 ; Brun, 2007**). Selon ces

auteurs, on peut y distinguer plusieurs catégories suivant leurs cycles de vie ou leurs affinités pour un milieu particulier.

- **Les Lithophytes** sont des plantes qui se développent sur les rochers et dans les fissures ou les gravats. On parle également de plantes saxicoles. C'est le cas de nombreuses plantes originaires des régions désertiques, du littoral ou que l'on rencontre à l'origine dans les paysages montagneux.

- **Les Nitrophiles** sont des plantes qui affectionnent les terrains riches en nutriments. Ce sont donc des végétaux que l'on retrouve souvent aux abords des lieux où les déchets (animaux ou végétaux) sont abondants (les dépotoirs, les décombres, les décharges). L'excédent de nutriments étant souvent nuisible aux nombreuses espèces qui n'y sont pas adaptées.

- **Les Bisannuelles** sont des plantes au cycle de vie bisannuel succédant naturellement aux végétaux annuels dans le cycle de la recolonisation par les végétaux. Ce sont des plantes qui occupent la première partie de leur existence à emmagasiner des réserves pour ensuite fleurir et se reproduire l'année suivante, avec souvent un changement morphologique notable. À l'instar des plantes annuelles, de par leur cycle de vie, les bisannuelles forment une végétation éphémère et "nomade" qui laisse ensuite la place aux vivaces.

- **Les annuelles** sont des plantes dont le cycle de vie, de la germination à la production de graines, ne dure qu'une année.

- **Les vivaces** sont des plantes qui vivent plus de deux ans (en opposition aux bisannuelles) et souvent bien plus longtemps. Elles sont dites pérennes. Les vivaces sont résistantes aux rigueurs des saisons difficiles, elles résistent à la sécheresse, aux températures et s'adaptent à beaucoup de types de sols.

2.3. Zones rudérales et invasion biologique

Les espèces exotiques envahissantes se rencontrent dans divers écosystèmes, dans le milieu terrestre comme dans le milieu aquatique, mais de préférence sur des milieux perturbés (UICN France, 2015). Concernant la voie terrestre, les habitats les plus envahis d'Europe sont les terres agricoles, les forêts conifères, les zones urbaines, les décharges, les chantiers en construction (Chytrý *et al.*, 2009). En revanche, les environnements naturels et semi-naturels tels que les forêts feuillues et mixtes, les pâturages, les prairies naturelles, les landes et les tourbières sont

relativement peu envahis (**Keller et al., 2011**). Des auteurs ont démontré que les espèces exotiques envahissantes se rencontrent sur des sols à pH acide, bien drainé et avec une bonne nutrition minérale (**Schnitzler et Muller, 1998**). Les écosystèmes aquatiques européens contenant plus d'espèces invasives ont tendance à être ceux qui ont une connectivité élevée avec d'autres écosystèmes, une fréquence élevée d'accès humain et une perturbation élevée. Il s'agit notamment des ports pour les bateaux, des zones de loisir au bord des lacs, et de nombreux canaux qui traversent l'Europe (**Williamson, 1996 ; Colautti et MacIsaac, 2004**).

En Afrique, comme en Europe les milieux perturbés sont très favorables à l'invasion biologique (**Pyšek et al., 2008**). Les jachères, les terres agricoles, les zones rudérales telles que, les zones piétinées, les voies ferrées, les terrains vagues, les voies de fil électriques, les décharges, les décombres, les dépotoirs, les bordures de routes, de chemins, de massifs forestiers sont des zones préférentielles des espèces exotiques envahissantes (**Akaffou et al., 2019 ; Akodéwou et al., 2019**). Les végétaux aquatiques envahissants croissent dans des eaux stagnantes ou à faible courant, et dans une vaste gamme de températures, allant de 1°C à 40°C, avec un optimum de croissance de 25-27.5°C. Celle-ci est stoppée si la température de l'eau chute en dessous de 10°C ou dépasse 40°C (**François, 1969**).

De manière générale, les milieux ensoleillés, riches en éléments nutritifs, dénudés, perturbés par les activités humaines et à proximité de vecteurs d'implantation, regroupent des conditions idéales pour l'établissement d'une majorité d'espèces exotiques envahissantes (**Akodéwou et al., 2019**).

Il existe une relation entre les zones rudérales et l'invasion biologique. En effet, les zones rudérales sont les voies d'accès des plantes exotiques pour proliférer, envahir et modifier les écosystèmes (**Tyser et Worley, 1992 ; Dietz et Edwards, 2006 ; Tiébré et al, 2008**). En effet, une étude récente menée sur l'impact de l'invasion de *C. odorata* sur la flore et le sol des zones rudérales du Parc National du Banco a montré que cette espèce réduit la richesse et la diversité floristique des espèces indigènes en présence d'une invasion ancienne de *C. odorata*. L'impact sur la flore entraînerait également la disparition, l'apparition et la résilience de certaines espèces végétales à l'invasion. Les résultats de l'impact de *C. odorata* sur le sol ont quant à eux montré les pourcentages du carbone organique, d'humus et de la matière organique qui tendaient vers ceux des forêts en présence d'une ancienne invasion de *C. odorata*. Il a été noté par exemple une augmentation de la concentration en sodium quand on passe d'une invasion récente de *C. odorata*

à une invasion ancienne. L'étude a aussi démontré une diminution de la quantité de potassium d'une jeune invasion vers une ancienne suggérant que les zones envahies par *C. odorata* consomment énormément de potassium.

Chapitre 3 : Invasion biologique

3.1. Concept et définition

Une invasion biologique est un concept complexe à définir, puisqu'elle associe étroitement des concepts de champs disciplinaires multiples : écologie, évolution, génétique, biogéographie, biologie de la conservation mais aussi éthique et politique. Chaque domaine a ses propres concepts, ses propres méthodes, ses échelles d'étude temporelles et spatiales, ses questionnements, et donc sa propre définition (**Humair et al., 2014 ; Tassin et Kull, 2015**).

En écologie, une invasion biologique est un évènement généralement perçu comme soudain, dans un territoire donné et correspondant au développement important d'une population (animaux, végétaux ou fongique) d'origine exotique qui prolifèrent et causent des nuisances ou des dommages (**Williamson, 1996**).

Une invasion biologique est conceptualisée comme un ensemble de plusieurs étapes (Figure 10), qui débute par le transport, l'introduction, l'établissement et l'expansion géographique (**Elton, 1958 ; Catford et al., 2009 ; Blackburn et al., 2011**). Ainsi, durant la première étape qu'est le *transport*, volontaire ou accidentelle, d'espèces sur un nouveau territoire, l'espèce outrepassé des barrières géographiques. A son arrivée (étape d'*introduction*), l'espèce va interagir avec son environnement biotique et abiotique qui va conditionner le succès de son établissement. Son maintien peut dépendre également des introductions multiples, qui vont statistiquement accroître la chance de survie et d'établissement des individus de cette espèce dans la nouvelle aire. Les interactions avec ce nouvel environnement vont déterminer ses capacités à se reproduire et à former des populations viables. Parmi les espèces introduites ayant franchi avec succès cette première barrière géographique, certaines vont réussir à s'adapter aux nouvelles conditions climatiques. Par la suite, les propagules ou individus de chaque espèce vont se développer pour former une population adulte établie en s'adaptant aux conditions biotiques et abiotiques du territoire d'introduction. L'étape suivante est la *naturalisation*. Pour cela, il faut que les populations adultes établies franchissent des barrières biologiques (pollinisation, dispersion) qui leurs permettront de se reproduire naturellement (sans l'aide de l'homme). Pour atteindre le stade de populations stables, et ce, sans nouveaux apports de propagules ou d'individus. Les espèces naturalisées vont alors coloniser des habitats anthropisés, puis naturels, sans pour autant être envahissantes. Enfin, l'étape la plus problématique est l'expansion conduisant à l'invasion.

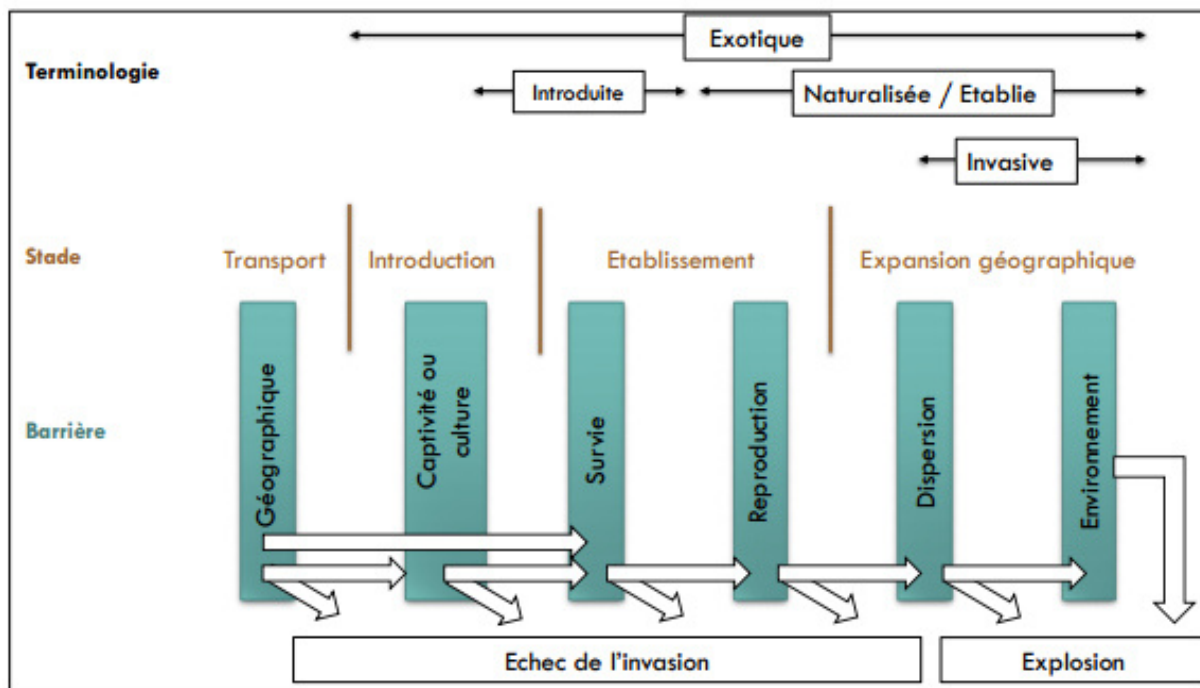


Figure 10: Différentes étapes et barrières à franchir lors du processus d'invasion (Blackburn *et al.*, 2011).

Légende : Le processus invasif peut être divisé dans une série de stades (en marron). Des barrières (en bleu) doivent être franchies pour passer d'un stade à l'autre (en marron). Selon le stade, les espèces sont nommées par différents termes (en noir)

Il faut que la population initiale génère de nouvelles populations viables par l'intermédiaire de la dispersion. Les dernières barrières à franchir sont liées aux conditions environnementales (absence de prédateurs, absence de compétiteurs ou compétiteurs moins efficaces, etc.). L'explosion démographique des espèces considérées dépend de leurs caractéristiques biologiques (taux de reproduction élevés, large régime alimentaire, etc.), mais également de la résistance éventuelle des espèces et habitats indigènes à l'invasion.

Le processus d'invasion peut être plus ou moins long, et comporte souvent des phases de latence, notamment entre la naturalisation et l'expansion de l'espèce. Toutes les espèces exotiques introduites dans un nouvel environnement ne parviendront pas à franchir toutes ces barrières, et ne deviendront donc pas invasives (**Monty et Mahy, 2009**). **Williamson (1996)** a proposé la « règle des dix » selon laquelle en moyenne, sur 1000 espèces importées dans un territoire (accidentellement ou volontairement), 100 vont être fugaces (c'est-à-dire vont échapper au confinement et vont être trouvées comme espèces adventices dans la nature mais ne vont pas établir de populations se reproduisant, leur présence dépend donc uniquement de l'apport exogène de propagules), 10 vont se naturaliser (établir des populations qui se reproduisent) et 1 seule deviendra envahissante. Cette règle a été vérifiée dans certains milieux (**Boudouresque et Verlaque, 2002**), mais elle n'est pas avérée dans de nombreux cas, et est donc largement remise en question (**Jeschke et al., 2012**).

3.2. Définition d'une espèce exotique envahissante ou espèce invasive

Comme pour l'invasion biologique, la définition d'espèce exotique envahissante ne fait pas l'unanimité au sein de la communauté scientifique. Les points de divergence portent principalement sur le fait de considérer les espèces exotiques et indigènes différemment dans le cadre de l'expansion de leur distribution (**Valéry et al., 2009, 2013 ; Davis et al., 2011**). L'autre point de divergence porte sur la notion d'impact, notamment sur les écosystèmes (**Richardson et al., 2000 ; Tassin et al., 2017**). Les définitions d'espèces exotiques envahissantes ou invasives impliquent donc celle d'espèces natives ou exotiques.

Une espèce indigène (native ou autochtone) est une espèce originaire d'une région donnée sans l'intervention accidentelle ou intentionnelle de l'homme (**Pyšek et al., 2004**).

Une espèce exotique (non-indigène, adventif, étranger, introduit, allochtone, exogène) est une espèce introduite par l'Homme, volontairement ou accidentellement via ses activités, dans une aire géographique différente de l'aire de répartition naturelle de l'espèce (**Richardson et al., 2000**).

Une espèce naturalisée est une espèce non-indigène qui se reproduit de façon consistante et qui maintient sa population à travers plusieurs cycles de vie sans l'intervention directe de l'homme. Elle se reproduit et génère des descendants de façon sexuée ou végétative, souvent à proximité des plantes adultes et n'envahit pas nécessairement les écosystèmes naturels ou semi-naturels (**Richardson et al., 2000**).

Une espèce envahissante est une espèce introduite qui connaît une explosion démographique et géographique entraînant des impacts d'ordre écologique, sanitaire et/ou économique (**Richardson et al., 2011**).

La définition retenue dans le cadre de ce travail est la suivante :

Une Espèce Exotique Envahissante (EEE) ou espèce invasive est une espèce exotique (allochtone, non indigène) dont l'introduction (volontaire ou fortuite) par l'homme entraîne son implantation et sa propagation qui menacent les écosystèmes, les habitats ou les espèces indigènes avec des conséquences écologiques et/ou économiques et/ou sanitaires négatives (**Soubeyran, 2008**).

3.3. Hypothèses émises pour vérifier l'invasion biologique

Plusieurs hypothèses ont été avancées pour expliquer le processus d'invasion (Figure 11), mais la complexité du problème réside dans le fait que pour chaque espèce invasive, on peut associer plusieurs hypothèses complémentaires, celles-ci variant suivant les espèces. Les sept hypothèses les plus étudiées sont les suivantes (**Lamarque et al., 2011**) :

(1) L'hypothèse d'absence d'ennemi naturel (Enemy Release hypothesis) indique qu'il est rare que l'espèce introduite se déplace avec son cortège de pathogènes et de prédateurs. En l'absence d'ennemis naturels, l'espèce invasive bénéficie d'un avantage compétitif pour accroître son expansion et son abondance dans l'aire d'introduction (**Keane et Crawley, 2002**). Des résultats qui confirment l'hypothèse ont été vérifiées dans le cas de *Silene latifolia* en Europe, dans son air d'origine, les étamines de cette plante sont souvent stérilisées par un champignon parasite du genre *Ustilago*. Aux Etats-Unis où cette plante est invasive, ce champignon parasite est très rare (**Wolfe, 2002**). Par contre, d'autres études fondées sur un plus grand nombre d'espèces ont donné des résultats contradictoires aux Etats-Unis. Ainsi, **Agrawal et Kotanen (2003)** n'ont pas trouvé que les plantes de la flore européenne introduites en Amérique du nord y ont été moins consommées par les herbivores qu'en Europe.

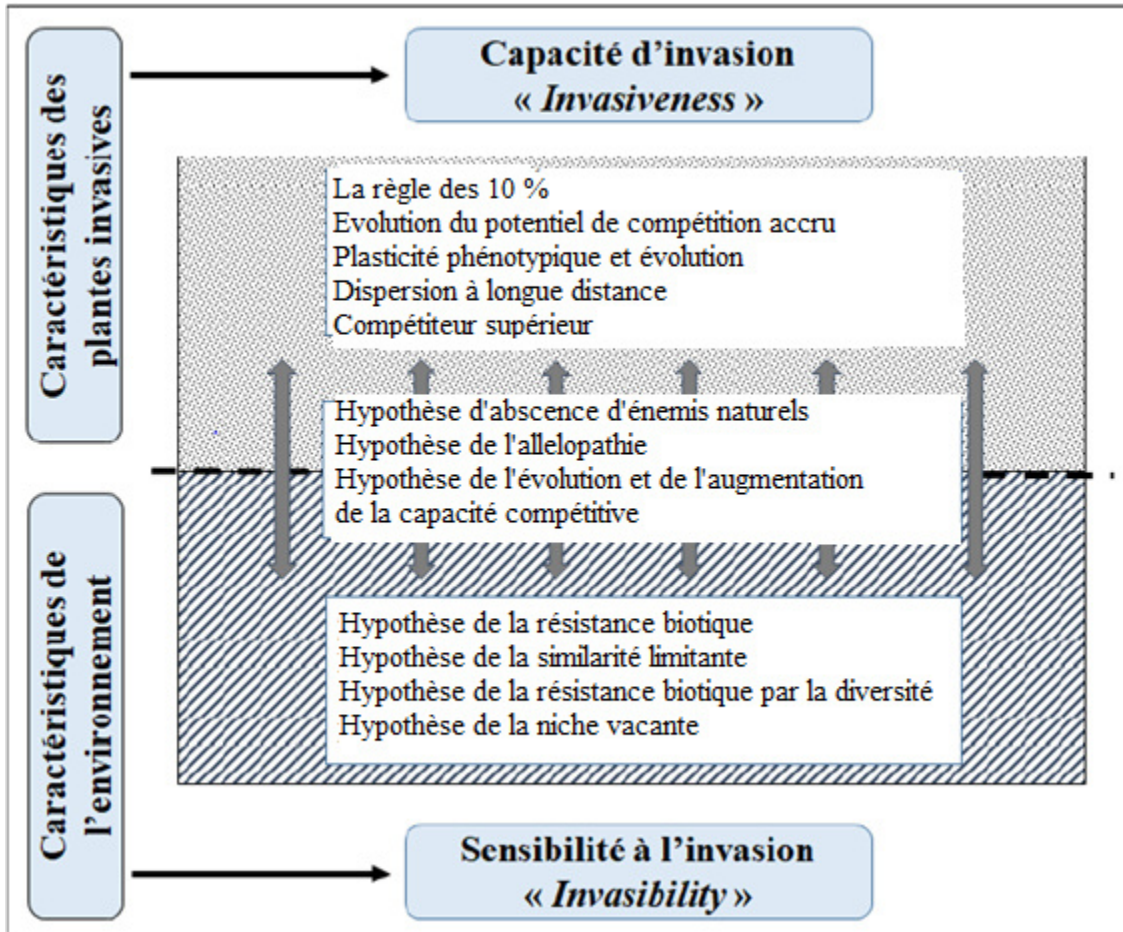


Figure 11: Principales hypothèses ou théories pour expliquer le succès des plantes invasives (Richardson et Pyšek, 2006)

Par contre, les plantes de la flore européenne naturalisées aux Etats-Unis y sont moins infectées par les virus et les champignons pathogènes (**Mitchell et Power, 2003**).

(2) L'hypothèse d'allélopathie (Novel Weapons hypothesis) suppose que certaines plantes libèrent dans leur environnement des composés chimiques qui exercent un effet négatif sur leurs compétiteurs (**Callaway et Aschehoug, 2000**). Des études menées en Amérique du nord par **Dorning et Cipollini (2006)** ont montré que l'hypothèse est vérifiée pour l'arbuste invasif originaire d'Asie, *Lonicera maackii* Rupr. (Caprifoliaceae). En effet, cette plante libère par le biais de ses feuilles et racines, des substances toxiques qui inhibent la germination de plantes herbacées natives comme *Impatiens capensis* Meerb (Balsaminaceae), *Alliaria petiolata* (M. Bieb.) Cavara & Grande (Brassicaceae). Cette hypothèse est très controversée (**Hierro et Callaway, 2003**) car l'effet allélopathique de *Hyptis suaveolens* (L.) Poit (Lamiaceae) n'a pas été vérifié (**Raizada, 2006**).

(3) L'hypothèse des niches vacantes (Empty niche hypothesis) suppose que, la présence de niches écologiques vacantes dans l'aire d'introduction facilite la réussite des invasions biologiques, leur permettant d'accéder à des ressources non utilisées par les espèces natives (**Elton, 1958 ; Levine et D'Antonio, 1999**). **Broennimann et al. (2007)** ont démontré que l'herbacée *Centaurea maculosa* Lam. (Compositae) a colonisé et envahi une niche écologique vacante en Amérique du Nord. Cependant, cette hypothèse n'est pas encore vérifiée pour expliquer le succès des invasions par les espèces ligneuses (**Lamarque et al., 2011**).

(4) L'hypothèse de l'évolution et de l'augmentation de la capacité compétitive (Evolution of increase competitive ability hypothesis), indique qu'en raison d'une modification des pressions de sélection entre l'aire native et l'aire d'invasion, les plantes invasives peuvent manifester des changements évolutifs pour augmenter leurs capacités compétitives (**Blossey et Nötzold, 1995**). Par exemple, lorsque des génotypes invasifs américains de *Sapium sebiferum* L. Jacq. (Euphorbiaceae) sont réintroduits dans leur aire d'origine en Chine, ils sont plus affectés par une sauterelle herbivore, mais plus compétitifs que les génotypes natifs. Des différences génétiques sur des traits de croissance et de résistance à l'herbivorie se sont donc créées entre les génotypes natifs et les génotypes invasifs (**Siemann et Rogers, 2003**). Par contre, cette théorie n'a pas été vérifiée pour *Solidago gigantea* Aiton (Compositae) une espèce originaire de l'Amérique du nord envahissante en Europe, mais lorsque cette espèce a été réintroduite dans son air d'indigénat, elle

est moins compétitive que l'espèce native, elle produit moins de biomasse que l'espèce native (**Jakobs *et al.*, 2004**).

(5) L'hypothèse de la similarité limitante (Limiting similarity Hypothesis) suppose que des communautés contenant une espèce fonctionnellement proche de l'espèce exotique seront plus résistantes à l'invasion (**Cleland *et al.*, 2011**).

(6) L'hypothèse de la résistance biotique par la diversité (Diversity-Resistance Hypothesis) postule qu'à l'échelle locale, plus la communauté est diversifiée, plus elle sera résistante à l'invasion (**Levine *et al.*, 2004**). En effet, une communauté plus diversifiée aura plus de chances d'occuper toutes les niches de l'espace.

(7) L'hypothèse de la résistance biotique (Biotic resistance hypothesis) postule que les communautés résidentes ont la capacité de limiter l'installation, le développement et la prolifération des espèces exotiques (**Elton, 1958 ; Levine *et al.*, 2004**). Cette hypothèse s'intéresse aux mécanismes de régulation trophique comme la prédation (au sens large, comprenant aussi la consommation et le parasitisme) mais également aux mécanismes de compétition ou d'inhibition.

3.4. Facteurs expliquant le succès invasif

Trois facteurs ont été identifiés pour expliquer le succès invasif. Il s'agit de la pression de propagules, les facteurs abiotiques et l'influence anthropique (**Catford *et al.*, 2009**). La pression de propagules est une mesure qui prend en compte le nombre de propagules relâchées lors d'un événement d'introduction et la fréquence des événements d'introduction. Le terme « propagule » désigne n'importe quel organe de la plante qui lui permet de se propager (graine, fragment végétatif) (**Lockwood *et al.*, 2005**). Une pression de propagules importante permet d'augmenter les chances d'établissement d'une population d'espèce (**Colautti *et al.*, 2006 ; You *et al.*, 2016**), dans la limite d'un seuil à partir duquel de nouvelles propagules n'amélioreront pas les probabilités d'établissement (**Byun *et al.*, 2015**). Cependant, le nombre de propagules seul n'est pas suffisant pour estimer correctement le succès de l'espèce à s'établir, la qualité des propagules joue également un rôle déterminant (**Sinclair et Arnott, 2012 ; Estrada *et al.*, 2016**).

Par la suite, l'espèce exotique une fois introduite dans son nouveau milieu va affronter de nouvelles conditions biotiques et abiotiques. Le climat et le sol peuvent être semblables ou différents par rapport à l'aire d'origine. Ainsi, les individus peuvent être confrontés à un changement ou une conservation de leur niche climatique d'origine (**Gallagher *et al.*, 2010**). Aussi, des interactions biotiques sont également impliquées dans le succès ou l'échec des invasions

biologiques. Par exemple, la présence de pathogènes et de prédateurs, la compétition avec les espèces locales ou l'absence de mutualisme (pollinisation, symbioses) peuvent compromettre la survie ou la reproduction des plantes introduites lors de la phase d'établissement sans toutefois que ces résistances biotiques empêchent l'invasion (**Mitchell et al., 2006**). Parmi toutes les interactions biotiques qui peuvent s'établir lors du processus d'invasion, le mutualisme favorise le succès des invasions végétales (**Richardson et al., 2000**). Trois types d'interactions mutualistes peuvent intervenir favorablement lors des étapes d'établissement, de reproduction et de dispersion des invasions biologiques (**Traveset et Richardson, 2014**). Des symbioses racinaires microbiennes ou fongiques aident la plante à s'établir dans le nouveau milieu, la pollinisation par les insectes est indispensable pour assurer la reproduction sexuée chez certaines espèces de plantes allogames et la dispersion des graines par les animaux permet à la plante de se propager dans l'aire d'introduction. La vulnérabilité du milieu aux invasions est un facteur du succès invasif (**Hui et al., 2016**). Ainsi, un écosystème fortement perturbé sera plus sensible à l'invasion, car les espèces natives seront alors moins tolérantes à la perturbation. De plus, une diversité d'espèces végétales réduite peut créer une niche vacante pour l'espèce exotique introduite. Les caractéristiques abiotiques du milieu influencent aussi son invasibilité, puisqu'un écosystème pas ou peu soumis à des contraintes environnementales, avec une disponibilité des ressources par exemple, favorise la compétition des espèces exotiques envahissantes (**Theoharides et Dukes, 2007**).

L'influence anthropique est un autre facteur déterminant pour le succès d'une invasion. Il s'agit de toutes les actions qui perturbent le fonctionnement et la structure des écosystèmes ou qui offrent aux espèces envahissantes des corridors de dispersion leur permettant d'occuper rapidement un grand territoire (**Lefeuvre, 2006**). L'effet de ce type d'actions peut être illustré avec le cas de du chiendent maritime, *Elytrigia juncea* (L.) Nevsk (Poaceae) : la pollution aux engrais agricoles en Bretagne a eu pour conséquence d'élargir la gamme de tolérance aux conditions de salinité de cette espèce et a donc permis son explosion démographique et géographique. Les activités humaines, en altérant le milieu, ont ainsi modifié la compétitivité de cette espèce, qui a en retour eu des effets importants sur la structure et le fonctionnement de l'écosystème concerné (**Fournier, 2018**). Un autre exemple d'effet anthropique est celui des modifications engendrées par des chantiers d'aménagement ou les pratiques agricoles : en dénudant les sols, ces activités ouvrent des espaces aux espèces allochtones qui ne leurs seraient pas accessibles si les communautés autochtones restaient structurées (**Alpert et al., 2000**). La présence humaine dans une zone ou

l'indice de développement socio-économique d'un pays semblent être des indicateurs efficaces pour prédire le nombre et le succès des invasions biologiques (**Lotz et Allen, 2013**). Ces activités humaines ont pour triple effet de (1) détruire et affaiblir la biodiversité locale, laissant de nombreuses niches vacantes et rendant les milieux très peu résilients à l'arrivée d'une nouvelle espèce (**David et al., 2017**), (2) engendrer des habitats fréquemment perturbés dans lesquels les espèces les plus mobiles, généralistes, compétitrices et opportunistes sont plus aptes à survivre (**Spear et al., 2013**) et (3) faciliter la dispersion de ces espèces à travers le paysage, notamment via le réseau des infrastructures de transport, de commerce de marchandises (**Chapman et al., 2017; Padayachee et al., 2017**) et les transports de personnes (**Anderson et al., 2015**).

3.5. Impact de la présence de plantes invasives sur les écosystèmes

Les impacts imputés aux espèces envahissantes sont généralement classés en trois catégories : socio-économiques, sanitaires et écologiques (**Bradshaw et al., 2016 ; Hulme et Vilà, 2017**).

Les impacts économiques peuvent être par exemple une détérioration des infrastructures, une baisse des rendements agricoles ou une diminution de l'attrait touristique d'une région (**Williams et al., 2010 ; Wylie et Janssen-May, 2016**). Les études ayant estimé ou rassemblé les estimations existantes de coûts économiques liés à des invasions arrivent à des sommes colossales : plusieurs millions de dollars, parfois pour une seule espèce ou groupe d'espèces (**Pimentel et al., 2005 ; Soliman et al., 2012 ; Bradshaw et al., 2016**).

Certaines espèces envahissantes peuvent présenter des risques pour la santé humaine (**Mazza et al., 2014 ; Schindler et al., 2015**). Certaines microalgues, introduites en Europe à la faveur de transports maritimes ou lors des échanges de coquillages pour la commercialisation (ex : huître japonaise) produisent des toxines qui s'accumulent dans les poissons ou coquillages environnants, et qui entraînent des intoxications alimentaires pouvant aller jusqu'au décès du consommateur (**Haydar et Wolff, 2011**).

Enfin, les effets écologiques des invasions biologiques, bien qu'indéniables, restent les plus difficiles à quantifier, comprendre et prévoir avec précision (**Hulme et Vilà, 2017**). Ils ont lieu lorsque l'espèce envahissante, en exerçant une compétition directe ou indirecte sur les espèces locales, modifie la structure et le fonctionnement de l'écosystème (**Gallardo et al., 2016 ; Walsh et al., 2016**). Les espèces invasives rentrent en compétition pour les ressources (lumière, nutriments) avec les espèces natives, et peuvent ainsi contribuer à la disparition de ces dernières

(Gallardo *et al.*, 2016 ; Hulme et Vilà 2017 ; Vanbergen *et al.*, 2018), et plus particulièrement les espèces endémiques (Bellard *et al.*, 2014). Dans le cas des végétaux, la forte production de biomasse générée par les espèces invasives et les différents traits qui facilitent leur compétitivité induisent des modifications de la composition des communautés (Vilà *et al.*, 2011 ; Gutiérrez *et al.*, 2014). Les plantes invasives peuvent aussi modifier quantitativement et qualitativement l'accumulation et la décomposition de la litière, ainsi que la vitesse de ces processus, et donc altérer la disponibilité des nutriments pour les décomposeurs (Gutiérrez *et al.*, 2014). Ces exemples illustrent quelques-unes des nombreuses modifications des propriétés physiques et des cycles biochimiques qui peuvent être induites par les invasions biologiques (Simberloff *et al.*, 2013). Néanmoins, les impacts des espèces invasives sur la biodiversité et sur les modifications des processus écosystémiques sont plus souvent supposés que prouvés et quantifiés in situ (Gaertner *et al.*, 2014). Des études récentes tentent d'étudier ces impacts au niveau écosystémique, de façon à apporter une caractérisation complémentaire à celle obtenue par les études centrées sur l'espèce (Lefeuvre, 2013 ; Kumschick *et al.*, 2015). L'approche écosystémique permet de mesurer à quel point les mécanismes, le fonctionnement et les services fournis par l'écosystème sont affectés (Abelleira Martínez *et al.*, 2016).

3.6. Invasion biologique en Côte d'Ivoire

3.6.1. Espèces animales invasives

Il n'existe pas à ce jour de liste des espèces animales invasives en Côte d'Ivoire. Les quelques travaux faisant état de ces espèces sont celle de Boka *et al.* (2014) sur la prolifération de la tique exotique *Rhipicephalus microplus* qui est considérée comme l'un des plus importants arthropodes nuisibles du bétail. Nous pouvons aussi citer celui de Kouakou (2018) sur la taxonomie des espèces de fourmis exotiques et potentiellement invasives en Côte d'Ivoire. Ce dernier a identifié cinq espèces invasives de fourmis : *Solenopsis geminata*, *Paratrechina longicornis*, *Trichomyrmex destructor*, *Pheidole megacephala* et *Tapinoma melanocephalum*.

3.6.2. Espèces végétales invasives

En Afrique, la problématique des invasions biologiques a été très peu abordée par les chercheurs (Pyšek *et al.*, 2008). Comparativement aux autres continents, l'Afrique présente un faible nombre d'espèces naturalisées signalées (Pyšek *et al.*, 2008 ; Turbelin *et al.*, 2017) (Figure 12). La majorité des pays africains (71% des 58 pays) ont un faible nombre d'espèces exotiques envahissantes signalées malgré une forte colonisation de l'Afrique par les pays européens (Turbelin *et al.*, 2017). La position de l'Afrique (280 espèces naturalisées) est largement déterminée par les connaissances sur l'Afrique du Sud, qui représente à elle seule les deux tiers des efforts de recherche sur le continent (Pyšek *et al.*, 2008). Cependant, comme l'ont souligné McGeoch *et al.* (2010), les pays en développement peuvent avoir de nombreuses espèces non enregistrées et des impacts inconnus, car les données sur les espèces sont étroitement liées aux ressources financières disponibles dans chaque pays pour mener les recherches et enregistrer des espèces.

En Côte d'Ivoire, il existe peu de travaux sur les plantes invasives, Tiébré *et al.* (2012 ; 2014 ; 2015). Ces derniers ont porté respectivement sur la biologie reproductive de *Tithonia diversifolia* (Compositae) ; les stratégies et potentiels d'invasion des massifs forestiers par *Hopea odorata* (Dipterocarpaceae) et sur les services écosystémiques rendus par *H. odorata* dans le Parc National du Banco, ceux de Dogba *et al.* (2018) ont concerné la biologie et l'écologie de *Porophyllum ruderale* (Jacq.) Cass une compositae nouvellement apparue en Côte d'Ivoire. Ceux de Neuba *et al.* (2014), et Noba *et al.* (2017) ont porté sur l'inventaire préliminaire des plantes envahissantes. A ce jour, 37 espèces ont été identifiées comme invasives en Côte d'Ivoire (Tableau I).

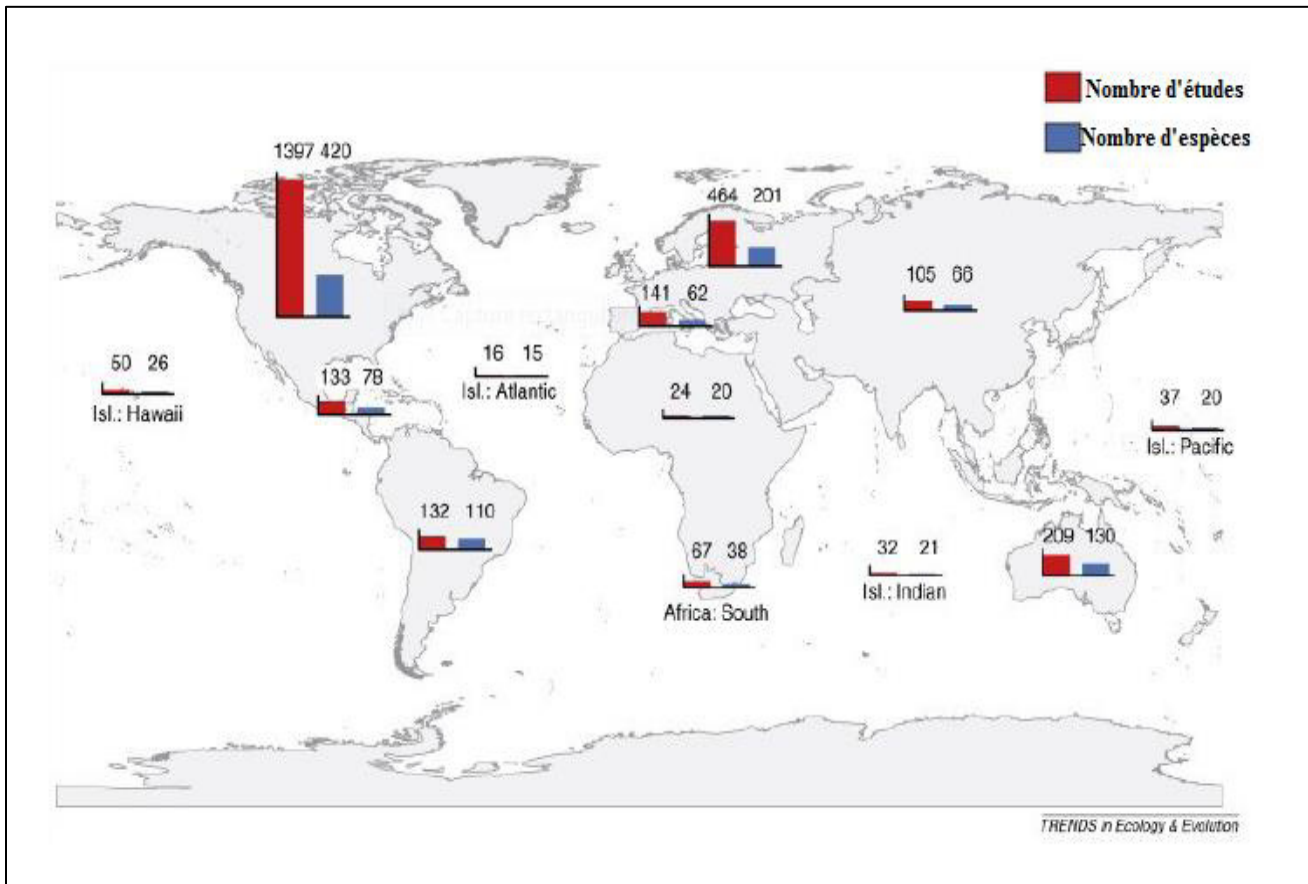


Figure 12: Structure géographique des taxons envahissants étudiés (Pyšek *et al.*, 2008).

Légende : La taille des barres indique la contribution proportionnelle des régions du monde au nombre total d'espèces envahissantes étudiées ($n = 892$) et au nombre total d'études ($n = 2670$). Le nombre d'espèces/études se trouve au sommet des barres. La concentration des efforts de recherche en Amérique du Nord et en Europe est évidente.

Tableau I : Synthèse des plantes invasives de Côte d'Ivoire adapté de **Neuba et al. (2014)** et **Noba et al. (2017)**

Espèces	Familles	Écologie	Mode introduction
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	Compositae	T	-
<i>Alternanthera brasiliana</i> (L.) Kuntze	Amaranthaceae	T	Orn.
<i>Bambusa vulgaris</i> Schrad. ex J. C. Wendel.	Poaceae	T	-
<i>Breynia disticha</i> J. R. & G. Forst	Euphorbiaceae	T	-
<i>Caladium bicolor</i> (Aiton) Vent.	Araceae	T	Orn.
<i>Calophyllum inophyllum</i> L.	Calophyllaceae	T	-
<i>Cecropia peltata</i> L.	Urticaceae	T	Agrof.
<i>Cedrela odorata</i> Rox. ex Wild	Meliaceae	T	Reb.
<i>Chromolaena odorata</i> (L.) R.M. King & H. Rob.	Compositae	T	Acc.
<i>Croton hirtus</i> L'Hérit.	Euphorbiaceae	T	-
<i>Dieffenbachia picta</i> Schott	Araceae	T	Orn.
<i>Echinochloa colona</i> (L.) link	Poaceae	T	-
<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	Pontederiaceae	A	Orn.
<i>Euphorbia heterophylla</i> L.	Euphorbiaceae	T	Orn.
<i>Gmelina arborea</i> Roxb.	Verbenaceae	T	Reb.
<i>Hevea brasiliensis</i> (Willd. ex A. Juss.) Müll.Arg.	Euphorbiaceae	T	Agrof.
<i>Hopea odorata</i> Roxb.	Dipterocarpaceae	T	Orn.
<i>Lantana camara</i> L.	Verbenaceae	T	Orn.
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) De Wilt	Fabaceae	T	Agrof
<i>Litsea glutinosa</i> (Lour.) C.B. Rob.	Lauraceae	T	Orn.
<i>Mimosa invisa</i> Colla	Fabaceae	T	Agrof.
<i>Mimosa pigra</i> L.	Fabaceae	T	Agrof.
<i>Mimosa quadrivalvis</i> var. <i>leptocarpa</i> (DC.) Barneby	Fabaceae	T	Agrof.
<i>Nelumbo nucifera</i> Gaertn.	Nymphaeaceae	A	Orn.
<i>Pistia stratiotes</i> L.	Araceae	A	Orn.
<i>Porophyllum ruderales</i> (Jacq.) Cass.	Compositae	T	-
<i>Pueraria phaseoloides</i> (Roxb.) Benth.	Fabaceae	T	Agrof.
<i>Pycnus mundtii</i> Nees	Cyperaceae	A	Orn.
<i>Salvinia molesta</i> D.S. Mitch	Salviniaceae	A	-
<i>Salvinia nymphellula</i> Desv.	Salviniaceae	A	-
<i>Solanum erianthum</i> D. Don	Solanaceae	T	-
<i>Solanum rugosum</i> Dunal	Solanaceae	T	-
<i>Stenotaphrum secundatum</i> (Walter) Kuntze	Poaceae	T	Orn.
<i>Syngonium podophyllum</i> Schott	Araceae	T	Orn.
<i>Tabebuia pallida</i> (Lindl.) Miers	Fabaceae	T	Orn.
<i>Tithonia diversifolia</i> (Hemsl.) A. Gray	Compositae	T	Orn.
<i>Turnera ulmifolia</i> L.	Turneraceae	T	Orn.

Légende : T : terrestre, A : aquatique, Orn : ornemental, Agrof : agroforesterie, Acc : accidentel, Reb : reboisement, - : pas d'information

3.7. Cadre d'investigation

3.7.1. Système d'identification et classification des espèces exotiques envahissantes

3.7.1.1. Identification des espèces exotiques envahissantes

La complexité des paramètres à prendre en compte pour déterminer clairement une espèce exotique envahissante a conduit à combiner plusieurs méthodes. Pour cela, de nombreuses méthodes ont été élaborées dans le monde (**Sarat *et al.*, 2015**). On a :

- La méthode de **Roux (2011)**. Selon cet auteur, quatre critères majeurs sont pris en compte pour identifier une espèce exotique envahissante. Il s'agit de la date d'introduction. On considère généralement que seules les espèces exotiques introduites après 1500 ans doivent être prises en compte. Cette date marque historiquement le début d'intensification des échanges commerciaux intercontinentaux. En Europe Centrale, on distingue par exemple les "archéophytes" des "néophytes" sur base d'une date limite d'introduction fixée à 1500 (**Pyšek *et al.*, 2002**). Le second critère est la capacité de colonisation. Ce critère prend en compte le stade de développement des espèces dans l'aire d'introduction et plus spécifiquement la capacité à se naturaliser, à former des populations pérennes. Le troisième critère est la notion de prolifération, c'est-à-dire la capacité de l'espèce à se répandre dans l'environnement. Le dernier critère est l'impact avéré de sa présence. L'espèce introduite entraîne un déséquilibre significatif sur le biotope ou la biocénose.

- L'analyse de risques phytosanitaires (**EPPO, 2012**). Appliquée par l'Organisation Européenne et Méditerranéenne de Protection des plantes (OEPP), cette méthode permet d'estimer la probabilité d'arrivée d'une espèce sur un territoire donné et d'y entraîner une invasion. L'estimation globale du risque est en général obtenue en croisant ces analyses avec les données bibliographiques sur les espèces déjà connues pour être proliférantes dans leur aire d'origine ou bien invasives dans d'autres territoires biogéographiques similaires.

- Weed Risk Assessment (WRA) proposée par **Pheloung *et al.* (1999)**. Ce système australien repose sur 49 questions concernant la biologie, la biogéographie, l'histoire de la colonisation de l'espèce et son écologie.

3.7.1.2. Classification des espèces exotiques envahissantes

Comme toutes les espèces exotiques introduites ne présentent pas le même niveau de risque, il est important de les classer pour leur donner un statut. Cette classification a pour but de faciliter les échanges entre parties prenantes de la gestion des espèces exotiques envahissantes (politique,

publique, recherche, etc.) et d'élaborer des stratégies de gestion par espèce (**Varray et al., 2018**). De nombreuses méthodes de classification d'espèces invasives ont été mises au point dans le monde (**Daehler et al., 2004 ; Branquart, 2007**).

- **Macdonald et al. (1991)** ont utilisé à la Réunion une méthode de classification basée sur cinq critères : abondance, potentiel d'extension, vitesse de propagation, difficultés de contrôle et impacts écologiques. Ces auteurs ont pu classer 33 espèces exotiques envahissantes dans les milieux naturels de l'île. Cette méthode est inspirée de celle du projet SCOPE (Scientific Committee on Problems of the Environment) utilisée en Afrique du Sud et aux Galápagos. Elle est donc transposable sur différents territoires. Elle nécessite cependant de mobiliser les mêmes experts et d'être renouvelée tous les 10 à 20 ans.

- **Weber et Gut (2004)** associent un ensemble de critères biologiques et taxonomiques ; le score final obtenu permet le classement des espèces en trois catégories de risque d'invasion à savoir faible, modéré, important. Cette analyse est basée sur une série de 12 questions à choix multiples portant essentiellement sur la biologie, l'écologie et la biogéographie de l'espèce : similitude des conditions climatiques, statut d'indigénat, distribution et taille des populations, comportement envahissant ailleurs dans le monde, taxonomie, viabilité des graines et reproduction, croissance végétative, dispersion, type biologique, ainsi que son habitat.

- **Nel et al. (2004)** en Afrique du sud classent les espèces invasives en fonction du type d'habitat envahi, de l'abondance et de la distribution en envahisseur majeur et en envahisseur émergent.

- **Branquart (2007)** propose pour la Belgique la méthode dite « Invasive Species Environmental Impact Assessment » (ISEIA) permettant d'établir plusieurs listes d'espèces invasives avérées basées sur des critères d'impact en 3 catégories : espèces avec un fort risque environnemental, espèces avec un risque environnemental moyen et espèces qui ne sont pas considérées comme une menace pour la biodiversité et les écosystèmes.

La méthode de European and Mediterranean Plant Protection Organization (**EPPO, 2012**). Cette méthode repose sur un arbre de décision prenant en compte le risque d'établissement d'une espèce et le croisement du potentiel de dispersion et du niveau d'impact de l'espèce considérée. Son application aboutit à un classement des espèces en trois catégories : espèce d'intérêt moindre, espèce à observer et espèces invasives.

Blackburn *et al.* (2014) proposent un système pour classer les espèces exotiques selon l'amplitude de leurs impacts sur l'environnement. Ces auteurs ont proposé quatre catégories à savoir les massifs (MA), les majeurs (MR), les modérés (MO), les mineurs (MI), et les espèces aux données déficientes.

L'échelle de **Lavergne (2016)**, permet de classer les espèces invasives dans quatre catégories en fonction de la densité et de la répartition des populations observées sur un territoire, du type de milieu colonisé (naturel ou anthropisé) et du risque d'invasion. Elle est utilisée pour établir les listes régionales de plantes invasives (**Dortel *et al.*, 2013 ; FY, 2015**) en Europe. Ces catégories sont entre autres, très envahissant, moyennement envahissant, envahissant uniquement en milieu anthropisé, potentiellement envahissant.

Dortel et Geslin (2016) et **Quere et Geslin (2016)** ont aussi défini des critères pour l'évaluation du statut des espèces exotiques. Selon ces auteurs, il est important de tenir compte : du statut d'indigénat de la plante ; du caractère envahissant ou de la tendance à montrer un caractère envahissant dans le territoire considéré ; du caractère envahissant dans un territoire géographiquement proche ou dans d'autres régions du monde à climat proche ; du caractère envahissant en milieu naturel ou semi naturel ou uniquement en milieu fortement anthropisé ; de l'impact de la colonisation de l'espèce sur la biodiversité, la santé humaine et les activités économiques. Ces critères ont abouti à une classification des plantes invasives en : Invasives Avérées (IA) ; Invasives Potentielles (IP) et Plantes à Surveiller (AS).

- Les Invasives Avérées (IA), sont les plantes non indigènes ayant, dans leur territoire d'introduction, un caractère envahissant avéré, c'est-à-dire montrant une dynamique d'extension rapide du fait d'une reproduction sexuée ou d'une multiplication végétative intenses, et formant localement, notamment dans les milieux naturels ou semi-naturels, des populations denses et bien installées.

- Les Invasives Potentielles (IP), sont les plantes non indigènes ne présentant pas actuellement de caractère envahissant avéré dans le territoire considéré (ou uniquement en milieux fortement artificialisés), mais dont la dynamique (par reproduction sexuée ou multiplication végétative), à l'intérieur de ce territoire et/ou dans des régions limitrophes ou climatiquement proches, est telle qu'il existe un risque de la voir devenir plus ou moins à long terme une invasive avérée.

- Les plantes à surveiller (AS), sont les plantes non indigènes ne présentant actuellement pas (ou plus) de caractère envahissant avéré ni d'impact négatif sur la biodiversité dans les milieux naturels et semi-naturels du territoire considéré mais dont la possibilité de développer un caractère envahissant (par reproduction sexuée ou multiplication végétative) n'est pas totalement écartée, compte tenu notamment du caractère envahissant de cette plante dans d'autres régions du monde, ou en milieu fortement artificialisé.

3.7.2. Évolution des espèces exotiques envahissantes

3.7.2.1. Dynamique spatio-temporelle des espèces exotiques envahissantes

Connaître la distribution et la dynamique spatiotemporelle des espèces exotiques envahissantes est une étape essentielle pour la mise en place des plans de gestion pour le contrôle des invasions (**Collingham et al., 2000 ; Marvier et al., 2004**). Il a été démontré que les espèces exotiques envahissantes ont une dynamique spatiotemporelle particulière. L'aire de répartition de plusieurs espèces s'est grandement étendue dans le temps, alors qu'elles se limitaient à l'intérieur d'une seule région par le passé, elles occupent maintenant une grande partie de la région (**Pyšek et Hulme, 2005**). De ce fait, le suivi de la dynamique des populations des espèces invasives permet de connaître l'évolution des habitats colonisés par les espèces invasives et aussi de connaître la capacité de colonisation d'une espèce invasive. Ces estimations permettront d'établir des conclusions sur l'invasibilité des habitats. Par exemple en France, l'évolution de *Ludwigia grandiflora* a atteint plus de 50 % des prairies du Parc Naturel Régional de Brière (**Haury et Damien, 2012**). En Afrique, notamment au Sénégal, l'évolution des populations de *Mimosa pigra* a pris des proportions inquiétantes dans les mares de Simenti, Kountadala et Nianaka avec respectivement un taux d'invasion de 93 % et de 99 % contre 50,94 % à Simenti (**Gueyé et al., 2015**).

3.7.2.2. Modélisation des espèces exotiques envahissantes

La prédiction de la distribution des espèces exotiques envahissantes est un moyen pertinent pour définir l'étendue géographique des aires favorables aux espèces invasives (**Fandohan et al., 2015**). Or, la revue de la littérature a montré que la gestion de la menace des plantes exotiques invasives exige de l'information sur la distribution aussi bien dans le climat actuel que futur (**Taylor et Kumar 2013 ; Fandohan et al., 2015**). Pour cela, la prédiction des habitats potentiellement adéquats pour les espèces invasives est nécessaire pour contrôler des habitats

potentiellement favorables, à la prolifération des espèces exotiques envahissantes, pour une meilleure gestion de ces plantes en vue de préserver des écosystèmes sains (**Djotan *et al.*, 2018**). Comme exemple, 48 % de la superficie totale des aires protégées au Benin est favorable à l'envahissement de *Ageratum conyzoides* (**Djotan *et al.*, 2018**). Aussi, 65 % de la réserve de biosphère de Pendjari au Benin est hautement favorable à la colonisation de *Lantana camara*.

DEUXIÈME PARTIE :
MATÉRIEL ET MÉTHODES

Chapitre 4 : Matériel d'étude

La réalisation de cette étude a nécessité deux types de matériel. Il s'agit d'un matériel biologique et d'un matériel technique.

4.1. Matériel biologique

Le matériel biologique utilisé est constitué de l'ensemble des espèces végétales récoltées sur le terrain.

4.2. Matériel technique

Le matériel utilisé au cours des investigations botaniques est composé de :

- ruban gradué de 100 m, pour mesurer les contours des relevés ;
- bombe de marquage forestier pour délimiter les aires des relevés ;
- récepteur GPS (Global Positioning System) de type GARMIN pour enregistrer les coordonnées géographiques des placettes ;
- sécateur pour récolter des échantillons d'espèces végétales non identifiées sur le terrain,
- bande adhésive pour numéroter les échantillons récoltés ;
- papiers journaux, des ficelles, des sangles, des cartons pour confectionner l'herbier des échantillons non identifiées sur le terrain ;
- sachets et sacs-poubelles en plastique pour conserver, protéger et transporter les échantillons des plantes prélevées ;
- blocs notes et des stylos pour la prise de notes sur le terrain ;
- fiches de collectes de données floristiques pour la prise de notes des paramètres environnementaux ;
- multimètre pour mesurer les paramètres du sol ;
- appareil photographique pour les prises de vues.

4.3. Matériel informatique

Le matériel informatique est composé notamment :

- d'un ordinateur de marque LENOVO pour la saisie et le traitement des données ;
- du logiciel Excel 2016 de Microsoft pour la réalisation de bases de données et la construction de graphiques ;
- du logiciel Word 2016 de Microsoft pour le traitement de texte ;

- du logiciel MVSP version 3.1 pour le calcul des indices de diversité tels que Shannon et Piélu ;
- des logiciels XLSTAT version 2014, R version 3.5.1 ; CANOCO 4.5, IndVal 2.0, et Maxent version 3.3.3 pour la saisie et le traitement statistique des données floristiques recueillies ;
- QGIS 2.14 pour le traitement des données cartographiques ;
- l'outil d'aide à la gestion bibliographique Mendeley pour l'édition des références bibliographiques.

Chapitre 5 : Méthodologie

5.1. Choix des sites d'étude

L'étude a débuté par une prospection qui a consisté à sillonner tout le Parc National du Banco afin d'identifier les zones rudérales. À l'issue de cette prospection, les milieux tels que : les bordures des sentiers touristiques (Figure 13), la zone d'emprise des câbles de haute tension (Figure 14), la périphérie du parc et les campements (campement détruit et campement actuel) (Figure 15) ont été sélectionnés et marqués à l'aide d'un GPS. Ces zones ont été sélectionnées, parce qu'elles représentent les milieux préférentiels de croissance des espèces rudérales (**Brun, 2007**). Elles ont servi à faire l'inventaire des espèces.

Hormis les habitats précités, l'arboretum et la parcelle de la Forêt classée de l'Anguédédou ont également été sélectionnés car ses milieux représentent des formations végétales anthropisées ou des plantations forestières contenant les plantes exotiques et/ ou invasives (**Tiébré *et al.*, 2015**). Ceci dans le but d'estimer la surface d'occupation totale des plantes invasives du Parc National du Banco et de suivre leur dynamique à plus ou moins long terme.

5.2. Caractérisation de la flore et de la végétation des zones rudérales du Parc National du Banco

5.2.1. Collecte des données floristiques

L'inventaire floristique revient à dresser une liste de toutes les espèces végétales présentes dans une région donnée (**Aké-Assi, 1984**). La réalisation de cet inventaire permet de mieux connaître les espèces végétales qui peuplent cette région. Dans cette étude, une seule méthode de relevé phytosociologique a été utilisée : la méthode de relevé de surface.

La méthode de relevé de surface aussi, appelée technique des quadrats consiste à identifier les espèces végétales (herbes, lianes, abrisseaux, arbustes et arbres) sur des parcelles de surface fixe (**Senterre, 2005**). Cette méthode vise à décrire et à caractériser une unité concrète de végétation (**Laurent *et al.*, 2017**).

Dans la présente étude, 203 placettes de 50 m² (10 m de longueur × 5 m de largeur) ont été posées de façon aléatoire dans les sites d'échantillonnage en raison de 80 placettes aux abords des sentiers touristiques, 35 dans la zone d'emprise des câbles de haute tension, 40 à la périphérie du parc, 23 dans les campements, 12 dans l'arboretum et 13 dans la parcelle de la Forêt classée de l'Anguédédou (Figure 16).



Figure 13 : Aperçu d'un sentier touristique dans le Parc National du Banco

Coordonnées : (W = 004°06'15.5"/ N = 05° 38' 11.9")



Figure 14 : Aperçu de la zone d'emprise des câbles de haute-tension dans le Parc National du Banco

Coordonnées : (W = 004°48.38"/ N = 05° 21' 38.6")



Figure 15: Aperçu de l'ancien campement dans le Parc National du Banco

Coordonnées : (W = 004°2'29.59"/ N = 05° 21' 47.9")

Les placettes installées dans la zone d'emprise des câbles de haute tension, en bordure des sentiers touristiques et à la périphérie du parc sont équidistantes de 200 m. Par contre, celles installées dans l'arboretum, les campements et dans la parcelle de la Forêt classée de l'Anguédedou sont séparées de 50 m (Figure 17).

À l'intérieur de chaque placette, toutes les espèces rencontrées ont été recensées (Figure 18) et leur recouvrement (abondance-dominance) a été estimé. L'abondance-dominance est l'expression de l'espace relatif occupé par l'ensemble des individus de chaque espèce, espace qui est déterminé à la fois par leur nombre et leur recouvrement (**Guinochet, 1973**). L'abondance-dominance de toutes les espèces végétales non invasives a été estimée en suivant l'échelle de **Van der Maarel (1979)** (Tableau II). Cette échelle est généralement, utilisée dans les études phytosociologiques de la sous-région Ouest-africaine (**Senterre 2005, Mévanly, 2018 ; N'Guessan, 2018**). Par la suite, les paramètres du sol ont été mesurés. L'identification des espèces a été faite grâce à la clé d'identification de **Hawthorne (1995)**. Cette clé est basée sur la reconnaissance de la feuille, des fruits et dans certains cas de la section du tronc. Les noms des espèces inventoriées ont été mis à jour à partir de **Lebrun et Stork (1991-1997)** et la nomenclature adoptée pour les familles est celle de **APG IV (2016)**.

Les espèces végétales invasives ont été recensées selon les critères de **Roux (2011)**. En effet, cet auteur a retenu 4 critères pour identifier une espèce invasive : l'introduction de l'espèce dans une région à partir de 1500 ans ; l'impact avéré de sa présence ; le constat d'une reproduction effective et la notion de prolifération en termes de niveau d'impact occasionné par l'espèce. Grâce à ces critères, il a été possible d'élaborer une proposition de liste d'espèces invasives du Parc National du Banco. Cette proposition de liste de plantes invasives a été élaborée sur la base de certaines listes existantes de plantes invasives de Côte d'Ivoire. En effet, des ouvrages et articles sur les plantes invasives ont été consultés et synthétisés (**De Foresta, 1995 ; Gautier et al., 1999 ; Chatelain et al., 2001 ; UICN/PACO, 2013 ; Neuba et al., 2014 ; Noba et al., 2017, Dogba et al., 2018**). La base de données mondiale des espèces invasives le recueil d'espèces invasives de CABI et la liste des plantes invasives de l'Afrique de l'Ouest ont été également consultés et synthétisés. Ces données ont été complétées par des communications d'experts locaux (Aké-Assi, communications personnelles) et des observations sur le terrain.

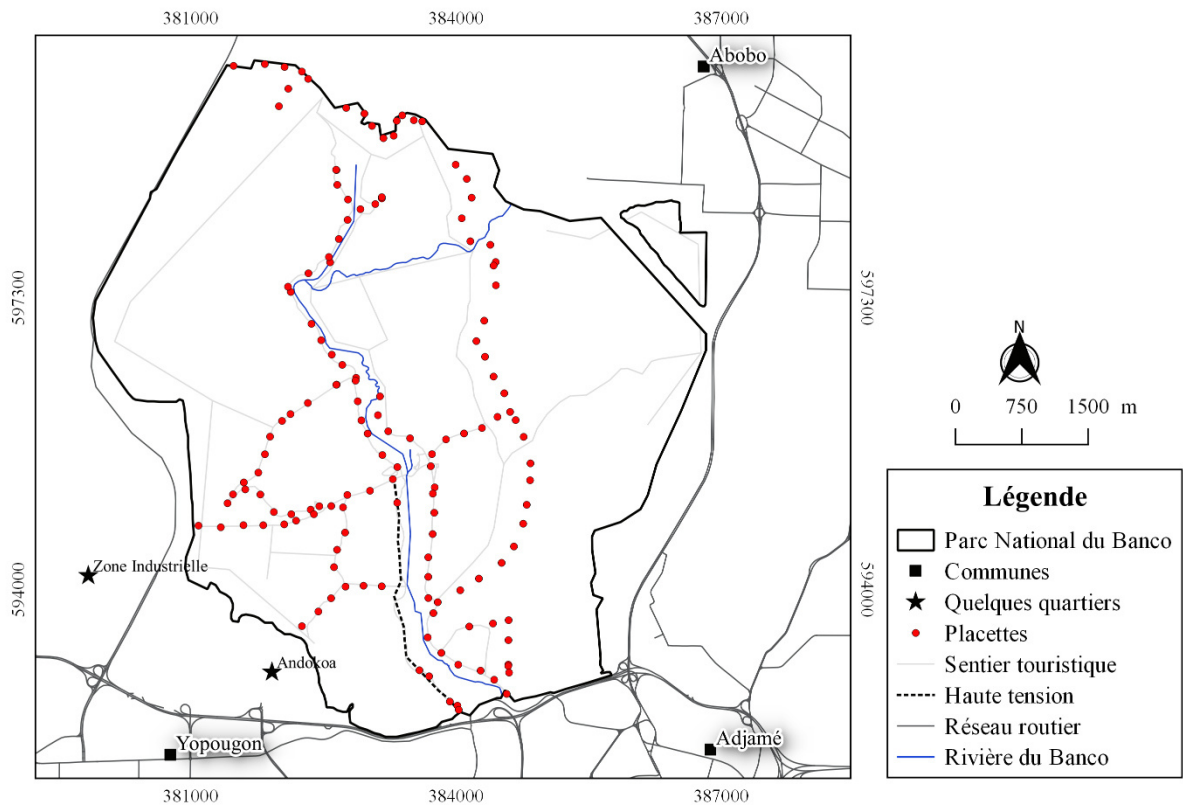


Figure 16 : Localisation des placettes d'inventaire au sein du Parc National du Banco

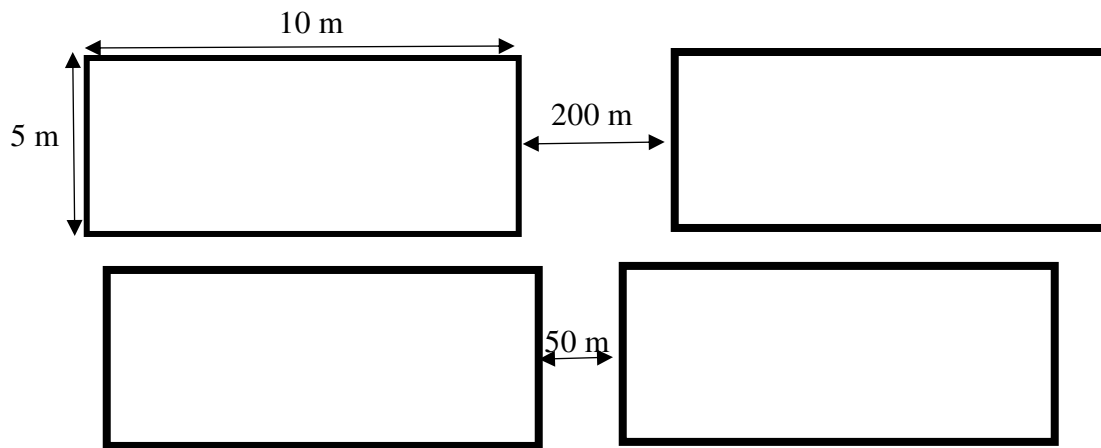


Figure 17 : Dispositif utilisé pour les relevés de surface



Figure 18 : Aperçu d'une séance d'inventaire des espèces dans une placette

Tableau II: Coefficients d'abondance- dominance de **Van der Maarel (1979)**

AD	Définition	Recouvrement moyen (%)
1	1 individu	1
2	2 individus	2
3	$Dr \leq 5 \%$	3,5
4	$5 < Dr \leq 10 \%$	7,5
5	$10 < Dr \leq 15 \%$	12,5
6	$15 < Dr \leq 25 \%$	20
7	$25 < Dr \leq 50 \%$	37,5
8	$50 < Dr \leq 75 \%$	62,5
9	$Dr > 75 \%$	87,5

Légende : AD est l'abondance- dominance, Dr représente soit l'abondance relative (pour les arbres avec comptage des individus), soit le taux de recouvrement estimé en % de la surface du relevé (pour les espèces herbacées).

Le recouvrement des plantes invasives a été estimé suivant l'échelle de **Vahrameev et Nobilliaux (2013)**. Selon ces auteurs, le niveau d'envahissement est nul lorsqu'aucune plante invasive n'est observée. Il est de 1 pour un envahissement compris entre 1 et 5 % ; il est de 2 pour un envahissement compris entre 5 et 25 % ; de 3 pour un envahissement compris entre 25 et 50 % ; de 4 pour un envahissement compris entre 50 et 75 % ; de 5 pour un envahissement supérieur à 75 %. Les échantillons d'espèces végétales non identifiées ont été collectés pour la préparation d'un herbier et identifiées ultérieurement au laboratoire.

5.2.2. Mesure des paramètres mésologiques

Dans la présente étude, les principaux paramètres environnementaux pris en compte sont : l'éclairement ou l'exigence vis-à-vis de la lumière, le type d'habitat, le niveau d'envahissement, l'aspect du sol et l'altitude. L'éclairement a été apprécié à partir de la distinction de **Rameau et al. (1989)** qui définit trois types d'éclairement (milieu éclairé, semi-ombre et ombragé). Pour ce qui est du type d'habitat, il a été question de renseigner les 4 types de biotopes ou sites d'échantillonnage (le long d'un sentier touristique, sous les câbles de haute tension, à la périphérie et dans les campements). L'aspect du sol a été précisé selon **Brun (2007)**, à savoir un sol taxé et asphyxiant, un sol argileux humide, sol sec riche en nutriments, un sol humide et riche en nutriments. L'altitude quant à elle a été notée grâce au GPS.

5.2.3. Analyse des données floristiques

5.2.3.1. Catégorisation de la flore et de la végétation des zones rudérales du Parc National du Banco

Il s'est agi ici de catégoriser les plantes et la végétation suivant leur cycle de vie et leurs affinités pour un milieu donné. La caractérisation a permis d'indiquer si l'espèce recensée est une plante annuelle, bisannuelle, nitrophile ou vivace. La catégorisation des espèces a suivi les travaux de **Nyakabwa (1981)** et **Brun (2007)**. Dans la présente étude, elle a permis de connaître la flore et la végétation dominantes des zones rudérales du Parc National du Banco.

5.2.3.2. Diversité qualitative de la flore

La richesse spécifique est le nombre total d'espèces que compte un site donné sans tenir compte de leur abondance (**Schnell, 1970 ; Aké-Assi, 1984**). Elle représente la plus simple caractéristique floristique d'un territoire (**Nkongmeneck et al., 2003**). Dans la présente étude, elle

a été utilisée pour connaître le nombre d'espèces rencontrées dans les zones rudérales du Parc National du Banco. Une base de données floristique contenant les données taxonomiques (genre, espèce, famille et nom de l'auteur) a été établie pour toutes les espèces rencontrées.

5.2.3.2.1. Composition floristique

La composition floristique consiste à relever pour chaque espèce identifiée, le type morphologique, le type biologique et la répartition phytogéographique.

Les types morphologiques indiquent si l'espèce inventoriée est une herbe, une liane ou une espèce arborescente (arbrisseaux, arbustes ou arbres). La classification des espèces suit les travaux de **Aké-Assi (2001 ; 2002)**. Dans la présente étude, il a été déterminé pour connaître le type morphologique qui domine les zones rudérales du Parc National du Banco.

Les types biologiques désignent le comportement adaptatif de l'espèce (**Niang-Diop et al. 2010 ; Hakizimana, 2012**). Les types biologiques ont été évalués en se référant à la classification de **Raunkiaer (1934)**. Elle est adaptée et utilisée en régions tropicales notamment par **Schnell (1976 ; 1977)**, **Sonké (1998)** et **Boupoia (2010)**. Les principaux types biologiques retenus dans cette étude sont les suivants : les mégaphanérophytes (MP), arbre de plus de 30 m de hauteur, les mésophanérophytes (mP), arbres de 8 à 30 m de hauteur ; les microphanérophytes (mp) ; arbustes de 2 à 8 m de hauteur et les nanophanérophytes (np) ; arbrisseaux de 0, 25 à 2 m de hauteur. Les chaméphytes (Ch), plantes dont les bourgeons ou les extrémités des pousses persistantes sont situés au-dessus de la surface du sol, sur des rameaux rampants ou dressés. Les Hémicryptophytes (H), plantes dont les pousses ou bourgeons de remplacement sont situés au niveau du sol. Les Thérophytes (Th), plantes annuelles qui passent la saison défavorable sous forme de graines. Les Géophytes (G), plantes dont les organes de survie (bulbe, tubercule, rhizome) sont enfouis dans le sol et dont la partie aérienne meurt durant la période défavorable.

La répartition phytogéographique ou phytochorie permet de répartir les espèces recensées suivant leur aire de répartition géographique. Elle a été faite en se basant sur les travaux de **Aké-Assi (2001 ; 2002)**. Ainsi, l'on distingue les espèces forestières qui se rencontrent naturellement dans la région phytogéographique Guinéo-congolaise (GC), les espèces savaniques dans la région phytogéographique Soudano-zambézienne (SZ), les espèces de transition forêt-savanes qu'on rencontre à la fois dans ces deux régions phytogéographiques (GC-SZ), et les espèces introduites

(I). À ces aires phytogéographiques, nous ajoutons les espèces réparties dans toutes les régions tropicales du globe (PanT : pantropicales) ; espèces présentes aussi bien en Afrique tropicale, en Asie tropicale, Australie et à Madagascar (PaléoT : paléotropicales) ; espèces présentes en Afrique et en Amérique tropicale (Aam : afro-américaines) espèces rencontrées dans toute l'Afrique tropicale (AT : afro-tropicales).

5.2.3.2.2. Espèces à statut particulier

La détermination des espèces dites à statut particulier a consisté à déterminer les espèces endémiques et espèces rares et/ou menacées de disparition de la flore ivoirienne. Une espèce est dite endémique si son aire de répartition est limitée à une région donnée. En d'autres termes, l'endémisme est le caractère de l'espèce qui exprime la restriction de son aire de distribution (**Aké-Assi, 1988**). En se basant sur des critères de rareté de certains taxons au niveau national, régional ou international, les auteurs comme **Aké-Assi (2001 ; 2002)** et **UICN (2018)** ont proposé des listes d'espèces qui sont menacées de disparition à cause des activités anthropiques. Il s'agit des espèces rares et / ou menacées de disparition de la flore ivoirienne. Dans la présente étude, nous avons distingué les espèces endémiques aux blocs forestiers Ouest-Africains (GCW) des espèces propres au territoire ivoirien (GCi) et de celles endémiques aux forêts de la région phytogéographique de la Haute Guinée (HG) (**Guillaumet, 1967 ; Aké-Assi, 1988 ; Jongkind, 2004**).

5.2.3.2.3. Espèces Exotiques Envahissantes

Les espèces invasives identifiées sur le terrain du Parc National du Banco, ont été classées selon la classification de **Dortel et Geslin (2016)** et **Quere et Geslin (2016)** en Invasives Avérées (IA), Invasives Potentielles (IP) et plantes à surveiller (AS).

5.2.3.3. Diversité quantitative de la flore

5.2.3.3.1. Indice de diversité de Shannon (H')

L'indice de **Shannon (1949)** est l'un des meilleurs estimateurs de la diversité biologique (**Magurran, 2004**). Il mesure la composition en espèce d'un peuplement en combinant la richesse spécifique et de l'abondance relative. Dans le cadre de cette étude, cet indice a été calculé pour apprécier la diversité des zones rudérales échantillonnées (**Felfili et al., 2004 ; Magurran, 2004 ; Hakizimana, 2012**). Cet indice varie généralement entre 1 et 5 voire un peu plus de 5 bits. La diversité est faible lorsque H' est inférieur à 3 bits, moyenne si H' est compris entre 3 bits et 4 bits puis élevé quand H' est supérieur ou égal à 4 bits (**Legendre et Legendre, 1984 ; Frontier et**

Piochod-Viale, 1995). Un indice de diversité de Shannon élevé correspond à des conditions du milieu favorable à l'installation de nombreuses espèces ; c'est le signe d'une grande stabilité du milieu (**Inoussa et al., 2013**). L'indice de Shannon se calcule suivant la formule suivante :

$$H' = - \sum (N_i/N) \ln (N_i/N)$$

Dans cette formule, H' représente l'indice de diversité de Shannon, N_i est le nombre d'individus d'une espèce i et N le nombre total d'individus de toutes les espèces de l'espace considérée.

5.2.3.3.2. Indice d'équitabilité de Piélou (E)

L'indice d'équitabilité de **Piélou (1966)** appelé encore indice de régularité décrit la répartition des effectifs des individus entre les différentes espèces d'un peuplement. C'est le rapport de la diversité d'un peuplement ou d'un échantillon sur le nombre d'espèces présentes dans une parcelle (**Masharabu et al., 2010**). La valeur de l'indice d'équitabilité de Piélou varie de 0 à 1. Selon **Inoussa et al. (2013)**, si E appartient à l'intervalle [0 ; 0,6], l'indice de l'équitabilité de Piélou est faible ; par contre si E appartient à l'intervalle [0,7 ; 0,8[, l'indice d'équitabilité est moyen et enfin si E appartient à l'intervalle [0,8 ; 1], l'équitabilité de Piélou est élevée avec une absence de dominance. L'indice d'équitabilité de Piélou (E) se calcule selon l'expression mathématique suivante :

$$E = H' / \ln S$$

Dans cette formule, E désigne l'indice d'équitabilité de Piélou, H' est l'indice de Shannon et S représente le nombre total d'espèces de la parcelle ou de l'espace concerné.

5.2.4. Analyses statistiques des données floristiques

5.2.4.1. Tests de comparaison des moyennes

Le test de Kruskal-Wallis a été utilisé dans le but de comparer les moyennes des indices de diversité par biotope. C'est une alternative non paramétrique de l'ANOVA dès que l'un des trois facteurs n'est pas vérifié, c'est-à-dire l'indépendance des observations, la normalité de la distribution et l'homogénéité des variances (l'homoscédasticité). Chaque fois que la probabilité calculée était significative, le test de Dunn a été effectué afin de comparer deux à deux les moyennes et d'apprécier les différences significatives qui existent entre celles-ci. Le niveau de

significativité choisi pour ces analyses, est de 5 % ($P \leq 0,05$). Le logiciel XLSTAT version 2014.5.03 a été utilisé pour la réalisation de ces tests.

5.2.4.2. Méthodes d'ordination et classification des placettes

La compréhension de la relation entre les espèces et leur environnement est une question essentielle en écologie (**Kenth et Coker, 1996 ; Bouzillé, 2007**). Les méthodes qui étudient cette relation s'appuient sur le lien entre un tableau espèces / relevés et un tableau facteurs écologiques / relevés. L'une des méthodes couramment utilisées est l'Analyse Canonique des Correspondances (ACC ; **Ter Braak, 1986**). C'est une méthode d'analyse directe de gradient ou ordination sous contrainte qui permet de confronter directement dans une seule analyse, variables environnementales et espèces (**Legendre et Legendre, 1984**). L'ACC a été utilisée dans la présente étude pour déterminer les facteurs environnementaux responsables de la variabilité floristique des zones rudérales. Cette méthode a déjà été utilisée par **Ouattara et al. (2017)**.

L'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) couplée à la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) ont permis d'identifier les groupements végétaux issus des groupes écologiques mis en évidence par l'ACC.

L'analyse en « cluster » a été réalisée pour organiser les relevés de végétation ou types de communautés dans un certain ordre selon leurs similarités ou dissimilarités calculés suivant les méthodes de distance (**Boubou, 2011**). Parmi les nombreuses méthodes de classification, la classification hiérarchique ascendante (CAH) a été utilisée dans notre étude.

L'Analyse Canonique des Correspondances (ACC) a été effectuée à l'aide du logiciel CANOCO (Canonical Community Ordination) tandis que L'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) et la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) ont été réalisées à l'aide du logiciel R.3.5.1.

5.2.4.3. Méthodes d'identification des espèces indicatrices

La méthode IndVal de **Dufrêne et Legendre (1997)** a permis de déterminer les espèces indicatrices de chaque groupement végétal. Cette méthode consiste à identifier les espèces indicatrices à l'aide d'un test de permutation qui combine la fidélité des espèces (la présence de l'espèce dans la plupart des sites de ce groupe) et leur spécificité (espèce trouvée majoritairement dans un seul groupe). Un indice de valeur indicatrice appelé IndVal ou IV (Indicator Value) est calculé pour chaque espèce i , dans chaque groupe de relevés j , à partir de la formule suivante :

$$\text{IndVal}_{ij} \text{ ou IV} = A_{ij} \times B_{ij} \times 100$$

Avec IndVal_{ij} : Valeur indicatrice de l'espèce i pour le groupe j ; $A_{ij} = N_{\text{individus}_{ij}} / N_{\text{individus}_j}$ et $B_{ij} = N_{\text{sites}_{ij}} / N_{\text{sites}_j}$; $N_{\text{ind}_{ij}}$: nombre moyen d'individu d'espèce i dans le groupe j ; N_{ind_i} : nombre moyen d'individu d'espèce i ; $N_{\text{sites}_{ij}}$: nombre de sites du groupe j où l'espèce i est présente ; N_{sites_j} : nombre de sites du groupe j

La valeur indicatrice ou IV (exprimée en pourcentage) de toutes les espèces constitutives des différents groupes mis en évidence par les dendrogrammes a été calculée à l'aide du logiciel IndVal 2.0 (Dufrêne, 2004). Un test statistique de signification de Monte Carlo est appliqué à la valeur indicatrice de chaque espèce dans le groupe de relevé auquel elle appartient pour mesurer le degré de significativité. Chaque groupement végétal a été nommée par les deux espèces présentant les plus fortes valeurs Indicatrices (Dufrêne et Legendre, 1997 ; Kouamé *et al.*, 2009).

5.3. Caractérisation de l'évolution des espèces exotiques envahissantes des zones rudérales du Parc National du Banco

5.3.1. Collecte des données floristiques

L'étude de l'évolution des plantes exotiques envahissantes dans les zones rudérales du parc a été faite pour connaître leur capacité de colonisation dans le Parc National du Banco. Cette étude a combiné deux méthodes d'inventaire. En plus de la méthode de relevé de surface comme décrite au point 5.2.1, la méthode de relevé itinérant a été utilisée. Le relevé itinérant est une méthode complémentaire à la méthode de relevé de surface qui consiste à inventorier toutes les espèces non rencontrées dans les placettes lorsque l'on parcourt un site donné dans toutes les directions (Aké-Assi, 1984). Cette méthode est fréquemment utilisée en Côte d'Ivoire lors des relevés botaniques (Malan *et al.*, 2007 ; Mévanly, 2018). Ces espèces ont été identifiées et leurs coordonnées géographiques enregistrées. Ensuite, le contour des peuplements a été levé avec le GPS pour le calcul de la surface d'occurrence de ces espèces. Cette méthodologie a déjà été utilisée par Nzengue *et al.* (2016).

5.3.2. Collecte des données environnementales

Les variables environnementales utilisées dans le cadre de cette étude comprennent les variables climatiques (précipitations et température) et les variables topographiques (altitude et pente). Il s'agit de variables environnementales qui selon **Guarino *et al.* (2002)** peuvent avoir une influence sur la distribution des espèces (Tableau III). Les données climatiques actuelles (1950–2000) proviennent de la base de données du Worldclim version 1.4 du site www.worldbioclim.org et de données de CCAFS (www.ccafs-climate.org) avec une résolution de 30 secondes au sol (résolution spatiale d'environ 1 km² en Afrique de l'Ouest). Ces données comprennent dix-neuf variables bioclimatiques (**Hijmans *et al.*, 2005**). Selon **Koffi *et al.* (2008)**, ces données sont issues d'interpolations à partir de données de plus de 20000 stations météorologiques couvrant les cinq continents. Elles couvrent respectivement les périodes de 1950- 2000 et future horizon 2050. Concernant les conditions climatiques futures de la période 2050, le scénario climatique RCP 8.5 avec une concentration en CO₂ atmosphérique supérieure à 936 ppm en 2100 a été utilisé (**GIEC, 2013**).

Ce scénario a été choisi car il prévoit les tendances les plus divergentes pour les régions de l'Afrique de l'Ouest par rapport aux autres scénarii. Ce scénario qui a été utilisé dans plusieurs travaux réalisés sur les écosystèmes Ouest africains (**Panitz *et al.*, 2013 ; Fandohan *et al.*, 2015 ; Idohou *et al.*, 2017a, b ; Guidigan *et al.*, 2018**) est une version actualisée du scénario de type A.2 (**Tosso, 2013**). Il présente les caractéristiques demandées pour les analystes d'incidences, d'adaptation et de vulnérabilité (**Tosso, 2013**). Comme tous les scénarii A, il suppose que l'aspect économique prime sur l'aspect environnemental dans la motivation des décisions politiques. Le A.2 décrit un monde très hétérogène : les identités locales sont préservées et le développement économique a une orientation principalement régionale avec un accroissement de la population. Le modèle climatique Met Office (Hadgem2-ES) a été utilisé (**GIEC, 2013**). Ce modèle est actuellement le plus approprié pour simuler les réponses climatiques en Afrique de l'Ouest (**Panitz *et al.*, 2013 ; Fandohan *et al.*, 2015 ; Idohou *et al.*, 2017a, b**).

Les variables topographiques (altitude et pente) ont été extraites d'un modèle numérique de terrain du Parc National du Banco. La pente et l'altitude sont fréquemment utilisées comme variables indirectes dans la répartition des espèces (**Murai *et al.*, 2013**).

Tableau III: Variables environnementales utilisées pour le test de MaxEnt

Codes	Variables bioclimatiques
Bio_1	Température moyenne annuelle
Bio_2	Ecart diurne moyen (température maximale- température minimale ; moyenne mensuelle
Bio_3	Isothermalité (Bio1 / Bio7) *100
Bio_4	Saisonnalité de la température (coefficient de variation)
Bio_5	Température maximale du mois le plus chaud
Bio_6	Température minimale du mois le plus froid
Bio_7	Ecart annuel de température (Bio5 - Bio6)
Bio_8	Température moyenne du trimestre le plus humide
Bio_9	Température moyenne du trimestre le plus sec
Bio_10	Température moyenne du trimestre le plus chaud
Bio_11	Température moyenne du trimestre le plus froid
Bio_12	Précipitations annuelles
Bio_13	Précipitations du mois le plus humide
Bio_14	Précipitations du mois le plus sec
Bio_15	Saisonnalité des précipitations (coefficient de variation)
Bio_16	Précipitations du trimestre le plus froid
Bio_17	Précipitations du trimestre le plus sec
Bio_18	Précipitations du trimestre le plus chaud
Bio_19	Précipitation du trimestre le plus froid

5.3.2. Analyse des données

5.3.2.1. Etude de la tendance évolutive globale des espèces exotiques envahissantes

5.3.2.1.1. Calcul de la superficie d'occupation du sol par les espèces invasives

La dynamique de colonisation des plantes invasives a été menée pendant trois années consécutives (2016 ; 2017 ; 2018). La surface d'occupation du sol a été mesurée dans chaque biotope et aussi pour chaque plante invasive. La surface d'occurrence des plantes invasives (S_p) a été calculée chaque année suivant la formule proposée par **Scherer (1984)**, utilisée par **Nzengue et al. (2016)** et **Abdou et al. (2017)**.

$$S_p = \sum_{i=1}^n X_i$$

X_i superficie représentant l'occurrence de chaque zone d'occurrence ou surface élémentaire de la zone d'occurrence ; n : le nombre de zone d'occurrence.

La surface réelle d'occupation des espèces invasives a été évaluée chaque année dans chaque biotope et aussi pour chaque plante invasive en multipliant la surface d'occurrence (S_p) par le taux de recouvrement selon l'échelle de **Vahrameev et Nobiliaux (2013)**. Elle a été calculée selon la formule ci-dessous de **Scherer (1984)**, utilisée par **Nzengue et al. (2016)** et **Abdou et al. (2017)**.

$$S_r = \sum_{i=1}^n X_i \cdot C_i$$

Avec C_i : taux de recouvrement du peuplement d'une espèce invasive.

Par la suite, la superficie totale annuelle occupée par chaque espèce a été obtenue en faisant la somme des surfaces d'occupation de chaque biotope.

5.3.2.1.2. Dynamique spatio- temporelle des espèces invasives

L'analyse de la dynamique d'expansion des plantes invasives a été faite à partir du calcul du taux d'expansion. Ce taux a été calculé afin de mesurer l'évolution (croissance ou régression) de la superficie occupée par ces plantes invasives sur les trois années consécutives.

Cette méthodologie a déjà été utilisée dans plusieurs études de dynamique de la végétation (**Koffi, 2016, Abrou *et al.*, 2017 ; N'Guessan, 2018**). L'expression mathématique du taux d'expansion selon **Toyi *et al.* (2013)** est la suivante :

$$TC = \left(\frac{Sf - Si}{Si} \right) \times 100$$

Dans cette formule, TC est le taux d'expansion des espèces. Si est la superficie d'occupation du sol des plantes invasives de l'année initiale et Sf représente la superficie d'occupation du sol de l'année finale. Les valeurs positives de Tc indiquent des progressions de la surface d'occupation du sol par les plantes invasives tandis que les valeurs négatives traduisent les régressions.

5.3.2.1.3. Calcul de la fréquence relative des plantes invasives

La fréquence relative (Fr) a été calculée pour estimer l'importance de chacune des espèces invasives par rapport aux autres. Elle traduit la régularité d'une espèce dans une communauté végétale. La fréquence absolue ou encore spécifique Fs (e) est le nombre (n) de fois qu'une espèce (e) a été observée dans (N) relevés. La fréquence relative est le rapport de la fréquence absolue sur le nombre total de relevés. Elle se calcule selon la formule proposée par **Daget et Poissonet, (1969)** et utilisée par **Tiébré *et al.* (2014)**.

$$Fr = \frac{Fs(e)}{N}$$

Dans la présente étude, cinq classes de fréquences relatives définies **Raunkiaer (1905)**, ont été utilisées pour déterminer la régularité des espèces invasives :

- la classe I regroupe les espèces très peu régulières dont la fréquence relative est comprise entre 0 et 20 % ;
- la classe II renferme les espèces peu régulières dont la fréquence relative est comprise entre 21 et 40 % ;

- la classe III rassemble les espèces régulières dont la fréquence relative est comprise entre 41 et 60 %,
- la classe IV réunit les espèces très régulières dont la fréquence relative est comprise entre 61 et 80 % et ;
- la classe V regroupe les espèces particulièrement régulières dont la fréquence relative est comprise entre 81 et 100 %.

5.3.2.1.4 Calcul de la contribution spécifique des plantes invasives

La contribution spécifique (Cs) a été calculée pour mettre en évidence l'agressivité des espèces invasives. C'est l'expression de l'apport de chacune des espèces à la végétation d'une station inventoriée. C'est une valeur qui exprime le mieux l'agressivité d'une espèce dans un relevé. C'est le rapport entre la fréquence spécifique Fs (e) et la somme des fréquences spécifiques de toutes les espèces recensées au cours de l'échantillonnage. Elle s'obtient à partir de la formule suivante proposée par **Daget et Poissonet (1969)** et employée par **Tiébré *et al.* (2014)**.

$$Cs = \frac{FS(e)}{\sum^n 1 FS} \times 100$$

Où FS (e) est la fréquence absolue de l'espèce considérée. Cette étude a adopté la classification de **Daget et Poissonet (1969)** :

- $Cs(e) < 1$: espèces non agressives, ce sont des espèces dont l'effet dépressif sur les plantes est plus ou moins négligeable ;
- $1 \leq Cs(e) < 4$: espèces dites agressives, dont l'effet dépressif sur les plantes est relativement élevé ;
- $Cs(e) \geq 4$: espèces considérées comme très agressives vis-à-vis des autres plantes ; elles ont un effet dépressif particulièrement élevé sur les autres espèces.

5.3.2.2. Modélisation de la distribution de deux plantes invasives recensées dans le Parc National du Banco

5.3.2.2.1. Choix des espèces modèles

La modélisation des niches fondamentales permet d'observer l'aire de distribution potentielle d'espèces modèles. Pour cette étude, ce sont deux espèces végétales qui ont servi de modèles. Elles ont été choisies en tenant compte de leur fréquence et de leur abondance dans le Parc National du Banco suivant les travaux de **Akaffou et al. (2019)**. Il s'agit de *Chromolaena odorata*, une espèce avérée invasive et *Hopea odorata*, une espèce invasive potentielle. La modélisation de distribution potentielle présente et future a donc été faite sur ces deux espèces susmentionnées.

5.3.2.2.2. Mise en œuvre et validation du modèle du maximum d'entropie

Le modèle MaxEnt (**Phillips et al., 2006**) a été utilisé dans le cadre de cette étude pour modéliser les habitats appropriés pour les deux espèces invasives. Pour assurer la qualité des modèles finaux, les variables environnementales ont été soumises à un test de corrélation pour sélectionner celles les moins corrélées ($r < 0,85$) compte tenu des biais que les fortes corrélations ont sur les prédictions (**Elith et al., 2011**). Pour cela, le logiciel ENMTools version 1.4.4 a été utilisé (**Warren et Seifert, 2011**). Une fois que le choix des variables environnementales les moins corrélées a été fait, la modélisation de la niche écologique favorable des deux espèces végétales invasives s'est faite à partir des étapes suivantes :

(1) Les données de présence des espèces (les coordonnées doivent être converties sous forme décimale), enregistrées en fichier csv ont été introduites dans l'algorithme de traitement du modèle Maxent.

(2) Ensuite, les variables environnementales disponibles pour les deux périodes (1950-2000 et 2000- 2050) y ont été également introduites.

(3) Puis, une fois les données d'occurrences et des variables environnementales intégrées dans le modèle MaxEnt, celles-ci vont générer les modèles de prédiction de la distribution potentielle des espèces. La prédiction des habitats est obtenue à partir d'interpolation des caractéristiques bioclimatiques de chaque point de présence de l'espèce. Ainsi, les modèles de distribution ont été élaborés pour des conditions environnementales actuelles (1950-2000) et futures pour la période 2050.

(4) Enfin, les délimitations géographiques du Parc National du Banco ont été ajoutées pour affiner la lecture du modèle.

Au cours de la construction des modèles générés par MaxEnt, la performance du modèle a été évaluée en utilisant les statistiques AUC (Area Under the Curve) et le test de Jackknife (**Phillips et al., 2006**). L'AUC permet d'établir une corrélation entre les données produites par MaxEnt et la vérité sur le terrain. Une forte valeur de l'AUC montre que les résultats présentés par le modèle sont fidèles à la distribution réelle de l'espèce dans les différents biotopes indiqués. Une faible valeur par contre, montre que les résultats du modèle ne reflètent pas la distribution réelle de l'espèce dans les différents biotopes. Les valeurs AUC ont été interprétées comme proposé par **Araújo et al (2005)** : lorsque $AUC > 0,90$ le modèle est excellent ; si $0,80 < AUC < 0,90$ le modèle est bon ; si $0,70 < AUC < 0,80$ le modèle est acceptable ; si $0,60 < AUC < 0,70$ le modèle est mauvais et si $0,50 < AUC < 0,60$, le modèle n'est pas valide.

Le test de jackknife consiste en une évaluation de l'apport de chaque variable environnementale au modèle. Ainsi, pour chaque variable, il est possible d'obtenir un calcul de la contribution au modèle lorsque celle-ci est utilisée isolément et les variables restantes sont exclues de l'analyse. La contribution au modèle est aussi calculée si la variable est exclue de l'analyse contrairement aux autres variables. Ce test permet donc d'obtenir une vision claire de l'apport de chaque variable au modèle.

5.3.2.2.3. Cartographie de la distribution des habitats présents et futurs des espèces

Les résultats de Maxent obtenus sous forme de fichiers formats ASCII ont été importés dans le logiciel QGIS 2.18 pour cartographier l'étendue des habitats favorables à chaque espèce. Les différents niveaux d'habitats de nos espèces modèles ont été classifiés à partir des seuils de probabilités logistiques de présence générés par les modèles. La probabilité logistique d'occurrence d'une espèce est considérée comme indicatrice de la qualité des habitats pour l'espèce. Elle varie entre 0 et 1 (**Liu et al., 2013**).

Pour une valeur de probabilité inférieure au *Minimum training presence*, l'habitat est dit "potentiellement non favorable". Au-dessus de cette dernière, l'habitat est dit "potentiellement favorable". Ainsi, pour une valeur de probabilité inférieur à 0,5, l'habitat est dit "potentiellement

non favorable", et celle supérieure à 0,5, l'habitat est considéré comme "potentiellement très favorable". L'étendue de chaque niveau d'habitat (aire et pourcentage), aussi bien sous les conditions présentes que futures a été estimée en tenant compte du nombre de pixels occupés par chaque type d'habitat en vue d'évaluer le gain ou la perte dans l'aire potentiellement favorable de l'espèce à l'échelle du parc. Cette estimation s'est effectuée à partir de l'outil « spatiale analyst » du logiciel QGIS.

Les taux d'expansion (T_c) des habitats actuellement favorables en habitats potentiellement non favorables dans le futur et vice versa ont été estimés à partir de la formule mathématique de **Toyi *et al.* (2013)**.

TROISIÈME PARTIE :
RÉSULTATS

Chapitre 6 : Flore et végétation des zones rudérales du Parc National du Banco

6.1. Végétation des zones rudérales du Parc National du Banco

La végétation rudérale du Parc National du Banco est une végétation généralement héliophile qui croît aux alentours des maisons, dans les décombres, aux bords de routes et chemins. Elle pousse sur des sols tassés par le passage des bulldozers pour l'ouverture, sableux ou parfois riche en nitrate. Le pH du sol est généralement basique, il varie de 5,5 à 8. C'est une végétation majoritairement herbacée avec un recouvrement compris généralement entre 20 et 70 %. Elle est constituée en majorité de plantes nitrophiles, vivaces ou annuelles. Quatre types de formations végétales ont été trouvés.

La végétation des bordures de sentiers touristiques est une végétation rudérale piétinée sur des sols secs tassés (damés) et asphyxiants. Elle est représentée majoritairement par une strate herbacée inférieure dont la hauteur moyenne varie autour d'un mètre. Les constituants sont notamment des herbacées annuelles. Comme exemple on a : *Ageratum conyzoides* L. (Compositae), *Aneilema beniniense*, *Eleusine indica* (L.) Gaertn (Poaceae), *Eragrostis tenella* ; *Oldenlandia chevalieri*, *Killinga erecta* et *Desmodium triflorum*.

La végétation de la zone d'emprise des câbles de haute-tension est une végétation rudérale anthropogène, végétation des friches sur sol sec. Dans cette végétation la strate herbacée supérieure avec une hauteur moyenne de 1 à 2 m à maturité est dominante. Les vivaces qu'on rencontre dans cette végétation sont *Thaumatococcus daniellii*, *Setaria chevalieri*, *Mariscus cylindristachyus*, *Pteridium aquilinum*, etc.

La végétation de la périphérie du parc est une végétation rudérale des milieux humides sur sol riche en nutriments, elle occupe les dépotoirs. Elle est représentée par une strate herbacée inférieure et supérieure, et une strate arbustive. Les herbacées qu'on rencontre sont des nitrophytes : *Amaranthus viridis*, *Amaranthus spinosus*, *Synedrella nodiflora*, *Euphorbia heterophylla*, *Solanum nigrum* et *Pueraria phaseoloides*. La strate arbustive est représentée par *Breynia disticha*, *Chromolaena odorata*, *Lantana camara*, *Ficus exasperata*, *Psidium guajava* et *Solanum rugosum*. Cette végétation comprend également *Hopea odorata* qui est une mégaphanérophyte.

La végétation des biotopes campement est une végétation rudérale en arrière des habitations proche de la forêt, sur sol riche en nutriments. Elle est représentée par une strate herbacée inférieure et supérieure, et une strate arbustive. La strate herbacée est constituée de plantes annuelles comme : *Ageratum conyzoides* L, *Eleusine indica*, *Eragrostis tenella* ; et de

plantes vivaces telles que *Phyllanthus amarus*, *Asystasia gangetica*, *Asplenium africanum*, *Ananas comosus*, *Chlorophytum macrophyllum*, *Cyperus sphacelatus*, *Centotheca lappacea*. Les nitrophytes rencontrées sont constituées de *Amaranthus viridis*, *Amaranthus spinosus*, *Synedrella nodiflora* Gaertn. (Compositae), *Solanum nigrum* L. (Solanaceae), *Pueraria phaseoloides* (Roxb.) Benth (Fabaceae). La strate arbustive est constituée de *Breynia disticha*, *Chromolaena odorata*, *Lantana camara*, *Ficus exasperata*, *Psidium guajava*, *Solanum rugosum*. Cette végétation comprend aussi la mégaphanérophite *Hopea odorata*.

6.2. Flore des zones rudérales du Parc National du Banco

La flore des zones rudérales du Parc National du Banco est composée d'espèces nitrophiles, vivaces et annuelles et aussi d'espèces arborescentes. Comme espèces nitrophiles on peut citer entre autres *Amaranthus* spp, *Synedrella nodiflora*, *Solanum nigrum*, *Pueraria phaseoloides*. Pour ce qui est des annuelles on a *Solanum lycopersicum* L. (Solanaceae), *Manihot exculenta* (Euphorbiaceae), *Euphorbia hirta* L. (Euphorbiaceae), *Croton hirtus* L'Hérit. (Euphorbiaceae), *Ageratum conyzoides*, *Eleusine indica* (L.) Gaertn (Poaceae), *Eragrostis* spp, *Oldenlandia* spp., *Digitaria longiflora* (Retz.) Pers. (Poaceae), *Cynodon* spp (Poaceae), *Brachiaria* spp (Poaceae). *Desmodium* spp (Fabaceae). Pour les vivaces, on peut citer *Cyperus rotundus* L. (Cyperaceae) ; *Asystasia gangetica* (L.) T. Anders. (Acanthaceae), *Xanthosoma sagittifolia* (L.) Schott (Araceae), *Colocasia esculenta* (L.) Schott (Araceae), *Thaumatococcus daniellii* (Bennet) Benth (Marantaceae), *Calycobolus* spp (Convolvulaceae), *Combretum* spp (combretaceae), *Panicum* spp (Poaceae). On rencontre très souvent des espèces arbustives telles que *Chromolaena odrata*, *Alchornea cordifolia* (Schum. & Thonn.) Müll. Arg., *Justicia secunda* Vahl. (Acanthaceae), et aussi des lianes comme *Urera oblongifolia* Benth (Urticaceae), *Adenia lobata* (Jacq.) Engl. (Passifloraceae), *Passiflora edulis* Sim (Passifloraceae) etc.

De façon spécifique la flore des bordures de sentiers touristiques est composée majoritairement d'espèces annuelles. Ces espèces représentent 36,11 % de la flore rudérale des bordures sentiers touristiques (Figure 19). On peut citer entre autres *Aneilema beniniense*, *Eleusine indica*, *Ageratum conyzoides*, *Eragrostis tenella* ; *Oldenlandia chevalieri*, *Desmodium triflorum*, *Commelina diffusa*, *Diodia rubricosa*, *Bolbitis gemmifera* etc. Comme espèces vivaces, on a *Heterotis rotundifolia*, *Acroceras zizanioides*, *Acanthus montanus*, *Scoparia dulcis*, *Setaria chevalieri*, *Phyllanthus amarus*, *Palisota hirsuta*. *Aframomum sceptrum*, *Costus afer*. Les espèces arborescentes que l'on rencontre en bordure de sentiers touristiques sont majoritairement des arbrisseaux comme *Sida corymbosa*, *Sida acuta*, *Carpolobia lutea* etc.

Byrsocarpus coccineus, *Cissus aralioides*, *Combretum dolichopetalum* sont des lianes que l'on rencontre en bordure de sentiers touristiques.

Concernant la zone d'emprise de haute-tension, les espèces vivaces sont majoritaires. Elle représente 22,5 % de la flore totale de la zone d'emprise des câbles de haute-tension (Figure 19). Comme espèces vivaces on a *Thaumatococcus daniellii*, *Setaria chevalieri*, *Croton hirtus*, *Mariscus cylindristachyus*, *Pteridium aquilinum*. Les espèces annuelles que l'on rencontre dans ce biotope sont : *Acroceras amplexans*, *Centotheca lappacea*, *Geophila obvallata*, *Panicum laxum*, *Panicum brevifolium*. Pour les espèces lianescentes, on a *Calycobolus africanus*, *Acacia pentagona*, *Combretum dolichopetalum*, *Strychnos camptoneura*, *Combretum grandiflorum*. Comme espèces arborescentes *Microdesmis keayana*, *Ficus sur*, *Isolona campanulata*, *Albertisia cordifolia*, *Commelina thomasii* etc.

A propos de la flore du biotope campement, les espèces vivaces sont dominantes. Elles représentent 26,08 % de la flore totale du biotope campement (Figure 19). Comme exemple on peut citer *Phyllanthus amarus*, *Elaeis guineensis*, *Asystasia gangetica*, *Asplenium africanum*, *Ananas comosus*, *Phyllanthus amarus Schum*. Ce biotope contient également des espèces nitrophiles comme *Amaranthus viridis*, *Amaranthus spinosus*, *Synedrella nodiflora*, *Solanum nigrum*, *Pueraria phaseoloides*. Pour ce qui est des annuelles on peut citer *Eleusine indica*, *Chlorophytum macrophyllum*, *Cyperus sphaclatus*, *Centotheca lappacea*. Les espèces arborescentes occupent une place assez importante dans ce biotope. On peut citer entre autres *Chromolaena odorata*, *Breynia disticha*, *Hopea odorata*, *Lantana camara*, *Ficus exasperata*, *Psidium guajava*, *Solanum rugosum*.

Pour ce qui est de la flore rudérale de la périphérie du parc, les espèces annuelles sont majoritaires. Elles représentent 17,54 % de la flore totale de la périphérie du parc (Figure 19). Les espèces annuelles rencontrées sont : *Ageratum conyzoides*, *Diodia rubricosa*, *Solanum lycopersicum*, *Musa paradisiaca*, *Musa sapientum*, *Paspalum scrobiculatum*, *Stachytarpheta cayennensis*. On y rencontre aussi de nombreuses espèces nitrophiles. Comme espèces nitrophiles on peut citer entre autres *Amaranthus viridis*, *Amaranthus spinosus*, *Synedrella nodiflora*, *Solanum nigrum*, *Pueraria phaseoloides*.

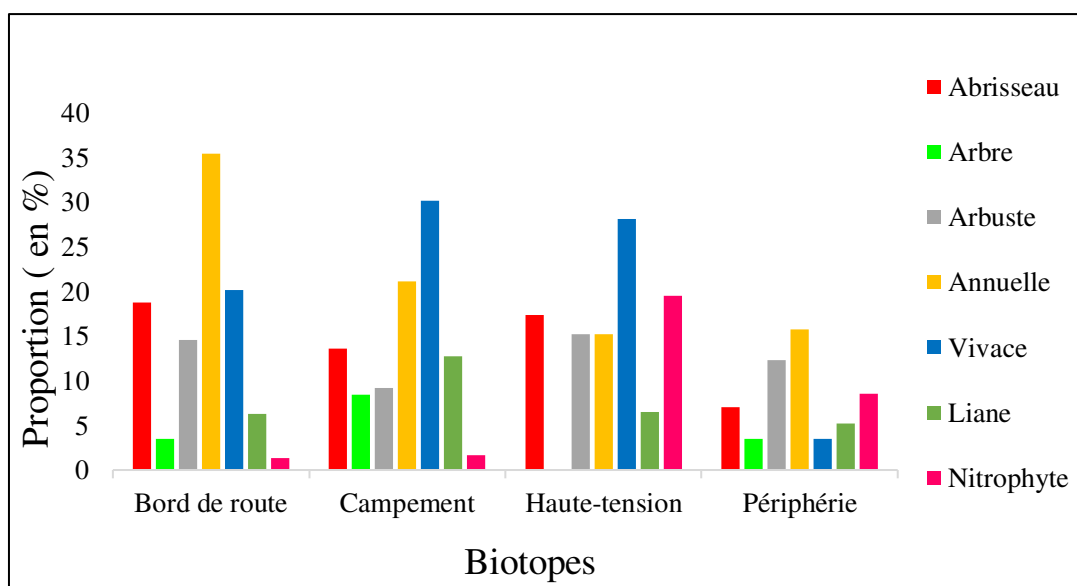


Figure 19 : Types morphologiques des différents biotopes des zones rudérales du Parc National du Banco

Pour les vivaces on a *Ananas comosus*, *Asystasia gangetica*. Les espèces arborescentes rencontrées à la périphérie du parc sont : *Breynia disticha*, *Chromolaena odorata*, *Hopea odorata*, *Lantana camara*, *Ficus exasperata*, *Psidium guajava*, *Solanum rugosum*.

6.3. Richesse floristique

L'inventaire floristique a permis de recenser 304 espèces végétales dans l'ensemble des zones rudérales du Parc National du Banco (Annexe 1). Ces espèces se répartissent en 220 genres et 80 familles. Cinq familles sont dominantes avec au moins 10 espèces. Ce sont : les Fabaceae (33 espèces, soit 11%), les Poaceae (29 espèces, soit 9%), les Rubiaceae (23 espèces, soit 8%), les Euphorbiaceae (18 espèces soit 6%), les Malvaceae, (11 espèces, soit 4%) et les Cyperaceae avec 10 espèces chacune soit 3% (Figure 20). Les genres les plus représentés sont *Panicum* (6 espèces), *Cola* et *Solanum* avec 5 espèces chacun, *Cyperus*, *Euphorbia* et *Ipomoea* avec 4 espèces chacun (**Tableau IV**).

6.4. Composition floristique

Dans les zones rudérales du parc, les taxons Guinéo-congolais (GC) sont les plus dominants avec 169 espèces, soit 53,15% (Figure 21). Les autres phytochories, ayant plus de 10 espèces sont les taxons des régions Guinéo-Congolais- Soudano-Zambéziennes (GC-SZ) avec 21,92% des espèces inventoriées (66 espèces), les taxons des régions Pantropicales (PanT) avec 10,29%, soit 31 espèces ; les taxons introduites (I) avec 6,31% (19 espèces) et ceux des régions Afro-tropicales (AT) avec 18 espèces soit 5,98%.

En ce qui concerne les types biologiques, la flore des zones rudérales du parc est dominée par les microphanérophytes avec 87 espèces, soit 28,61% (Figure 22). Viennent ensuite les nanophanérohytes avec 65 espèces, soit 21,59% ; les mésophanérophytes avec 49 espèces, soit 16,11%. Les thérophytes sont représentés par 35 espèces, soit 11,51%, les chaméphytes avec 25 espèces soit 8,22%, les hémicryptophytes avec 22 espèces soit 7,23% et les géophytes avec 21 espèces soit 6,90%.

Pour ce qui est des types morphologiques, la flore est dominée par les herbacées avec 108 espèces, soit 35,52% (Figure 23). Les arbustes suivent avec 68 espèces, soit une proportion de 22,36%, puis les arbrisseaux avec 55 espèces (18,09%), les lianes avec 41 espèces soit 13,48%. Les arbres sont les moins nombreux avec une proportion de 10,52%.

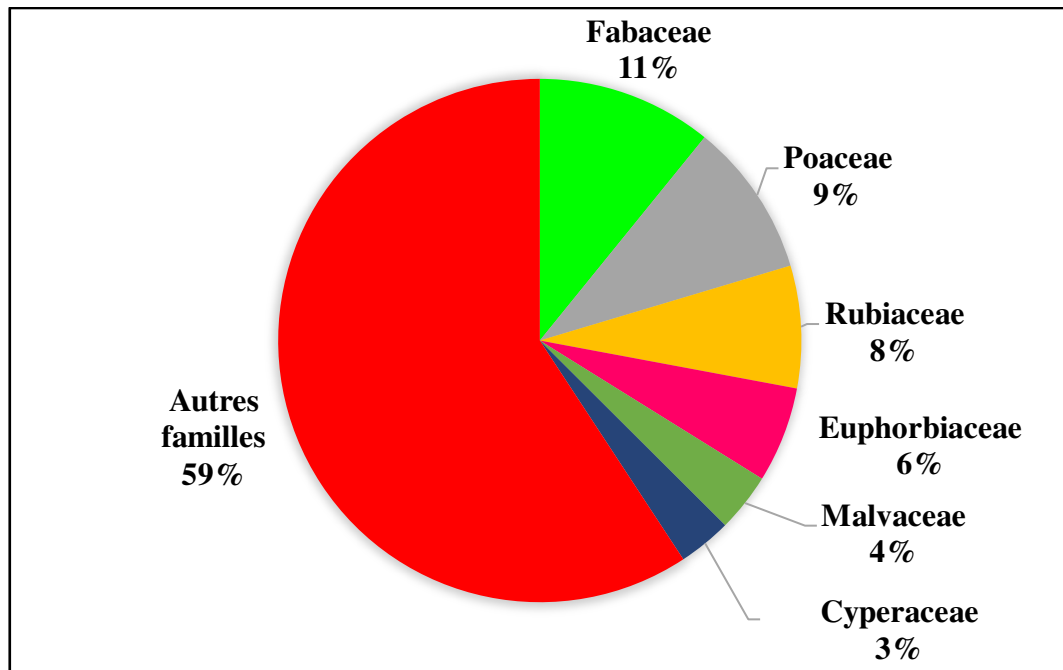


Figure 20 : Spectre des familles les plus représentatives des zones rudérales du Parc National du Banco

Tableau IV : Genres représentatifs de la flore des zones rudérales du Parc National du Banco

Genres	Nombre d'espèces	Proportion (%)	Genres	Nombre d'espèces	Proportion (%)
<i>Panicum</i>	6	1,97	<i>Adenia</i>	3	0,98
<i>Cola</i>	5	1,64	<i>Baphia</i>	3	0,98
<i>Solanum</i>	5	1,64	<i>Chassalia</i>	3	0,98
<i>Cyperus</i>	4	1,32	<i>Combretum</i>	3	0,98
<i>Euphorbia</i>	4	0,98	<i>Diopyros</i>	3	0,98
<i>Ipomoeaa</i>	4	0,98	<i>Ficus</i>	3	0,98
<i>Acalypha</i>	3	0,98	<i>Mimosa</i>	3	0,98
<i>Acroceras</i>	3	0,98	Autres	247	81,57

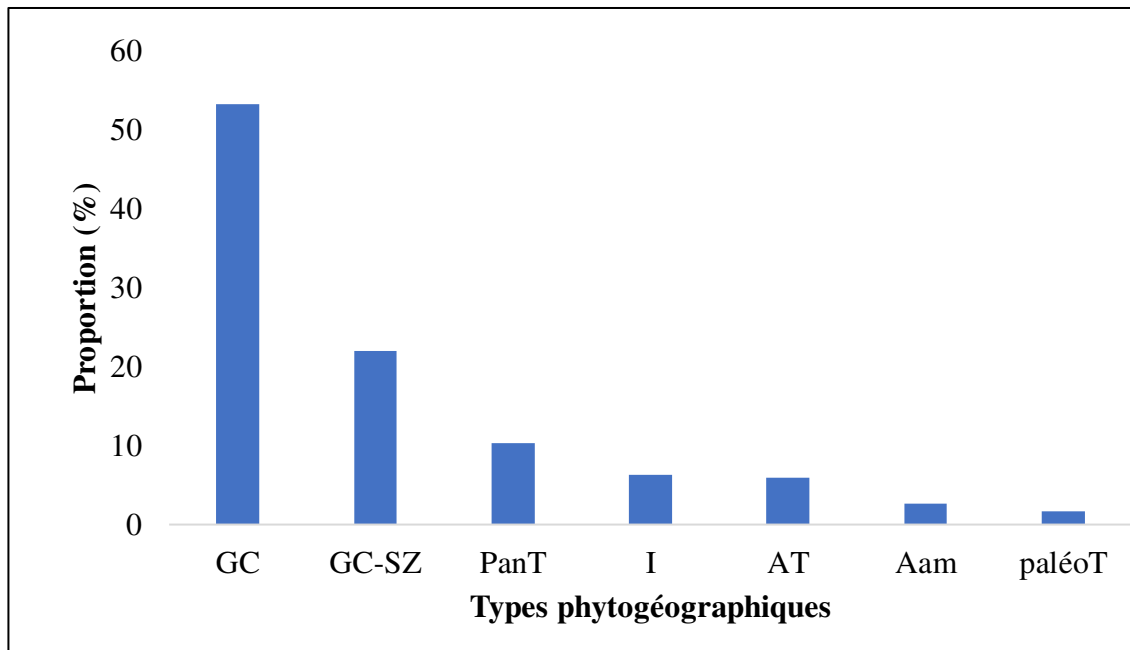


Figure 21 : Types chorologiques de la flore des zones rudérales du Parc National du Banco.

Légende : GC : Guinéo-congolaises, GC-SZ : transition Guinéo-congolais et Soudano-zambésienne, PanT : Pantropicale, I : Introduite, Aam : Afro-américaine, PaléoT : paléatropicale, AT : Afrotropicale

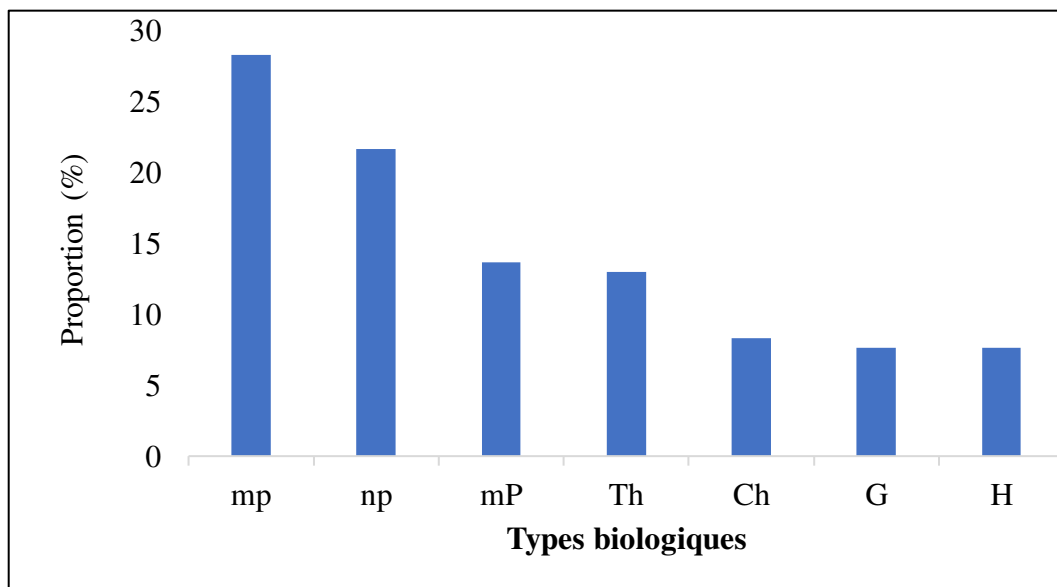


Figure 24 : Types biologiques de la flore des zones rudérales du Parc National du Banco

Légende : mp : microphanérophyte, np : nanophanérophyte ; mP : mésophanérophyte, Th : thérophyte, Ch : Chaméphyte, G : géophyte, H : hémicryptophyte.

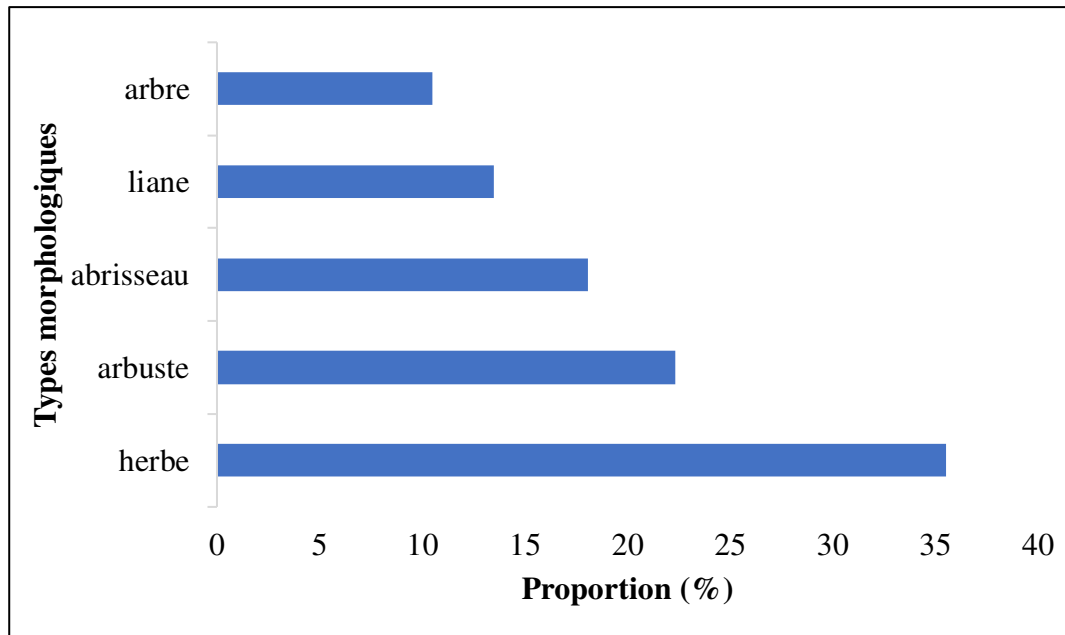


Figure 25 : Types morphologiques de la flore des zones rudérales du Parc National du Banco

6.5. Espèces à statut particulier

La liste générale des espèces révèle la présence de 53 espèces à statut particulier ou à haute valeur pour la conservation, soit 17,82 % de l'ensemble des espèces recensées (Tableau V). Parmi ces espèces, cinq espèces sont endémiques au territoire Ivoirien : ce sont *Albertisia cordifolia* Mangenot & Miège (Mennispermaceae) ; *Baphia bancoensis* Aubrév (Fabaceae), *Salacia columna* N. Hall (Celastraceae), *Macaranga beillei* Prain (Euphorbiaceae), *Leptoderris miegei* Aké Assi & Mangenot (Figure 24). Les espèces endémiques au bloc forestier ouest africain sont au nombre de 35 (Tableau V). Nous pouvons citer à titre d'exemple : *Afzella bella* Harms var. *gracillor* Keay (Figure 25), *Androsiphonia adenostegia* Stapf (Passifloraceae) et *Caloncoba echinata* (Oliv.) Gilg (Flacourtiaceae).

Les espèces de la Haute Guinée (HG) sont au nombre de 19. Nous pouvons citer entre autres, *Acridocarpus longifolius* (G. Don) Hook.f. (Malpighiaceae) ; *Albertisia cordifolia* (Menispermaceae) Forman ; *Androsiphonia adenostegia* Stapf ; *Baijsea zygodoides* (K. Schum.) Stapf. Huit espèces figurent sur la liste d'Aké- Assi comme espèces devenues rares ou en voie d'extinction de la flore ivoirienne. Ce sont : *Buxus acutata* Friis (Figure 26) ; *Lannea nigritana* (Sc. Elliot) Keay var. *nigritana* (Anacardiaceae) ; *Cola heterophylla* (P. Beauv.) Schott et Endl. (Figure 28) ; *Cola millenii* K. Schum. (Malvaceae) *Milicia excelsa* (Welw.) Berg (Moraceae) *Milicia regia* (A. Chev.) Berg (Moraceae) ; *Octoknema borealis* Hutch. & Dalz. (Olacaceae). Enfin, cinq espèces sont présentes sur la liste rouge de l'UICN (Tableau V) : *Macaranga beillei* Prain (Euphorbiaceae) ; *Copaifera salikounda* Heckel (Figure 29) ; *Milicia regia* (A. Chev.) Berg (Moraceae), *Khaya ivorensis* A. Chev. (Meliaceae), *Turraeanthus africanus* (Welw. ex C.DC.) Pellegr. (Meliaceae). Elles sont toutes dans la catégorie des espèces vulnérables (VU).

Certaines de ces espèces appartiennent à la fois aux deux listes d'endémisme consultées que sont GCi-HG et GCW-HG. On a observé dans cette catégorie six espèces dont *Androsiphonia adenostegia* Stapf, *Chassalia corallifera* A. Chev. ex De Wild, Hepper, *Coelocaryon oxycarpum* Stapf, *Cola caricaefolia* (G. Don) K. Schum, *Diospyros cooperi* (Hutch. & Dalz.) F. White et *Sabicea discolor* Stapf qui sont endémiques à la fois à la Haute Guinée et au bloc forestier Ouest africain *Albertisia cordifolia* Mangenot & Miège est présente à la fois sur la liste des espèces endémiques à la flore ivoirienne et à la Haute Guinée

Tableau V : Liste des espèces endémiques présentes dans les zones rudérales du Parc Nation du Banco

Espèces	Familles	Endémisme	UICN (2018)	AA (1998)	HG
1. <i>Acridocarpus longifolius</i> (G. Don) Hook.f.	Malpighiaceae				HG
2. <i>Afzella bella</i> Harms var. <i>gracillor</i> Keay	Fabaceae	GCW			
3. <i>Albertisia cordifolia</i> (Mangenot & Miège) Forman	Menispermaceae	GCi			HG
4. <i>Androsiphonia adenostegia</i> Stapf	Passifloraceae	GCW			HG
5. <i>Baisseia zygodioides</i> (K. Schum.) Stapf	Apocynaceae				HG
6. <i>Baphia bancoensis</i> Aubrév.	Fabaceae	GCi			
7. <i>Buxus acutata</i> Friis	Buxaceae			RDR/VE	
8. <i>Caloncoba echinata</i> (Oliv.) Gilg	Flacourtiaceae	GCW			
9. <i>Calpocalyx brevibracteatus</i> Harms	Fabaceae				HG
10. <i>Chassalia afzelii</i> (Hiern) K. Schum.	Rubiaceae	GCW			
11. <i>Chassalia corallifera</i> (A. Chev. ex De Wild.) Hepper	Rubiaceae	GCW			HG
12. <i>Chassalia kolly</i> (Schumach.) Hepper	Rubiaceae	GCW			
13. <i>Coccinia keayana</i> R. Fern.	Cucurbitaceae	GCW			
14. <i>Coelocaryon oxycarpum</i> Stapf.	Myristicaceae	GCW			HG
15. <i>Cola caricaefolia</i> (G. Don) K. Schum.	Malvaceae	GCW			HG
16. <i>Cola cordifolia</i> (Cav.) R.Br.	Malvaceae				HG
17. <i>Cola heterophylla</i> (P. Beauv.) Schott et Endl.	Malvaceae			RDR/VE	
18. <i>Cola millenii</i> K. Schum.	Malvaceae			RDR/VE	
19. <i>Cola nitida</i> (Vent.) Schott & Endl.	Malvaceae	GCW			
20. <i>Combretum comosum</i> G. Don	Combretaceae	GCW			
21. <i>Combretum grandiflorum</i> G. Don	Combretaceae	GCW			
22. <i>Copaifera salikounda</i> Heckel	Fabaceae	GCW	VU		HG
23. <i>Dalbergia oblongifolia</i> G. Don	Fabaceae	GCW			
24. <i>Decorsella paradoxa</i> A. Chev.	Violaceae	GCW			
25. <i>Diospyros cooperi</i> (Hutch. & Dalz.) F. White	Ebenaceae	GCW			HG
26. <i>Elytraria maritima</i> J. K. Morton	Acanthaceae				HG
27. <i>Khaya ivorensis</i> A. Chev.	Meliaceae		VU		
28. <i>Lagenaria guineensis</i> (G. Don.) Jeffrey	Cucurbitaceae	GCW			

29.	<i>Lannea nigritana</i> (Sc. Elliot) Keay var. <i>nigritana</i>	Anacardiaceae			RDR/VE	
30.	<i>Leptoderris miegei</i> Aké Assi & Mangenot	Fabaceae	GCi			
31.	<i>Macaranga beillei</i> Prain	Euphorbiaceae	GCi	VU		
32.	<i>Macaranga heterophylla</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae				HG
33.	<i>Maesobotrya barteri</i> var. <i>sparsiflora</i> (Sc. Elliot) Keay	Phyllanthaceae	GCW			
34.	<i>Milicia excelsa</i> (Welw.) Berg	Moraceae			RDR/VE	
35.	<i>Milicia regia</i> (A. Chev.) Berg	Moraceae	GCW	VU	RDR/VE	HG
36.	<i>Millettia lanne-polei</i> Dunn	Fabaceae	GCW			
37.	<i>Mussaenda chippii</i> Wernham	Rubiaceae	GCW			HG
38.	<i>Mussaenda tristigmatica</i> H. A. Cummins	Rubiaceae	GCW			
39.	<i>Myrianthus libericus</i> Rendle	Moraceae	GCW			
40.	<i>Neuropeltis prevosteoides</i> Mangenot	Convolvulaceae	GCW			
41.	<i>Octoknema borealis</i> Hutch. & Dalz.	Olcaceae	GCW		RDR/VE	HG
42.	<i>Oldenlandia chevalieri</i> Bremek.	Rubiaceae	GCW			
43.	<i>Rhaphiostylis cordifolia</i> Hutch. & Dalz.	Icacinaceae	GCW			
44.	<i>Rinorea brachypetala</i> (Turez.) O. Ktze.	Violaceae	GCW			
45.	<i>Rinorea subintegrifolia</i> (P. Beauv.) O. Ktze.	Violaceae	GCW			
46.	<i>Sabicea cordata</i> Hutch. & Dalziel	Rubiaceae	GCW			
47.	<i>Sabicea discolor</i> Stapf	Rubiaceae	GCW			HG
48.	<i>Salacia columna</i> var. <i>akeassii</i> N. Hall	Celastraceae	GCi			
49.	<i>Tiliacora dinklagei</i> Engl.	Menispermaceae	GCW			
50.	<i>Tricalysia discolor</i> Brenan	Rubiaceae	GCW			
51.	<i>Turraeanthus africanus</i> (Welw. ex C.DC.) Pellegr.	Meliaceae		VU		
52.	<i>Urera oblongifolia</i> Benth.	Urticaceae	GCW			
53.	<i>Xylopia villosa</i> Chipp	Annonaceae				HG

Légende : VU : Espèces vulnérables selon l'UICN (2018) ; AA (RDR/ VE) : Espèces rares selon AA (RDR/VE) = plantes rares, devenues rares et en voie d'extinction selon Aké-Assi ; GCW = forêts de l'Afrique de l'Ouest ; GCi = territoire ivoirien ; HG : forêts de la haute Guinée



Figure 26 : Vue d'un jeune pied de *Leptoderis miegei* (Fabaceae)

Coordonnées : (W = 004°03'11.4"/ N = 05° 22' 52.4")



Figure 27 : Vue d'un jeune plant de *Afzelia bella* var. *gracilior* (Fabaceae)

Coordonnées : (W = 004°03'51.0"/ N = 05° 25' 26.3")



Figure 28 : Vue de rameau feuillé de *Buxus acutata* (Malvaceae)

Coordonnées : (W = 004°03'51.0"/ N = 05° 25' 26.3")



Figure 29 : Vue de rameau feuillé de *Cola heterophylla* (Malvaceae)

Coordonnées : (W = 004°04'925"/ N = 05° 36' 379")



Figure 30 : Vue d'un jeune pied de *Copaifera salikounda* (Fabaceae)

Coordonnées : (W = 004°03'11.4"/ N = 05° 22' 52.4")

6.6. Espèces végétales exotiques envahissantes

A l'issue de l'inventaire botanique, 22 espèces de plantes invasives ont été recensées dans les zones rudérales du Parc National du Banco (Tableau VI). Ces espèces se répartissent dans l'ensemble du parc. Parmi elles, une espèce est avérée invasive *Chromolaena odorata* (Figure 29) Vingt et une espèces sont des invasives potentielles : *Ageratum conyzoides* L., *Alternanthera brasiliana* (Figure 30), *Bambusa vulgaris* Schrad. ex J. C. Wendel, *Breynia disticha* J. R. & G. Forst, *Cecropia peltata* L. (Figure 31), *Cedrela odorata* Rox.ex Wild, *Croton hirtus* L'Hérit, *Dieffenbachia picta* Schott, *Euphorbia heterophylla*, *Gmelina arborea* Rox., *Hopea odorata* Rox., *Lantana camara* L., *Leucaena leucocephala* (Lam.) De Wilt, *Mimosa invisa* Martius ex Colla, *Pueraria phaseoloides* (Rox.) Benth (Figure 32), *Solanum erianthum* D. Don, *Solanum rugosum* Dun, *Stenotaphrum secundatum* (Walter) Kuntze, *Syngonium podophyllum* Schott, *Tithonia diversifolia* A. Gray et *Turnera ulmifolia* L. En ce qui concerne leurs origines, 64% proviennent de l'Amérique (14 espèces). Peu d'espèces sont originaires d'Europe (9,10 %) et de l'Asie (22,75 %)

6.7. Gradients environnementaux et la typologie des habitats rudéraux

L'analyse canonique des correspondances (ACC) a permis de discriminer trois groupes écologiques (Figure 33). Les deux premiers axes du plan factoriel expliquent 74,30 % de la variance totale de la relation entre les espèces et les variables environnementales (Tableau VII). L'axe 1, fortement corrélé (92 %) à l'éclairement, traduit un gradient de luminosité. Cet axe, également fortement corrélé (70 %) au niveau d'envahissement, traduit un gradient d'invasion (Tableau VIII). L'axe 1 individualise dans le plan positif, les groupes (G1) et (G2) et, dans le plan négatif, le groupe (G1). Le groupe (G1), composé par la quasi-totalité des placettes des bordures de sentiers touristiques, se caractérise par un faible éclairement et une absence de plantes invasives. Le groupe (G1) est une végétation rudérale en bordure de chemin, irrégulièrement piétinée sur sols tassés et asphyxiants. Les constituants de cette végétation sont majoritairement des plantes annuelles avec une hauteur avoisinant 1 mètre. Le groupe (G2) renferme en majorité les placettes des campements et de la périphérie du parc. Il est caractérisé par un faible éclairement et un degré élevé d'envahissement. La végétation de ce groupe écologique est une végétation rudérale des milieux secs, sur sol riche en nutriments. Elle occupe les dépotoirs. Elle est constituée de plantes généralement nitrophiles, dont la hauteur varie de 1 à 2 m voir même plus. Quant au groupe (G3), il est constitué de toutes les placettes des câbles de haute tension et de quatre placettes de la périphérie du parc.

Tableau VI : Liste, origine et statut des plantes invasives avérées et potentielles du Parc National du Banco

Espèces	Familles	Origines	Statuts
1. <i>Chromolaena odorata</i> (L.) R. M. King & H. Rox.	Compositae	Amérique centrale	Avérée invasive
2. <i>Ageratum conyzoides</i> L.	Compositae	Amérique centrale	Invasive potentielle
3. <i>Alternanthera brasiliana</i> (L.) Kuntze	Amaranthaceae	Brésil	Invasive potentielle
4. <i>Bambusa vulgaris</i> Schrad. ex J. C. Wendel.	Poaceae	Indochine	Invasive potentielle
5. <i>Breynia disticha</i> J. R. & G. Forst	Phyllanthaceae	Iles du pacifique	Invasive potentielle
6. <i>Cecropia peltata</i> L.	Urticaceae	Amérique tropicale	Invasive potentielle
7. <i>Cedrela odorata</i> Rox. ex Wild	Meliaceae	Chine	Invasive potentielle
8. <i>Croton hirtus</i> L'Hérit.	Euphorbiaceae	Amérique tropicale	Invasive potentielle
9. <i>Dieffenbachia picta</i> Schott	Araceae	Amérique centrale	Invasive potentielle
10. <i>Euphorbia heterophylla</i> L.	Euphorbiaceae	Amérique centrale	Invasive potentielle
11. <i>Gmelina arborea</i> Rox.	Lamiaceae	Pakistan	Invasive potentielle
12. <i>Hopea odorata</i> Rox.	Dipterocarpaceae	Asie du Sud-Est	Invasive potentielle
13. <i>Lantana camara</i> L.	Verbenaceae	Antilles	Invasive potentielle
14. <i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) De Wilt	Fabaceae	Amérique tropicale	Invasive potentielle
15. <i>Mimosa invisa</i> Martius ex Colla.	Fabaceae	Amérique du sud	Invasive potentielle
16. <i>Pueraria phaseoloides</i> (Rox.) Benth.	Fabaceae	Extrême orient	Invasive potentielle
17. <i>Solanum erianthum</i> D. Don	Solanaceae	Amérique centrale	Invasive potentielle
18. <i>Solanum rugosum</i> Dun.	Solanaceae	Amérique du Sud	Invasive potentielle
19. <i>Stenotaphrum secundatum</i> (Walter) Kuntze	Poaceae	Europe	Invasive potentielle
20. <i>Syngonium podophyllum</i> Schott	Araceae	Amérique centrale	Invasive potentielle
21. <i>Tithonia diversifolia</i> A. Gray	Compositae	Amérique centrale	Invasive potentielle
22. <i>Turnera ulmifolia</i> L.	Passifloraceae	Amérique centrale	Invasive potentielle



Figure 31: Aperçu d'un jeune plant de *Chromolaena odorata* (Compositae)



Figure 32 : Aperçu d'un plant de *Alternanthera brasiliana* (Amaranthaceae)



Figure 33 : Aperçu d'un jeune plant de *Cecropia peltata* (Urticaceae)

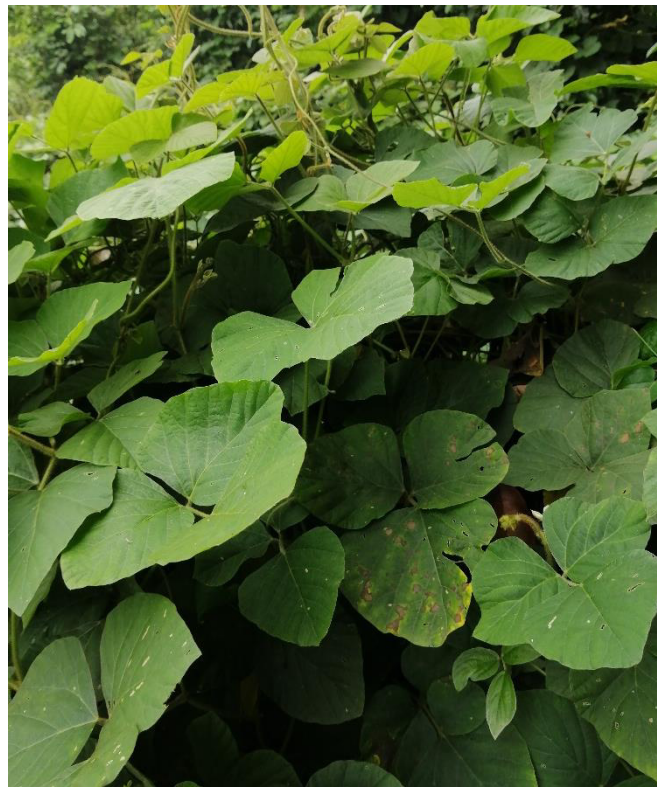


Figure 34 : Aperçu d'un plant de *Pueraria phaseoloides* (Fabaceae)

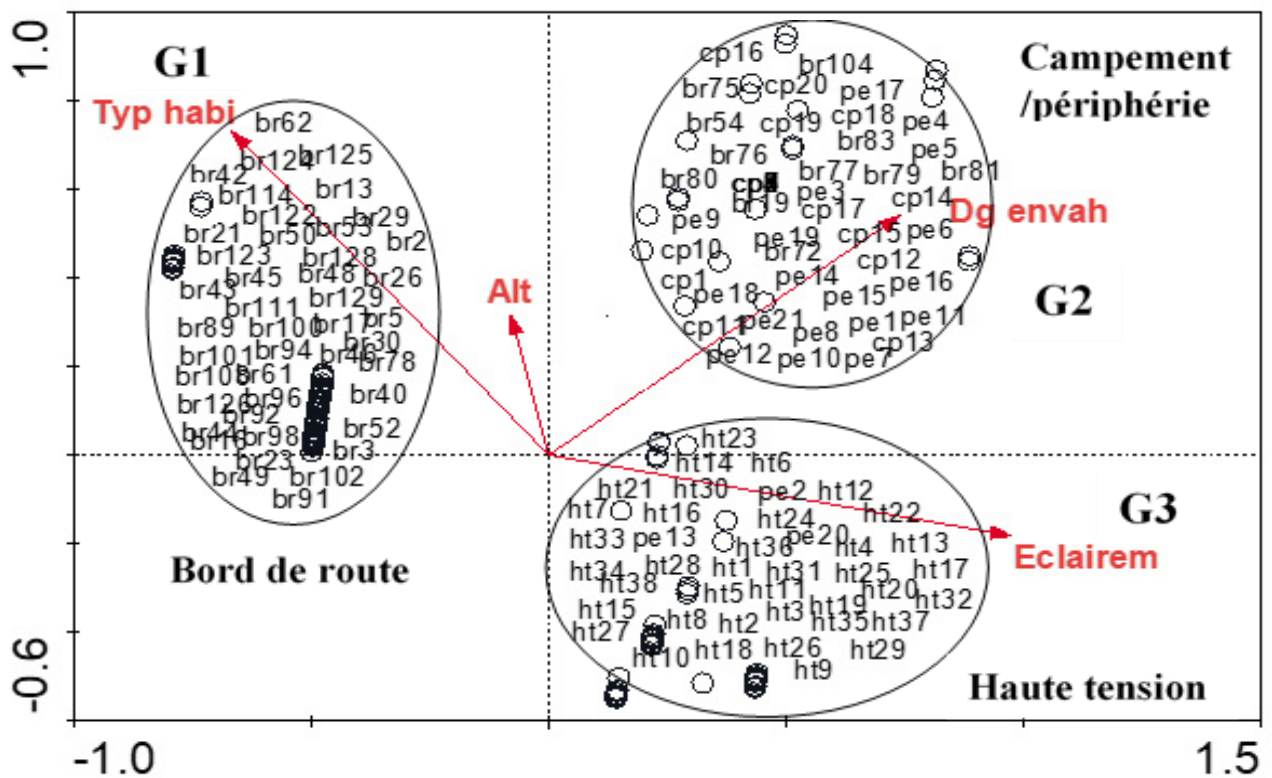


Figure 35 : Ordination des parcelles par l'Analyse Canonique des Correspondances (ACC)

Légende : br : Parcelles des bords de sentiers touristiques ; cp : Parcelles des Campements ; pe : Parcelles de la Périphérie ; ht : Parcelles sous les fils à Haute-tension ; Dg envah : Degré d'envahissement ; Eclaircm : Eclaircissement ; Typ habi : Type habitat, Alt : Altitude

Tableau VII : Résumé de l'ordination de la végétation des zones rudérale du Parc National du Banco suivant la méthode de l'ACC

AXES	1	2	3	4	Inertie totale
Valeurs Propres	0,54	0,35	0,17	0,13	20,82
Corrélation espèces / Paramètres environnementaux (%)	0,93	0,90	0,84	0,82	
Pourcentage cumulé de variance expliquée (%)					
Variance espèces expliquée	2,6	4,3	5,2	5,9	
Variance espèces-environnement expliquée	44,8	74,3	88,7	100	

Tableau VIII : Corrélation entre les variables environnementales et les axes canoniques selon l'ACC

AXES	1	2	3	4
Eclairement	0,92	-0,16	0,10	0,13
Type d'habitat	-0,63	0,67	0,12	-0,03
Altitude	-0,07	0,29	-0,46	0,59
Degré d'envahissement	0,70	0,50	-0,24	-0,19

Il se distingue par un fort éclaircissement et un niveau moyen d'envahissement. C'est une végétation rudérale anthropogène, végétation de hautes friches. Dans cette végétation, on y trouve des espèces vivaces comme annuelles, des arbrisseaux et des arbustes. La dispersion des placettes s'est faite également selon l'axe 2. Cet axe discrimine alors du haut vers le bas, les groupes (G1) et (G2) du groupe (G3).

6.8. Caractérisation des groupements végétaux des groupes écologiques

6.8.1. Groupements végétaux du groupe écologique 1 (bordures des sentiers touristiques)

L'ordination et la classification hiérarchique reprenant tous les relevés des bordures de sentiers touristiques ont permis de distinguer deux groupements végétaux (Figures 34 et 35) :

Le groupement à *Heterotis rotundifolia* (IV = 72,92) et *Eulesine indica* (IV = 51,04). Ce groupement correspond à une végétation rudérale en bordure des chemins, irrégulièrement piétinée. C'est une association de plantes herbacées annuelles et sciaphiles dont la hauteur avoisinant 1 mètre. La seconde communauté est le groupement à *Aneilema beniniense* et *Amaranthus spinosus*. Ce groupement est également une végétation rudérale irrégulièrement piétinée. Les espèces caractéristiques de ce groupement sont des espèces herbacées annuelles héliophiles.

6.8.2. Groupements végétaux du groupe écologique 2 (campements et périphérie du parc)

Dans les sites des campements et de la périphérie du parc, trois groupements végétaux ont été individualisés (Figures 36 et 37). Le premier groupement est celui à *Synedrella nodiflora* (IV= 73,13) et *Amaranthus viridis* (IV= 50). Ce groupement correspond à une végétation rudérale sur sol eutrophile. Les espèces caractéristiques de ce groupement sont majoritairement des espèces nitrophiles. Le second groupement est celui à *Chromolaena odorata* (IV= 63,59). C'est un groupement strictement héliophile caractérisé par *C. odorata* qui est une espèce invasive avérée. Ce groupement correspond à une végétation rudérale sur sol riche en nutriment. Il affectionne particulièrement les zones soumises à l'influence de l'homme à savoir les dépotoirs. On y trouve de nombreuses espèces invasives potentielles telles que *Lantana camara*, *Croton hirtus*, *Cecropia peltata*, *Leuceuna leucocephala*, *Diffenbachia picta*, *Stenotaphrum secundatum*, *Hopea odorata*, *Titholia diversifolia*. Le troisième groupement est celui à *Alchornia cordifolia* (IV= 51,04) et *Pueraria phaseoloides* (IV= 45,92). Ce groupement correspond à une végétation rudérale arbustive sur sol sec aux pieds des murs, des rues des villages sur des sols eutrophiles. On y trouve des herbacées annuelles et vivaces parsemées entre les individus d'arbres.

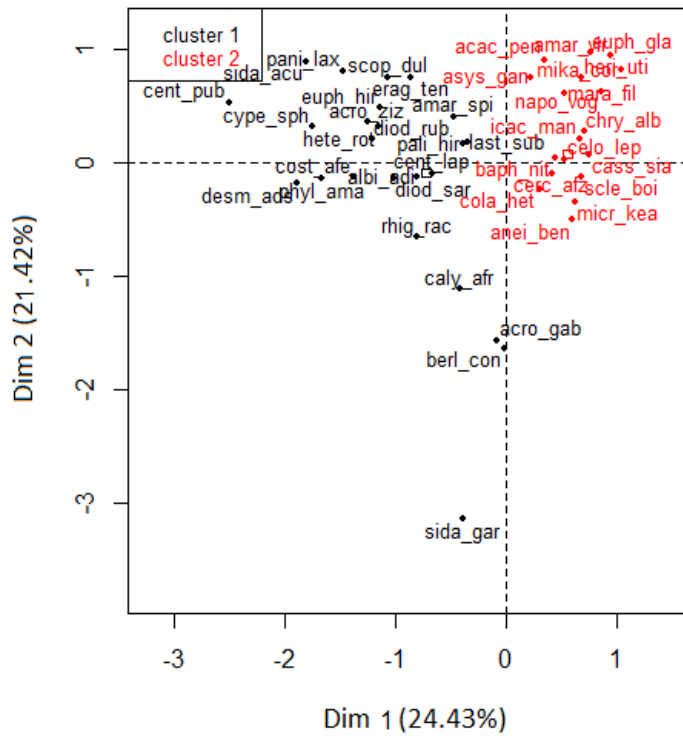


Figure 36: Ordination des espèces par l'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) mettant en évidence les groupements végétaux des bordures de sentiers touristiques dans le Parc National du Banco

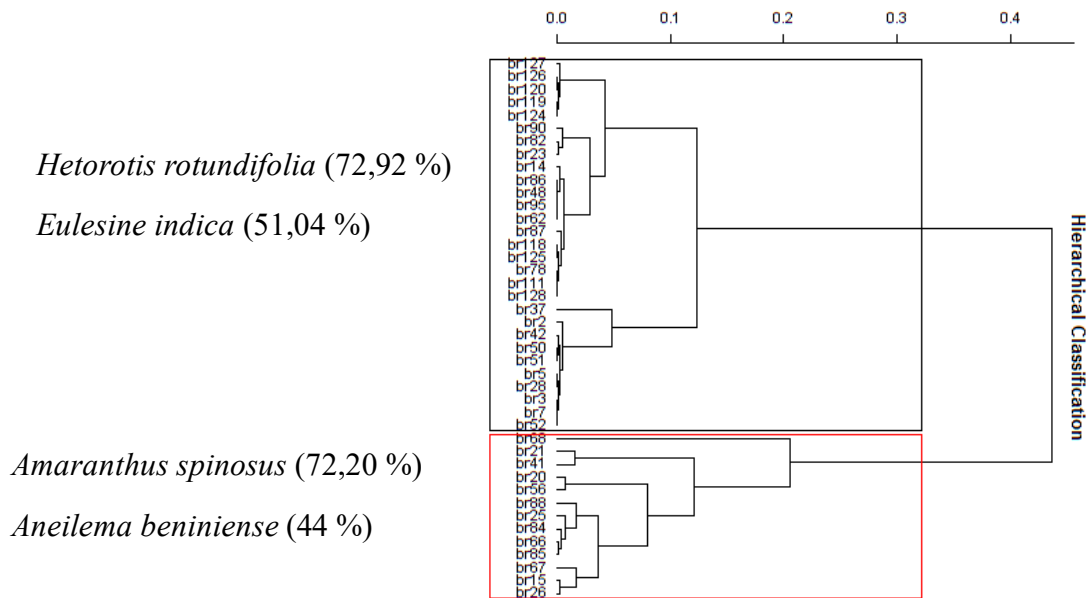


Figure 38 : Dendrogramme de la classification hiérarchique des placettes aux abords des sentiers touristiques montrant les groupements végétaux avec quelques espèces caractéristiques

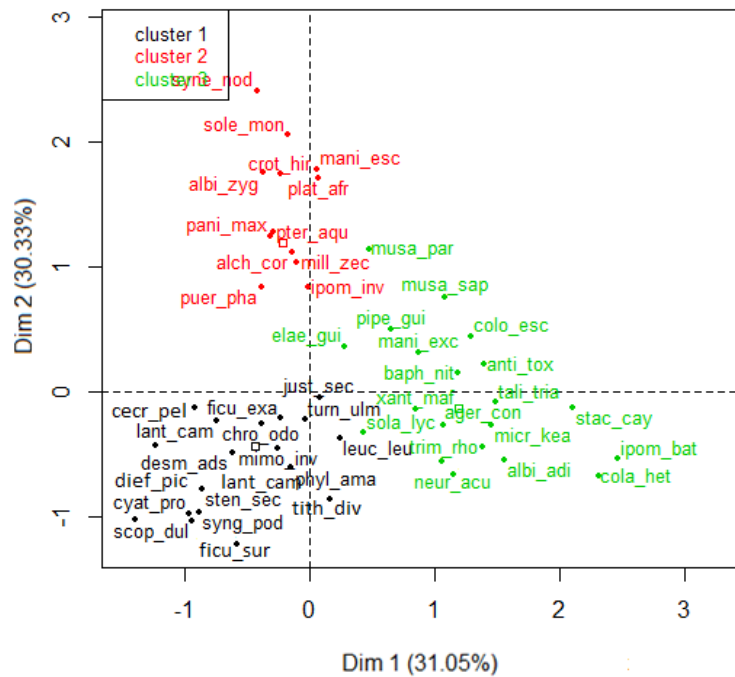


Figure 39 : Ordination des espèces par l'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) mettant en évidence les groupements végétaux des sites du campement et la périphérie du parc

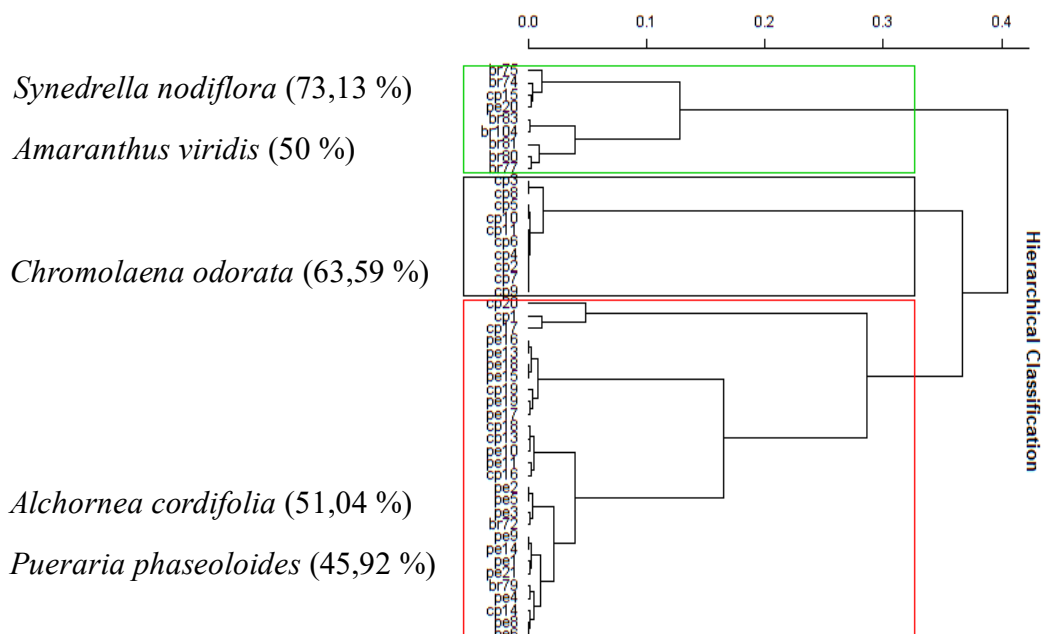


Figure 41 : Dendrogramme de la classification hiérarchique des placettes des sites Campement-périphérie du parc montrant les groupements végétaux, avec quelques espèces caractéristiques

6.8.3. Groupements végétaux du groupe écologique 3 (zone d'emprise des câbles de haute-tension)

Deux groupements végétaux ont été discriminés dans la zone d'emprise des câbles de haute tension (Figures 38 et 39). Le groupement à *Thaumatococcus daniellii* (IV= 62,14) et *Calycobolus africanus* (IV= 53,59) et le groupement à *Strychnos camptoneura* (IV= 53,93) et *Combretum dolichopetalum* (IV= 37,47). Ces groupements correspondent à une végétation rudérale anthropogène, végétation des friches sub-ouvertes. On y trouve des espèces annuelles comme vivaces. *T. daniellii* caractéristique du premier groupement est une plante vivace herbacée qu'on rencontre dans les clairières forestières. *C. africanus* est une espèce lianescente qu'on trouve aussi bien dans les milieux ombragés que dans les milieux semi-ombragés. Dans ce groupement, on y trouve des espèces ligneuses comme *Cola heterophylla* et *Pentatreta macrophylla*. Le second groupement est à *Strychnos camptoneura* et *Combretum dolichopetalum*. Il s'agit d'espèces lianescentes qui sont présentes aussi bien dans les forêts secondaires que dans les clairières forestières. Dans ce groupement, on y rencontre aussi l'espèce invasive *Chromolaena odorata* et des espèces invasives potentielles comme *Breynia disticha* et *Ageratum conyzoides*, *Bambusa vulgaris*, *Alternanthera brasiliana*, *Euphorbia heterophylla* qui sont très fréquentes. On trouve aussi des espèces arbustives comme *Microdesmis keayana*, *Baphia nitida*, *Cola heterophylla*, *Baphia bancoense*.

6.9. Richesse et diversité des groupes écologiques

Les trois groupes écologiques discriminés par l'ACC présentent une richesse spécifique moyenne qui varie de $9,2 \pm 4,8$ à $16,9 \pm 5,0$ espèces par placettes respectivement pour G2 et G1 (Tableau IX). L'analyse statistique a montré une différence significative entre le groupe écologique G2 et les autres ($k^2 = 70,70$; $p < 0,0001$).

L'indice de shannon faible varie de $1,02 \pm 0,1$ pour le groupe G2 à $2,66 \pm 0,3$ pour le groupe G1 (Tableau IX). L'analyse statistique a montré une différence significative entre le groupe G2 et les autres ($k^2 = 103,36$; $p < 0,0001$).

Concernant l'indice d'équitabilité, il varie de $0,6 \pm$ pour le groupe G2 à $0,9 \pm 0,0$ pour le groupe G1. Statistiquement, il existe une différence significative entre les trois groupes écologiques ($k^2 = 148,36$; $p < 0,0001$), (Tableau IX).

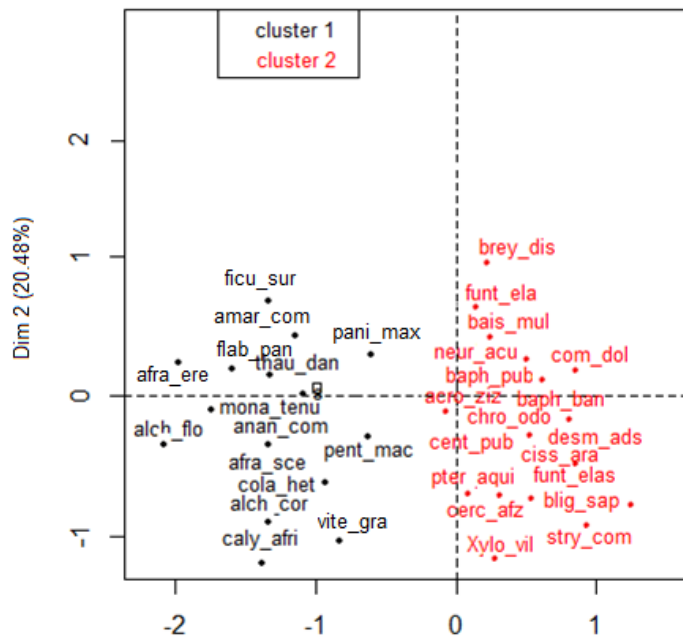


Figure 42 : Ordination des espèces par l'Analyse Factorielle de Correspondance (AFC) mettant en évidence les groupements végétaux de la zone d'emprise des câbles de haute- tension

- Thaumatococcus daniellii* (62,14 %)
- Calycobolus africanus* (53,59 %)
- Strychnos camptoneura* (59,93 %)
- Combretum dolichopetalum* (37,47 %)

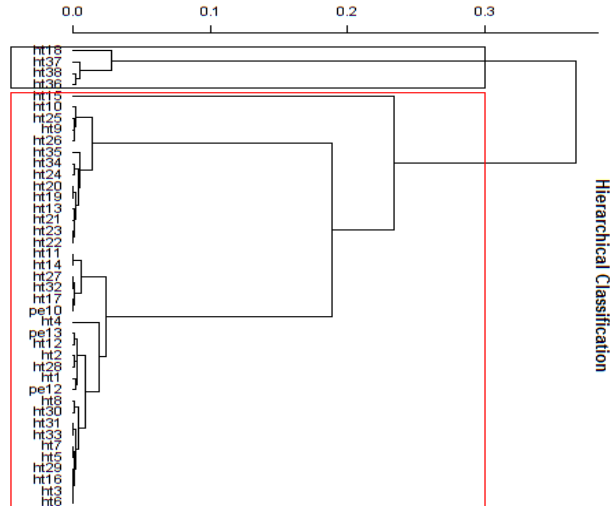


Figure 44 : Dendrogramme de la classification hiérarchique des placettes de la zone d'emprise des fils de haute- tension montrant les groupements végétaux avec quelques espèces caractéristiques

Tableau IX : Valeurs moyennes des indices de diversité des différents groupes écologiques

	G1 (bordures de sentiers touristiques)	G2 (Campement/ périphérie)	G3 (Haute-tension)	Statistiques des tests de Kruskal- Wallis
Richesse spécifique (individu /placette)	16,9±5 ^b	9,2±4,8 ^a	12,8±4,8 ^b	$k^2 = 70,77 ; ***$
Indice de Shannon	2,6±0,3 ^b	1,02±0,1 ^a	2,0±0,4 ^b	$k^2=103,25 ; ***$
Indice de Pielou	0,9±0,0 ^c	0,6±0,0 ^a	0,8± ^b	$k^2 =148,36;***$

Légende : Pour une même ligne, les valeurs moyennes affectées de la même lettre ne sont pas significativement différentes ; *** : test très significatif ($P < 0,001$). Les comparaisons ont été faites en utilisant un test de Kruskal-Wallis suivi du test de Dunn.

Chapitre 7 : Dynamique de colonisation des espèces invasives

7.1. Tendance évolutive globale de la couverture des espèces invasives

Les plantes invasives sont réparties dans l'ensemble du parc. Ainsi, les espèces invasives ont connu une hausse de surface dans les zones rudérales passant de 6,1 ha à 12,01 ha respectivement de 2016 à 2018 (Tableau X). En prenant en compte la superficie plantée de *Hopea odorata*, ces surfaces ont connu une augmentation de 2016 à 2018 passant de 82,81 ha (2,38 % de la surface totale du parc) à 126,84 ha (3,65 % de la surface totale du parc) avec un taux de progression de 53,16 % (Tableau X). Concernant la périphérie du parc, on assiste à une augmentation de la superficie des plantes invasives passant de 2,4 ha en 2016 à 4,01 ha en 2018 avec un taux d'augmentation de 67,08 %. Au niveau des campements, on assiste à une forte augmentation de la superficie passant de 0,53 ha en 2016 à 2,47 ha pour l'année 2018 soit une marge de progression de 366,03 %. La surface initiale des plantes invasives dans la zone d'emprise des câbles de haute tension est de 2,4 ha à 3,9 ha entre 2016 et 2018, soit un taux d'augmentation de 62,5 %. Les superficies des plantes invasives des bordures de sentier et dans l'arboretum ont connu une augmentation avec le temps passant respectivement de 0,31 ha et 0,46 ha en 2016 à 1,03 ha et 0,6 ha en 2018. La marge de progression durant ces 3 ans est respectivement de 232,25 % et 30,43 %. Enfin, la superficie des espèces invasives dans la parcelle de la Forêt classée de l'Anguédedou a connu une augmentation de manière significative passant de 76,71 ha en 2016 à 106,83 ha en 2018. Sur les 3 années passées, la marge d'augmentation est de 39,26 %.

7.2. Dynamique spatio-temporelle des espèces invasives du Parc National du Banco

En 2016, les plantes invasives occupent dans les zones rudérales une surface au sol de 6,1 ha, (Tableau XVII), ce qui correspond à 0,17 % de la surface totale du parc (3438,38 ha). On note une concentration dans les campements et à la périphérie du parc avec un taux de couverture de plus de 65 % (Tableaux XI ; XII). *Chromolaena odorata* et *Bambusa vulgaris* sont les espèces les plus recouvrantes avec des surfaces au sol respectives de 0,2 et 0,23 ha dans les campements (Tableau XI). Elles couvrent aussi respectivement 1,21 et 0,9 ha de la périphérie du parc (Tableau XII). Sous les câbles de haute tension, les espèces invasives ont un taux de couverture de 45,5 % (Tableau XIII). *Chromolaena odorata* et *Bambusa vulgaris* sont les espèces les plus recouvrantes avec des surfaces au sol respectives de 0,6 et 1,5 ha respectivement.

Tableau X : Surfaces occupées et taux d'expansion des plantes invasives dans le Parc National du Banco de 2016 à 2018

Zone de présence	Surface occupation (ha)			Taux de croissance (%)		
	2016	2017	2018	2016-2017	2017-2018	2016-2018
Haute tension	2,4	2,8	3,9	16,66	39,28	62,5
Campement	0,53	0,7	2,47	32,07	251,42	366,03
Bord de sentier	0,31	0,36	1,03	16,12	186,11	232,25
Périphérie	2,4	2,7	4,01	12,5	48,51	67,08
Total surface Zone rudérale	5,64	6,14	11,41	8,86	80,87	96,88
Forêt Anguédédou	76,71	87,62	106,83	14,22	21,92	39,26
Arboretum	0,46	0,5	0,6	8,88	20	30,43
Total S. Zone forestière	77,17	88,12	106,89	13,22	21,30	38,51
Surface totale	82,81	94,26	126,84	13,82	34,56	53,16
Surface totale du parc (%)	2,38	2,71	3,65			

Dans l'arboretum et en bordure des sentiers touristiques, les plantes invasives sont peu recouvrantes avec un taux de couverture respectif de 36,5 et 20,8 % (Tableaux XIV ; XV). *Bambusa vulgaris* occupe 0,31 ha des bords des sentiers et *Hopea odorata* occupe une surface au sol de 0,30 ha dans l'arboretum. Dans la parcelle de la Forêt classée d'Anguédédou, la surface au sol de la plantation de *Hopea odorata* est de 76,71 ha (Tableau XVI).

En 2017, les zones rudérales du parc sont colonisées par les plantes invasives avec une surface du sol de 6,64 ha soit 0,19 % de la surface totale du parc (Tableau XVII). Ce qui correspond à un taux d'accroissement de 8,85% (Tableau X). Dans les campements et à la périphérie du parc, le taux de couverture des espèces invasives est plus de 75 % (Tableaux XI ; XVII). *Chromolaena odorata* et *Bambusa vulgaris* sont toujours les espèces qui colonisent le plus d'espace. Dans la zone d'emprise des câbles de haute tension, les espèces invasives ont un taux de couverture de 49 %, *Chromolaena odorata* et *Bambusa vulgaris* sont également les plus recouvrantes avec des surfaces au sol respectives de 0,51 et 1,6 ha (Tableau XIII). Dans l'arboretum et en bordure de route, les espèces invasives occupent une surface au sol de 0,5 et 0,36 ha respectivement (Tableaux XIV et XV). *Hopea odorata* est l'espèce qui occupe plus d'espace dans l'arboretum Tandis que c'est *Bambusa vulgaris* qui colonise le plus d'espace en bordure de route. Dans la forêt d'Anguédédou, la surface au sol de la plantation de *Hopea odorata* est de 87,62 ha (Tableau XVI).

En 2018, 12,01 ha (soit 0,34 %) sont occupés par les plantes invasives dans les zones rudérales (Tableau XVII). Ce qui correspond à un taux d'accroissement de 80,87 % (Tableau X). Dans les campements et à la périphérie, elles ont un taux de couverture de plus 85 % (Tableaux XI ; XII). *Chromolaena odorata* et *Bambusa vulgaris* demeurent les espèces les plus recouvrantes avec respectivement 0,8 et 1,27 ha d'occupation du sol dans les campements (Tableau XI). Elles occupent aussi respectivement 2,26 et 1,3 ha de la périphérie du parc (Tableau XII). Sous les câbles de haute tension, les plantes invasives couvrent 3,91 ha. Dans l'arboretum, elles ont une surface d'occupation du sol de 0,6 ha (Tableau XIV). *Hopea odorata* et *Bambusa vulgaris* y sont les plus recouvrantes avec une surface de 0,35 et 0,22 ha respectivement. En bordure de routes, les plantes invasives couvrent 1,03 ha (Tableau XV). *Bambusa vulgaris* et *Cecropia peltata* occupent respectivement une surface au sol de 0,7 et 0,31 ha. Dans la forêt d'Anguédédou, la surface au sol de la plantation de *Hopea odorata* est de 106,83 ha (Tableau XVI).

Tableau XI : Surfaces occupées par les plantes invasives dans les campements du Parc National du Banco de 2016 à 2018

	2016			2017			2018			
	Espèces	Surf. Prés. (ha)	Taux de couv. (%)	Surf. d'occ. (ha)	Surf. Prés. (ha)	Taux de couv. (%)	Surf. d'occ. (ha)	Surf. Prés. (ha)	Taux de couv. (%)	Surf. d'occ. (ha)
Campements	<i>Chromolaena odorata</i>	1,03	20,2	0,2	1,08	21,2	0,22	3,05	22,2	0,8
	<i>Breynia disticha</i>	0,02	2,02	0	0,02	2,02	0	0,02	3,02	0
	<i>Cecropia peltata</i>	0,05	1,46	0	0,05	1,46	0	0,05	1,46	0
	<i>Mimosa invisa</i>	0,23	1,61	0	0,23	1,61	0	0,23	1,61	0
	<i>Stenotaphrum secundatum</i>	0,8	10,12	0,1	0,8	13,12	0,16	0,8	20,5	0,03
	<i>Pueraria phaseoloides</i>	0,02	1,66	0	0,02	1,66	0	0,02	1,66	0
	<i>Lantana camara</i>	0,23	3,5	0	0,23	3,5	0	0,23	3,5	0
	<i>Hopea odorata</i>	0,23	1,5	0	1,6	1,5	0	0,99	1,5	0,1
	<i>Dieffenbachia picta</i>	0,02	1	0	0,02	1	0	0,02	1	0
	<i>Solanum rugosum</i>	0,23	1,83	0	0,23	1,83	0	0,23	1,83	0
	<i>Alternanthera brasiliana</i>	0,01	2,25	0	0,01	2,25	0	0,01	2,25	0
	<i>Bambusa vulgaris</i>	1,23	17,25	0,23	1,23	20,25	0,3	4,23	28	1,27
	<i>Croton hirtus</i>	0,01	1,5	0	0,01	1,5	0	0,01	1,5	0
	<i>Euphorbia heterophylla</i>	0,02	2	0	0,02	2	0	0,02	2	0
	<i>Syngonium podophyllum</i>	0,06	1,5	0	0,06	1,8	0	0,06	1,8	0
Total	44,19	69,9	0,53	55,61	77,2	0,7	66,1	93,83	22,47	

Légende : Surf. prés. : Surface de présence ; Taux de couvr. : Taux de couverture ; Surf d'occ. : Surface d'occupation

Tableau XII : Surfaces occupées par les plantes invasives à la périphérie du Parc National du Banco de 2016 à 2018

	2016			2017			2018		
	Surf. Prés. (ha)	Taux de couv. (%)	Surf. d'occ. (ha)	Surf. Prés. (ha)	Taux de couv. (%)	Surf. d'occ. (ha)	Surf. Prés. (ha)	Taux de couv. (%)	Surf. d'occ. (ha)
Espèces									
<i>Chromolaena odorata</i>	4,03	30,2	1,21	4,5	31,2	1,4	6,44	35,2	2,26
<i>Pueraria phaseoloides</i>	1,18	2,02	0,02	2,5	2,02	0,05	2,5	2,02	0,05
<i>Breynia disticha</i>	1,1	1,46	0,02	1,05	1,46	0,02	1,44	1,46	0,02
<i>Mimosa invisa</i>	0,16	1,61	0	0,26	1,61	0	1,04	1,61	0,01
<i>Lantana camara</i>	1,16	13,12	0,15	1,16	13,12	0,16	1,44	16,12	0,2
<i>Stenotaphrum secundatum</i>	1,16	1,66	0,02	1,16	1,66	0,02	1,44	1,66	0,02
<i>Cecropia peltata</i>	1,16	3,5	0,04	1,06			2,34	3,5	0,09
<i>Hopea odorata</i>	1,16	1,5	0,02	1,16	1,5	0,02	1,5	1,5	0,03
<i>Titholia diversifolia</i>	0,16	0,5	0	1,16	0,5	0	1,44	0,5	0
<i>Solanum rugosum</i>	0,25	1,83	0	0	0	0	0	0	0
<i>Solanum erianthum</i>	0,02	2,25	0	0	2,25	0	0	0	0
<i>Bambusa vulgaris</i>	5,16	18,25	0,9	5,16	20,25	1,04	6,44	20	1,3
<i>Leucena leucocephala</i>	1,16	1,5	0,02	1,16	2,5	0,03	1,06	1,5	0,03
<i>Euphorbia heterophylla</i>	0,32	2	0	0	0	0	0	0	0
Total	18,18	81,4	2,4	20,23	84,03	2,77	27,08	85,07	4,01

Périphérie

Tableau XIII : Surfaces occupées par les plantes invasives de la zone d'emprise des câbles de haute tension dans le Parc National du Banco de 2016 à 2018

	2016			2017			2018			
	Espèces	Surf. Prés. (ha)	Taux couv. (%)	Surf. d'occ. (ha)	Surf. Prés. (ha)	Taux couv. (%)	Surf. d'occ. (ha)	Surf. Prés. (ha)	Taux couv. (%)	Surf. d'occ. (ha)
Haute-tension	<i>Chromolaena odorata</i>	6,53	9	0,6	6,07	8,5	0,51	5	8	0,4
	<i>Croton hirtus</i>	0,6	1,5	0,01	0,6	1,5	0,01	0,8	2	0,02
	<i>Breynia disticha</i>	1,2	2	0,02	1,5	2	0,03	1,96	3,5	0,7
	<i>Ageratum conyzoides</i>	0,3	1	0,01	0,52	2	0,01	1,53	4	0,6
	<i>Bambusa vulgaris</i>	6,2	24	1,5	6,4	25	1,6	6,4	25	1,6
	<i>Cecropia peltata</i>	0,61	1,5	0,01	0,7	2	0,01	2,44	5	0,012
	<i>Lantana camara</i>	1,16	4	0,04	1,16	4	0,05	1,2	3,5	0,04
	<i>Mimosa invisa</i>	2,1	1	0,02	2,2	1	0,02	2,2	1	0,02
	<i>Tithonia diversifolia</i>	0,31	1	0,01	0,9	3	0,03	1,3	4	0,05
Total	19,01	45,5	2,4	20,05	49	2,81	22,83	56	3,91	

Légende : Surf. prés. : Surface de présence ; Taux de couv. : Taux de couverture ; Surf d'occ. : Surface d'occupation

Tableau XIV : Surfaces occupées par les plantes invasives dans l'arboretum du Parc National du Banco de 2016 à 2018

		2016			2017			2018		
Espèces	Surf. Prés.	Taux de	Surf.	Surf. Prés.	Taux de	Surf.	Surf. Prés.	Taux de	Surf.	
	(ha)	couv. (%)	d'occ. (ha)	(ha)	couv. (%)	d'occ. (ha)	(ha)	couv. (%)	d'occ. (ha)	
Arboretum	<i>Hopea odorata</i>	1,5	20,5	0,3	1,6	21,5	0,34	1,6	21,5	0,35
	<i>Bambusa vulgaris</i>	1,24	12,5	0,16	1,24	12,5	0,16	1,76	12,5	0,22
	<i>Breynia distihca</i>	0,06	3,5	0	0,12	3,5	0	0,28	9,5	0,03
	Total	2,8	36,5	0,46	2,96	37,5	0,5	3,66	43,5	0,6

Tableau XV : Surfaces occupées par les plantes invasives aux abords de sentiers touristique dans le Parc National du Banco de 2016 à 2018

		2016			2017			2018		
Espèces	Surf. Prés	Taux de	Surf.	Surf. prés	Taux de	Surf.	Surf. prés	Taux de	Surf. d'occ	
	(ha)	couv (%)	d'occ (ha)	(ha)	couv. (%)	d'occ (ha)	(ha)	couv (%)	(ha)	
Bord de route	<i>Ageratum conyzoides</i>	0,02	3,5	0	0,05	3,5	0	0,55	3,5	0,02
	<i>Bambusa vulgaris</i>	2,5	12,5	0,31	2,5	12,5	0,31	2,7	20	0,7
	<i>Hopea odorata</i>	0,12	2,5	0	0,2	3	0,33	0,2	3	0
	<i>Cecropia peltata</i>	0,25	1,3	0	0,5	1,6	0	0,25	12,5	0,31
	<i>Alternanthera brasiliana</i>	0,02	1	0	0,03	1	0,03	0	0	0
	Total	2,9	20,8	0,31	3,28	21,6	0,36	3,2	39	1,03

Tableau XVI : Surfaces occupées par les plantes invasives dans la parcelle de la Forêt Anguédédou de 2016 à 2018

		2016			2017			2018		
	Espèces	Surf. Prés.	Taux de	Surf. d'occ.	Surf. Prés.	Taux de	Surf. d'occ.	Surf.	Taux de	Surf.
		(ha)	couv. (%)	(ha)	(ha)	couv. (%)	(ha)	prés (ha)	couv (%)	d'occ (ha)
Forêt Anguédédou	<i>Hopea odorata</i>	180	42,62	76,71	183,5	47,75	87,62	185	57,75	106,83
	<i>Gmelina arborea</i>	0,14	1,5	0	0,14	1,5	0	0,14	1,5	0
	<i>Cedela odorata</i>	0,02	1	0	0,02	1	0	0,02	1	0
	Total	180,16	45,12	76,71	183,66	49,8	87,62	185,16	60,25	106,83

Légende : Surf. prés. : Surface de présence ; Taux de courv. : Taux de couverture ; Surf d'occ. : Surface d'occupation

Tableau XVII : Récapitulatif des surfaces occupées par les plantes invasives dans le Parc National du Banco de 2016 à 2018

	2016				2017				2018			
	Surf. Prés. (ha)	Taux de couv. (%)	Surf. d'occ. (ha)	Sup. T. parc	Surf. Prés. (ha)	Taux de couv. (%)	Surf. d'occ. (ha)	Sup. T. parc	Surf. prés (ha)	Taux de couv (%)	Surf. d'occ (ha)	Sup. T. parc
Campements	44,19	69,9	0,53		55,61	77,2	0,7		66,1	93,83	22,47	
Périphérie	18,18	81,4	2,4		20,23	84,03	2,77		27,08	85,07	4,01	
Haute- tension	19,01	45,5	2,4		20,05	49	2,81		22,83	56	3,91	
Arboretum	2,8	36,5	0,46		2,96	37,5	0,5		3,66	43,5	0,6	
Bord de route	2,9	20,8	0,31		3,28	21,6	0,36		3,2	39	1,03	
Total Zones Rudérales	47,08	50,82	6,1	0,17 %	52,13	53,86	6,64	0,19 %	62,87	63,48	12,01	0,34 %
Forêt Anguédedou	180,16	45,12	76,71		183,66	49,8	87,62		185,16	60,25	106,83	
Surface totale	227,24		82,81		235,79		94,76		248,03		126,84	

Légende : Surf. prés. : Surface de présence ; Taux de courv. : Taux de couverture ; Surf d'occ. : Surface d'occupation ; Sup. T. parc : Surface totale du parc

7.3. Fréquence relative des espèces invasives

Sous les câbles de haute tension, dans les campements et à la périphérie du parc *Chromolaena odorata*, l'invasive avérée, est très fréquente avec des fréquences relatives respectives de 71,05 % ; 64,28 % et 78,26 % (Tableau XII). Par contre dans l'arboretum et la parcelle de la Forêt classée d'Anguédédou, c'est une espèce invasive potentielle *Hopea odorata* qui est la plus fréquente avec des fréquences relatives respectives de 72,72 % et 77,77 %. Aux abords de sentiers touristiques, *Ageratum conyzoides* a une fréquence relative de 10,27 %. Trois espèces invasives potentielles sont fréquentes sous les câbles de haute tension avec des fréquences relatives de 55,26 % chacune. Ce sont *Cecropia peltata*, *Lantana camara* et *Mimosa invisa*. Les espèces les moins fréquentes sont *Ageratum conyzoides* et *Tithonia diversifolia* qui ont chacune une fréquence relative de 7,29 %. *Breynia disticha* et *Cecropia peltata* sont les espèces les plus fréquentes dans les campements, avec une fréquence relative de 52,28 % chacune après *Chromolaena odorata*. *Euphorbia heterophylla* est l'espèce la moins fréquente avec une fréquence relative de 26,19 %. A la périphérie du parc, *Pueraria phaseoloides* (73,91 %) et *Breynia disticha* (69,56 %) sont les espèces les plus fréquentes. L'espèce la moins fréquente est *Turnera ulmifolia* avec une fréquence relative de 8,69 %. En bordures de sentiers, toutes les espèces invasives potentielles sont moins fréquentes. Ce sont, par ordre d'importance *Ageratum conyzoides* (10,27 %), *Hopea odorata* (9 %), *Bambusa vulgaris* (2,27 %), *Cecropia peltata* (2,27 %) et *Alternanthera brasiliana* (2,27 %).

7.4. Contribution spécifique des espèces invasives

La seule espèce avérée invasive, *Chromolaena odorata*, est très agressive dans les campements, sous les câbles de haute tension et à la périphérie du parc avec une contribution spécifique de 12,08 ; 10,17 ; et 7,09 respectivement (Tableau XIII). Aux abords de sentiers, toutes les autres espèces invasives potentielles sont agressives avec une contribution spécifique comprise entre 1 et 4. C'est *Ageratum conyzoides* qui y a la plus forte valeur de contribution spécifique (3,02). Dans l'arboretum et dans la forêt d'Anguédédou, *Hopea odorata* est la seule espèce très agressive avec une contribution spécifique supérieure à 4, respectivement de 6,38 et 5,2.

Tableau XVIII : Fréquences relatives des espèces invasives recensées dans le Parc National du Banco

Bord de sentier		Haute-tension		Campement		Arboretum		Périphérie		Forêt Anguédédou	
Espèces	Fr	Espèces	Fr	Espèces	Fr	Espèces	Fr	Espèces	Fr	Espèces	Fr
<i>Ageratum conyzoides</i>	10,27	<i>Chromolaena odorata</i>	71,05	<i>Chromolaena odorata</i>	64,28	<i>Hopea odorata</i>	72,72	<i>Chromolaena odorata</i>	78,26	<i>Hopea odorata</i>	77,77
<i>Hopea odorata</i>	9	<i>Cecropia peltata</i>	55,26	<i>Breynia disticha</i>	52,28	<i>Breynia disticha</i>	45,45	<i>Pueraria phaseloides</i>	73,91	<i>Bambusa vulgaris</i>	68,68
<i>Bambusa vulgaris</i>	2,27	<i>Lantana camara</i>	55,26	<i>Cecropia peltata</i>	52,28	<i>Bambusa vulgaris</i>	18,18	<i>Breynia disticha</i>	69,56	<i>Gmelina arborea</i>	53,33
<i>Cecropia peltata</i>	2,27	<i>Mimosa invisa</i>	55,26	<i>Mimosa invisa</i>	40,46			<i>Stenotaphrum secundatum</i>	47,82	<i>Cedrela odorata</i>	48,88
<i>Alternanthera brasiliana</i>	2,27	<i>Croton hirtus</i>	18,42	<i>Stenotaphrum secundatum</i>	38,09			<i>Mimosa invisa</i>	60,86		
		<i>Breynia disticha</i>	15,78	<i>Pueraria phaseloides</i>	38,09			<i>Lantana camara</i>	56,52		
		<i>Bambusa vulgaris</i>	7,79	<i>Hopea odorata</i>	35,71			<i>Croton hirtus</i>	52,17		
		<i>Ageratum conyzoides</i>	7,29	<i>Lantana camara</i>	35,71			<i>Hopea odorata</i>	43,87		
		<i>Tithonia diversifolia</i>	7,29	<i>Dieffenbachia picta</i>	33,33			<i>Tithonia diversifolia</i>	43,47		
				<i>Solanum rugosum</i>	33,33			<i>Solanum rugosum</i>	39,13		
				<i>Alternanthera brasiliana</i>	33,33			<i>Solanum erianthum</i>	30,43		
				<i>Bambusa vulgaris</i>	30,95			<i>Bambusa vulgaris</i>	30,43		
				<i>Croton hirtus</i>	30,95			<i>Leucena leucocephala</i>	30,43		
				<i>Euphorbia heterophylla</i>	26,19			<i>Turnera ulmifolia</i>	8,69		

Tableau XIX : Contributions spécifiques des espèces invasives recensées dans le Parc National du Banco

Bord de sentier		Haute-tension		Campement		Arboretum		Périphérie		Forêt Anguédédou	
Espèces	Cs	Espèces	Cs	Espèces	Cs	Espèces	Cs	Espèces	Cs	Espèces	Cs
<i>Ageratum conyzoides</i>	3,02	<i>Chromolaena odorata</i>	10,17	<i>Chromolaena odorata</i>	12,08	<i>Hopea odorata</i>	6,38	<i>Chromolaena odorata</i>	7,09	<i>Hopea odorata</i>	5,2
<i>Hopea odorata</i>	1,62	<i>Cecropia peltata</i>	6,47	<i>Breynia disticha</i>	7,26	<i>Bambusa vulgaris</i>	1,83	<i>Pueraria phaseoloides</i>	5,16	<i>Bambusa vulgaris</i>	3,04
<i>Bambusa vulgaris</i>	1,51	<i>Lantana camara</i>	4,73	<i>Cecropia peltata</i>	6,74	<i>Breynia disticha</i>	1,59	<i>Breynia disticha</i>	5,06	<i>Gmelina arborea</i>	2,82
<i>Cecropia peltata</i>	1,48	<i>Mimosa invisa</i>	4,45	<i>Mimosa invisa</i>	3,26			<i>Stenotaphrum secundatum</i>	3,2	<i>Cedrela odorata</i>	2,24
<i>Alternanthera brasiliana</i>	1,4	<i>Croton hirtus</i>	3,75	<i>Stenotaphrum secundatum</i>	3,03			<i>Mimosa invisa</i>	4,13		
<i>Bambusa vulgaris</i>		<i>Breynia disticha</i>	3,02	<i>Pueraria phaseoloides</i>	2,02			<i>Lantana camara</i>	3,98		
		<i>Bambusa vulgaris</i>	2,79	<i>Lantana camara</i>	2,42			<i>Cecropia peltata</i>	3,69		
		<i>Ageratum conyzoides</i>	2,42	<i>Hopea odorata</i>	2,37			<i>Hopea odorata</i>	2,36		
		<i>Tithonia diversifolia</i>	2,42	<i>Dieffenbachia picta</i>	1,7			<i>Tithonia diversifolia</i>	2,21		
				<i>Solanum rugosum</i>	1,55			<i>Solanum rugosum</i>	2,01		
				<i>Alternanthera brasiliana</i>	1,48			<i>Solanum erianthum</i>	2,01		
				<i>Bambusa vulgaris</i>	1,4			<i>Bambusa vulgaris</i>	2,06		
				<i>Croton hirtus</i>	1,4			<i>Leucena leucocephala</i>	1,77		
				<i>Euphorbia heterophyllum</i>	1,4			<i>Turnera ulmifolia</i>	1,32		
				<i>Syngonium podophyllum</i>	1,26						

7.5. Modélisation de l'aire de distribution des espèces exotiques envahissantes dans le Parc National du Banco

7.5.1. Cas de *Chromolaena odorata* (L.) R. M. King & H. Roxb

La modélisation de la niche fondamentale de *C. odorata* donne une AUC de 0,82 pour les conditions actuelles et de 0,84 pour les conditions futures. Cela signifie que le modèle est de bonne qualité.

L'analyse des corrélations a permis d'identifier cinq variables moins corrélées ($r < 0,85$) et contribuant le plus à la modélisation que ce soit dans les conditions actuelles ou futures (Tableau XIV). Les variables environnementales présentes qui influent le plus sur cette modélisation sont la température maximale de la période la plus chaude (56,6 %) et la température moyenne du trimestre le plus humide (38,9 %). Par contre, pour les conditions futures c'est la température moyenne du trimestre le plus sec, pour une contribution de 83,3 % (Tableau XIV). On peut dire que la distribution de *Chromolaena odorata* est influencée par les variations de températures.

Les résultats de modélisation montrent que globalement, les habitats qui sont actuellement très favorables à *Chromolaena odorata* sont principalement localisés dans le sud et au centre du parc. A l'horizon 2050, l'espèce serait plus disposée à coloniser pratiquement la partie sud du parc. On note aussi que le centre du Banco resterait très favorable à cette espèce (Figure 40).

Au terme de l'analyse des étendues des différents niveaux d'habitats favorables à l'espèce, il apparaît qu'environ 263,2 ha soit 8 % du Parc National du Banco sont actuellement très favorables à *C. odorata*. Les habitats non favorables occupent 92 % du parc (Figure 41). En ce qui concerne les projections futures à l'horizon 2050, le modèle prédit un taux de changement de 3,4 % environ des zones qui lui sont actuellement favorables (Tableau XV). Il ressort de ces analyses que le changement climatique entraînera une augmentation de la superficie de l'aire de distribution actuelle de *C. odorata* au Parc national du Banco.

Tableau XX : Variables environnementales et leurs contributions au modèle de distribution potentielle de *Chromolaena odorata*

Variables	Contribution (%)	
	Présent	Futur
Température maximale du mois le plus chaud	56,6	-
Température moyenne du trimestre le plus humide	38,9	-
Précipitation du trimestre le plus froid	6,1	-
Altitude	2,2	-
Précipitation annuelle	0,2	-
Température moyenne du trimestre le plus sec	-	83,3
Température moyenne du trimestre le plus froid	-	6,5
Température moyenne annuelle	-	2,5
Précipitations du mois le plus sec	-	2,4
Précipitations du trimestre le plus froid	-	0,3

Les valeurs en gras indiquent les contributions les plus élevées

Tableau XXI : Variation de la superficie des habitats de *Chromolaena odorata*

Période	Zone potentiellement favorable		Zone potentiellement non favorable	
	Superficie (ha)	Taux de conversion (%)	Superficie (ha)	Taux de conversion (%)
Actuelle	263,2		3175,2	
Future	1170,2	+3,44	2268	-0,28

Le signe (-) indique une perte d'habitat favorable et le signe (+) indique un gain

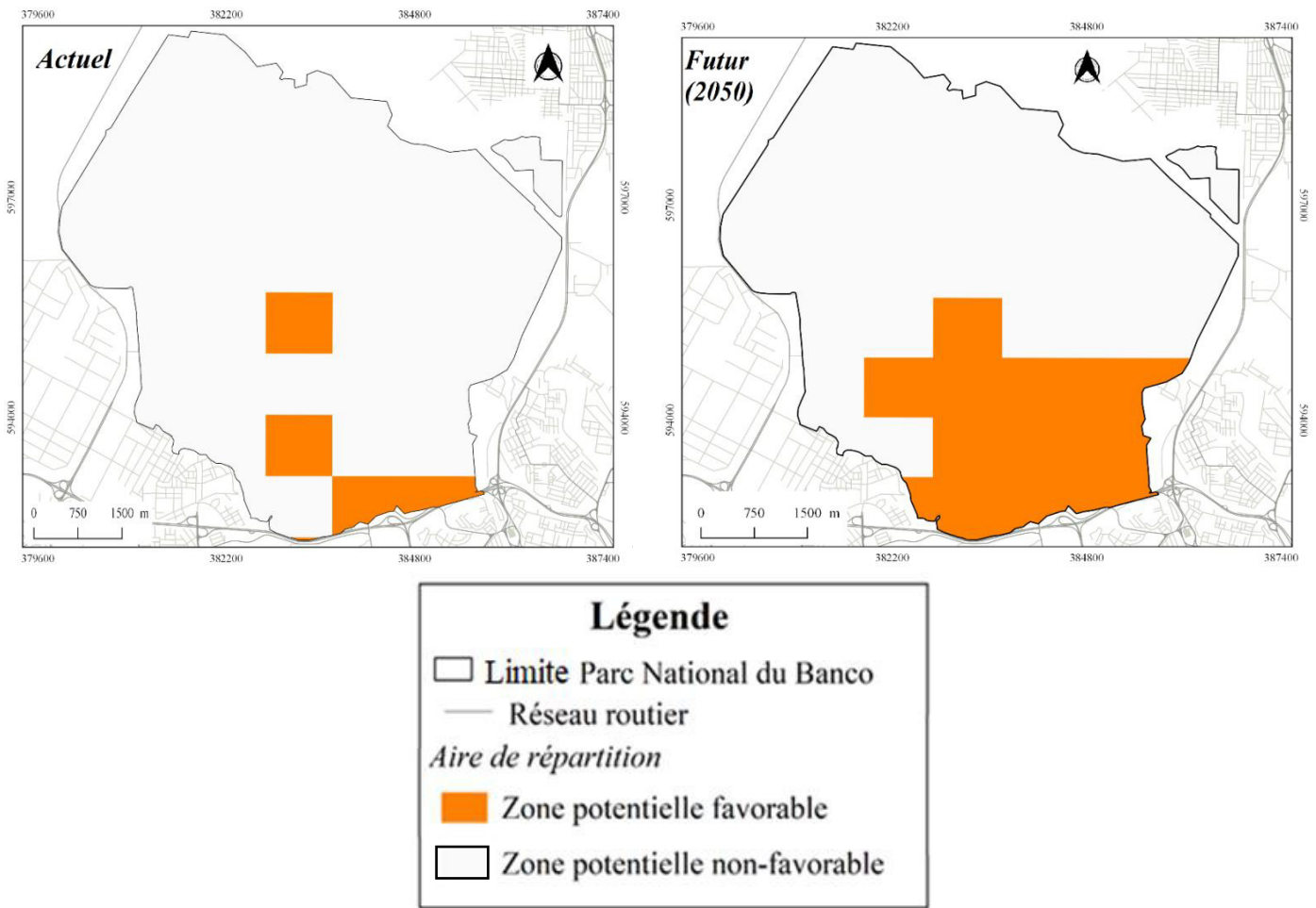


Figure 45 : Carte de distribution présente et future de *Chromolaena odorata* dans le Parc National du Banco

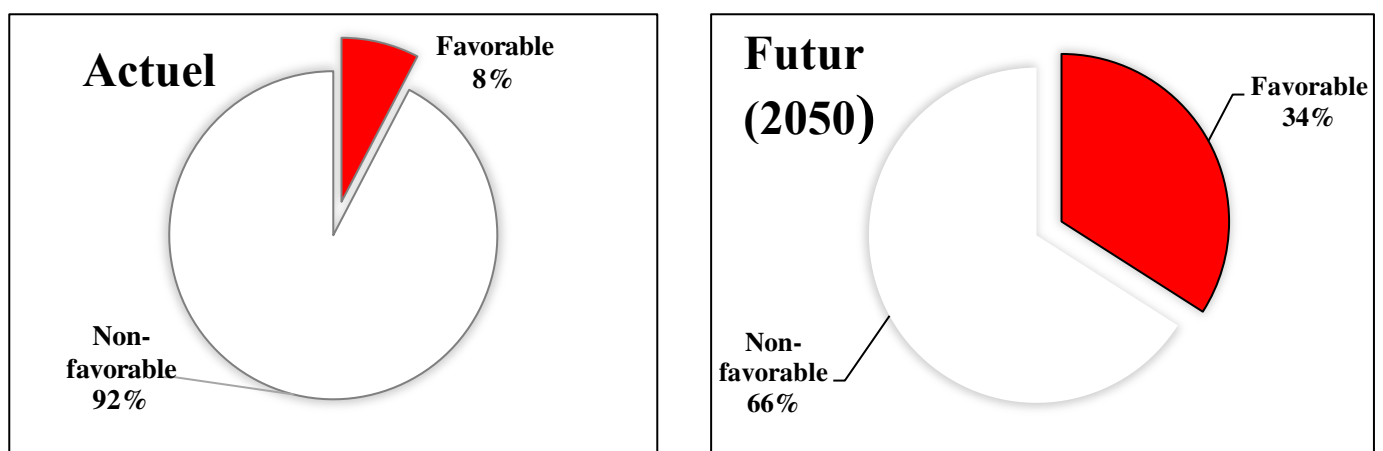


Figure 47 : Étendue des habitats favorables à la colonisation de *Chromolaena odorata* au Parc National du Banco

7.5.2. Cas de *Hopea odorata* Roxb

Quatre variables bioclimatiques ont les plus contribuées dans la distribution présente des zones de présence de *Hopea odorata*. Il s'agit de l'isothermalité (48,9 %), des précipitations du mois le plus sec (22,5 %), des précipitations du trimestre le plus froid (21, 8%) et de l'écart annuel de température (47,2 %). Pour les conditions climatiques futures, ce sont les précipitations du trimestre le plus chaud (34,4 %) et les précipitations du trimestre le plus froid avec 10,4 % (Tableau XVI). On peut dire que la distribution de *Hopea odorata* est influencée par la pluviosité et les variations de température. Le modèle donne une excellente prédiction des habitats favorables de l'espèce avec une valeur test d'AUC de 0,90 %.

Actuellement, la zone potentiellement favorable à *Hopea odorata* couvre essentiellement la partie Ouest et nord-ouest du parc. Les projections de 2050 ont révélé une prolifération de l'espèce uniquement vers la partie nord-ouest ainsi que le centre du parc. (Figure 42).

L'analyse des habitats donne une superficie de 181,8 ha (soit 5 % du parc) comme zone de distribution potentiellement favorable à l'espèce dans les conditions actuelles. Quant à la zone potentiellement non favorable à la distribution de l'espèce, elle s'étend sur 3256,4 ha soit 93 % du parc national du Banco (Figure 43). À l'horizon 2050, les projections ont révélé un accroissement du taux de changement de près de 0,27 % des zones potentiellement favorables à l'espèce (Tableau XVII). Elle est passée de 181,9 ha (conditions climatiques actuelles) à 231,3 ha (conditions climatiques futures).

Tableau XXII : Variables environnementales et leurs contributions au modèle de distribution potentielle de *Hopea odorata*

Variables	Contribution	
	Présent	Futur
Isothermalité (Bio1 / Bio7) *100	48,9	-
Précipitations du mois le plus sec	22,5	-
Précipitations du trimestre le plus froid	21,8	10,4
Température moyenne du trimestre le plus froid	5,4	-
Température moyenne annuelle	0,8	-
Saisonnalité de la température (coefficient de variation)	0,4	3,1
Ecart annuel de température (Bio5 - Bio6)	47,2	-
Précipitations du trimestre le plus chaud	-	34,4
Précipitations du trimestre le plus sec	-	4,5
Température moyenne du trimestre le plus humide	-	2,3
Précipitation du trimestre le plus froid	-	0,1

Les valeurs en gras indiquent les contributions les plus élevées

Tableau XXIII : Variation de la superficie des habitats de *Hopea odorata*

Période	Zone potentiellement favorable		Zone potentiellement non favorable	
	Superficie (ha)	Taux de conversion (%)	Superficie (ha)	Taux de conversion (%)
Actuelle	181,8		3256,4	
Future	231,3	+0,27	3206,9	-0,01

Le signe (-) indique une perte d'habitat favorable et le signe (+) indique un gain

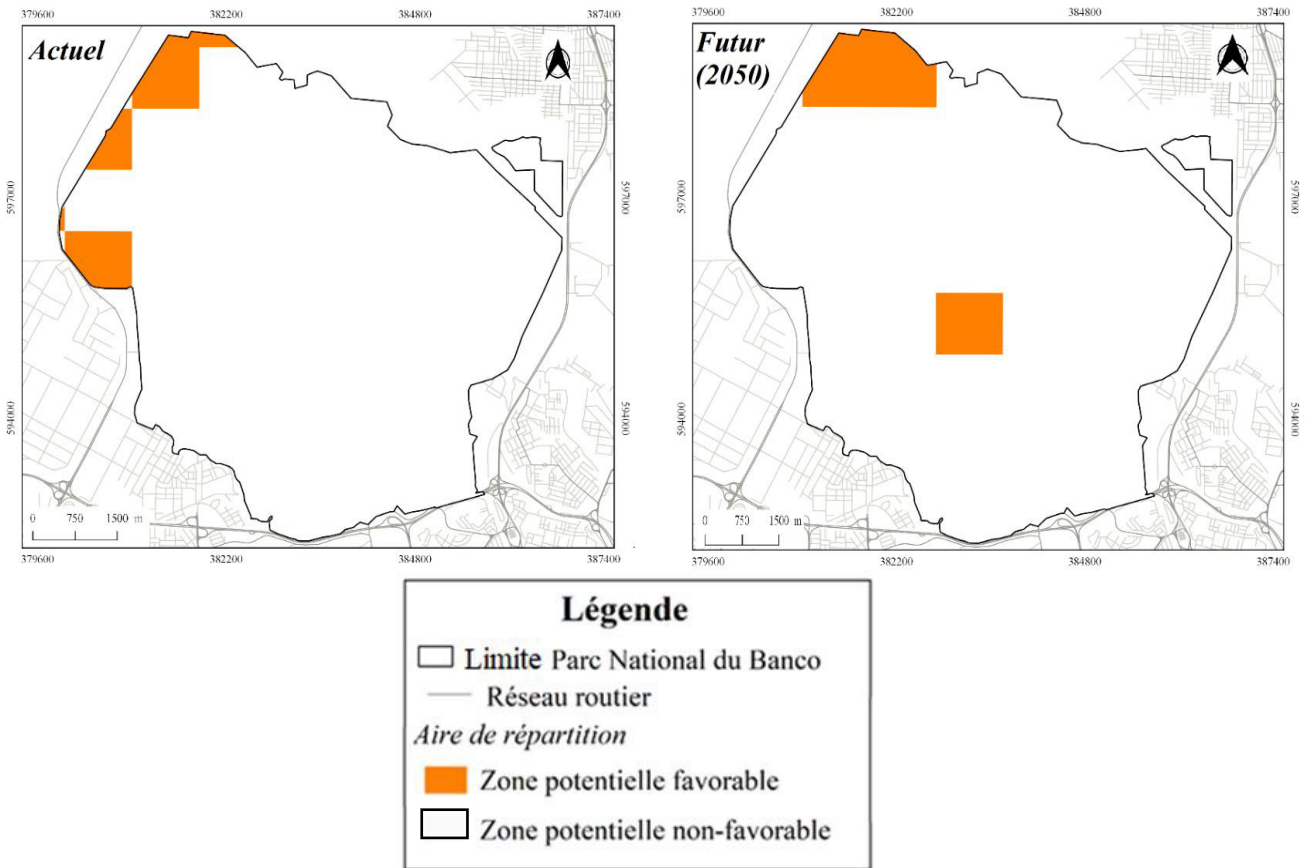


Figure 48 : Carte de distribution présente et future de *Hopea odorata* dans le Parc National du Banco

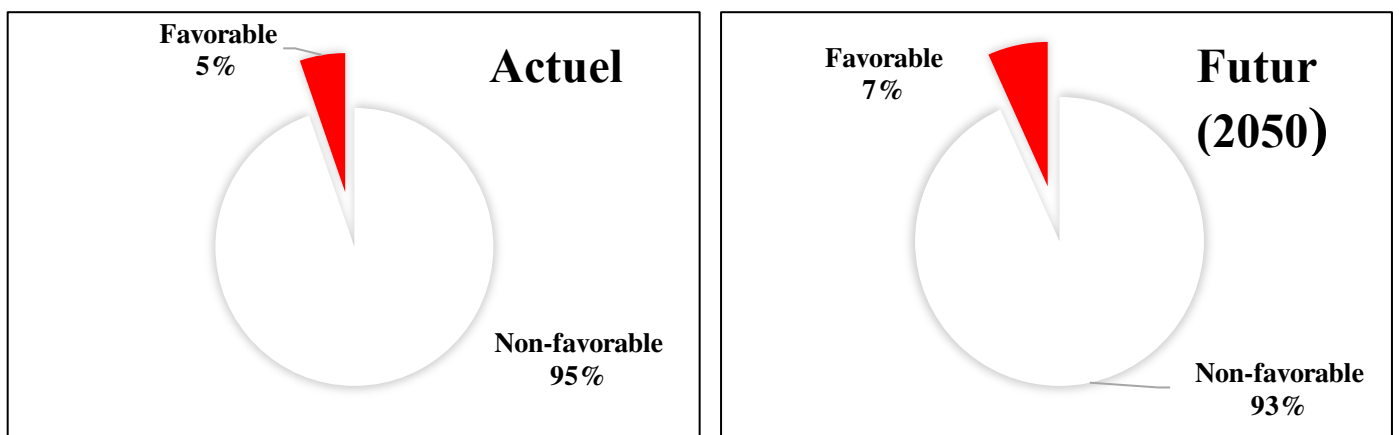


Figure 50 : Étendue des habitats favorables à la colonisation de *Hopea odorata* au Parc National du Banco

QUATRIÈME PARTIE : DISCUSSION

Chapitre 8 : Flore et végétation des zones rudérales du Parc National du Banco

L'étude de la diversité floristique d'un biotope donne une idée sur la diversité spécifique de ce biotope, l'ensemble des espèces végétales qui la constituent (**Ali et al., 2014**). En effet, la connaissance de la flore et de la végétation d'un habitat donné est un outil indispensable pour appuyer les politiques de gestion et de conservation de la biodiversité (**Melom et al., 2015**). Le recensement floristique réalisé dans les zones rudérales du Parc national du Banco a montré une richesse floristique importante. Ces milieux, souvent sous-estimés en raison de leur apparence peu attrayante au cours des travaux scientifiques par rapport aux milieux forestiers, détiennent 57,39 % de la flore du parc estimée à 622 espèces (**De Koning, 1983**) ou 51 % de la flore du parc (591 espèces) selon **Malan (2019)**. D'autres auteurs, notamment **Barima et al. (2010)**, **Bogaert et al. (2011)** et **Kouakou et al. (2015)** ont démontré que les milieux perturbés détiennent une diversité spécifique importante. En effet, **Burel et Baudry (1999)** ont signalé que jusqu'à un certain seuil, les perturbations peuvent augmenter la diversité d'un biotope. Dans le même ordre d'idée, **Barot et al (1999)** et **Henkel (2003)** indiquent que les fortes perturbations en zones périphériques tendent à une diversification. L'abondance en espèces serait liée d'une part aux adaptations écologiques (**Uchida et al., 2014**) d'autre part à une production de semences élevée et/ ou une forte propagation végétative des espèces rudérales (**Standish et al., 2007 ; Pellerin et al., 2017**). Les espèces rencontrées en zones rudérales sont souvent des espèces avec une croissance et un cycle de vie rapides (**Vidal, 1998**). Les zones rudérales du parc étant sous pression, le processus de reconstitution des espèces végétales entraîne l'apparition des espèces expliquant ainsi une diversité spécifique considérable de ces milieux. Ces résultats confirment les travaux de **Molino et Sabatier (2001)** qui ont indiqué que la richesse en espèces dans un habitat, atteint un pic à des niveaux de perturbation lorsque l'intensité de la perturbation est estimée à un pourcentage important d'espèces fortement dépendantes de la lumière. La richesse floristique des zones rudérales du Parc National du Banco (304 espèces) est comparable à la flore rudérale du Parc national de Frontenac au Québec, riche de 209 espèces (**Pellerin et al. 2017**). Cette différence de richesse floristique pourrait s'expliquer d'une part par les conditions climatiques différentes, et d'autre part par le degré d'anthropisation. En effet, le climat joue un rôle essentiel dans la composition et la structure floristique (**Sarr, 2008**).

Les familles botaniques les plus riches sont les Fabaceae, les Poaceae, les Rubiaceae, et les Euphorbiaceae. La prépondérance des trois familles (Fabaceae, Rubiaceae et Euphorbiaceae) est également signalée par de nombreux auteurs qui ont travaillé dans les forêts

ivoiriennes (**Guillaumet, 1967 ; Sonké, 1998 ; Bakayoko, 1999 ; N'Da, 2008 ; Kouakou et al., 2015**). Cependant, la forte proportion des Fabaceae observée dans les habitats rudéraux, pourrait s'expliquer par leur capacité à se maintenir à la suite des perturbations anthropiques. En effet, selon **Yoka et al. (2013)** la forte proportion de Fabaceae peut s'expliquer par le fait que les espèces de cette famille possèdent une très grande possibilité de tallage et une plus grande vitesse de repousse. **Mekideche et al. (2018)** ont fait remarquer que cette famille fait partir des familles liées à une action anthropique croissante. La prédominance des Poaceae a également été citée comme un trait botanique caractéristique des biotopes rudéraux (**Fousseni et al., 2018 ; Mekideche et al., 2018**). Les travaux de **Lamine et al. (2017)** portant sur la diversité floristique des décharges de la ville de Maradi au Niger, ont indiqué que les Poaceae font partie des familles dominantes des milieux rudéraux. Au Montenegro, **Jovanović et al. (2013)** ont également souligné une meilleure représentation de cette famille dans la végétation rudérale de la ville de Žabljak. Le même constat a aussi été fait par **Pavlović-Muratspahić et al. (2010)** pour les zones rudérales de la ville de Kragujevac en Serbie. Ce qui faut retenir est que la forte proportion des Poaceae est un indicateur des agressions permanentes que subissent les milieux rudéraux. Plusieurs auteurs ont démontré que les Poaceae sont des espèces qui résistent aux différentes perturbations car elles développent une stratégie leur permettant de se maintenir et de se développer dans les environnements perturbés (**Breman et De Ridder, 1991 ; Saidou et al., 2010 ; Kaou et al., 2017 ; Jazy et al., 2018**).

L'analyse des types biologiques révèle, d'une manière générale, une forte dominance des phanérophytes au sens large et plus particulièrement des microphanérophytes et des nanophanérophytes. Ces résultats sont semblables à ceux de **Kokou et Caballé (2000)** dans les milieux anthropisés des îlots forestiers du sud du Togo. Les travaux de **Ahouandjinou et al. (2017)**, et de **Soumah et al. (2018)** ont aussi montré que les microphanérophytes, suivis des mésophanérophytes sont abondants respectivement dans les zones anthropisées des réserves forestières au centre du Benin et, dans les zones périphériques des forêts sacrées de Guinée. Aussi, les proportions importantes de microphanérophytes et nanophanérophytes sont la résultante de l'importance des familles telles que les Rubiaceae et les Euphorbiaceae (**Bakayoko, 2005 ; Koffi, 2016**). Les thérophytes représentent la deuxième forme de vie qui possède des espèces importantes dans la végétation rudérale du Parc National du Banco. Cette présence est liée à l'instabilité de la majorité des habitats rudéraux où l'homme entrave le développement des plantes par le biais de ses activités (création de routes, coupes des arbres, ramassage des bois et des PFNL, écorçage, etc.). En règle générale, moins les facteurs anthropiques influent sur un habitat rudéral, plus le pourcentage de thérophytes est faible et plus

la proportion d'espèces de plantes bisannuelles et pérennes dans le milieu est grande (**Shackleton, 2000 ; Bzdon, 2009 ; Aïtondji et al., 2015**).

L'analyse des types morphologiques montre que les herbacées sont les plus nombreuses. Cette situation traduit les conditions logiques d'un biotope rudérale (**Pellerin et al., 2017**). En effet, la végétation rudérale se distingue des autres types de végétation car ces biotopes subissent une pression trop forte pour permettre l'installation d'une végétation arborescente (**Brun, 2007**).

La répartition des types phytogéographiques montre la dominance des espèces Guinéo-congolaises. La forte proportion de ces espèces dans le cortège floristique d'une zone est une preuve que cette zone appartient bien à la région Guinéo-Congolaise (**Sonké, 1998**). Mais, d'après **White (1986)**, la flore guinéo-congolaise doit contenir plus de 80 à 90% d'endémiques et seulement environ 10% d'éléments de transition, ce qui n'est pas le cas dans notre étude qui montre une répartition presque équitable entre les espèces Guinéo-Congolaises et à large distribution. On peut dire que la flore rudérale n'a pas perdu toute sa spécificité au vu de la proportion d'espèces Guinéo-Congolaises, mais la forte proportion des espèces à large distribution peut être un indice de perturbation et de modification du paysage par l'introduction d'espèces exotiques (**Sinsin, 1993 ; Adingra et al., 2014**).

Bien que les zones rudérales semblent les plus négligées en termes d'importance dans la conservation de la biodiversité, celles du Parc National du Banco regorgent un nombre non négligeable d'espèces à statut particulier (53 espèces). Sachant que, les espèces à statut particulier sont les plus sensibles aux perturbations causées par l'homme (**Tchouto, 2004 ; Van Gernerden, 2004**), leur présence élevée dans le parc pourrait être dû au fait que ces espèces se retrouvent dans une aire de conservation de la biodiversité (**Kowarik, 1995 ; McKinney, 2002 ; Kouakou et al., 2015**) d'une part et aussi à cause de la régénération de nouveaux individus à partir des souches coupées, d'autre part.

L'inventaire des espèces exotiques envahissantes permet d'appuyer et d'orienter les politiques relatives à la conservation de la biodiversité et de définir les espèces nécessitant des mesures de gestion, de réglementation et de prévention visant à freiner leur extension (**Dortel et Geslin, 2016**). En Côte d'Ivoire, l'évaluation du statut d'invasibilité des espèces exotiques n'est pas encore exhaustive. Des études complémentaires prenant en compte les critères définis par **Roux (2011), Dortel et Geslin (2016), Quere et Geslin (2016)** sont indispensables en vue de définir clairement une espèce invasive. Dans le cadre de cette étude, certains paramètres décrits par les auteurs suscités ont été pris en compte pour identifier et classer les espèces

invasives. À cet effet, dans le Parc National du Banco, 21 espèces sont considérées comme invasives potentielles et une seule espèce est avérée invasive, *Chromolaena odorata*. Cette espèce, introduite volontairement en Côte d'Ivoire en 1960, s'est rapidement répandue et est devenue une composante à part entière des végétations anthropisées (De Foresta, 1995). Aujourd'hui, selon les travaux de Neuba *et al.* (2014), *C. odorata* est présente sur toute l'étendue du territoire ivoirien, aussi bien en forêt qu'en savane. Les travaux de Maroun (2017) portant sur la perception des populations des milieux agricoles sur *C. odorata*, ont montré qu'elle est la mauvaise herbe la plus citée par 70 % des villageois et qu'environ 60 à 70% lui confèrent un impact négatif sur les cultures, principalement à cause de son caractère envahissant. Kouassi *et al.* (2008) ont également montré que des forts taux de recouvrement de *C. odorata* empêchaient l'enrichissement de la flore des jachères. Aussi, les travaux de Tiébré et Gouli Gnanazan (2018) ont démontré que *C. odorata* réduit la richesse, la diversité et l'abondance des espèces indigènes dans les zones envahies du Parc National du Banco. Par ailleurs, son statut d'invasibilité a été démontré dans plusieurs pays d'Afrique notamment en Afrique de l'Ouest (Nigéria, Bénin, Ghana, Guinée, Togo, Libéria...), en Afrique centrale (Centrafrique, Cameroun, République Démocratique du Congo), en Afrique du Sud et dans plusieurs autres pays du monde comme le Laos, le Cambodge, le Vietnam, l'Indochine, l'Australie... (Mouloungou et Sigrist, 1993 ; Waterhouse, 1994 ; Usha *et al.*, 1996 ; Shackleton *et al.*, 2016 ; Noba *et al.*, 2017). Selon Lowe *et al.* (2000), elle fait partie des 100 espèces exotiques envahissantes les plus répandues dans le monde et les plus problématiques.

Trois groupes écologiques ont été discriminés dans les zones rudérales du Parc National du Banco. Le premier groupe est caractérisé par un faible éclaircissement et une absence de plantes invasives. La végétation qu'on rencontre le long des sentiers touristiques est une végétation rudérale en bordure des chemins, irrégulièrement piétinée sur des sols tassés et asphyxiants. Les espèces majoritaires de cette végétation sont des espèces annuelles comme, *Euphorbia hirta*, *Croton hirtus*, *Ageratum conyzoides*, *Eleusine indica*, *Digitaria longiflora*, *Heterotis rotundifolia*, *Aneilema beniniense*. Le deuxième groupe se distingue par un fort éclaircissement et un degré élevé d'envahissement. Il se situe dans les campements et à périphérie du parc. La végétation rencontrée est la végétation rudérale des lieux secs sur des sols riches en nutriments dominée par les espèces nitrophiles. On y rencontre des espèces comme *Amaranthus spinosus*, *Synedrella nodiflora* ; *Euphorbia heterophylla*, *Solanum nigrum*, *Pueraria phaseoloides*. Enfin, le troisième groupe se définit par un fort éclaircissement et un niveau moyen d'envahissement. La végétation rencontrée dans la zone d'emprise des câbles de haute tension est une végétation rudérale anthropogène, végétation des friches sur sol peu humide sub-ouvert dominée par les

espèces annuelles et vivaces. *Cyperus rotundus*, *Asystasia gangetica*, *Xanthosoma sagittifolia*, *Colocasia esculenta*, *Thaumatococcus daniellii*, *Calycobolus africanus*. Ainsi, les facteurs environnementaux interviennent de manière significative dans la discrimination des groupes écologiques (**Ababou et al., 2009**). La présente étude révèle que l'éclairement est un facteur clé qui influence la distribution des groupes écologiques des zones rudérales du Parc National du Banco. En effet, les plantes rudérales sont des plantes qui répondent à l'environnement lumineux par des modifications morphologiques (étiolement, modifications de la masse surfacique des feuilles, ...) leur permettant de s'adapter à d'intenses compétitions pour la lumière. Nos résultats sont en accord avec ceux de **Baret et Strasberg (2005)** dans les aires protégées de la Réunion et ceux de **Akodéwou et al. (2019)** dans l'Aire Protégée Togodo au sud-est du Togo. Selon ces auteurs, les zones rudérales sont des milieux abritant des plantes qui germent et croissent quand suffisamment de lumière est disponible. Toutefois, la lumière ne saurait à elle seule déterminer la répartition des groupes écologiques des milieux rudéraux. L'effet significatif " des niveaux d'envahissement" a également été mis en exergue dans la dispersion des plantes. En effet, les espèces invasives trouvant les conditions favorables à leur installation et à leur prolifération dans ces milieux rudéraux, concurrencent fortement les espèces indigènes (**Tiébré et Gouli Gnanazan, 2018**). Ces résultats sont en accord avec ceux de **Baret et Strasberg (2005)** et de **Akodéwou et al. (2019)**.

Du point de vue de la diversité, la présente étude a démontré un gradient décroissant de diversité floristique des bordures des sentiers touristiques avec un faible éclairement et absence de plantes invasives vers les campements et la périphérie du parc avec un fort éclairement une présence de plantes invasives. Le principal facteur explicatif serait l'anthropisation de plus en plus accrue de ces zones rudérales. Les zones rudérales avec un fort éclairement présentent un degré élevé d'envahissement. Au sein du parc, on les rencontre dans les campements, à la périphérie du parc et sous les câbles de haute tension. Des auteurs comme **Baret (2002)** et **Powell et al. (2011)** ont démontré que les perturbations observées au niveau des zones habitées s'accompagnent de l'introduction d'un grand nombre d'espèces non-indigènes qui peuvent par la suite devenir invasives. Ces espèces forment des peuplements denses qui étouffent les plantes indigènes et confirment ainsi l'hypothèse selon laquelle plus un milieu est envahi moins il est diversifié (**Connell, 1978 ; Global Invasive Species Database, 2019**). De plus, le caractère sélectif de ces milieux ne permet que l'établissement d'un faible nombre d'espèces adaptées aux conditions environnementales modifiées par l'homme (**Neto et al., 2015**). En effet, certaines espèces s'adaptent difficilement à des conditions hostiles comme, le piétinement, le sarclage et les fauches.

Dans cette étude, sept (07) groupements végétaux ont été identifiés dans les zones rudérales du Parc National du Banco : deux en bordures de sentiers touristiques, trois dans les campements et à la périphérie du parc et deux dans la zone d'emprise des câbles de haute tension. Ces groupements peuvent être subdivisée en deux groupes : les groupements végétaux sans invasion et ceux contenant des espèces invasives. En ce qui concerne les groupements végétaux sans invasion, les espèces caractéristiques discriminées dans ces communautés sont majoritairement des herbacées annuelles qui colonisent les milieux anthropisés comme les bordures de chemins, les abords de pistes forestières et les clairières forestières comme décrites par **Guillaumet et Adjanohoun (1971) ; Nyakabwa (1981) et De Koning (1983)**. Le groupement à *Aneilema beniniense* et *Amaranthus spinosus* a été décrit par **Nyakabwa (1981)** sur les bords des chemins de Kisangani au Congo. Pour ce qui est des groupements avec invasion, un groupement à *Chromolaena odorata*, une espèce invasive avérée a été défini. Ce résultat est conforme à celui de **Gouli Gnanazan et Tiébré (2018)** qui ont isolé un tel groupement dans les zones rudérales du Parc National du Banco. **N'Guessan (2018)** a aussi défini ce type de groupement dans les jachères de la Forêt Classée d'Agbo 1 au Sud-Est de la Côte d'Ivoire. Ce groupement renferme des espèces invasives potentielles comme *Lantana camara*, *Croton hirtus*, *Cecropia peltata*, *Leuceuna leucocephala*, *Diffenbachia picta*, *Stenotaphrum secundatum*, *Hopea odorata*, *Tithonia diversifolia*. Le groupement à *Synedrella nodiflora* et *Amaranthus viridis* a été également décrit par **Lubini (1982), Nyakabwa (1981)** dans les décombres ménagers et les déjections humaines de Kisangani au Congo et par **Bangirinama et al. (2008)** dans les milieux anthropisés du Burundi.

Chapitre 9 : Dynamique de colonisation des plantes invasives

Les plantes invasives sont réparties sur l'ensemble du parc, cela justifie l'hypothèse de menace d'invasion de ces espèces pour ce patrimoine forestier. Plusieurs études ont montré que l'invasion d'une seule espèce exotique envahissante dans les aires de conservation est très néfaste pour la biodiversité (**Foxcroft et al., 2003 ; Ferraris et al., 2006 ; UICN/PACO, 2013 ; Tiébré et Gouli Gnanazan, 2018 ; Akodéwou et al., 2019**).

L'évolution de la surface d'occupation du sol par les plantes invasives de 2016 à 2018 dans le Parc National du Banco a montré une constante croissance. Cette évolution spatio-temporelle pourrait être due aux différentes pressions anthropiques exercées sur le parc (**Hauhout, 2002 ; Sako et al., 2013 ; Sako et Beltrando, 2014 ; Tiébré et al., 2014 ; 2015**). L'accroissement des superficies envahies dans la zone d'emprise des câbles de haute tension, serait dû aux opérations de coupes fréquentes de ces zones au cours de l'année. Cette action

entraîne la dissémination des graines et des souches sur toute la surface qui peuvent se développer rapidement, pour former des massifs monospécifiques qui vont se maintenir aisément dans la zone. D'après les travaux de **Baret (2002)**, **Walden et al. (2004)**, **Gueyé et al. (2015)** et **Nzengue et al. (2016)**, certaines plantes invasives repoussent vigoureusement à partir des souches coupées et elles occupent beaucoup plus d'espace. Selon **Schatz (2001)**, si la coupe est effectuée entre 0 à 15 cm au-dessus du sol, ces plantes ne meurent pas. Elles repoussent et prennent des proportions inquiétantes. A la périphérie du parc, la progression des surfaces occupées par les plantes invasives, serait liée à la pression démographique et aux activités humaines. En effet, avec le développement de la ville d'Abidjan, il y a eu une migration des populations vers la capitale économique (**Hauhout, 2002**). Ce mouvement a contribué à une explosion démographique et ainsi à la création des quartiers précaires autour du parc (**Akoue et al., 2017**). Ces populations exercent de nombreuses pressions sur le parc, notamment l'agriculture, le rejet des ordures domestiques, la pollution des eaux, etc. (**Sako et Beltrando, 2014**), créant ainsi les conditions favorables à la prolifération des espèces invasives. Selon **Williams et al. (2015)** et **Udo et al. (2016)**, les activités humaines représentent des foyers majeurs d'introduction de plantes exotiques à partir desquels certaines espèces peuvent s'étendre dans les espaces naturels environnants. En bordure des sentiers touristiques et dans l'arboretum, les espèces invasives ont occupé peu d'espace. Cela expliquerait que l'on est au cœur du parc où il y'a assez d'ombrage, ce qui pourrait défavoriser le développement de ces espèces. Ces plantes, en général, héliophiles, ont suffisamment besoin de lumière pour leur germination (**Salonen, 1994 ; Baret, 2002 ; Baret et Strasberg, 2005**). Le développement de l'écotourisme avec les aménagements dans l'arboretum et le reprofilage des routes, constitueraient au cours de ces années, les principales raisons de la présence des espèces invasives dans ces zones ombragées. Nos résultats sont similaires à ceux de **Baret (2002)** et **Baret et Strasberg (2005)**. Ils ont démontré que l'élargissement de sentiers forestiers favorise l'invasion des plantes exotiques. Ces observations sont également corroborées par les travaux de **Usher (1988)** et **Mac Donald et al. (1989)** qui ont montré que dans les aires protégées, il existe une forte corrélation entre le nombre de visiteurs et le nombre d'espèces invasives.

Dans la portion de forêt d'Anguédedou, rattachée au Parc National du Banco, l'espèce *Hopea odorata* détient une vaste surface d'occupation du sol. C'est un arbre non-indigène qui a été introduit en Côte d'Ivoire notamment dans le Parc National du Banco dans les années 1970 pour des programmes de reboisement. Les populations formées par cette espèce constituent donc les plus vieilles plantations forestières du parc dont le sous-bois et les strates moyennes s'y sont partiellement reconstitués (**Lachenaud, 2006 ; Tiébré et al., 2014**). Cette

espèce a une grande capacité de production des graines qui se régénèrent énormément dans le sous-bois et ont la capacité à s'étendre d'une zone à une autre (**Kouakou, 2009 ; Tiébré et al., 2014**). Elle est très envahissante dans la forêt d'Anguédédou où **Tiébré et al. (2014)** ont indiqué qu'elle avait la plus forte valeur de recouvrement moyen. D'après ces auteurs, *Hopea odorata* est une espèce très régulière du Parc National du Banco avec une fréquence relative de 76,92 %. Dans le jardin botanique de l'Université Félix Houphouët-Boigny, **Kouakou (2009)** a aussi trouvé que *Hopea odorata* est très agressive avec une contribution spécifique supérieure à 4. Selon **Valeri et al. (2009)**, l'agressivité d'une espèce invasive est l'avantage compétitif de l'espèce sur les autres. Ainsi, **De Rouw (1991), Goodall et Erasmus (1996)** ont montré que *Chromolaena odorata* invasive avérée produit des masses de graines à germination rapide qui poussent agressivement formant une couverture épaisse sur les plantes voisines, ce qui est un autre mécanisme de l'espèce pour réprimer les plantes natives. **Tiébré et Gouli Gnanazan (2018)** ont démontré que l'avantage compétitif de *C. odorata* vis-à-vis des plantes indigènes était lié à l'action de deux minéraux dans le sol : le potassium et le sodium échangeables. Selon ces auteurs, l'utilisation du potassium échangeable par *C. odorata* pour sa croissance entraîne une carence de ce minéral pour les plantes voisines, les rendant plus sensibles à des formes de stress (gel, excès de luminosité, attaques de parasites). L'apport de sodium échangeable par l'invasion de *C. odorata* entraîne une élévation de la salinité dans les milieux envahis, modifiant ainsi les propriétés physiques et mécaniques du sol au détriment des plantes voisines.

Les espèces invasives du Parc National du Banco proviennent de tous les continents mais la majorité est originaire d'Amérique. Cet état de fait peut-être justifié par le fait que ces deux zones ont un climat similaire ce qui favorise les espèces migrantes mutuellement entre ces zones leur permettant ainsi de s'adapter rapidement à l'habitat local et d'accroître leurs chances de colonisation. Aussi, les échanges commerciaux fréquents favoriseraient également l'introduction de ces espèces. Nos résultats sont similaires à ceux de **Weber et al., (2008)** et **Chandra Sekar, (2012)** qui ont respectivement travaillé en Chine et en Inde.

Cette étude a fait ressortir les variables qui ont contribué le plus au développement du modèle et qui expliqueraient la distribution spatiale des espèces invasives. En effet, nos résultats ont montré que ce sont les variables climatiques qui prédisent les distributions des espèces comparées aux variables biophysiques. Cela suppose qu'à l'échelle du parc, la distribution de *Chromolaena odorata* et *Hopea odorata* est principalement influencée par les paramètres directs tels que la température et les précipitations. Ce résultat corrobore des études antérieures qui stipulent que les descripteurs climatiques liés à la pluviométrie et à la température jouent un rôle efficient dans la délimitation de l'aire géographique des espèces invasives (**Fandohan**

et al., 2015 ; Djotan *et al.*, 2018). Ces résultats semblent infirmer les travaux de **Guisan et Zimmermann (2000)** selon lesquels les paramètres indirects comme l'altitude, la topographie et le couvert végétal peuvent être efficaces pour la prédiction des espèces végétales sur des petites étendues. Concernant les variables topographiques, la contribution de la variable "Altitude" à la prédiction des modèles reste non significative. Ceci peut s'expliquer par l'interdépendance entre les paramètres climatiques et les facteurs géographiques tels que l'altitude (**Moukrim *et al.*, 2018**). En effet, la température et l'altitude sont des facteurs qui influencent la répartition de la flore. Selon **Délèze (2011)**, ces deux facteurs sont liés entre eux puisque l'un varie en fonction de l'autre. Plus on s'élève en altitude, plus la température est basse.

Les résultats indiquent une augmentation de la superficie des zones potentiellement favorables aux espèces *Chromolaena odorata* et *Hopea odorata* dans le Parc National du Banco. Cette progression s'expliquerait probablement par la projection de la hausse de la température et de la baisse du niveau des précipitations selon le scénario RCP 8.5. Ces résultats sont en concordance avec de nombreuses études qui mettent en évidence la progression des zones favorables à la distribution de certaines espèces invasives dans les aires de conservation avec ce scénario (**Fandohan *et al.*, 2015 ; Djotan *et al.*, 2018**). De ce fait, l'hypothèse selon laquelle les changements climatiques pourraient être favorables à l'expansion des espèces invasives semble être confirmée. De façon précise, les résultats révèlent qu'à l'horizon 2050, il aura une présence considérable *Chromolaena odorata* et *Hopea odorata* au centre du parc national du Banco. Cela pourrait être lié en grande partie à la pression démographique et aux actions anthropiques. En effet, avec la construction de l'école forestière, l'ouverture du parc à l'écotourisme et le maintien d'un campement dans le centre du parc, il y aura une augmentation potentielle de la pression anthropique. Ainsi, l'on assistera de plus en plus à une conversion de la végétation se trouvant autour de ces actions anthropiques. Cela peut être l'une des raisons intervenant dans l'accroissement des zones favorables aux espèces invasives (**Williams *et al.*, 2015 ; Udo *et al.*, 2016 ; Akaffou *et al.*, 2019**).

**CONCLUSION,
PERSPECTIVES ET
RECOMMANDATIONS**

Conclusion

La présente étude s'inscrit dans le cadre d'une meilleure connaissance de la flore rudérale jusque-là méconnue. Elle a permis de faire l'état des connaissances de la flore et la végétation rudérale du Parc National du Banco, de déterminer les plantes invasives présentes dans le parc et de suivre la dynamique de colonisation de ces plantes invasives.

La flore des zones rudérales du Parc National du Banco est très diversifiée. Elle renferme 304 espèces qui se répartissent en 220 genres et 80 familles. Cinquante-quatre espèces à statut particulier ou à haute valeur pour la conservation ont été identifiées. La flore du Parc National du Banco abrite également 22 espèces invasives. L'étude phytosociologique a permis de déceler sept groupements végétaux dont quatre groupements végétaux contenant des plantes invasives. On les rencontre dans les campements, à la périphérie du parc et sous les câbles de haute tension.

Une attention particulière a été portée sur les plantes invasives. L'identification de ces espèces a été possible grâce à leur statut d'indigénat et à leurs impacts potentiels dans le milieu considéré. La classification de ces espèces en avérées invasives, en invasives potentielles et en plantes à surveiller a permis de classer ces plantes invasives. À la suite de cette classification, *Chromolaena odorata* est la seule espèce avérée invasive et les 21 autres espèces sont des invasives potentielles. Actuellement, les espèces exotiques envahissantes occupent 11,41 ha des zones rudérales du parc et, en tenant compte de la superficie plantée de *Hopea odorata*, 126,84 ha soit 3,65 % de la surface totale du parc. Les espèces comme *Chromolaena odorata* et *Hopea odorata* représentent un réel défi pour la conservation de l'aire protégée. Il ressort de cette étude que les variables bioclimatiques à savoir la température et les précipitations contribuent à la distribution spatiale de *Chromolaena odorata* et *Hopea odorata* dans les conditions actuelles ainsi qu'à l'horizon 2050. Les résultats présentent une forte probabilité de présence dans le Sud, dans le Centre, dans l'Ouest ainsi que dans le Nord du Parc National du Banco. Les conditions environnementales futures (horizon 2050 sous le scénario RCP 8.5), prédisent une augmentation de la surface de 3,44 % pour ce qui est de *Chromolaena odorata* et de 0,27 % pour *Hopea Odorata* des zones potentiellement favorables à leur distribution.

En résumé, les zones rudérales sont des points de départ pour l'envahissement des écosystèmes naturels par les plantes invasives. Ces milieux méritent donc plus d'attention dans la stratégie de conservation des aires protégées en Côte d'Ivoire. Au regard de la problématique des plantes invasives dans les aires protégées de plus en plus exposées à la prolifération de

nombreuses espèces invasives. Il serait nécessaire d'élaborer des stratégies de gestion des espèces invasives afin d'éviter l'envahissement à grande échelle du Parc National du Banco.

Perspectives d'étude

La présente étude a permis de caractériser la flore et la végétation des zones rudérale du Parc National du Banco. Les espèces invasives du parc ont été identifiées, classifiées et leur suivi a été étudié. En Côte d'Ivoire, il ressort qu'il y a peu d'informations sur les espèces exotiques envahissantes. Quand ils existent, ils ne sont pas toujours vérifiés. La lutte contre ces espèces passe nécessairement par une meilleure connaissance de ces dernières. Au terme de cette étude, les perspectives suivantes peuvent être envisagées :

- ❖ intégrer des variables liées au sol dans les modèles de prédiction afin d'améliorer la qualité des modèles ;
- ❖ étendre cette étude aux autres aires protégées de la Côte d'Ivoire ;

Recommandations

Au terme de ce travail, nous recommandons à l'endroit des services de l'Etat, de l'Office Ivoirien des Parcs et Réserves (OIPR) et des organisations de la société civile en charge de la protection du parc de :

- communiquer et diffuser de façon permanente les résultats des travaux de recherches sur les espèces exotiques envahissantes, afin d'être à la portée de tous acteurs et décision pertinents ;
- utiliser ces travaux pour la lutte contre les espèces exotiques envahissantes ;
- mettre l'accent sur la prévention et accroître le contrôle de mouvement des espèces potentiellement envahissantes ;
- renforcer les capacités des agents de l'OIPR sur l'identification et les dangers de la présence des espèces envahissantes dans les parcs et réserves nationaux et de les former à la lutte contre ces espèces.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Ababou A., Chouieb M., Khader M., Mederbal K., Bentayeb Z. & Saidi D., 2009.** Analyse des associations végétales de la plaine salée du Bas-Cheliff, Algérie. *Acta Biologica paranaense, Curitiba*, **38** (1-2) : 75-91.
- Abdou A. A., M'Déré A., Notter J-C. & Baret S., 2017.** Cartographie et Impacts de la liane *Hiptage Benghalensis* envahissante à la Réunion et identification des priorités de lutte. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, **72** (2) : 147-158.
- Abelleira Martínez O. J., Fremier A. K., Günter S., Bendana R. Z., Vierling L., Galbraith S. M., Bosque-Pérez A. P. & Ordonez J.C., 2016.** Scaling up functional traits for ecosystem services with remote sensing: concepts and methods. *Ecology and Evolution*, **6** (13) : 4359–4371.
- Abrou N. E. J, Kpangui K. B., Vroh B. T. A., & Adou Yao C. Y., 2017.** Déterminismes de la Dynamique de la Forêt des Marais Tanoé-Ehy (FMTE). *European Scientific Journal*, **27** (13) : 301-317.
- Adingra M. O., Kassi N. J. & Yongo O. D., 2014.** Analyse systématique et phytogéographique de la forêt classée de la Bamo (Côte d'Ivoire). *Journal of Animal & Plant Sciences*, **23** (2) : 3626-3636.
- Agbabiaka L. A., Madubuiko C. U. & Anyanwu C. N., 2012.** Replacement value of tigernut meal (*Cyperus esculentus*) with Maize in catfish (*Clarias gariepinus*) diets. *Science Research Reporter*, **2** (2) :130-134.
- Agrawal A. A. & Kotanen P. M., 2003.** Herbivores and the success of exotic plants : a phylogenetically controlled experiment. *Ecology Letters*, **6** : 712-715.
- Ahouandjinou T. B., Yédomonhan H., Tossou M. G., Adomou A. C. & Akoègninou A., 2017.** Diversité floristique et caractérisation structurale de la réserve forestière de Ouoghi en zone soudano-guinéenne (Centre Bénin). *European Scientific Journal*, **13** : 400-423.
- Aïtondji A. L., Toyi M. S. S., Kassa B. & Sinsin B., 2015.** Caractéristiques floristiques, phytosociologiques et écologiques de la végétation des carrières en république du Bénin. *Science de la vie, de la terre et agronomie*, **3** (2) : 2424–7235.

- Akaffou S. E. V., Mévanly O., Gouli Gnanazan Z. R. & Tiébré M-S., 2019.** Dynamique de colonisation des zones rudérales d'un massif forestier urbain par les espèces végétales exotiques envahissantes : cas du Parc National du Banco (Côte d'Ivoire). *European Scientific Journal*, **15** (24) : 240–267.
- Aké-Assi L., 1984.** Flore de la Côte d'Ivoire : Étude descriptive et biogéographique avec quelques notes ethnobotaniques. Thèse de Doctorat d'État, Faculté des Sciences et Techniques, Université de Cocody, Abidjan (Côte d'Ivoire), 1206 p.
- Aké-Assi L., 1988.** Espèces rares et en voie d'extinction de la flore de la Côte d'Ivoire. Monographie Systématique Botanique. *Missouri Botanical Garden*, **25** : 461-463.
- Aké-Assi L., 1998.** Impact de l'exploitation forestière et du développement agricole sur la conservation de la biodiversité biologique en Côte d'Ivoire. *Le flamboyant* **46** : 20-21.
- Aké-Assi L., 2001.** Flore de la Côte d'Ivoire 1, Catalogue systématique, biogéographie et écologie. Conservatoire et Jardin Botaniques, Genève (Suisse). *Boissieria* **57**, 396 p.
- Aké-Assi L., 2002.** Flore de la Côte d'Ivoire 2, catalogue, systématique, biogéographie et écologie. Genève, Suisse : Conservatoire et Jardin Botanique de Genève. *Boissieria*, **58** : 441 p.
- Akodéwou A., Oszwald J., Akpavi S., Gazull L., Akpagana K. & Gond V., 2019.** Problématique des plantes envahissantes au sud du Togo (Afrique de l'Ouest) : apport de l'analyse systémique paysagère et de la télédétection. *Biotechnologie, Agronomie. Société et Environnement* **23** (2), URL : <https://popups.uliege.be:443/1780-4507/index.php?id=17750>.
- Akoue Y. C., Adaman S. & Zon D., 2017.** Parc National Du Banco, Un Patrimoine Entre Destruction Et Conservation : Réalité et enjeux d'une gestion durable. *European Scientific Journal*, **13** (2) : 182–195.
- Ali R. K. F. M., Odjoubere J., Tenté A. B. H & Sinsin A. B., 2014.** Caractérisation floristique et analyse des formes de pression sur les forêts sacrées ou communautaires de la Basse Vallée de l'Ouémé au Sud-Est du Bénin. *Afrique SCIENCE*, **10** (2): 243–257.

- Alpert P., Bone E. & Holzapfel C., 2000.** Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of nonnative plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, **3** : 52–66.
- Anderson L. G., Rocliffe S., Haddaway N. R. & Dunn A. M., 2015.** The role of tourism and recreation in the spread of non-native species: A systematic review and meta-analysis. *PLoS One*, **10** :1–15.
- APG IV., 2016.** An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants. *Botanical Journal of the Linnean Society*, **161** :1-20.
- Araújo M. B., Pearson R. G., Thuiller W. & Erhard M., 2005.** Validation of species climate impact models under climate change. *Global Change Biology*, **11** : 1504 -1513.
- Bakayoko A., 1999.** Comparaison de la composition floristique et de la structure forestière de parcelles de la forêt classée de Bossomatié, dans l’Est de la Côte d’Ivoire. Mémoire de DEA, UFR Biosciences, Université de Cocody, Abidjan, 65 p.
- Bakayoko A., 2005.** Influence de la fragmentation forestière sur la composition floristique et la structure végétale dans le sud-ouest de la Côte d’Ivoire. Thèse de Doctorat, Université de Cocody-Abidjan, Côte d’Ivoire, 258 p.
- Baker C. & Maltby E., 1995.** Nitrate removal by river marginal wetlands : factors affecting the provision of a sustainable denitrification environment. In : Hughes J. M. R. and Heathwaite A. L. (Eds). *Hydrology and hydrochemistry of British wetlands*, John Wiley and sons, Chichester (UK). 291-313.
- Bangirinama F., Bigendako M. J. & Lejoly J., 2008.** Écologie du paysage et diversité végétale de la zone environnant la forêt de Mpotsa (Burundi). *Revue de l’Université du Burundi-Série Sciences Exactes*, **23** : 71-89.
- Barbosa A. M., Real R. & Vargas J. M., 2009.** Transferability of environmental favorability models in geographic space : The case of the Iberian desman (*Galemys pyrenaicus*) in Portugal and Spain. *Ecological Modelling*, **220** : 747-754.
- Baret S., 2002.** Mécanismes d’invasion de *Rubus alceifolius* à l’île de la Réunion : interaction entre facteurs écologiques et perturbations naturelles et anthropiques dans la dynamique d’invasion. *Ecologie, Environnement*. Université de la Réunion. Français. : 2002lare0016ff ffel-00646471v2

- Baret S. & Strasberg D., 2005.** The effects of opening trails on exotic plant invasion in Protected Areas on Reunion Island (Mascarene Archipelago, Indian Ocean). *Revue Écologie (Terre Vie)* **60** : 325- 332.
- Barima Y. S. S., Barbier N., Ouattara B. & Bogaert J., 2010.** Relation entre la composition floristique et des indicateurs de la fragmentation du paysage dans une région de transition forêt-savane ivoirienne. *Biotechnology, Agronomy, Society & Environment*, **14**: 617–625.
- Barot S., Gignoux J. & Menaut J. C., 1999.** Seed shadows, survival and recruitment: how simple mechanisms lead to dynamics of population recruitment curves. *Oikos*, **86** (2) : 320-330.
- Beligné V., 1994.** Étude de l'état du milieu naturel du Parc National Banco ; Recommandation pour sa sauvegarde et son aménagement. WWF, Abidjan; 47 p.
- Bellard C., Leclerc C., Leroy B., Bakkenes M., Veloz S., Thuiller W. & Courchamp F., 2014.** Vulnerability of biodiversity hotspots to global change. *Global Ecology and Biogeography*, **23**: 1376–1386.
- Bitty E. A., Kadjo B., Gonedele Bi S., Okon O. M. & Kouassi K. P., 2013.** Inventaire de la faune mammalogique d'une forêt urbaine, le Parc National du Banco, Côte d'Ivoire. *International Journal of Biological and Chemical Science*, **7** (4) : 1678-1687.
- Blackburn T. M., Essl F., Evans T., Hulme P. E., Jeschke J. M., Kühn I., Kumschick S., Marková Z., Mrugała A., Nentwig W., Pergl J., Pyšek P., Rabitsch W., Ricciardi A., Richardson D. M., Sendek A., Vilà M., Wilson J. R. U., D'Hiver M., Genovesi P. & Bacher S., 2014.** Une classification unifiée des espèces exotiques basée sur l'ampleur de leurs impacts environnementaux. *PLoS Biology*, **12** (5) : e1001850.
- Blackburn T. M., Pyšek P., Bacher S., Carlton J. T., Duncan R. P., Jarosik V., Wilson J. R. U. & Richardson D. M., 2011.** A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, **26** (7) : 333–339.
- Blossey B. & Nötzold R., 1995.** Evolution of increased competitive ability in invasive nonindigenous plants: a hypothesis. *Journal of Ecology*, **83** : 887–889.
- Bogaert J., Barima Y. S. S., Iyongo W. M. L., Bamba I., Mama A., Toyi M. & Lafortezza R., 2011.** Forest fragmentation: causes, ecological impacts and implications for landscape

management. In : Li C, Laforteza R and Chen J.(eds) Landscape ecology and forest management : challenges and solutions in a changing globe, HEP-Springer, 27-296.

Boka O. M., Madder M., Achi Y. L., Kaboret Y. Y. & Berkvens D., 2014. Modelisation du remplacement de *Rhipicephalus (Boophilus) decoloratus* par *Rhipicephalus (Boophilus) microplus*, une tique émergente en Côte d'Ivoire. *European Scientific Journal*, **10** (30) : 120-132.

Boubou M., 2011. Contribution aux méthodes de classification non supervisée via des approches pré topologiques et d'agrégation d'option. Thèse de Doctorat de Statistiques Informatiques, Université Claude Bernard-Lyon I, Lyon (France), 204 p.

Boudouresque C. F. & Verlaque M., 2002. Biological pollution in the Mediterranean Sea : invasive versus introduced macrophytes. *Marine pollution bulletin*, **44** : 32–38.

Boupoya M. C-A., 2010. Flore et végétation des clairières intra forestières sur sol hydromorphe dans le Parc National de l'Ivindo (Nord-Est Gabon). Thèse de Doctorat, Université Libre de Bruxelles, Belgique, 246 p.

Bournéria M., Arnal G. & Bock C., 2001. Guide des groupements végétaux de la région parisienne. Paris, Belin, 640 p.

Bouzillé J. B., 2007. Gestion des habitats naturels et biodiversité : concepts, méthodes et démarches. Lavoisier, Paris, France, 331 p.

Bowen M. E., Mc Alpine C. A., Seabrook L. M., House A. P. N. & Smith G. C., 2009. The age and amount of regrowth forest in fragmented brigalow landscapes are both important for woodland dependent birds. *Biological Conservation*, **142** : 3051-3059.

Bradshaw C. J. A., Leroy B., Bellard C., Roiz D., Albert C., Fournier A., Barbet-Massin M., Salles J-M., Simard F. & Courchamp F., 2016. Reviewer's Comments Massive yet grossly underestimated global costs of invasive insects. *Nature Communication* **7** :12986.

Branquart E., 2007. Guidelines for environmental impact assessment and list classification of non-native organisms in Belgium, Version 2.6. (7/12/2009). Belgian Biodiversity Platform, Belgium, 4 p.

Breman H & De Ridder N., 1991. Manuel sur les Pâturages des Pays Sahéliens. Karthala, ACCT, CABO-DLO et CTA ; 485 p.

- Broennimann O., Treier U. A, Müller-Schärer H., Thuiller W., Peterson A. T. & Guisan A., 2007.** Evidence of climatic niche shift during biological invasion. *Ecology Letters*, **10** : 701–709.
- Brun C., 2007.** Archéophytes et néophytes pour une nouvelle détermination des marqueurs polliniques de l’anthropisation. Le cas des milieux cultivés et rudéraux de Franche-Comté. Thèse de Doctorat de l’Université de Franche-Comté (France), 430 p.
- Burel F. & Baudry J., 1999.** Écologie du paysage. Concepts, méthodes et applications », *Études rurales*, 167–168.
- Byun C., De Blois S. & Brisson J., 2015.** Interactions between abiotic constraint, propagule pressure, and biotic resistance regulate plant invasion. *Oecologia*, **178** : 285–296.
- Bzdon G., 2009.** Floristic diversity of gravel-pits of the Siedlce Plateau : an analysis of the flora. *Annales Universitatis Mariae Curie Sklodowska Lublin-Polonia*, **64** (1) : 35-66.
- Callaway R. M. & Aschehoug E. T., 2000.** Invasive Plants Versus Their New and Old Neighbors : A Mechanism for Exotic Invasion. *Science*, **290** : 521-523.
- Catford J. A., Jansson R. & Nilsson C., 2009.** Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework. *Diversity and Distributions*, **15** : 22-40.
- Chandra-Sekar K., 2012.** Plantes exotiques envahissantes de la région himalayenne indienne - Diversité et implication. *American Journal of Plant Sciences*, **3** : 177-184.
- Chapman D., Purse B. V., Roy H. E & Bullock J. M., 2017.** Global trade networks determine the distribution of invasive nonnative species. *Global Ecology Biogeography*, **26** :907–917.
- Chatelain C., Gautier L. & Spichiger R., 2001.** Application du SIG ivoire à la distribution potentielle des espèces en fonction des facteurs écologiques. *Systematics and Geography of Plants*, **71** : 313–326.
- Chytrý M., Pyšek P., Wild J., Pino J., Maskell L. C. & Vilà M., 2009.** European map of alien plant invasions based on the quantitative assessment across habitats. *Diversity and Distribution*, **15** : 98–107.
- Cleland E. E., Clark C. M., Collins S. L., Fargione E. J., Gouth L., Gross L. G., Pennings S. C. & Suding K. N., 2011.** Patterns of trait convergence and divergence among native

and exotic species in herbaceous plant communities are not modified by nitrogen enrichment. *Journal of Ecology*, **9** : 1327-1338

Colautti R. I. & MacIsaac H. J., 2004. A neutral terminology to define 'invasive' species. *Diversity and Distribution*, **10** : 135–141.

Colautti R. I., Grigorovich I. A. & MacIsaac H. J., 2006. Propagule pressure : A null model for biological invasions. *Biological Invasions*, **8** : 1023–1037.

Collingham Y. C., Wadsworth R. A., Willis S. G., Huntley B. & Hulme P. E., 2000. Predicting the spatial distribution of alien riparian species: Issues of spatial scale and extent. *Journal of Applied Ecology*, **37** : 13-27.

Connell J. H., 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, **199** (4335) : 1302-1310.

Coungny G., Pedia P., Andoh-Alle J., Bile M., Egnankou M. W. & Kouakou A. K., 1995. Etude d'impact environnemental du projet de rénovation et d'extension de l'Ecole forestière et d'aménagement d'une ferme piscicole dans le Parc National du Banco. Egide-Aegis Consultants et Direction de la Protection de la Nature, Abidjan, 71 p.

Daehler C. C., Denslow J. S., Ansari S. & Kuo H.-C. 2004. A risk assessment system for screening out invasive pest plants from Hawai'i and other Pacific Islands. *Conservation Biology*, **18** (2) : 360-368.

Daget P & Poissonet J., 1969. Analyse phyto- logique des prairies. Applications agronomiques. C.N.R.S. - C.E.P.E. Montpellier. Document no 48. 67 p.

David P., Thébault E., Anneville O., Duyck P-F., Chapuis E. & Loeuille N., 2017. Impacts of Invasive Species on Food Webs : A Review of Empirical Data. *Advances in Ecological Research*, **56** :1–60.

Davis M. A., Chew M. K., Hobbs R. J., Lugo A. E., Ewel J. J., Vermeij G. J., Brown J. H., Rosenzweig M. L., Gardener M. R. & Carroll S. P., 2011. Don't judge species on their origins. *Nature*, **474** (7350) : 153–154

De Foresta H., 1995. Systèmes de culture adventices envahissantes et fertilité du milieu : le cas de *Chromolaena odorata* : InPichot J., Sibelet N., Lacoevilhe J.J. (eds) Fertilité du

milieu et stratégies paysannes sous les tropiques humides. CIRAD, Ministère de la Coopération, Montpellier (FRA), Paris, 236–244.

De Koning J., 1983. La forêt du Banco. Thèse de Doctorat, Université de Wageningen, Pays-Bas, 161 p.

De Rouw A., 1991. The invasion of *Chromolaena odorata* (L.) King and Robinson (ex *Eupatorium odoratum*), and competition with the native flora, in a rain forest zone, south-west Côte d'Ivoire. *Journal of Biogeography*, **18** : 13-23.

Delarze R., Gonseth Y. & Galland P., 1998. Guide des milieux naturels de Suisse : écologie, menaces, espèces caractéristiques. Lausanne, Delachaux et Niestlé, 415 p.

Délèze M., 2011. Température moyenne de l'atmosphère en fonction de l'altitude selon le modèle du nivellement barométrique. https://www.deleze.name/.../pression-altitude/temperature_atm.pdf, 1-3 p.

Dietz H. & Edwards P. J., 2006. Recognition that causal processes change during plant invasion helps explain conflicts in evidence. *Ecology*, **87** (6) : 1359-1367.

Diez J. M., D'Antonio C. M., Dukes J. S., Grosholz E. D., Olden J. D., Sorte C. J. B., Blumenthal D. M., Bradley B. A., Early R., Ibáñez I., Jones S. J., Lawler J. J. & Miller L. P., 2012. Will Extreme Climatic Events Facilitate Biological Invasions? *Frontiers in Ecology and Evolution*, **10** : 249 - 257.

Djotan A., Kevin G., Augustin A. K. N., Akouehou G. S. & Ganglo J., 2018. Vulnérabilité des aires protégées du Bénin à l'invasion de *Ageratum conyzoides* L. (Asteraceae) en rapport avec les changements climatiques. *European Scientific Journal*, **14**. 1857-7881.

Dogba M., Malan D. F., Neuba D. F. R. & Konan A. S., 2018. Biologie et écologie de *Porophyllum ruderale* (Jacq.) Cass., une Compositae nouvellement apparue en Côte d'Ivoire. *Journal of Animal & Plant Sciences*, **36** (3) : 5907-5918.

Dorning M. & Cipollini D., 2006. Leaf and root extracts of the invasive shrub, *Lonicera maackii*, inhibit seed germination of three herbs with no autotoxic effects. *Plant Ecology*, **184** : 287–296.

Dortel F. & Geslin J., 2016. Liste des plantes vasculaires invasives des Pays de la Loire. Liste 2015. DREAL Pays de la Loire. Brest : Conservatoire botanique national de Brest, 36 p.

- Dortel F., Lacroix P., Le Bail J., Geslin J., Magnanon S. & Vallet J., 2013.** Liste des plantes vasculaires invasives des Pays de la Loire. Conservatoire botanique national de Brest, 38 p.
- Dufrêne M., 2004.** The IndVal program version 2.0 <http://mrw.wallonie.be/dgrne/sibw/outils/home.html>. Consulté en Janvier 2018.
- Dufrêne M. & Legendre P., 1997.** Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, **67** : 345-366.
- Eldin M., 1971.** Le climat de la Côte d'Ivoire. In : Le milieu naturel de Côte d'Ivoire. *Mémoires ORSTOM*, Paris (France), **50** :73-108.
- Elith J., Phillips S. J., Hastie T., Dudík M., Chee Y. E. & Yates C. J., 2011.** A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, **17** (1) :43–57.
- Elton C.E., 1958.** The Ecology of Invasions by Animals and Plants. The University of Chicago Press, Chicago, 196 p.
- EPPO., 2012.** EPPO Standards - Guidelines for pest risk analysis. PM5/6(1) EPPO prioritization process for invasive alien plants. Bulletin OEPP/EPPO Bulletin, **42** : 463-474.
- Estrada J., Wilson C., NeSmith J. E. & Flory S. L., 2016.** Propagule quality mediates invasive plant establishment. *Biological Invasions*, **18** (8) : 2325-2332.
- Eyre M. D., Luff M. L. & Woodward J. C., 2003.** Beetles (Coleoptera) on brownfield sites in England : an important conservation resource? *Journal of Insect Conservation*, **7** : 223–231.
- FAO., 2006.** World reference base for soil resources. A framework for international classification, correlation and communication. World soil resources reports 103, 145 p.
- Fandohan A. B., Oduor A. M. O., Sodé A. I., Wu L., Cuni-Sanchez A., Assédé E. & Gouwakinnou G. N., 2015.** Modeling vulnerability of protected areas to invasion by *Chromolaena odorata* under current and future climates. *Ecosystem Health Sustain*, **1** (6) :1–12.
- Felfili J. M., Silva J. M. C., Sevilha A. C., Fagg C. W., Walter B. M. T., Nogueira P. E. & Rezende A. V., 2004.** Diversity, floristic and structural patterns of cerrado vegetation in Central Brazil. *Plant Ecology*, **175** : 37 - 46.

- Ferraris J., Chevillotte H., Meyer J-Y., Mellado T., Florence J., Emmanuelli E., Habert E. & Galzin R., 2006.** Suivi des phénomènes bio-invasifs et de restauration de la biodiversité dans des aires protégées marines et terrestres : l'exemple de Moorea en Polynésie française. Paris : IRD, 32 p.
- Fournier A., 2018.** Modéliser et prédire les invasions biologiques, Thèse de doctorat de l'Université Paris-Saclay, 265 p.
- Fousseni F., Kperkouma W., Agbelessessi Y. W., Madjouma K., Marra D., Komlan B. & Koffi A., 2018.** Flore et communautés végétales des inselbergs du Sud-Est du Togo », *Physio-Géo* [En ligne], Volume 12 | 2018, mis en ligne le 27 février 2018, consulté le 30 décembre 2019. URL: <http://journals.openedition.org/physio-geo/5672> ; DOI: 10.4000/physio-geo.5672.
- Foxcroft L. C., Henderson L., Nichols G. R. & Martin B. W., 2003.** A revised list of alien R. plants for the Kruger National Park. *Koedoe*, **46** (2) : 21-44.
- Foxcroft L. C., Rouget M. & Richardson D. M., 2007.** Risk assessment of riparian plant invasions into protected areas. *Conservation Biology*, **21** : 412-421.
- François, J., 1969.** Recherches expérimentales sur l'écologie de la jacinthe d'eau *E. crassipes* (Mart) Solms, Thèse de Doctorat, Faculté de Sciences Agronomique Gembloux, Belgium, 302 p.
- Frontier S. & Pichod-Viale D., 1995.** Ecosystèmes : structures, fonctionnement, évolution. Collection d'écologie 21 ; Masson ; Paris (2ème édition révisée et augmentée), 477 p.
- FY F., 2015.** Liste provisoire des espèces exotiques envahissantes de Poitou Charentes. Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique, 8 p.
- Gaertner M., Biggs R., Te Beest M., Hui C., Molofsky J. & Richardson D. M., 2014.** Invasive plants as drivers of regime shifts: identifying high-priority invaders that alter feedback relationships. *Diversity and Distributions*, **20** : 733–744.
- Gallagher R. V., Beaumont L.J., Hughes L. & Leishman M. R., 2010.** Evidence for climatic niche and biome shifts between native and novel ranges in plant species introduced to Australia. *Journal of Ecology*, **98** : 790–799.

- Gallardo B., Clavero M., Sánchez M. I. & Vilà M., 2016.** Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Global Change Biology*, **22** :151–163.
- Gautier L., Aké Assi L., Chatelain C. & Spichiger R., 1999.** African Plants : Biodiversity Taxonomy and uses, chapter ivoiry : a geographic information system for biodiversity management in Ivoiry Coast. *Royal Botanic Garden*,18–194.
- GIEC., 2013.** Résumé à l'intention des décideurs, Changements climatiques 2013 : Les éléments scientifiques. Contribution du Groupe de travail I au cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [sous la direction de Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex et P.M. Midgley]. Cambridge University Press, Cambridge, Royaume-Uni et New York (État de New York), États-Unis d'Amérique.
- Global Invasive Species Database. 2019.,** Species profile : <http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=398>, (28/04/2019).
- Gonzalez P., 2001.** Desertification and a shift of forest species in the West African Sahel. *Climate Research*, **17** : 217-228.
- Goodall J. M. & Erasmus D. J., 1996.** Review of the status and integrated control of the invasive alien weed, *Chromolaena odorata*, in South Africa. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **56** : 151-164.
- Gouli Gnanazan Z. R. & Tiébré M-S., 2018.** Identification of Indicator plant species of the invade Ecosystems: case of *Chromolaena odorata* (L.) King & Robinson (Asteraceae) in the Banco National Park (Côte d'Ivoire). *Revue de L'environnement et de la Biodiversité-Pasres*, **3** (2) : 57-71.
- Guarino L., Jarvis A., Hijmans R. J. & Maxted N., 2002.** Geographic Information Systems (GIS) and the Conservation and Use of Plant Genetic Resources. In : Engels JMM, Ramanatha Rao V., Brown A. H. D., Jacson M. T., éditeurs. *Managing plant genetic*. CAB International, Walling ford, UK, 387-404.
- Gueyé M., Cissé M. T., Ndoye F. & Noba K., 2015.** Dynamique invasive de *Mimosa pigra* dans un contexte de variabilité du regime hydrologique au Sénégal. *Journal of Animal & Plant Sciences*, **26** (1) : 4023-4035.

- Guidigan M. L. G., Azihou F., Idohou R., Okhimamhe A. A., Fandohan A. B., Sinsin B. & Adet L., 2018.** Modelling the current and future distribution of *Kigelia africana* under climate change in Benin, West Africa. *Modeling Earth Systems and Environment*. **4**. 10.1007/s40808-018-0491-4.
- Guillaumet J. L., 1967.** Recherches sur la végétation du Bas-Cavally (Côte d'Ivoire). Paris, ORSTOM, 247 p.
- Guillaumet J. L. & Adjanohoun E., 1971.** La végétation de la Côte d'Ivoire. In : Le milieu naturel de la Côte d'Ivoire, *Mémoire ORSTOM*, Paris (France), **50** : 157-263.
- Guinochet M., 1973.** Phytosociologie. Paris, Masson, 227p.
- Guisan A. & Zimmermann N. E., 2000.** Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* **135** :147–186.
- Gutiérrez J. L., Jones C. G. & Sousa R., 2014.** Toward an integrated ecosystem perspective of invasive species impacts. *Acta Oecologica*, **54** : 131 – 138.
- Hakizimana P., 2012.** Analyse de la composition, de la structure spatiale et des ressources végétales naturelles prélevées dans la forêt dense de Kigwena et dans la forêt claire de Rumonge au Burundi. Thèse de Doctorat, Université libre de Bruxelles, Belgique, 141 p.
- Harrison C. & Davies G., 2002.** Conserving biodiversity that matters: practitioners' perspectives on brownfield development and urban nature conservation in London. *Journal of Environ Manage*, **65** : 95–108.
- Hauhouot A., 2002.** Développement, Aménagement, Régionalisation en Côte d'Ivoire. EDUCI, 364 p.
- Haury J. & Damien J-P., 2012.** Les invasions biologiques dans le Parc naturel régional de Brière : présentation d'une recherche- action. *Sciences Eaux & Territoires*, **6** : 26-33.
- Hawthorne W. D., 1995.** Ecological profiles of Ghanaian forest trees. Oxford forestry institute, Oxford (USA), 347 p.
- Haydar D. & Wolff W. J., 2011.** Predicting invasion patterns in coastal ecosystems: Relationship between vector strength and vector tempo. *Marine Ecology Progress Serie*, **431** :1–10.

- Henkel T. W., 2003.** Monodominance in the ectomycorrhizal *Dicymbe corymbosa* (Caesalpinaceae) from Guyana. *Journal of Tropical Ecology*, **19** : 417-437.
- Hierro J. L. & Callaway R. M., 2003.** Allelopathy and exotic plant. *Plant and soil*, **256** : 29-39.
- Hierro J. L., Maron J. L. & Callaway R. M., 2005.** A biogeographical approach to plant invasions : the importance of studying exotics in their introduced and native range. *Journal of Ecology*, **93** : 5-15.
- Hijmans R. J., Cameron S. E., Parra J. L., Jones P. G. & Jarvis A., 2005.** Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatolog*, **25**(15) :1965–197.
- Holz S., Guillermo P. & Quintana R. D., 2009.** Effects of history of use on secondary forest regeneration in the Upper Parana Atlantic Forest (Misiones, Argentina). *Forest ecology and management*, **258** : 1629-1642.
- Hui C., Richardson D. M., Landi P., Minoarivelo H. O., Garnas J. & Roy H. E., 2016.** Defining invasiveness and invasibility in ecological networks. *Biological Invasions*, **18** : 971 – 983.
- Hulme P. E., 2016.** Climate change and biological invasions : evidence, expectations, and response options. *Biological Reviews*, **92** : 1297-1313.
- Hulme P. E. & Vilà M. 2017.** Impact of Biological Invasions on Ecosystem Services. Springer International Publishing, Cham Humair F, Edwards PJ, Siegrist M, Kueffer C (2014) Understanding misunderstandings in invasion science : why experts don't agree on common concepts and risk assessments. *NeoBiota*, **20** : 1–30.
- Hulme P. E., Pyšek P., Nentwig W. & Vilà M., 2009.** Will threat of biological invasions unite the European Union ? *Science*, **324** : 40-41.
- Humair F., Edwards P. J., Siegrist M. & Kueffer C., 2014.** Understanding misunderstandings in invasion science : why experts don't agree on common concepts and risk assessments. *NeoBiota*. **20** : 1–30.

- Idohou R., Assogbadjo A. E., Kakaï R. G. & Peterson A. T., 2017a.** Spatiotemporal dynamic of suitable areas for species conservation in West Africa: eight economically important wild palms under present and future climates. *Agroforestry System*, **91** (3) :527–540.
- Idohou R., Peterson T., Assogbadjo A., Vihotogbe A. E., Padonou R. L. E. & Glèlè Kakaï R., 2017b.** Identification of potential areas for wild palm cultivation in the Republic of Benin through remote sensing and ecological niche modeling. *Genetic Resources and Crop Evolution*, **64** (6) :1383–1393
- Inoussa T. M., Ismaila T. I., Gbègbo M. C. & Sinsin B., 2013.** Structure et composition floristiques des forêts denses sèches des Monts Kouffé. *Journal of Applied Biosciences*, **64** : 4787–4796.
- IPBES., 2019.** Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Díaz S., Settele J., Brondízio E.S., Ngo H. T., Guèze M., Agard J., Arneth A., Balvanera P., Brauman K. A., Butchart S. H. M., Chan K. M. A., Garibaldi L. A., Ichii K., Liu J., Subramanian S. M., Midgley G. F., Miloslavich P., Molnár Z., Obura D., Pfaff A., Polasky S., Purvis A., Razzaque J., Reyers B., Roy Chowdhury R., Shin Y. J., Visseren-Hamakers I. J., Willis K. J., and Zayas C. N. (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 p.
- Jakobs G., Weber E. & Edwards J., 2004.** Introduced plants of the invasives *Solidago gigantea* (Asteraceae) are larger and grow denser than conspecifics in the range. *Diversity and Distribution*, **10** :11-19.
- Jarić S., Mitrović M., Vrbničanin S., Karadžić B., Djurdjević L., Kostić O., Mačukanović-Jocić M., Gajić G. & Pavlović P., 2011.** A contribution to studies of the ruderal vegetation of Southern Srem, Serbia. *Archives of Biological Sciences, Belgrade*, **63** (4) : 1181-1197.
- Jazy M A., Douma S., Mahamane A. & Mahamane S., 2018.** Analyse de l'état de la diversité floristique des plateaux suivant un gradient d'aridité Nord- Sud dans la réserve de biosphère du W du Niger. *European Scientific Journal*, **14** (3) : 1857–7881.

- Jeschke J., Gómez Aparicio L., Haider S., Heger T., Lortie C., Pyšek P. & Strayer D., 2012.** Support for major hypotheses in invasion biology is uneven and declining. *NeoBiota*, **14** : 1–20.
- Jongkind C. C. H., 2004.** Checklist of Upper Guinea forest species, In Biodiversity of west African Forests : An Ecological Atlas of Woody Plant Species. Poorter, L. F. Bongers, F. N., Kouamé, W.D., Hawthorne, Cabi Publishing, London, pp 447-477.
- Jovanović S., Jakovljević K., Djordjević V. & Vukojičić S., 2013.** Ruderal flora and vegetation of the town of Žabljak (Montenegro) an overview for the period 1990–1998. *Botanica Serbia*, **37** (1) :55-69.
- Kadio B., Kouadio Y. R., Vogel V., Dubey S. & Vogel P., 2013.** Assessment of terrestrial small mammals with record of the endangered shrew *Crocidura wimmeri* Heim de Balsac & Aellen 1958 in Banco National Park (Côte d'Ivoire). *Mammalia*, 1-8.
- Kaou K. A. K., Manzo O. L., Guimbo I. D., Karim S., Habou R. & Paul R., 2017.** Diversité floristique et structure de la végétation dans la zone dunaire du sud-est du Niger : Cas de Mainé Soroa. *Journal of Applied Biosciences*, **120** : 12053-12066.
- Keane R. M. & Crawley M. J., 2002.** Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. **17** : 164–170.
- Keller R. P., Geist J., Jeschke, J. M. & Kühn I., 2011.** Invasive species in Europe, ecology, status, and policy. *Environmental Science Europe*, **23**, 23.
- Kent M. & Coker P., 1996.** Vegetation description and analysis : a practical approach. Belhaven Press, New York, John Wiley, 363 p.
- Koffi K. A. D., 2016.** Dynamique de la végétation et valeurs de conservation des espaces anciennement cultivés du Parc national d'Azagny (Sud de la Côte d'Ivoire). Thèse Doctorat, UFR Biosciences, Université Félix-Houphouët-Boigny, 186 p.
- Koffi K. J., Boyemba F., Ndjele M., Mate M., Robbrecht E., Lejoly J. & Bogaert J., 2008.** « La distribution spatiale des Acanthaceae dans les secteurs phytogéographiques de Ndjele 1988 en R.D. Congo ». *Annales de la Faculté des Sciences de Kisangani*, **13** : 1-8.
- Kokou K. & Caballé G., 2000.** Les îlots forestiers de la plaine côtière Togolaise. *Bois et Forêt des tropiques*, **263** (1) : 39-51.

- Kouakou K. A., Barima T. S. S., Kouakou A. T. M., Sangne Y. C., Bamba I. & Kouamé N. F., 2015.** Diversité végétale post-conflits armés de la Forêt Classée du Haut-Sassandra (Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire). *Journal of Animal & Plant Sciences*, **26** (2) : 4058-4071.
- Kouakou L. M. M., 2018.** Distribution et biodiversité des fourmis anthropophiles exotiques et potentiels invasifs en Côte d'Ivoire. Thèse Doctorat, Université Nangui Abrogoua, Côte d'Ivoire, 215 p.
- Kouakou N. J., 2009.** Espèces invasives du jardin botanique de l'Université de Cocody-Abidjan : Cas de *Psydrax subcordata* et *Hopea odorata*. DEA. Université de Cocody : Abidjan, 50 p.
- Kouamé M. L. O., Égnankou M. W. & Traoré D., 2009.** Ordination et classification de la végétation des zones humides du Sud-Est de la Côte d'Ivoire. *Agronomie Africaine*, **11** (1) :1–115.
- Kouassi K. H., N'Guessan K., Gnahoua G. M. & Traore D., 2008.** Dynamique de *Chromolaena odorata* R. M. King & H. Rob et évolution de la richesse floristique au cours de la reconstitution de la flore postculturelle en zone de forêt semi-décidue de Côte d'Ivoire. *Agronomie Africaine*, **20** (3) : 257-265.
- Kowarik I., 1995.** Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. *Plant Invasions*, 15-38.
- Kowarik I., 2011.** Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution*, **159** : 1974-1983.
- Kumar S. & Stohlgren T. J., 2009.** MaxEnt modelling for predicting suitable habitat for threatened and endangered tree *Canacomyricamonticolain* New Caledonia. *Journal of Ecology and Natural Environment*; **1**(4): 94-98.
- Kumschick S., Gaertner M., Vila M., Essl F., Jeschke J. M., Pyšek P., Ricciadi A., Bacher S., Blackburn T. M. & Dick J. T. A., 2015.** Ecological Impacts of Alien Species : Quantification, Scope, Caveats, and Recommendations. *BioScience* **65** (1) : 55–63.
- Lachenaud O., 2006.** Les oiseaux du Parc National du Banco et de la Forêt Classée de l'Anguédédou. *Malimbus*, **28** : 107-132.

- Lamarque L. J., Delzon S. & Lortie C. J., 2011.** Tree invasions : a comparative test of the dominant hypotheses and functional traits. *Biological Invasions*, **13** : 1969–1989.
- Lamine M. O., Abdourahamane I. S., Dan G. I., Beido M. A-A., Mahamane A., Ozer P., 2017.** Species diversity and distribution of ruderal flora on landfills in Maradi city, Niger. *International Journal of Environment, Agriculture and Biotechnology*, **2** (2) : 715–722.
- Lauginie F., 1996.** Propositions pour l’avenir des parcs nationaux et réserves naturelles de Côte d’Ivoire. DDC/MINAGRA/WWF, Abidjan, 86 p.
- Lauginie F., 2007.** Conservation de la nature et aires protégées en Côte d’Ivoire, *NEI/Hachette et Afrique Nature*, Abidjan, 668 p.
- Laurent E., Delassus L. & Hardegen M., 2017.** Méthodes d’inventaire et de cartographie des groupements végétaux. Guide méthodologique. Brest : Conservatoire botanique national de Brest, 42 p.
- Lavergne C., 2016.** Méthode de hiérarchisation des espèces végétales exotiques envahissantes et potentiellement envahissantes de Mayotte - Note méthodologique pour l’élaboration d’une liste hiérarchisée d’espèces exotiques envahissantes en vue de leur gestion. Version 1, Septembre 2016. Note non publiée, Conservatoire Botanique National et Centre Permanent d’Initiatives pour l’Environnement de Mascarin, Saint-Leu, 55 p.
- Lebrun J. P. & Stork A. L., 1991-1997.** Énumération des plantes à Fleurs d’Afrique Tropicale. Conservatoire et Jardin Botaniques de la Ville de Genève, Genève (Suisse). Vol. 1 (249 pp.), vol. 2 (257 pp.), vol. 3 (341 pp.) et vol. 4 (711 pp.).
- Lefeuvre J-C., 2006.** Les invasions biologiques : un risque pour la biodiversité à l’échelle mondiale. IRD 4–49.
- Lefeuvre J-C., 2013.** Les invasions biologiques : un danger pour la biodiversité, Buchet-Chastel, 292 p.
- Legendre L. & Legendre P., 1984.** Écologie numérique : La structure des données écologiques. Masson, Paris et les Presses de l’Université du Québec, **8**, 335 p.
- Levine J. M. & D’Antonio C. M., 1999.** Elton Revisited: A Review of Evidence Linking Diversity and Invasibility. *Oikos*, **87** : 1-15.

- Levine J. M., Adler P. B. & Yelenik S. G., 2004.** A meta-analysis of biotic resistance to exotic plant invasions. *Ecology Letters*, **7** : 975-989.
- Liu C., White M. & Newell G., 2013.** Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. *Journal of Biogeography*, **40** (4) :778–789.
- Lockwood J. L., Cassey P. & Blackburn T. M., 2005.** The role of propagule pressure in explaining species invasion. *Trends in Ecology and Evolution*, **20** (5) : 223-228.
- Lotz A. & Allen C. R., 2013.** Social-ecological predictors of global invasions and extinctions. *Ecology and Society*, **18** (3) : 15.
- Lowe S., Browne M., Boudjelas S. & De Poorter M., 2000.** 100 of the most world's worst invasive alien species. A selective from global invasive database. Technical report, The Invasive Species Specialist Group (ISSG), Species Survival Commission (SSC), World Conservation Union (IUCN), 11p.
- Lubini A., 1982.** Végétation messicole et post culturale de Kisangani et la Tshopo (Haut Zaïre). Thèse de doctorat inédite, Faculté de Sciences, UNIKIS, 489 p.
- MacDonald I. A. W., Thebaud C., Strahm W. A. & Strasberg D., 1991.** Effects of Alien Plant Invasion on Native vegetation Remnants on Reunion (Mascarene Islands, Indian Ocean). *Environmental Conservation*, **18**: 51- 61.
- Magurran A. E., 2004.** Measuring biological diversity. Blackwell Publishing Company United Kingdom, New Jersey, US, 248 p.
- Malan D. F., 2019.** Inventaire de la flore du Parc national du Banco. Rapport d'étude, OIPR, 105 p.
- Malan D. F., Aké-Assi L., Tra Bi F. H. & Neuba D., 2007.** Diversité floristique du parc national des îles Ehotilé (Littoral Est de la Côte d'Ivoire). *Bois et Forêt des Tropiques*, **292** (2) : 49-58.
- Maroun L., 2017.** Étude de la perception des mauvaises herbes et des espèces végétales exotiques par la population des milieux agricoles en Côte d'Ivoire, l'exemple de *Chromolaena odorata*, Master, Université de Liège - Gembloux, Agro –Bio Tech, 58 p.

- Marvier M., Kareiva P. & Neubert M. G., 2004.** Habitat Destruction, Fragmentation, and Disturbance Promote Invasion by Habitat Generalists in a Multispecies Metapopulation. *Risk Analysis*, **24** :869–878.
- Masharabu T., Noret N., Lejoly J., Bigendako M. J. & Bogaert J., 2010.** Étude comparative des paramètres floristiques du Parc National de la Ruvubu, Burundi *Geo- Eco-Trop*, **34** : 29-44.
- Mazza G., Tricarico E., Genovesi P. & Gherardi F., 2014.** Biological invaders are threat to human health: an overview. *Ethology Ecology Evolution*, **26** :112–129.
- McGeoch M. A., Butchart S. H. M., Spear D., Marais E., Kleynhans E. J., Symes A., Chanson J. & Hoffmann M., 2010.** Global indicators of biological invasion : species numbers, biodiversity impact and policy responses: Invasive alien species indicator, Biodiversity Target. *Diversity and Distribution*, **16** (1) : 95-108.
- McKinney M. L., 2002.** Urbanization, Biodiversity and Conservation. *BioScience*, **52** (10) : 883-890.
- Mekideche S., Brakchi-Ouakour L. & Kadik L., 2018.** Impact des perturbations anthropiques sur la diversité végétale de la subéraie de Chréa, au nord de l'Algérie. *Bois et Forêts des Tropiques*, **337** : 53-66.
- Melom S., Mbayngone E., Bechir A. B., Ratnan N. & Mapongmetsem P. M., 2015.** Caractéristiques floristique et écologique des formations végétales de Massenya au Tchad (Afrique centrale). *Journal of Animal & Plant Sciences*, **25** (1) : 3799-3813.
- Mèmèl J. D., Karamoko M., Otchoumou A. & Kouassi D. K., 2011.** Abondance, taille et mortalité des escargots terrestres du Parc National du Banco (Côte d'Ivoire) : effet de la composition granulométrique et chimique du sol. *Livestock Research for Rural Development*, **23** (9) : 6 p.
- Mévanly O., 2018.** Flore, végétation aquatique et riveraine du canal artificiel d'Assinie et évaluation des services écosystémiques dans les terroirs connexes (Région du Sud-Comoé, Côte d'Ivoire). Thèse de doctorat, Université Felix Houphouët- Boigny, Abidjan Côte d'Ivoire, 166 p.

- Mitchell C. E & Power A. G., 2003.** Release of invasive plants from fungal and viral pathogens. *Nature*, **421** :625-626.
- Mitchell C. E., Agrawal A. A., Bever J. D., Gilbert G. S., Hufbauer R. A., Klironomos J. N., Maron J. L., Morris W. F., Parker I. M., Power A. G., Seabloom E. W., Torchin M. E. & Vazquez D. P., 2006.** Biotic interactions and plant invasions. *Ecology Letters*, **9** :726–740.
- Molino J-F. & Sabatier D., 2001.** Tree Diversity in Tropical Rain Forests: A Validation of the Intermediate Disturbance Hypothesis. *Science*, **294** (5547) : 1702–1704.
- Monty A. & Mahy G., 2009.** Évolution des traits d’histoire de vie lors des invasions végétales **13** : 449–458.
- Moukrim S. Lahssini S., Mharzi A. H., Rifa I. N., Arahou M. & Rhazi L., 2018.** Modélisation de la distribution spatiale des espèces endémiques pour leur conservation : cas de l’*Argania Spinosa* (L.) Skeels. *Revue d’Écologie (Terre et Vie)*, **73** (2) : 153-166.
- Mouloungou J. & Sigrist J. C., 1993.** *Chromolaena odorata*, rapport de stage, CNEARC, France, 30 p.
- N’Da D. H., 2008.** Étude et suivi par Télédétection Système d’informations géographiques d’une aire protégée soumise aux pressions anthropiques : cas du Parc National de la Marahoué, Thèse de doctorat de l’Université de Cocody, Abidjan, Côte d’Ivoire, 181 p.
- N’Guessan A. E., 2018.** Dynamique de la végétation et facteurs de reconstitution de la biomasse dans les forêts secondaires : cas de la forêt classée d’Agbo 1 (Sud-Est de la Côte d’Ivoire), Thèse de doctorat, Université Felix Houphouët- Boigny, Abidjan Côte d’Ivoire, 149 p.
- N’Guessan K. E., 2013.** Études d’impact environnemental et social du projet de la construction de la clôture du Parc National Banco, Rapport d’étude floristique, CNF 54 p.
- Nel J. L., Richardson D. M., Rouget M., Mgidi T. N., Mdzeke N., Le Maitre D. C., Van Wilgen B. W., Schonegevel L., Henderson L. & Naser S., 2004.** A proposed classification of invasive alien plant species in South Africa: towards prioritizing species and areas for management action. *South African Journal of Science*, **100** (1) : 53-64.

- Neto M- J., Otsubo H. de C. B., Scabora M. H., Maltoni K. L. & Cassiolato A-M. R., 2015.** A Floristic Survey, Origin and Mycorrhization of Ruderal Plants in Remaining Cerrado Areas Publishing Agreement. *Journal of Agriculture and Life science*, **2** (2) : 2375-4214.
- Neuba D. F. R., Malan D. F., Koné M. & Kouadio Y. L., 2014.** Inventaire préliminaire des plantes envahissantes de la Côte d'Ivoire. *Journal of Animal & Plant Sciences* **22** (2) : 3439-3445.
- Niang-Diop F., Sambou B. & Lykke A. M., 2010.** Contraintes de régénération naturelle de *Prosopis africana* : facteurs affectant la germination des graines. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **4** (5) : 1693-1705.
- Nkongmeneck B. A., Tsabang N., Fongzossie E., Balouma J. M., Apalo P. & Kamou E., 2003.** Etude botanique du sanctuaire à gorilles de Mengame (Sud Cameroun) : ressources ligneuses, faciès de végétation, degré de perturbation et sous- bois. Rapport Technique n°4- MINEF/ The Jane Goodall Institute/ IRAD. 73 p.
- Noba K., Bassene C., Ngom A., Gueye M., Camara A. A., Kane M., Ndoye F., Dieng B., Rmballo R., Ba N., Bodian M. Y., Sane S., Diop D., Gueye M., Konta S., Kane A., Mbaye M. S. & Ba A. T., 2017.** Invasive Plants of West Africa: Concepts, Overviews and Sustainable Management. *Advence in Recycling and Waste Management*, **2** : 121 p.
- Nyakabwa M., 1981.** Flore et végétations rudérales de la zone Makiso à Kisangani (Haut-Zaire) étude floristique, phytosociologique et écologique, DEA, faculté des sciences, Université de Kisangani République Démocratie du Congo, 216 p.
- Nzengue E., Sambou B., Thiam A., Noba K., Sambou Y. & Mavoungou J-F., 2016.** Prolifération de *Cissus quadrangularis* L. dans le Parc National des Iles-de-la-Madeleine, Sénégal, Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement [En ligne], Regards / Terrain, mis en ligne le 04 avril 2016, consulté le 25 avril 2018. URL : <http://journals.openedition.org/vertigo/16880> ; DOI : 10.4000/vertigo.16880.
- Osseni A. A., Tohozin C. A. B., Toko -Mouhamadou I. & Sinsin B., 2014,** Contribution des SIG dans l'analyse floristique des espaces verts dans la ville de Porto-Novo au Bénin. *Revue Ivoirienne des Sciences et Technologie*, **23** : 103-121.

- Otero I., Marull J., Tello E., Diana G.L, Pons M., Coll F. & Boada M., 2015.** Land abandonment, landscape, and biodiversity : questioning the restorative character of the forest transition in the Mediterranean. *Ecology and Society*, **20** (2) :7 p.
- Ouattara M., Tiébré M-S. & N'Guessan K. E., 2017.** Étude de la végétation d'un canal artificiel de navigation soumis aux pressions anthropiques, la rivière Assinie, Côte d'Ivoire. *Afrique Science* **13** (5) : 130-149.
- Padalia H., Srivastava V., Kushwaha S. P. S., 2014.** Modeling potential invasion range of alien invasive species *Hyptis suaveolens* (L.) Poit. in India: Comparison of MaxEnt and GARP. *Ecological Informatic.* **22** : 36-43.
- Padayachee A. L., Irlich U. M., Faulkner K. T. & Gaertner M., 2017.** How do invasive species travel to and through urban environments ? *Biological Invasions*, **19** (12) : 1–14.
- Panitz H., Schubert-frisius M., Meier-flischer K., Lenzen P., Keuler K., Luethi D. & Dosio A., 2013.** CORDEX climate simulations for Africa using COSMO-CLM (CCLM). International Conference on Regional Climate – CORDEX 2013, Brussels, Belgium, 4–7.
- Pavlović-Muratspahić D., Stanković M., Branković S., 2010.** Taxonomical analysis of ruderal flora (sensu stricto) in area of the city of Kragujevac. *Kragujevac Journal of Science*, **32** : 101-108.
- Pellerin S., Duquesne T., Omelczuk Walter C. & Pasquet S., 2017.** La richesse floristique des friches du Parc national de Frontenac. *Le Naturaliste canadien*, **141** (1) :15–23.
- Perraud A., 1971.** Les sols de la Côte d'Ivoire. *In* : Le milieu naturel de la Côte d'Ivoire. Memoire ORSTOM, Paris (France), **50** : 157-263.
- Pheloung P. C., Williams P. A. & Halloy S. R., 1999.** A weed-risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *Journal of Environmental Management*, **57** : 239-251.
- Phillips S. J., Anderson R. P. & Schapired R. E., 2006.** « Maximum entropy modeling of species geographic distributions ». *Ecological Modelling.*, **190** : 231–259.
- Piélou E. C., 1966.** The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, **13** : 131-144.

- Pimentel D. L., Lach K., Zaniga R. & Morrison D., 2000.** Environnemental and economic cost of nonindigenous species in the United States. *Bioscience*, **50** : 53-65.
- Pimentel D., Zuniga R. & Morrison D., 2005.** Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*, **52** (3) : 273–288.
- Powell K. I., Chase J. M. & Knight T. M., 2011.** A synthesis of plant invasion effects on biodiversity across spatial scales. *American Journal of Botany*, **98** : 539-548.
- Pyšek P. & Hulme P. E., 2005.** Spatio-temporal dynamics of plant invasions : Linking pattern to process. *Ecoscience*, **12** (3): 302-315.
- Pyšek P., Davis M. A., Daehler C. C. & Thompson K., 2004.** Plant Invasions and Vegetation Succession : Closing the Gap. *Bulletin of the Ecological Society of America*, **85** (3) : 105-109.
- Pyšek P., Jososik V. & Mandak B., 2002.** Catalogue of alien plants of the Czech Republic. *Preslia*, **74** : 97-186.
- Pyšek P., Richardson D. M., Pergl J., Jarošík V., Sixtová Z. & Weber E., 2008.** Geographical and taxonomic biases in invasion ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, **23** (5) : 237-244.
- Quere E. & Geslin J., 2016.** Liste des plantes vasculaires invasives de Bretagne. DREAL Bretagne, Région Bretagne. Conservatoire botanique national de Brest, 27 p.
- Raizada P., 2006.** Ecological and vegetative characteristics of a potent invader, *Hyptis suaveolens* Poit. from India. *Lyonia*, **11** (2) : 115-120.
- Rameau J. C., Mansion D. & Dume G., 1989.** Flore forestière française, guide écologique illustré, tome 1 : plaines et collines. Paris, Institut pour le développement forestier, 1785 p.
- Raunkiaer S. 1905.** Types biologiques pour la géographie botanique. *Bulletin de l'Académie Royale des Sciences de Danemark*, **5** : 347-437.
- Raunkier C., 1934.** The life forms of plants and statistical plant of geography, Oxford Londres, Angleterre, 632 p.

- Richardson D. M. & Pyšek P., 2006.** Plant invasions : merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography* **30** : 409-431.
- Richardson D. M., Pyšek P. & Carlton J. T., 2011.** A Compendium of Essential Concepts and Terminology in Invasion Ecology. Fifty Years Invasion Ecology, *Leg Charles Elt*, 409–420.
- Richardson D. M., Pyšek P., Rejmanek M., Barbour M. G., Panetta F. D. & West C. J., 2000.** Naturalization and invasion of alien plants : concepts and definitions. *Diversity Distribution*, **6** (2) : e0284993–107.
- Robinson S. L. & Lundholm J. T., 2012.** Ecosystem services provided by urban spontaneous vegetation. *Urban Ecosystem*, **15** : 545–557.
- Roux R., 2011.** Les espèces animales invasives dans le département de la Sarthe. Master 2 Professionnel « Gestion de l'environnement », Université Bordeaux IV (France), 173 p.
- Saidou O., Douma S., Zakou Djibo A. & Riccardo F., 2010.** Analyse du peuplement herbacé de la station sahélienne expérimentale de Toukounous (Niger) : composition floristique et valeur pastorale. *Sécheresse*, **21** (2) : 154-60.
- Sako N. & Beltrando G., 2014.** « Dynamiques spatiales récentes du Parc National du Banco (PNB) et stratégies de gestion communautaire durable de ses ressources forestières (District d'Abidjan en Côte d'Ivoire) », *Echo Géo* [En ligne], 30 | 2014, mis en ligne le 17 septembre 2014, consulté le 04 août 2017. URL : <http://echogeo.revues.org/13904> ; DOI : 10.4000/echogeo.13904.
- Sako N., Beltrando G., Atta K. L., N'da D. H. & Brou T., 2013.** « Dynamique forestière et pression urbaine dans le Parc National du Banco (Abidjan, Côte d'Ivoire) » *Vertigo* - la revue électronique en sciences de l'environnement [En ligne], Volume 13 Numéro 2 septembre 2013, mis en ligne le 06 octobre 2013, consulté le 16 août 2017. URL : <http://vertigo.revues.org/14127> ; DOI : 10.4000/vertigo.14127.
- Salonen V., 1994.** Growth and reproduction of *Rubus saxatilis* L. in relation to availability of light. *Acta OEcologica*, **15** : 485-493.

- Sarat E., Mazaubert E., Dutartre A., Poulet N. & Soubeyran Y., 2015.** Les espèces exotiques envahissantes. Connaissances pratiques et expériences de gestion. Volume 1, Connaissances pratiques. Onema, collection « Comprendre pour agir », 252 p.
- Sarr M. A., 2008.** Variabilité pluviométrique en Afrique de l'ouest : Dynamique des espaces végétaux à partir d'images satellites. Exemple du Bassin versant du Ferlo (Sénégal). *Journée climatologique – Nantes*, 57-76.
- Schatz T. J., 2001.** The effect of cutting on the survival *Mimosa pigra* and its application to the use of blade ploughing as a control method. *Plant Protection Quarterly*, **16** (2) : 50-54.
- Scherer B., 1984.** Biostatistique, *Édition Morin Gaëtan*, 850 p.
- Schindler S, Staska B, Adam M., Rabitsch W. & Essl F., 2015.** Alien species and public health impacts in Europe : a literature review. *NeoBiota*, **27** :1–23.
- Schnell R., 1970.** Introduction à l'étude phytogéographique des pays tropicaux. Gauthier Villars, Paris, Vol.1, 499 p.
- Schnell R., 1976.** Introduction à la phytosociologie des pays tropicaux. Vol. II. : la flore et la végétation de l'Afrique tropicale. Gauthier-Villars, Paris, 459 p.
- Schnell R., 1977.** Introduction à la phytogéographie des pays tropicaux. Vol. IV : la flore et la végétation d'Afrique tropicale. Gauthier-Villars (eds), Paris, 378 p.
- Schnitzler A. & Muller S., 1998.** Écologie et biogéographie de plantes hautement invasives en Europe : Les renouées géantes du Japon (*Fallopia japonica* et *F. sachalinensis*), *Revue d'Ecologique*, **53** :1-3.
- Selmi W., 2016.** Évaluation des services écosystémiques rendus par les arbres urbains, étude de l'effet des arbres sur l'environnement urbain, résultats de l'application du modèle i-Tree Eco à la ville de Strasbourg. (Rapport Technique) Laboratoire Image, Ville, Environnement à Strasbourg, 20 p.
- Selvi F., Carrari E. & Coppi A., 2016.** Impact of invasion on the taxonomic and phylogenetic diversity of a relict Mediterranean forest ecosystem. *Forest Ecology Management*, **367** : 1-11.

- Senterre B., 2005.** Recherches méthodologiques pour la typologie de la végétation et la phytogéographie des forêts denses d'Afrique tropicale. Thèse de Doctorat, Université Libre de Bruxelles, Belgique, 345 p.
- Shackleton C., 2000.** Comparison of plant diversity in protected and communal lands in the Bushbuckridge lowveld savana, South Africa. *Biological Conservation*, **94** : 273-85.
- Shackleton R. T., Witt A. B. R., Nunda W. & Richardson D. M., 2016.** « *Chromolaena odorata* (Siam Weed) in Eastern Africa: Distribution and Socio-Ecological Impacts ». *Biological Invasions*, 1-14.
- Shannon C. E., 1949.** A mathematical theory of communication. Correction, from the Bell System, *Technical Journal*, **37** : 10-21.
- Siemann E. & Rogers W. E., 2003b.** Reduced resistance of invasive varieties of the alien tree *Sapium sebiferum* to a generalist herbivore. *Oecologia*, **135** : 451 – 457.
- Simberloff D. & Tassin J., 2016.** La grande invasion : Qui a peur des espèces invasives ? *Biological Invasions*, **18** : 295–297.
- Simberloff D., Martin J. L., Genovesi P., Maris V., Wardle D. A., Arason J., Courchamp F., Galil B., Garcia-Berthou E., Pascal M., Pyšek P., Sousa R., Tabacchi E. & Vila M., 2013.** Impacts of biological invasions : What's what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution*, **28** : 58–66.
- Sinclair J. S. & Arnott S. E., 2012.** Strength in size not numbers: propagule size more important than number in sexually reproducing populations. *Biological Invasions*, **18** : 497–505.
- Sinsin B., 1993.** Phytosociologie, écologie, valeur pastorale, production et capacité de charge des pâturages naturels du périmètre NikkiKalalé au Nord-Bénin. Thèse de Doctorat en Sciences Agronomiques. Université Libre de Bruxelles, Belgique. 390 p.
- Small E. C., Sadler J. P. & Telfer M. G., 2003.** Carabid beetle assemblages on urban derelict sites in Birmingham, UK. *Journal of Insect Conservation*, **6** :233–246.
- Soberon J., 2007.** Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letter*, **10** :1115-23.

- Soliman T., Mourits M. C. M., Werf W. V. D., Hengeveld G. M., Robinet C., Oude Lansink A. G. J. M., 2012.** Framework for Modelling Economic Impacts of Invasive Species, applied to Pine Wood Nematode in Europe. *PLoS ONE*, Public of Science 7(g) 12p.
- Sonké B., 1998.** Études floristiques et structurales des forêts de la Réserve de Faune du Dja (Cameroun). Thèse de doctorat Université Libre Bruxelles, Belgique, 276 p.
- Soubeyran Y., 2008.** Espèces exotiques envahissantes dans les collectivités françaises d’outre-mer– Etat des lieux et recommandations. Collection Planète Nature. Comité français de l’UICN, Paris, France, 13 p.
- Soumah F. S., Kaniewski D. & Kokou K., 2018.** Les forêts sacrées de Guinée : entre écologie et conservation. *Compte Rendus. Biologies*, **341**: 433–443.
- Spear D., Foxcroft L. C., Bezuidenhout H. & McGeoch M. A., 2013.** Human population density explains alien species richness in protected areas. *Biological Conservation*, **159** :137–147.
- Standish R. J., Cramer V. A., Cramer S. L. & Hobbs R. J., 2007.** Seed dispersal and recruitment limitation are barriers to native recolonization of old-fields in western Australia. *Journal of Applied Ecology*, **44**: 435-445.
- Tassin J. & Kull C. A., 2015.** Facing the broader dimensions of biological invasions. *Land use policy*, **42** :165–169.
- Tassin J., Thompson K., Carroll S. P. & Thomas C. D., 2017.** Determining whether the impacts of introduced species are negative cannot be based solely on science: a response to Russell and Blackburn. *Trends in Ecology & Evolution*, **32** (4): e00001230-231.
- Taylor S. & Kumar L., 2013.** Potential distribution of an invasive species under climate change scenarios using CLIMEX and soil drainage: a case study of *Lantana camara* L. in Queensland, Australia. *Journal of Environmental Management*, **114**: 414– 422.
- Tchouto G. P. M., 2004.** Plant diversity in Central African rain forest: implication for biodiversity conservation in Cameroon. PhD. Thesis, Department of plant sciences, Biosystematic Group, Wageningen University, 208 p.

- Ter Braak C., 1986.** Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, **67**: 116-1179.
- Theoharides K. A. & Dukes J. S., 2007.** Plant invasion across space and time : factors affecting nonindigenous species success during four stages of invasion. *New phytologist*, **176** : 256–73.
- Thiombiano N., Ouedraogo R. L., Belem M. & Guinko S., 2009.** Dynamique de l'évolution et impact d'une plante envahissante au Burkina Faso, *Hyptis Suaveolens* (L.) Poit. *Annale de l'Université. Lomé (Togo), série Sciences*, **18** : 97-115.
- Tia L. & Dago D., 2015.** Morcellement d'une aire protégée en agglomération urbaine : le cas du parc national du Banco (Côte d'Ivoire). *Cahiers de géographie du Québec*, **59** (168) : 349–376.
- Tiébré M-S. & Gouli Gnanazan Z. R., 2018.** Impact of *Chromolaena odorata* (L.) R.M. King & H. Rob. (Asteraceae) on the floristic composition and the physico-chemical properties of the soil of a coastal relict forest, *International Journal of Innovation and Applied Studies*, **24** (2) : 773-788.
- Tiébré M-S., Kassi N. J., Kouadio Y. J. C. & N'Guessan K. E., 2012.** Étude de la biologie reproductive de *Tithonia diversifolia* (Hemsl.) Gray (Asteraceae) : Espèce non indigène invasive en Côte d'Ivoire". *Journal of Asian Scientific Research*, **2** (4) : 200-211.
- Tiébré M-S., Saad L. & Mahy G., 2008.** Landscape dynamics and habitat selection by alien invasive *Fallopia* (Polygonaceae) in Belgium. *Biodiversity Conservation*, **17** (10) :2357-2370.
- Tiébré M-S., Vroh Bi T. A., Kouamé D., N'Da K. D. & Adou Yao. C-Y., 2014.** Stratégies et potentiel d'invasion des massifs forestiers par *Hopea odorata* Roxb. (Dipterocarpaceae) : cas du Parc National du Banco en Côte d'Ivoire. *International Journal of Biological and Chemical Science*, **8** (2) : 666 - 679.
- Tiébré M-S., Vroh Bi T. A., Kouamé D., N'Da K. D. & Adou Yao C-Y., 2015.** Effets d'un arbre exotique envahissant *Hopea odorata* Roxb. (Dipterocarpaceae) sur la diversité floristique et le stockage de carbone du Parc National du Banco en Côte d'Ivoire. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, **10** (1) : 207-216.

- Tosso F. D., 2013.** Modélisation de la distribution de six espèces d'arbres multi-usages en Afrique et évaluation de l'effet des usages en Afrique et évaluation de l'effet des changements climatiques changements climatiques, Master, Université de Liège Gembloux Agro Bio Tech, 61 p.
- Toyi M. S., Barima Y. S. S., Mama A., André M., Bastin J-F., De Cannière C., Sinsin B & Bogaert J., 2013.** Tree plantation will not compensate natural woody vegetation cover loss in the Atlantic Department of Southern Benin. *Tropicultura*, **31** : 62 - 70.
- Traveset A. & Richardson D. M., 2014.** Mutualistic Interactions and Biological Invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, **45** : 89–113.
- Turbelin A. J., Malamud B. D. & Francis R. A., 2017.** Mapping the global state of invasive alien species: patterns of invasion and policy responses. *Global Ecology and Biogeography*, **26** (1) : 78-92.
- Tyser R. W. & Worley C. A., 1992.** Alien flora in : Usha K, Prasad R, Muniappan P, Ferrar JP, Aeschliman, De Foresta H (1996) Répartition, écologie et gestion de *Chromolaena odorata*. Comptes Rendus du Troisième Atelier International sur *Chromolaena* Abidjan, Côte d'Ivoire, November 1993. Agricultural Experiment Station University of Guam, Mangilao, GUAM, USA Publication no 202, 213 p.
- Uchida K., Hiraiwa M. K. & Ushimaru A., 2016.** Plant and herbivorous insect diversity loss are greater than null model expectations due to land-use changes in agro-ecosystems. *Biological Conservation*, **201** : 270-276.
- Uchida T., Xue J. H., Hayasaka D., Arase T., Haller T. W. & Gettys L. A., 2014.** The relation between road crack vegetation and plant biodiversity in urban landscape. *International Journal of Geomate*, **6**, **2** : 885-891.
- Udo N., Darrot C., Tarayre M. & Atlan A., 2016.** « Histoire humaine et naturelle d'une invasion biologique », *Revue d'ethnoécologie* [En ligne], 9 | 2016, mis en ligne le 01 juillet 2016, consulté le 01/11/2018. URL : <http://ethnoecologie.revues.org/2724> ; DOI : 10.4000/ethnoecologie.2724.

- UICN France., 2015.** Les espèces exotiques envahissantes sur les sites d'entreprises. Livret 1 : Connaissances et recommandations générales, Paris, France, 40 p.
- UICN, 2018.** IUCN Red List of Threatened Species. <www.iucnredlist.org>. Date de consultation: 15 Juillet 2019.
- UICN, 2019.** IUCN Red List of Threatened Species. <[Http://www.iucnredlist.org/](http://www.iucnredlist.org/)>. (Consulté le 29/06/2019).
- UICN/ PACO., 2013.** Plantes invasives affectant les aires protégées de l'Afrique de l'Ouest : gestion pour la réduction des risques pour la biodiversité. UICN/PACO : Ouagadougou, Burkina- Fasso. 52 p.
- Usha K., Prasad R., Muniappan P., Ferrar J. P., Aeschliman & De Foresta H., 1996.** Répartition, écologie et gestion de *Chromolaena odorata*. Comptes Rendus du Troisième Atelier International sur *Chromolaena* Abidjan, Côte d'Ivoire, November 1993. Agricultural Experiment Station University of Guam, Mangilao, GUAM, USA Publication n° 202, 213 p.
- Usher M., 1988.** Biological invasions of nature reserves: a search for generalisations. *Biological Conservation*, **44** : 119-135.
- Vahrameev P. & Nobilliaux S., 2013.** Liste des espèces végétales invasives de la région Centre, version 3. Conservatoire botanique national du Bassin parisien, délégation Centre, 41 p.
- Valéry L., Fritz H., Lefeuvre J.-C. & Simberloff D., 2009.** Invasive species can also be native. *Trends in Ecology & Evolution*, **24** :585.
- Valéry L., Fritz H. & Lefeuvre J.-C., 2013.** Another call for the end of invasion biology. *Oikos*, **122** (8) : 1143-1146
- Van Der Maarel E., 1979.** Transformation of cover-abundance value in Phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetation*, **39** (2) : 97-114.
- Van Gernerden B. S., 2004.** Disturbance, diversity and distributions in Central African rain forest. Ph-D. thesis, Wageningen University, 199 p.

- Vanbergen A. J., Espíndola A. & Aizen M. A., 2018.** Risks to pollinators and pollination from invasive alien species. *Nature Ecology Evolution*, **2** :16–25.
- Varray S., Haury J. & Hudin S., 2018.** Manuel de gestion des espèces exotiques envahissantes du bassin Loire-Bretagne. Fédération des Conservatoires d’espaces naturels, 152 p.
- Vidal E., 1998.** Organisation des phytocénoses en milieu insulaire méditerranéen perturbés. Analyse des inters relations entre les colonies de Goéland Leucophé et la végétation des îles de Marseille. Thèse doctorat en Biologie des populations et écosystèmes, Aix-Marseille III, 243 p.
- Vilà M. & Ibáñez I., 2011.** Plant invasions in the landscape. *Landscape Ecology* **26** : 461-472.
- Vitousek P. M., D’antonio C. M., Loope L. L. & Westerbrooks R., 1996.** Biological invasions as global environmental change. *American Scientist*, **84** : 468-478.
- Walden D., VanDam R., Finlayson M., Stors M., Lowry J. & Kritico D., 2004.** A risk Assessment of the tropical wetlands, weed *Mimosa pigra* in northern Australia, supervising Scientist, report 177 p.
- Walsh J. R., Carpenter S. R. & Vander Zanden M. J., 2016.** Invasive species triggers a massive loss of ecosystem services through a trophic cascade. *Proceedings of the National Academy of Science*, **113** :4081–4085.
- Warren D. L. & Seifert S. N., 2011.** Ecological niche modeling in Maxent : the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecological Applications*, **21** (2) :335–342.
- Waterhouse B., 1994.** Discovery of in Northern Queensland, Australia. *Chromolaena odorata. Newsletter*, **9** : 1-12.
- Weber E. & Gut D., 2004.** Assessing the risk of potentially invasive plant species in central Europe. *Journal for Nature Conservation*, **12**(3) : 171-179.
- Weber E. Sun S- G. & Li B., 2008.** Invasive alien plants in China : diversity and ecological insights. *Biological invasions*, **10** :1411-1429.
- White F., 1986.** La végétation de l’Afrique. Mémoire accompagnant la carte de la végétation de l’Afrique. UNESCO/AETFAT/UNSO, ORSTOM-UNESCO, 384 p.

- Williams F., Eschen R., Harris A., Djeddour D., Pratt C., Shaw R. S., Varia S., Lamontagne-Godwin J., Thomas S. E. & Murphy S. T., 2010.** The economic cost of invasive non-native species on Great Britain. CABI report, 1–199.
- Williams N. S., Hahs A. K. & Vesk P. A., 2015.** Urbanization, plants traits and the composition of urban floras. Perspectives in Plant Ecology. *Evolution and Systematics*, **17**(1) :78-86.
- Williamson M., 1996.** Biological invasions. New York : Chapman & Hall, 244 p.
- Wolfe L. M., 2002.** Why alien invaders succeed : support for the escape-from-enemy hypothesis. *American Naturalist*, **160** :705-711.
- Wylie F. R. & Janssen-May S., 2016.** Red Imported Fire Ant in Australia : What if we lose the war? *Ecological Management & Restoration*, **18** (1) :32-44.
- Yian G. C., 2014.** Diversité, Ecologie et Ethnomycologie, des Macromycètes du Parc National du Banco, Côte d'Ivoire. Mémoire de master de l'Université Félix Houphouët-Boigny (Abidjan), Côte d'Ivoire, 46 p.
- Yoka J, Loumeto J. J., Djego J., Vouidibio J. & Epron D., 2013.** Évaluation de la diversité floristique en herbacées des savanes de la cuvette congolaise (République du Congo). *Afrique SCIENCE*, **9** (2) : 110–123.
- You W. H., Han C. M., Fang L. X. & Du D. L., 2016.** Propagule pressure, habitat conditions and clonal integration influence the establishment and growth of an invasive clonal plant, *Alternanthera philoxeroides*. *Frontiers in Plant Science*, **7** : 1–11.

ANNEXES

Annexe : Liste générale des espèces des zones rudérales du Parc National du Banco

Types biologiques : MP : mégaphanérophyte ; mP : mésophanérophyte ; mp : microphanérophyte ; np : nanophanérophyte ; Ch : chaméphyte ; H : hémicryptophyte ; Th : thérophyte ; G : géophyte.

Types phytogéographiques : PaléoT : Paléotropicale ; PanT : Pantropicale ; Aam : Afro-américaine ; GC : Guinéo-congolaise ; GCW : Guinéo-congolaise endémique ouest-africaine ; GCi : Guinéo-congolaise endémique de Côte d'Ivoire ; GC-SZ : transition Guinéo Congolaise et Soudano-Zambésienne ; I : introduite. HG : Haute Guinée : (espèces endémiques des forêts de la Haute Guinée).

Liste Rouge de l'UICN (2018) et d'Aké-Assi (1998) : VU : Espèce vulnérable ; AA = plantes rares, devenues rares et en voie d'extinction ou ne se rencontrant qu'exceptionnellement.

La nomenclature des espèces suit la classification **APG IV (2016)**

N°	Espèces	Familles	Type biologiques	Type morphologiques	Phytochorie	UICN (2018)	AA (1998)	H G
1	<i>Acacia mangium</i> Willd.	Fabaceae	mP	arbre	I			
2	<i>Acacia pentagona</i> (Schumach. & Tonn.) Hook.f.	Fabaceae	mP	liane	panT			
3	<i>Acalypha brachystachya</i> Hornem	Euphorbiaceae	Th	herbe	panT			
4	<i>Acalypha crenata</i> Hochst, ex A. Rich	Euphorbiaceae	Th	herbe	panT			
5	<i>Acalypha segetalis</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae	Th	herbe	GC-SZ			
6	<i>Acroceras amplexans</i> Stapf	Poaceae	np	abrisseau	GC-SZ			
7	<i>Acroceras gabunense</i> (Hack.) Clayton	Poaceae	Ch	herbe	GC			
8	<i>Acroceras zizanooides</i> (Kunth) Dandy	Poaceae	Ch	herbe	GC-SZ			

9	<i>Adenia gracilis</i> Harms	Passifloraceae	mP	liane	AT	
10	<i>Adenia lobata</i> (Jacq.) Engl.	Passifloraceae	mp	liane	GC	
11	<i>Adenia mannii</i> (Mast.) Engl.	Passifloraceae	np	liane	GC	
12	<i>Aframomum sceptrum</i> (Oliv. & Hanb.) K. Schum.	Zingiberaceae	G	herbe	GC-SZ	
13	<i>Afrobrunnichia erecta</i> (Asch.) Hutch. & Dalziel	Polygonaceae	mp	liane	GC	
14	<i>Afzellia bella</i> Harms var. <i>gracillor</i> Keay	Fabaceae	mP	arbre	GCW	
15	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	Compositae	Th	herbe	panT	
16	<i>Albertisia cordifolia</i> (Mangenot & Miège) Forman	Mennispermaceae	np	liane	GCi	HG
17	<i>Albizia adianthifolia</i> (Schum.) W. F. Wright	Fabaceae	mP	arbre	GC	
18	<i>Albizia zygia</i> (DC.) J. F. Macbr.	Fabaceae	mP	arbre	GC-SZ	
19	<i>Alchornea cordifolia</i> (Schum. & Thonn.) Müll. Arg.	Euphorbiaceae	mP	liane	GC-SZ	
20	<i>Alstonia congensis</i> Engl.	Apocynaceae	mP	arbre	GC	
21	<i>Alternanthera brasiliensis</i> (L.) Kuntze	Amaranthaceae	Ch	herbe	Aam	
22	<i>Alternanthera sessilis</i> (L.) DC.	Amaranthaceae	Ch	herbe	GC-SZ	
23	<i>Amaranthus spinosus</i> L.	Amaranthaceae	Th	herbe	GC-SZ	
24	<i>Amaranthus viridis</i> L.	Amaranthaceae	Th	herbe	GC-SZ	
25	<i>Ananas comosus</i> L.	Bromeliaceae	H	herbe	I	
26	<i>Androsiphonia adenostegia</i> Stapf	Passifloraceae	mp	arbuste	GCW	HG
27	<i>Aneilema beniniense</i> (P. Beauv.) Kunth	Commelinaceae	Ch	herbe	GC	
28	<i>Angylocalyx oligophyllus</i> (Bak.) Bak.	Fabaceae	np	abrisseau	GC	

29	<i>Anthocleista djalonensis</i> A. Chev.	Gentianaceae	mP	arbre	AT	
30	<i>Anthonotha macrophylla</i> Pal. Beauv.	Fabaceae	mp	arbuste	GC	
31	<i>Antiaris toxicaria</i> Lesch. var. <i>africana</i> Engl.	Moraceae	mP	arbre	GC	
32	<i>Antidesma membranaceum</i> Müll. Arg.	Phyllanthaceae	mp	arbuste	GC-SZ	
33	<i>Aporrhiza urophylla</i> Gilg	Sapindaceae	mp	arbuste	GC	
34	<i>Asplenium emarginatum</i> P. Beauv.	Aspleniaceae	H	herbe	GC	
35	<i>Asystasia gangetica</i> (L.) T. Anders.	Acanthaceae	np	abrisseau	Aam	
36	<i>Bambus vulgaris</i> Schrad. ex Mendel	Poaceae	H	herbe	panT	
37	<i>Baphia bancoensis</i> Aubrév.	Fabaceae	mp	arbuste	GCi	
38	<i>Baphia nitida</i> Lodd.	Fabaceae	mp	arbuste	GC	
39	<i>Baphia pubescens</i> Hook.f.	Fabaceae	mp	arbuste	GC	
40	<i>Berlinia confusa</i> Hoyle	Fabaceae	mP	arbre	GC	
41	<i>Berlinia grandiflora</i> (Vahl) Hutch. & Dalz. var. <i>grandiflora</i>	Fabaceae	mP	arbre	GC-SZ	
42	<i>Bertiera breviflora</i> Hiern	Rubiaceae	np	abrisseau	GC	
43	<i>Blighia sapida</i> Koenig	Sapindaceae	mP	arbre	GC-SZ	
44	<i>Blighia unijugata</i> Bak.	Sapindaceae	mP	arbre	GC	
45	<i>Breynia disticha</i> J. R. & G. Forst	Phyllanthaceae	np	abrisseau	paléoT	
46	<i>Bridelia micrantha</i> (Hochst.) Baill.	Euphorbiaceae	mP	arbuste	GC	
47	<i>Buxus acutata</i> Friis	Buxaceae	np	abrisseau	GC	RDR/VE
48	<i>Byrsocarpus coccineus</i> Thonn. ex Schumach.	Connaraceae	mp	liane	GC	

49	<i>Caladium bicolor</i> (Ait.) Vent.	Araceae	G	herbe	I	
50	<i>Caloncoba echinata</i> (Oliv.) Gilg	Flacourtiaceae	mp	arbuste	GCW	
51	<i>Calpocalyx brevibracteatus</i> Harms	Fabaceae	mP	arbre	GC	HG
52	<i>Calycobolus africanus</i> (G. Don) Heine	Convolvulaceae	mP	liane	GC	
53	<i>Calycobolus heudelotii</i> (Bak. ex Oliv.) Heine	Convolvulaceae	mP	liane	GC	
54	<i>Canna indica</i> L.	Cannaceae	H	herbe	Aam	
55	<i>Carapa procera</i> DC. De Wilde	Meliaceae	mp	arbuste	GC-SZ	
56	<i>Carica papaya</i> L.	Caricaceae	mp	arbuste	GC	
57	<i>Carpolobia lutea</i> G. Don	Polygalaceae	np	abrisseau	GC	
58	<i>Cassia siamea</i> Lam.	Fabaceae	mp	arbuste	I	
59	<i>Cathormion altissimum</i> (Hook.f.) Hutch. & Dandy A	Fabaceae	mp	arbuste	GC	
60	<i>Cecropia peltata</i> L.	Moraceae	mp	arbuste	paléoT	
61	<i>Cedrela toona</i> Rox.ex Wild	Meliaceae	mp	arbuste	I	
62	<i>Celosia leptostachya</i> Benth.	Amaranthaceae	Th	herbe	GC	
63	<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb.	Apiaceae	Ch	herbe	GC-SZ	
64	<i>Centotheca lappacea</i> (L.) Desv.	Poaceae	Th	herbe	GC	
65	<i>Centrosema pubescens</i> Benth.	Fabaceae	Ch	herbe	Aam	
66	<i>Chassalia afzelii</i> (Hiern) K. Schum.	Rubiaceae	mp	arbuste	GCW	
67	<i>Chassalia corallifera</i> (A. Chev. ex De Wild.) Hepper	Rubiaceae	np	abrisseau	GCW	HG
68	<i>Chassalia kolly</i> (Schumach.) Hepper	Rubiaceae	np	abrisseau	GCW	
69	<i>Chidlowia sanguinea</i> Hoyle	Fabaceae	Th	herbe	GC	
70	<i>Chloris pilosa</i> Schumach.	Poaceae	Th	herbe	GC-SZ	

71	<i>Chlorophytum macrophyllum</i> (A. Rich.) Asch.	Asparagaceae	H	herbe	GC-SZ	
72	<i>Chromolaena odorata</i> (L.) R. King & H. Robinson	Compositae	np	abrisseau	panT	
73	<i>Chrysophyllum albidum</i> G. Don	Sapotaceae	mp	arbuste	GC-SZ	
74	<i>Chytranthus carneus</i> Radlk.	Sapindaceae	mp	arbuste	GC	
75	<i>Chytranthus setosus</i> Radlk.	Sapindaceae	np	arbuste	GC	
76	<i>Cissus aralioides</i> (Welw. ex Bak.) Planch.	Vitaceae	mp	liane	GC-SZ	
77	<i>Citrus limon</i> (L.) Burm. f.	Rutaceae	mp	arbuste	I	
78	<i>Cleistopholis patens</i> (Benth.) Engl. & Diels	Annonaceae	mP	arbre	GC	
79	<i>Clerodendrum silvanum</i> Henriq. var. <i>buchholzii</i> (Gürke) Verdc.	Lamiaceae	np	abrisseau	GC	
80	<i>Coccinia keayana</i> R. Fern.	Cucurbitaceae	mp	liane	GCW	
81	<i>Coelocaryon oxycarpum</i> Stapf.	Myristicaceae	mP	arbre	GCW	HG
82	<i>Cola caricaefolia</i> (G. Don) K. Schum.	Malvaceae	mp	arbuste	GCW	HC
83	<i>Cola cordifolia</i> (Cav.) R.Br.	Malvaceae	mP	arbre	GC-SZ	HG
84	<i>Cola heterophylla</i> (P. Beauv.) Schott et Endl.	Malvaceae	mp	arbuste	GC	RDR/VE
85	<i>Cola millenii</i> K. Schum.	Malvaceae	mp	arbuste	GC	RDR/VE
86	<i>Cola nitida</i> (Vent.) Schott & Endl.	Malvaceae	mP	arbre	GCW	
87	<i>Colocasia esculenta</i> (L.) Schott	Araceae	H	herbe	GC	
88	<i>Combretum comosum</i> G. Don	Combretaceae	mP	liane	GCW	
89	<i>Combretum dolichopetalum</i> Engl. & Diels	Combretaceae	mP	liane	GC	
90	<i>Combretum grandiflorum</i> G. Don	Combretaceae	mp	liane	GCW	

91	<i>Commelina benghalensis</i> L. var. <i>benghalensis</i>	Commelinaceae	Ch	herbe	GC-SZ		
92	<i>Commelina diffusa</i> Burm.f. subsp. <i>diffusa</i>	Commelinaceae	np	abrisseau	GC-SZ		
93	<i>Commelina schweinfurthii</i> C.B. Clarke	Commelinaceae	np	abrisseau	GC-SZ		
94	<i>Commelina thomasi</i> Hutch.	Commelinaceae	np	abrisseau	GC		
95	<i>Copaifera salikounda</i> Heckel	Fabaceae	mP	arbre	GCW	VU	HG
96	<i>Costus afer</i> Ker-Gawl.	Costaceae	G	herbe	I		
97	<i>Costus dubius</i> (Afzel.) K. Schum.	Costaceae	G	herbe	GC-SZ		
98	<i>Croton hirtus</i> L'Hérit.	Euphorbiaceae	np	abrisseau	Aam		
99	<i>Crotonogyne chevalieri</i> (Beille) Keay	Euphorbiaceae	np	abrisseau	GCW		
100	<i>Cyathula prostrata</i> (L.) Blume	Amaranthaceae	np	herbe	panT		
101	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	Poaceae	Ch	herbe	GC-SZ		
102	<i>Cyperus diformis</i> L.	Cyperaceae	Th	herbe	GC-SZ		
103	<i>Cyperus laxus</i> Lam. subsp. <i>buchholzii</i> (Boeck.) Lye	Cyperaceae	H	herbe	GC		
104	<i>Cyperus rotundus</i> L.	Cyperaceae	G	herbe	GC-SZ		
105	<i>Cyperus sphacelatus</i> Rottb.	Cyperaceae	H	herbe	GC-SZ		
106	<i>Dacryodes klaineana</i> (Pierre) H.J. Lam,	Burseraceae	mP	arbre	GC		
107	<i>Dalbergia oblongifolia</i> G. Don	Fabaceae	mp	liane	GCW		
108	<i>Decorsella paradoxa</i> A. Chev.	Violaceae	mp	arbuste	GCW		
109	<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC. var. <i>adscendens</i>	Fabaceae	Ch	herbe	GC		
110	<i>Desmodium triflorum</i> (L.) DC.	Fabaceae	Ch	herbe	GC		

111	<i>Desplatsia chrysochlamys</i> (Mildbr. & Burret) Mildbr. & Burret)	Malvaceae	mp	herbe	GC	
112	<i>Dialium dinklagei</i> Harms	Fabaceae	mp	arbuste	GC	
113	<i>Dieffenbachia picta</i> Schott	Araceae	np	abrisseau	panT	
114	<i>Digitaria horizontalis</i> Willd.	Poaceae	Th	herbe	GC-SZ	
115	<i>Digitaria longiflora</i> (Retz.) Pers.	Poaceae	Th	herbe	GC-SZ	
116	<i>Diodia rubricosa</i> Hiern	Rubiaceae	Ch	herbe	GC	
117	<i>Dioscorea smilacifolia</i> De Wild.	Dioscoreaceae	G	herbe	panT	
118	<i>Diospyros cooperi</i> (Hutch. & Dalz.) F. White	Ebenaceae	mp	arbuste	GCW	HG
119	<i>Diospyros sanza-minika</i> A. Chev.	Ebenaceae	mp	arbuste	GC	
120	<i>Diospyros soubreana</i> White	Ebenaceae	np	abrisseau	GC	
121	<i>Discoglyprena caloneura</i> (Pax) Prain	Euphorbiaceae	mP	arbre	GC	
122	<i>Echinochloa colona</i> (L.) Link.	Poaceae	Th	herbe	GC-SZ	
123	<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.	Arecaceae	mP	arbre	panT	
124	<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	Poaceae	H	herbe	panT	
125	<i>Elytraria maritima</i> J. K.Morton	Acanthaceae	Ch	herbe	GC	HG
126	<i>Emilia coccinea</i> (Sims) G. Don	Compositae	Th	herbe	GC	
127	<i>Eragrostis pilosa</i> (L.) P. Beauv.	Poaceae	Th	herbe	GC-SZ	
128	<i>Eragrostis tenella</i> (L.) Roem. & Schult. var. <i>tenella</i>	Poaceae	Th	herbe	GC-SZ	
129	<i>Eryngium foetidum</i> L.	Apiaceae	H	herbe	GC	
130	<i>Erythrococca anomala</i> (Juss. ex Poir.) Prain	Euphorbiaceae	np	abrisseau	GC	
131	<i>Euadenia trifoliolata</i> (Schumach. & Thonn.) Oliv.	Capparaceae	mp	arbuste	GC	

132	<i>Eugenia gabonensis</i> Amsh.	Myrtaceae	np	abrisseau	GC	
133	<i>Eugenia malaccensis</i> L.	Myrtaceae	mp	arbuste	I	
134	<i>Euphorbia glaucophylla</i> Poir.	Euphorbiaceae	Ch	herbe	GC	
135	<i>Euphorbia heterophylla</i> L.	Euphorbiaceae	Th	herbe	paléoT	
136	<i>Euphorbia hirta</i> L.	Euphorbiaceae	Ch	herbe	GC	
137	<i>Euphorbia prostrata</i> Ait.	Euphorbiaceae	Ch	herbe	GC-SZ	
138	<i>Ficus exasperata</i> Vahl	Moraceae	mp	arbuste	GC	
139	<i>Ficus sur</i> Forssk.	Moraceae	mp	arbuste	I	
140	<i>Ficus vogeliana</i> (Miq.) Miq.	Moraceae	mp	arbuste	GC	
141	<i>Fleurya aestuans</i> (L.) Gaudich.	Urticaceae	Th	herbe	GC	
142	<i>Gmelina arborea</i> Roxb.	Verbenaceae	mp	arbuste	I	
143	<i>Gomphrena celosioides</i> Mart.	Amaranthaceae	Ch	herbe	GC-SZ	
144	<i>Griffonia simplicifolia</i> (Vahl ex DC.) Baill.	Fabaceae	mp	liane	GC	
145	<i>Hannoa klaineana</i> Pierre et Engl.	Simaroubaceae	mP	arbre	GC	
146	<i>Heterotis rotundifolia</i> (Smith) Jac. Fél.	Melastomataceae	Ch	herbe	GC	
147	<i>Hopea odorata</i> Roxb.	Dipterocarpaceae	MP	arbre	paléoT	
148	<i>Ipomoea batatas</i> (L.) Lam	Convolvulaceae	mp	liane	I	
149	<i>Ipomoea involucrata</i> P. Beauv.	Convolvulaceae	Th	herbe	GC-SZ	
150	<i>Ipomoea mauritiana</i> Jacq.	Convolvulaceae	mP	liane	panT	
151	<i>Ipomoea triloba</i> L.	Convolvulaceae	Th	herbe	panT	
152	<i>Justicia insularis</i> T. Anders.	Acanthaceae	np	abrisseau	GC-SZ	
153	<i>Justicia laxa</i> T. Andres.	Acanthaceae	np	abrisseau	GC	
154	<i>Justicia tenella</i> (Nees) T. Anders.	Acanthaceae	Ch	herbe	GC-SZ	VU
155	<i>Khaya ivorensis</i> A. Chev.	Meliaceae	mP	arbre	GC	

156	<i>Killinga bulbosa</i> P. Beauv	Cyperaceae	G	herbe	I	
157	<i>Kyllinga erecta</i> Schumach. var <i>erecta</i>	Cyperaceae	G	herbe	GC-SZ	
158	<i>Kyllinga pumula</i> Michx.	Cyperaceae	H	herbe	GC-SZ	
159	<i>Lagenaria guineensis</i> (G. Don.) Jeffrey	Cucurbitaceae	mP	liane	GCW	RDR/VE
160	<i>Lannea nigritana</i> (Sc. Elliot) Keay var. <i>nigritana</i>	Anacardiaceae	mp	arbuste	GC-SZ	
161	<i>Lantana camara</i> L. var. <i>camara</i>	Verbenaceae	np	abrisseau	Aam	
162	<i>Laportea aestuans</i> (L.) Chew	Urticaceae	Th	herbe	GC	
163	<i>Lecaniodiscus cupanioides</i> Planch.	Sapindaceae	mp	arbuste	AT	
164	<i>Leea guineensis</i> G. Don	Vitaceae	mp	arbuste	GC-SZ	
165	<i>Leptaulus daphnoides</i> Benth.	Cardiopteridaceae	mp	herbe	GC	
166	<i>Leptoderris miegei</i> Aké-Assi & Mangenot	Fabaceae	mp	liane	GCi	
167	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) De Wilt	Fabaceae	mp	arbuste	I	
168	<i>Lomariopsis guineensis</i> (Underw.) Alston	Lomariopsidaceae	G	herbe	GC	RDR/VE
169	<i>Macaranga beillei</i> Prain	Euphorbiaceae	mp	liane	GCi	
170	<i>Maesobotrya barteri</i> var. <i>sparsiflora</i> (Sc. Elliot) Keay	Phyllanthaceae	mp	arbuste	GCW	
171	<i>Mallotus oppositifolius</i> (Geisel.) Müll. Arg.	Euphorbiaceae	mp	arbuste	GC-SZ	
172	<i>Mangifera indica</i> L.	Anacardiaceae	mP	arbre	I	
173	<i>Manihot esculenta</i> Crantz	Euphorbiaceae	mp	arbuste	I	
174	<i>Maranthes glabra</i> (Oliv.) France	Chrysobalanaceae	mP	arbre	GC	
175	<i>Mariscus cylindristachyus</i> Steud.	Cyperaceae	H	herbe	GC-SZ	

176	<i>Mariscus flabelliformis</i> Kunth var. <i>aximensis</i> (C. B. Clarke) S. S. Hooper	Cyperaceae	H	herbe	GC-SZ			
177	<i>Microdesmis keayana</i> Léonard	Pandaceae	mP	arbre	GC			
178	<i>Mikania cordata</i> (Brum. f.) B. L. Robinson	Compositae	mP	liane	GC		RDR/VE	
179	<i>Milicia excelsa</i> (Welw.) Berg	Moraceae	mP	arbre	AT	VU	RDR/VE	HG
180	<i>Milicia regia</i> (A. Chev.) Berg	Moraceae	mP	arbre	GCW			
181	<i>Millettia lanne-poolei</i> Dunn	Fabaceae	mp	arbuste	GCW			
182	<i>Mimosa invisa</i> Mart. ex Colla	Fabaceae	np	liane	panT			
183	<i>Mimosa pigra</i> L.	Fabaceae	np	herbe	GC-SZ			
184	<i>Mimosa pudica</i> L.	Fabaceae	np	herbe	GC			
185	<i>Momordica charantia</i> L.	Curcubitaceae	Th	herbe	GC			
186	<i>Monodora myristica</i> (Gaerth.) Dunal	Annonaceae	mP	arbre	GC			
187	<i>Monodora tenuifolia</i> Benth.	Annonaceae	mp	arbuste	GC			
188	<i>Musa paradisiaca</i> L.	Musaceae	G	herbe	I			
189	<i>Musa sapientum</i> L.	Musaceae	G	herbe	I			
190	<i>Musanga cecropioides</i> R. Br.	Urticaceae	mP	arbre	GC-SZ			HG
191	<i>Mussaenda chippii</i> Wernham	Rubiaceae	mp	liane	GCW			
192	<i>Mussaenda tristigmatica</i> H. A. Cummins	Rubiaceae	mp	liane	GCW			
193	<i>Myrianthus libericus</i> Rendle	Moraceae	mp	arbuste	GCW			
194	<i>Napoleonaea vogelii</i> Hook. & Planch.	Lecythidaceae	mp	arbuste	GC			
195	<i>Nauclea latifolia</i> Sm.	Rubiaceae	mp	liane	GC-SZ			
196	<i>Nephrolepis biserata</i> (Sw.) Schott	Oleandraceae	H	herbe	panT			

197	<i>Neuropeltis prevosteoides</i> Mangenot	Convolvulaceae	mP	liane	GCW		
198	<i>Newbouldia laevis</i> (P. Beauv.) seem. ex Bureau	Bignoniaceae	mp	arbuste	GC		
199	<i>Ocimum americanum</i> L. var <i>americanum</i>	Lamiaceae	np	abrisseau	GC-SZ	RDR/VE	HG
200	<i>Octoknema borealis</i> Hutch. & Dalz.	Olacaceae	mp	arbuste	GCW	RDR/VE	
201	<i>Okoubaka aubrevillei</i> Pellegr. & Normand var. <i>aubrevillei</i>	Santalaceae	mP	arbre	GCW		
202	<i>Oldenlandia affinis</i> (Roem. & Schult.) DC.	Rubiaceae	Th	herbe	GC		
203	<i>Oldenlandia chevalieri</i> Bremek.	Rubiaceae	np	abrisseau	GCW		
204	<i>Oldenlandia corymbosa</i> L. var. <i>corymbosa</i>	Rubiaceae	Ch	herbe	GC-SZ		
205	<i>Oplismenus burmanii</i> (Retz.) P. Beauv.	Poaceae	Ch	herbe	panT		
206	<i>Oplismenus hirtellus</i> (L.) P. Beauv.	Poaceae	Ch	herbe	GC		
207	<i>Ouratea affinis</i> (Hook.f.) Engl.	Ochnaceae	np	abrisseau	GC		
208	<i>Ouratea reticulata</i> (P.Beauv.) Engl.var. <i>reticulata</i>	Ochnaceae	np	abrisseau	GC		
209	<i>Oxyanthus subpunctatus</i> (Hiern) Keay	Rubiaceae	np	abrisseau	GC		
210	<i>Palisota hirsuta</i> (Thun.) Schum ex Engl.	Commelinaceae	G	herbe	GC		
211	<i>Panicum brevifolium</i> L.	Poaceae	G	herbe	paléoT		
212	<i>Panicum laxum</i> Sw.	Poaceae	H	herbe	Aam		
213	<i>Panicum maximum</i> Jacq.	Poaceae	H	herbe	panT		
214	<i>Panicum parvifolium</i> Lam.	Poaceae	Ch	herbe	GC-SZ		
215	<i>Panicum repens</i> L.	Poaceae	G	herbe	GC-SZ		

216	<i>Panicum subalbidum</i> Kunth	Poaceae	Th	herbe	GC-SZ
217	<i>Paspalum conjugatum</i> P. J. Bergius	Poaceae	Sto	herbe	GC
218	<i>Paspalum scobiculatum</i> L. var. <i>scrobiculatum</i>	Poaceae	H	herbe	GC-SZ
219	<i>Passiflora edulis</i> Sim	Passifloraceae	np	liane	I
220	<i>Pavetta corymbosa</i> (DC.) F. N. Willams var. <i>corymbosa</i>	Rubiaceae	mp	arbuste	GC-SZ
221	<i>Pavetta ixorifolia</i> Bremek.	Rubiaceae	np	abrisseau	GC
222	<i>Penianthus patulinervis</i> Hutch. & Dalz.	Menispermaceae	np	abrisseau	GC
223	<i>Pentaclethra macrophylla</i> Benth.	Fabaceae	mp	arbuste	GC
224	<i>Persea americana</i> L.	Lauraceae	mp	arbuste	I
225	<i>phaulopsis angola</i> S.Moore	Acanthaceae	Th	herbe	GC
226	<i>Phaulopsis barberi</i> (T. Anders.) Lindau	Acanthaceae	np	abrisseau	GC-SZ
227	<i>Phaulopsis ciliata</i> (Willd) Hepper	Acanthaceae	np	abrisseau	GC-SZ
228	<i>Phyllanthus amarus</i> Schum. & Thonn.	Euphorbiaceae	np	abrisseau	GC
229	<i>Phyllanthus muellerianus</i> (O. Ktze.) Exell	Phyllanthaceae	mP	liane	GC-SZ
230	<i>Physalis angulata</i> L.	Solanaceae	Th	herbe	GC-SZ
231	<i>Piper guineense</i> Schum. & Thonn.	Piperaceae	mP	liane	GC
232	<i>Platostoma africanum</i> P. Beauv.	Lamiaceae	Th	herbe	GC
233	<i>Porophyllum ruderale</i> (Jacq.) Cass	Compositae	np	abrisseau	GC-SZ
234	<i>Pseudospondias microcarpa</i> (A. Rich.) Engl.	Anacardiaceae	mp	arbuste	GC-SZ

235	<i>Psidium guajava</i> L.	Myrtaceae	mp	arbuste	I
236	<i>Psychotria brachyantha</i> Hiern	Rubiaceae	np	abrisseau	GC
237	<i>Psychotria calceata</i> E. M. A. Petit	Rubiaceae	np	abrisseau	GC
238	<i>Psychotria vogeliana</i> Benth.	Rubiaceae	np	abrisseau	GC-SZ
239	<i>Psydrax subcordata</i> (DC.) Bridson	Rubiaceae	mp	arbuste	GC
240	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	Dennstaedtiaceae	G	herbe	GC
241	<i>Pteris atrovirens</i> Willd.	Adiantaceae	H	herbe	GC
242	<i>Pteris burtoni</i> Bak.	Pteridaceae	H	herbe	GC
243	<i>Ptychopetalum anceps</i> Oliv.	Olacaceae	np	abrisseau	GC
244	<i>Pueraria phaseoloides</i> (Roxb.) Benth.	Fabaceae	mP	liane	Aam
245	<i>Pycnanthus angolensis</i> (Welw.) Warb.	Myristicaceae	mP	arbre	GC
246	<i>Rauvolfia mannii</i> Stapf	Apocynaceae	np	abrisseau	GC
247	<i>Rauvolfia vomitoria</i> Afzel.	Apocynaceae	mp	arbuste	GC-SZ
248	<i>Rhaphiostylis cordifolia</i> Hutch. & DaIz.	Icacinaceae	mp	liane	GCW
249	<i>Rhytachne triaristata</i> (Steud.) Stapf	Poaceae	Th	herbe	GC-SZ
250	<i>Rinorea angustifolia</i> var <i>ardisiiflora</i>	Violaceae	np	abrisseau	GC
251	<i>Rinorea brachypetala</i> (Turez.) O. Ktze.	Violaceae	np	abrisseau	GCW
252	<i>Rinorea subintegrifolia</i> (P. Beauv.) O. Ktze.	Violaceae	np	abrisseau	GCW
253	<i>Rothmannia hispida</i> (K. Schum.) Fagerl.	Rubiaceae	mp	arbuste	GC

254	<i>Sabicea cordata</i> Hutch. & Dalziel	Rubiaceae	np	liane	GCW	HG
255	<i>Sabicea discolor</i> Stapf	Rubiaceae	mp	liane	GCW	
256	<i>Salacia columna</i> var. <i>akeassii</i> N. Hall	Celastraceae	mp	liane	GCi	
257	<i>Sarcophrynium brachystachyum</i> (Benth.) K. Schum.	Marantaceae	np	abrisseau	GC	
258	<i>Scleria boivinii</i> Steud.	Cyperaceae	G	herbe	GC	
259	<i>Scoparia dulcis</i> L.	Plantaginaceae	np	abrisseau	GC-SZ	
260	<i>Setaria chevalieri</i> Stapf	Poaceae	H	herbe	GC	
261	<i>Sida acuta</i> Brum. f.	Malvaceae	np	abrisseau	panT	
262	<i>Sida garckeana</i> Polak.	Malvaceae	np	abrisseau	GC	
263	<i>Sida pilosa</i> Retz.	Malvaceae	Ch	herbe	GC	
264	<i>Solanecio biafrae</i> (Oliv. & Hiern) C. Jeffrey	Compositae	mP	liane	GC	
265	<i>Solanum erianthum</i> D. Don	Solanaceae	mp	arbuste	panT	
266	<i>Solanum lycopersicum</i> L. (Dunal) Voss	Solanaceae	Th	herbe	GC	
267	<i>Solanum nigrum</i> L.	Solanaceae	np	abrisseau	GC-SZ	
268	<i>Solanum rugosum</i> Dunal	Solanaceae	np	abrisseau	panT	
269	<i>Solanum torvum</i> Sw.	Solanaceae	np	abrisseau	panT	
270	<i>Solenostemon monostachyus</i> (P. Beauv.) Briq.	Lamiaceae	Th	herbe	AT	
271	<i>Sphenocentrum jollyanum</i> Pierre	Menispermaceae	np	abrisseau	GC	
272	<i>Sporobolus pyramidalis</i> P. Beauv.	Poaceae	H	herbe	GC-SZ	HG
273	<i>Stachytarpheta cayennensis</i> (L.C. Rich.) Vahl	Verbenaceae	np	abrisseau	GC	
274	<i>Stenotaphrum secundatum</i> (Walter) Kuntze	Poaceae	Sto	herbe	panT	

275	<i>Sterculia tragacantha</i> Lindl.	Malvaceae	mp	arbuste	GC	
276	<i>Streptogyna crinita</i> P. Beauv.	Poaceae	G	herbe	AT	
277	<i>Strombosia pustulata</i> Oliv. var. <i>pustulata</i>	Olacaceae	mp	arbuste	GC	HG
278	<i>Strychnos splendens</i> Gilg	Loganiaceae	mp	liane	GC	
279	<i>Synedrella nodiflora</i> Gaertn.	Compositae	Th	herbe	panT	
280	<i>Syngonium podophyllum</i> Schott	Araceae	Th	herbe	panT	
281	<i>Talinum triangulare</i> (Jacq.) Willd.	Portulacaceae	np	abrisseau	GC	
282	<i>Tetrapleura tetraptera</i> (Schum. & Thonn.) Taub.	Fabaceae	mp	arbuste	GC	
283	<i>Tetrochidium didymostemon</i> (Baill.) Pax & K. Hoffm.	Euphorbiaceae	mp	arbuste	GC	
284	<i>Thaumatococcus daniellii</i> (Bennet) Benth.	Marantaceae	G	herbe	GC	
285	<i>Thunbergia grandiflora</i> (Roxb. ex Rottl) Roxb.	Acanthaceae	mp	liane	I	
286	<i>Tiliacora dinklagei</i> Engl.	Menispermaceae	mP	liane	GCW	
287	<i>Tithonia diversifolia</i> A. Gray	Compositae	np	arbuste	panT	
288	<i>Torenia thouarsii</i> (Cham. & Schlttdl.) Kuntze	Linderniaceae	Ch	herbe	GC-SZ	
289	<i>Tricalysia discolor</i> Brenan	Rubiaceae	mp	arbuste	GCW	
290	<i>Tricalysia macrophylla</i> K. Schum	Rubiaceae	mp	arbuste	GC	
291	<i>Trichilia monadelpha</i> (Thonn.) De Wilde	Meliaceae	mp	arbuste	GC	
292	<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.	Malvaceae	np	abrisseau	panT	
293	<i>Turnera ulmifolia</i> L.	Passifloraceae	Th	herbe	panT	VU
294	<i>Turraeanthus africanus</i> (Welw. Ex C.DC.) Pellegr.	Meliaceae	mp	arbuste	GC	

295	<i>Uraria picta</i> (Jacq.) DC.	Fabaceae	np	abrisseau	GC-SZ	
296	<i>Urera oblongifolia</i> Benth.	Urticaceae	mP	liane	GCW	
297	<i>Vernonia conferta</i> Benth.	Compositae	mp	arbuste	GC	
298	<i>Vismia guineensis</i> (L.) Choisy	Clusiaceae	mp	arbuste	GC	
299	<i>Vitex grandifolia</i> Gürke	Lamiaceae	np	abrisseau	GC	
300	<i>Xanthosoma mafaffa</i> Schott	Araceae	H	herbe	I	
301	<i>Xylopia parviflora</i> (A. Rich.) Benth.	Annonaceae	mp	arbuste	GC-SZ	HG
302	<i>Xylopia villosa</i> Chipp	Annonaceae	mp	arbuste	GC	
303	<i>Zea mays</i> L.	Poaceae	Th	herbe	GC-SZ	
304	<i>Zingiber officinale</i> Rosc.	Zingiberaceae	G	herbe	I	

SECTION IV

**THESIS 3 SUPPORTED : PERCEPTION D'UNE ESPECE VEGETALE EXOTIQUE
ENVAHISSANTE, *Lantana camara* L (VERBENACEAE), IMPACTS SUR LA FLORE ET
LE SOL ET MODELISATION DE LA DISTRIBUTIO SPATIALE EN COTE D'IVOIRE**

PAGNY FRANCK PLACIDE JUNIOR

PERCEPTION OF AN INVASIVE ALIEN PLANT SPECIES, *Lantana camara* L. (VERBENACEAE),
IMPACTS ON FLORA AND SOIL AND MODELLING OF SPATIAL DISTRIBUTION IN CÔTE
D'IVOIRE

ACADEMIC YEAR 2020-2021

SCIENTIFIC DIRECTOR : TIEBRE MARIE-SOLANGE

22 MAY 2021

pagnyfranckplacide@yahoo.com



RÉPUBLIQUE DE CÔTE D'IVOIRE
Union-Discipline-Travail

Ministère de l'Enseignement supérieur
et de la Recherche Scientifique



Laboratoire des Milieux
naturels et Conservation
de la Biodiversité

Année Universitaire
2020-2021

THÈSE

Présentée pour l'obtention du titre de Docteur
de l'Université Félix HOUPHOUËT-BOIGNY

Spécialité : Systématique, Écologie et Biodiversité Végétales

Option : Invasions biologiques

Numéro d'ordre

PAGNY Franck Placide Junior

PERCEPTION D'UNE ESPÈCE VÉGÉTALE

EXOTIQUE ENVAHISSANTE, *Lantana camara* L.

(VERBENACEAE), IMPACTS SUR LA FLORE ET LE

SOL ET MODÉLISATION DE LA DISTRIBUTION

SPATIALE EN CÔTE D'IVOIRE

Soutenue publiquement
Le,

Commission du jury

M. N'GUESSAN Kouakou Edouard	Professeur Titulaire	UFHB	Président
Mme TIÉBRÉ Marie-Solange	Professeur Titulaire	UFHB	Directeur
M. KOUADIO Konan-Kan Hippolyte	Maître de Conférences	UFHB	Rapporteur
M. BARIMA Yao Sadaïou Sabas	Maître de Conférences	UJLoG	Rapporteur
M. BORAUD N'Takpé Kama Maxime	Professeur Titulaire	UFHB	Examineur

DÉDICACE

Je dédie ce travail à :

À MA FAMILLE

AVANT-PROPOS ET REMERCIEMENTS

Cette thèse a été réalisée au sein du Laboratoire des Milieux naturels et Conservation de la Biodiversité. Elle s'inscrit dans le cadre du suivi des Espèces Exotiques Envahissantes (EEE) en Côte d'Ivoire. Elle a bénéficié d'un soutien financier du Centre d'Excellence Africain sur le Changement Climatique, la Biodiversité et l'Agriculture Durable (CEA-CCBAD). L'étude a été menée sous la direction du Professeur TIÉBRÉ Marie-Solange Épouse RENSONNET, Directrice du Laboratoire des Systématiques, Herbiers et Musée Botanique de l'UFR Biosciences de l'Université Félix Houphouët-Boigny et Directrice-Adjointe du Centre National de Floristique.

Les années 1980-1990 ont vu émerger dans la Sous-région Ouest Africaine de nouveaux problèmes dans les écosystèmes aquatiques et terrestres ; tels que : les invasions biologiques. Les espèces incriminées étaient alors *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, *Pistia stratiotes* L. etc. Outre ces espèces connues, d'autres sont apparues et ont proliféré dans divers écosystèmes. C'est le cas de *L. camara* L. (Verbenaceae), une espèce végétale exotique envahissante observée dans les cocoteraies du Sud-Est de la Côte d'Ivoire. Au regard des impacts négatifs avérés de l'espèce au plan mondial, le Directeur du Laboratoire des Milieux naturels et Conservation de la Biodiversité a jugé nécessaire et urgent d'initier une thèse en vue d'évaluer la perception de cette espèce, ses impacts sur la flore et le sol mais aussi sa distribution actuelle et future. L'idée centrale a été donc d'approfondir les connaissances sur *L. camara* pour une gestion durable de la biodiversité.

Une thèse est le résultat de nombreuses interactions au sein d'une communauté de personnes à qui nous voudrions exprimer notre reconnaissance.

Nous adressons, particulièrement, nos sincères remerciements au Président de l'Université Félix Houphouët-Boigny, le Professeur BALLO Zié, de nous avoir accueilli dans son institution.

Nos remerciements vont également à l'endroit du Doyen de l'UFR Biosciences, le Professeur KOUAMELAN Essétchi Paul, pour avoir approuvé notre inscription dans cette UFR. Cette Unité de Formation et de Recherche a assuré notre formation depuis le DEUG 1 jusqu'au Doctorat. Nous exprimons, à cet effet, notre profonde reconnaissance à ses enseignants et son personnel administratif et technique.

Au Professeur N'GUESSAN Kouakou Édouard, Directeur du Laboratoire des Milieux naturels et Conservation de la Biodiversité, nous exprimons nos sincères remerciements pour avoir accepté notre inscription en Master et en Thèse. Nous lui sommes très reconnaissants pour son humanisme. Merci à vous pour l'idée du projet de thèse et pour l'aide apportée lors des analyses physico-chimiques des sols à l'Institut National Polytechnique Félix Houphouët-Boigny (INPHB) de Yamoussoukro. Nous tenons aussi à vous remercier d'avoir accepté de présider le jury de cette thèse. Merci cher Maître pour votre bonne humeur et votre sympathie.

Au Professeur TIÉBRÉ Marie-Solange Épouse RENSONNET, Professeur Titulaire de Botanique au Laboratoire des Milieux naturels et Conservation de la Biodiversité, Directrice du Laboratoire des Systématiques Herbiers et Musée Botanique de l'UFR Biosciences et Directrice-Adjointe du Centre National de Floristique, nous adressons une mention spéciale. Vous êtes la Directrice de cette thèse. Nous tenons à vous témoigner toute notre reconnaissance. Merci pour votre disponibilité et votre encadrement. Merci de nous avoir accepté depuis notre mémoire de Master jusqu'à présent. Au-delà de l'encadrement, vous avez été comme une mère pour nous à travers vos conseils qui en plus de nous forger, nous ont mis sur le droit chemin et nous ont inculqué une rigueur scientifique. Vous nous avez permis à travers des voyages notamment pour des conférences et des communications au Togo et au Japon, et des missions au Parc National du Banco, à Gagnoa, à Issia, à Sikensi et à Alépé, d'apprendre davantage sur la thématique des invasions biologiques et des services écosystémiques. Votre rigueur a su éveiller en nous le goût du travail. Nous ne saurons en si peu de mots, vous témoigner toute notre reconnaissance.

Au Professeur KONÉ Daouda, Professeur Titulaire au Laboratoire de Biotechnologie, Agriculture et Valorisation des Ressources Biologiques de l'UFR Biosciences et Directeur honoraire du Centre d'Excellence Africain sur le Changement Climatique, la Biodiversité et l'Agriculture Durable (CEA-CCBAD), nous disons merci pour le soutien financier accordé par votre institution.

Au Docteur OUATTARA Djakalia, Maître de Conférences au Laboratoire des Milieux Naturels et Conservation de la Biodiversité et Directeur du Centre National de Floristique de l'Université Félix Houphouët-Boigny, nous témoignons notre gratitude pour la mise à disposition de vos locaux pour les travaux de thèse. Votre apport dans l'amélioration du protocole de thèse a été inestimable.

Au Docteur LEKADOU Tacra Thierry, Directeur de la Station Marc Delorme et Chargé de recherche CAMES au Centre National de Recherche Agronomique (CNRA), nous disons merci pour nous avoir facilité l'accès aux différents sites d'études. Merci à vous pour l'intérêt accordé à ce travail. Merci pour avoir mis à notre disposition un hébergement et vos techniciens pour la récolte des échantillons de sols durant toute la période des travaux de terrain.

À Monsieur KOUADIO Bob, Ingénieur des Eaux et Forêt et Directeur du département Forêt et Environnement (FOREN) de l'Institut National Polytechnique Félix Houphouët-Boigny de Yamoussoukro, nous disons merci pour les analyses des échantillons de sol.

Aux Docteurs BARIMA Yao Sadaïou Sabas et KOUADIO Konan-Kan Hippolyte, tous deux Maîtres de Conférences respectivement à l'UFR Environnement de l'Université Jean Lorougnon Guédé et à l'UFR Sciences de la Terre et des Ressources Minières de l'Université Félix Houphouët-Boigny, qui ont accepté de rapporter ce travail. Nous disons merci pour avoir amélioré de façon significative la qualité et la lisibilité de la présente thèse. Qu'ils reçoivent ici nos remerciements sincères. Vos critiques ont contribué à l'amélioration de ce travail.

Au Professeur BORAUD N'Takpé Kama Maxime, Professeur Titulaire de Botanique au Laboratoire des Milieux naturels et Conservation de la Biodiversité, l'examineur de cette thèse. Nous disons merci pour la formation reçue durant notre parcours universitaire. Merci d'avoir accepté de juger ce travail malgré vos importantes charges.

Au Docteur MEVANLY Ouattara, Assistant au Laboratoire des Milieux Naturels et Conservation de la Biodiversité, nous disons merci pour l'appui considérable et inestimable lors des missions de collectes et d'analyses des données. Merci pour votre efficacité et votre patience lors des travaux de terrain. Ce fût un moment agréable et enrichissant. Merci pour les critiques apportées à nos articles et à cette thèse, lesquelles nous ont permis de les améliorer. Merci pour vos conseils et vos encouragements.

Au Docteur YIAN Gouvé Claver, Attaché de recherche au Centre National de Floristique, merci pour votre aide lors des travaux d'enquêtes. Merci pour les critiques apportées à cette thèse qui nous ont permis de l'améliorer. Merci pour les missions enrichissantes effectuées sur les plantes envahissantes et les champignons comestibles. Ces missions nous ont été d'une grande importance lors des collectes de données dans le cadre de cette thèse. Merci pour vos conseils et vos encouragements.

Au Docteur GOULI GNANAZAN Zinsi Roseline, merci pour votre appui lors des analyses statistiques des données de sols. Merci pour les critiques apportées à nos articles et à cette thèse, lesquelles nous ont permis de les améliorer. Merci pour vos conseils et vos encouragements.

Au Doctorant NANAN Kouman Noël, merci pour votre participation à la collecte des données floristiques et de sols. Merci pour l'appui considérable lors de la réalisation des cartes. Ce fût un moment agréable et enrichissant.

Nos remerciements vont aussi à l'endroit du Docteur ABROU N'Gouan Joël Emmanuel pour l'aide apportée dans le traitement des cartes de distribution et l'estimation des surfaces occupées par *L. camara*.

Nous tenons à remercier sincèrement les membres de l'équipe de recherche Biodiversité ; à savoir : les Docteurs MEVANLY Ouattara, YIAN Gouvé Claver, GOULI GNANAZAN Zinsi Roseline, les Doctorants DJAN Arthur, AKAFFOU Sopie Vanessa, PITTA Badjo Stéphanie, NANAN Kouman Noël, KONE Hamadou, ADJAFI N'Goran Mathieu, ADJESSI Emmanuel et N'GUESSAN Adjoua Lydie avec qui nous avons partagé les connaissances et la bonne humeur durant la réalisation des travaux de cette thèse.

Un grand merci aux techniciens et aux manœuvres de la Station Marc Delorme du Centre National de Recherche Agronomique de Côte d'Ivoire pour nous avoir accompagné et assisté lors des travaux de terrain.

Merci aux populations et aux Chefs des villages enquêtés qui nous ont accueillis et qui ont accepté de partager avec nous leurs savoirs sur les plantes envahissantes et sur *L. camara*.

Qu'il nous soit enfin permis de réserver l'expression de notre plus tendre gratitude aux membres de notre famille. Merci pour le soutien moral, matériel, financier, la patience et l'indulgence sans lesquels ce travail n'aurait abouti. Merci car vous avez été au début et à la fin de cette thèse. Vos soutiens multiples nous ont permis d'effectuer aisément ce travail.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	i
AVANT-PROPOS ET REMERCIEMENTS.....	ii
LISTE DES SIGLES, ABRÉVIATIONS ET ACRONYMES	xiii
LISTE DES FIGURES.....	xv
LISTE DES TABLEAUX.....	xviii
LISTE DES ANNEXES.....	xix
INTRODUCTION.....	1
PARTIE I : REVUE BIBLIOGRAPHIQUE.....	7
CHAPITRE I- Zone d'étude	8
I-1- Situation géographique.....	8
I-2- Cadre physique	8
I-2-1- Climat	8
I-2-2- Hydrographie	8
I-2-2-1- Fleuve Comoé.....	8
I-2-2-2- Lagune Ebrié.....	11
I-2-2-3- Ecosystème marin.....	11
I-2-3- Sols	11
I-3- Cadre biologique.....	12
I-3-1- Végétation.....	12
I-3-1-1- Forêts littorales	12
I-3-1-2- Fourrés littoraux	12
I-3-1-3- Savanes littorales	13
I-3-1-4- Forêts marécageuses	13
I-3-1-5- Forêts ripicoles	13
I-3-1-6- Végétations des plans d'eau	13

I-3-1-7- Mangroves	14
I-3-2- Faune	14
I-4- Population et activités économiques.....	15
CHAPITRE II- Invasions biologiques	17
II-1- Cadre conceptuel de la biologie de l'invasion	17
II-2- Plantes exotiques envahissantes	18
II-2-1- Notion de plantes natives et exotiques	18
II-2-2- Notion de plantes exotiques envahissantes	19
II-3- Processus d'invasion biologique	19
II-4- Facteurs explicatifs du succès invasif	23
II-5- Situation des invasions biologiques	27
II-5-1- Dans le monde	27
II-5-2- En Afrique	29
II-5-3-1- Espèces animales invasives	29
II-5-3-2- Espèces végétales invasives	31
CHAPITRE III- Relations plante-sol	33
III-1- Plantes	33
III-1-1- Définition des plantes	33
III-1-2- Différentes parties d'une plante et leurs rôles.....	33
III-1-2-1- Racines	33
III-1-2-2- Tiges.....	33
III-1-2-3- Feuilles	33
III-2- Sol	33
III-2-1- Définition du sol	33
III-2-2- Propriétés physiques des sols.....	35
III-2-2-1- Texture	35

III-2-2-2- Structure	35
III-2-3- Propriétés chimiques des sols	35
III-2-3-1- Azote	36
III-2-3-2- Phosphore.....	36
III-2-3-3- Potassium	37
III-2-3-4- Calcium	37
III-2-3-5- Magnésium.....	38
III-3- Interaction plantes-sol.....	38
III-3-1- Mécanismes d'enracinement des plantes et d'absorption de l'eau du sol	38
III-3-2- Relation entre les plantes et l'aération du sol	39
III-3-3- Échanges entre les plantes et les ions du sol.....	39
CHAPITRE IV- Cadre d'investigation	41
IV-1- Perception des espèces exotiques envahissantes	41
IV-2- Impacts des espèces exotiques envahissantes.....	42
IV-2-1- Impacts sur la flore et la végétation.....	42
IV-2-2- Impacts sur les propriétés physico-chimiques du sol	45
IV-3- Modélisation de la distribution spatiale des espèces exotiques envahissantes.....	46
IV-3- 1- Distribution spatiale.....	46
IV-3- 2- Modélisation de la distribution spatiale.....	47
CHAPITRE V- Modèle d'étude : <i>Lantana camara</i>	49
V-1- Position systématique.....	49
V-2- Description botanique	49
V-3- Origine, historique et répartition géographique	51
V-4- Biologie et écologie	53
V-4-1- Biologie.....	53
V-4-1- 1- Cycle de vie.....	53

V-4-1- 2- Biomasse aérienne.....	53
V-4-2- Ecologie	55
V-5- Caractéristiques invasives de l'espèce	55
V-6- Stratégies de lutte	60
PARTIE II : MATÉRIEL ET MÉTHODES.....	61
CHAPITRE VI- Matériel d'étude	61
VI-1- Matériel biologique.....	61
VI-2- Matériel technique	61
VI-3- Matériel de laboratoire.....	62
VI-4- Matériel informatique	62
CHAPITRE VII- Méthodes d'étude.....	63
VII-1- Choix des sites d'études	63
VII-2- Détermination de la perception des populations riveraines vis-à-vis de <i>Lantana camara</i>	63
VII-2-1- Enquêtes auprès des populations	63
VII-2-2- Analyses des données	65
VII-2-3- Analyse statistique des données	65
VII-3- Détermination de l'impact de <i>Lantana camara</i> sur la flore et les propriétés physico-chimiques du sol	67
VII-3-1- Détermination de l'impact de <i>Lantana camara</i> sur la flore	67
VII-3-1-1- Collecte des données floristiques	67
VII-3-1-2- Analyse des données floristiques	70
VII-3-1-2-1- Description de la végétation des cocoteraies.....	70
VII-3-1-2-3- Composition floristique	73
VII-3-1-2-5- Diversité spécifique	74
VII-3-1-2-6- Distribution des espèces	75
VII-3-1-2-7- Régularité des espèces.....	76

VII-3-1-2-8- Agressivité des espèces	76
VII-3-1-3- Analyse statistique des données floristiques	77
VII-3-1-3-1- Degré d'infestation des espèces	77
VII-3-1-3-2- Comparaisons des moyennes des paramètres floristiques.....	79
VII-3-2- Collecte des données de sols	79
VII-3-2-1- Caractérisation morpho-pédologique	79
VII-3-2-2- Echantillonnage des sols	81
VII-3-2-2- Analyse des données du sol.....	83
VII-3-2-2-1- Analyse granulométrique	83
VII-3-2-2-2- Analyse du pH _{eau}	83
VII-3-2-2-3- Analyse des éléments chimiques	84
VII-3-2-2-3-1- Dosage du carbone organique	84
VII-3-2-2-3-2- Dosage de l'azote total	85
VII-3-2-2-3-3- Dosage du phosphore assimilable (Méthode de Bray II)	85
VII-3-2-2-3-4- Cations échangeables K ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ et Na ⁺ et CEC.....	86
VII-3-2-3- Analyse statistique des données du sol.....	86
VII-4-1- Collecte des données	87
VII-4-1-2- Acquisition des points d'occurrences	88
VII-3-1-3- Téléchargement des variables bioclimatiques.....	91
VII-3-1-3- Choix de l'outil de modélisation	92
VII-4-2- Analyse des données d'occurrences et des variables bioclimatiques.....	94
VII-3-2-1- Analyse des données d'occurrences	94
VII-4-2-2- Analyse des variables bioclimatiques.....	96
VII-4-2-3- Modélisation proprement dite	96
VII-4-3- Analyse des données issus de MaxEnt.....	98
VII-4-3-1- Performance du modèle.....	98

VII-4-3-2- Test de Jackknife	98
VII-4-3-3- Courbes de réponses	98
VII-4-3-4- Analyses cartographique et spatiale	99
VII-4-3-5- Taux de changement.....	100
PARTIE III : RÉSULTATS	101
CHAPITRE VIII- Connaissance des espèces végétales exotiques envahissantes par les populations	102
VIII-1- Caractéristiques socio-démographiques.....	102
VIII-1-1- Nombre et genre.....	102
VIII-1-2- Niveau d'instruction.....	102
VIII-1-3- Origine ethnique.....	102
VIII-1-4- Âge	104
VIII-1-5- Activités principales.....	104
VIII-2- Compréhension du questionnaire	106
VIII-3- Perception générale sur les espèces végétales exotiques envahissantes	106
VIII-4- Perception des populations riveraines sur <i>Lantana camara</i>	109
VIII-4-1- Habitats	109
VIII-4-2- Vecteur d'introduction et historique	109
VIII-4-3- Usages	111
VIII-4-4- Impact.....	111
VIII-4-5- Moyens de lutte.....	111
CHAPITRE IX : Impact de <i>Lantana camara</i>	115
IX-1- Flore et végétation des cocoteraies	115
IX-1-1- Végétation.....	115
IX-1-2- Flore des cocoteraies.....	118
IX-1-2-1- Richesse et composition floristique	118

IX-1-2-2- Dynamique d'invasion de <i>Lantana camara</i>	120
IX-2- Sol des cocoteraies.....	124
IX-2-1- Description morpho-pédologique	124
IX-2-2- Caractéristiques physico-chimiques	130
IX-3- Impact de <i>Lantana camara</i> sur la flore et les propriétés physico-chimiques du sol	133
CHAPITRE X : Modélisation de l'invasion potentielle de <i>Lantana camara</i> sous le climat actuel et futur.....	137
X-1- Validation du modèle et contribution des variables bioclimatiques	137
X-2- Caractéristiques écologiques de <i>Lantana camara</i>	141
X-3- Dynamique de distribution potentielle de <i>Lantana camara</i>	144
PARTIE IV : DISCUSSION.....	149
CHAPITRE XI- Perception des populations des espèces végétales exotiques envahissantes	150
CHAPITRE XII- Impact de <i>Lantana camara</i> sur la flore et les propriétés physico-chimiques du sol	154
CHAPITRE XIII : Distribution actuelle et future de <i>Lantana camara</i> en Côte d'Ivoire.....	165
CONCLUSIONS, PERSPECTIVES ET RECOMMANDATIONS.....	168
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	172
ANNEXES	cxxiii
PUBLICATIONS.....	cxliii

LISTE DES SIGLES, ABRÉVIATIONS ET ACRONYMES

Chorologie Aké-Assi (2001 ; 2002)

GC :	Taxon de la région Guinéo-Congolaise
GCI :	Taxon endémique à la Côte d'Ivoire
GC-SZ :	Taxon de la zone de transition des régions Guinéo-Congolaise et Soudano-Zambézienne
GCW :	Taxon endémique aux blocs forestiers de l'Afrique de l'Ouest
HG :	Taxon endémique aux forêts de la région de Haute Guinée
I :	Taxon introduit ou cultivé
SZ :	Taxon de la région Soudano-Zambézienne

Types biologiques (Raunkiaer, 1934)

Sto :	Stolon
Ep :	Épiphyte
G :	Géophyte
H :	Hémicryptophyte
Th :	Thérophyte
Ch :	Chaméphyte (taxon dont la hauteur est comprise entre 0 et 0,25 m)
np :	Nanophanérophyte (taxon dont la hauteur est comprise entre 0,25 et 2 m)
mp :	Microphanérophyte (taxon dont la hauteur est comprise entre 2 et 8 m)
mP :	Mésophanérophyte (taxon dont la hauteur est comprise entre 8 et 32 m)
MP :	Mégaphanérophyte (taxon dont la hauteur est supérieure à 32 m)

Autres

ACM :	Analyse des Correspondances Multiples
AFM :	Analyse Factorielle Multiple
AFC :	Analyse Factorielle des Correspondances
AUC :	Area Under Curve

CDB :	Convention sur la Diversité Biologique
CEC :	Capacité d'échange cationique
CNRA :	Centre National de Recherches Agronomiques en Côte d'Ivoire
EEE :	Espèces Exotiques Envahissantes
ICP :	Spectrométrie d'émission atomique par plasma induit
IPBES :	Plateforme Intergouvernementale Scientifique et Politique sur la Biodiversité et les Services Écosystémiques
ISSG :	Groupe de spécialistes des espèces envahissantes
FAO :	Food and Agriculture Organisation
GPS :	Global Positioning System
ORSTOM:	Office de la Recherche Scientifique et Technique Outre-Mer
p.c. :	Pour cent (Pourcentage)
SODEXAM :	Société d'Exploitation et de Développement Aéroportuaire, Aérodynamique, Aéronautique et Météorologique
UFHB :	Université Félix Houphouët-Boigny
UFR :	Unité de Formation et de Recherche
UICN :	Union International pour la Conservation de la Nature
UICN/PACO :	Union Internationale pour la Conservation de la Nature / Programme Afrique Centrale et Occidentale

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Carte de localisation du département de Grand-Bassam.	9
Figure 2 : Diagramme ombrothermique de la région du Sud-Est, de 2009 à 2017.....	10
Figure 3 : Cadre unifié pour les invasions biologiques.....	21
Figure 4 : Représentation schématique des filtres écologiques et pratiques limitant la propagation des espèces exotiques et représentation de la terminologie associée pour nommer les espèces.....	22
Figure 5 : Principales hypothèses ou théories pour expliquer le succès des plantes invasives.	25
Figure 6 : Risques globaux d'invasions biologiques au XXIème siècle.	28
Figure 7 : Structure géographique des taxons envahissants étudiés.	30
Figure 8: Représentation de <i>Lantana camara</i>	50
Figure 9 : Répartition mondiale de <i>Lantana camara</i> (Verbenaceae).....	52
Figure 10 : Cycle de reproduction de <i>Lantana camara</i>	54
Figure 11 : Aperçu de la végétation sous une fourrée de <i>Lantana camara</i>	56
Figure 12 : Carte de localisation des sites d'inventaires floristique et pédologique.....	64
Figure 13 : Séance d'interview avec un travailleur de la station Marc Delorme du Centre National de Recherche Agronomique (CNRA).....	66
Figure 14 : Cocoteraies montrant la présence (a) ou non de quelques touffes de <i>Lantana camara</i> (b).....	68
Figure 15 : Cocoteraies envahies par un peuplement dense de <i>Lantana camara</i>	68
Figure 16 : Dispositif de relevée floristique.....	69
Figure 17 : Parcelle d'inventaire floristique dans une cocoteraie non envahies.	71
Figure 18 : Aperçu d'une fosse pédologique.	80
Figure 19 : Prélèvement de sol à l'aide d'une tarière dans un quadrat.	82
Figure 20 : Schéma des points de prélèvement du sol sur une parcelle d'échantillonnage.	82
Figure 21 : Étapes de la modélisation des espèces selon Guisan et Zimmermann (2000).....	89

Figure 22 : Répartition des points d'occurrence de <i>Lantana camara</i>	90
Figure 23 : Interface principale de MaxEnt.	95
Figure 24 : Matrice du test de corrélation pour les variables bioclimatiques.	97
Figure 25 : Répartition des types de personnes enquêtés par niveau d'étude.....	103
Figure 26 : Répartition des types de personnes enquêtés par origine ethnique.	103
Figure 27 : Répartition des types de personnes enquêtés par classes d'âge.	105
Figure 28 : Répartition de la population locale selon les secteurs d'activités.	105
Figure 29 : Taux de citation des plantes envahissantes autres que <i>Lantana camara</i> au sein de la population échantillonnée.....	108
Figure 30 : Relation entre le type d'enquêté et la problématique des espèces végétales exotiques envahissantes dans un plan factoriel (1 X 2) de l'ACM.....	110
Figure 31 : Relation entre le type d'enquêté et la connaissance des habitats préférentiels de <i>Lantana camara</i> dans un plan factoriel (1X 2) de l'AFC.....	110
Figure 32 : Résultat de l'Analyse Factorielle de Correspondance (AFC) montrant la relation entre le type de personnes enquêtées et l'impact de <i>Lantana camara</i> dans un plan factoriel (1 X 2).....	112
Figure 33 : Résultat de l'Analyse Factorielle de Correspondance (AFC) montrant la relation entre le type d'enquêté et le type de participation à un programme de lutte contre <i>Lantana camara</i> dans un plan factoriel (1X2).....	114
Figure 34 : Aperçu de la végétation des cultures de cocotiers non envahies par <i>Lantana camara</i>	116
Figure 35 : Aperçu de la végétation des cultures de cocotiers envahies par <i>Lantana camara</i>	117
Figure 36 : Diagramme montrant le caractère envahissant des espèces de l'ensemble des sites d'études.....	123
Figure 37 : Profil 1 d'un Hypoluvic-Arenesol en haut de versant de la toposéquence.....	127
Figure 38 : Profil 2 d'un Hypoluvic-Arenesol en mi-versant de la toposéquence.	129
Figure 39 : Profil 3 d'un Hypoluvic-Arenesol au bas de versant de la toposéquence.	131

Figure 40 : Carte factorielle et cercle de corrélation des variables quantitatives utilisées dans l'ACP pour les cocoteraies envahies et non envahies dans un plan factoriel (1X2).....	134
Figure 41 : Carte factorielle et cercle de corrélation des variables quantitatives et qualitatives utilisées dans l'AFM pour les cocoteraies envahies et non envahies dans un plan factoriel (1X2).....	136
Figure 42 : Valeur de l'AUC pour <i>Lantana camara</i> sous le climat actuel (a) et futur (b). ...	138
Figure 43 : Résultats du test de Jackknife sur les variables bioclimatiques dans les conditions climatiques actuelles (a) et futures (b).....	140
Figure 44 : Courbes de réponse des principales variables bioclimatiques contribuant à la prédiction de <i>Lantana camara</i> dans les conditions climatiques actuelles.....	142
Figure 45 : Courbes de réponse des principales variables bioclimatiques contribuant à la prédiction de <i>Lantana camara</i> dans les conditions climatiques futures.....	143
Figure 46 : Répartition spatiale actuelle de <i>Lantana camara</i> en Côte d'Ivoire.	145
Figure 47 : Répartition spatiale future de <i>Lantana camara</i> en Côte d'Ivoire.	146
Figure 48 : Dynamique de distribution potentielle de <i>Lantana camara</i> dans les conditions climatiques actuelles et futures.....	147

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I : Liste des plantes exotiques invasives de Côte d'Ivoire.....	32
Tableau II : Coefficient d'abondance-dominance suivant l'échelle de Van der Maarel (1979)	72
Tableau III : Variables bioclimatiques utilisées pour le test de MaxEnt.....	93
Tableau IV : Statistiques des réponses selon les différentes thématiques du questionnaire.	107
Tableau V : Valeurs des paramètres de la richesse floristique des cocoteraies.....	119
Tableau VI : Indices de diversité spécifique des cocoteraies.	119
Tableau VII : Espèces végétales à statut particulier inventoriées dans les cocoteraies.....	121
Tableau VIII : Fréquences d'apparition des espèces recensées dans les cocoteraies.....	122
Tableau IX : Agressivité des espèces recensées dans les cocoteraies.	122
Tableau X : Evolution de la flore des cocoteraies suite à l'invasion de <i>Lantana camara</i>	125
Tableau XI : Statistiques sommaires des différentes variables physico-chimiques du sol des cocoteraies.....	132
Tableau XII : Variables bioclimatiques déterminantes et leurs contributions à la prévision de la distribution actuelle et future de <i>Lantana camara</i>	139
Tableau XIII : Variation des surfaces des habitats potentiels de <i>Lantana camara</i> sur l'étendue de la Côte d'Ivoire.....	148

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1: Fiches d'enquête utilisées pour la collecte des données.	cxxiii
Annexe 2: Liste générale des espèces végétales inventoriées dans les cocoteraies.	cxxx
Annexe 3 : Liste générale des espèces végétales inventoriées par strates dans les différentes cocoteraies.	cxxxv
Annexe 4 : Liste générale des points de présences utilisés pour la distribution actuelle et future de <i>Lantana camara</i>	cxxxix



INTRODUCTION

L'accroissement des échanges commerciaux et la circulation des biens à travers le monde sont à l'origine de l'introduction de plusieurs espèces en dehors de leur aire de distribution naturelle (**Hulme et al., 2008**). Si la plupart d'entre elles persistent difficilement, quelques-unes peuvent adopter un comportement beaucoup plus dynamique. Elles développent alors des populations importantes, entrent en compétition avec les espèces indigènes et altèrent le fonctionnement des écosystèmes (**Vanderhoeven et al., 2007**). On les appelle Espèces Exotiques Envahissantes (EEE) ou espèces invasives. Selon l'**IPBES (2019)**, une plateforme intergouvernementale, les Espèces Exotiques Envahissantes prennent de l'ampleur, avec des effets néfastes sur la nature. Le nombre d'Espèces Exotiques Envahissantes s'est accru de 40 p.c. depuis 1980, et est associé à l'intensification des échanges commerciaux ainsi qu'à la dynamique et aux tendances démographiques. Selon ces mêmes auteurs, près du cinquième de la surface terrestre est menacé par des invasions végétales et animales. Cette étude porte sur les invasions végétales.

Les espèces végétales exotiques envahissantes sont actuellement au cœur des préoccupations en raison de la menace qu'elles constituent pour la biodiversité, les écosystèmes et l'économie des pays (**Gooden et al., 2009**). En effet, elles entraînent au niveau mondial des dommages écologiques et des pertes économiques estimés en dizaines de milliards de dollars par an (**Perrings et al., 2000 ; Born et al., 2005 ; Soubeyran, 2008 ; Paini et al., 2016**). La problématique des espèces végétales exotiques envahissantes est d'autant plus préoccupante dans le contexte actuel du réchauffement climatique que nombre de ces espèces s'adaptent à une série de conditions environnementales (**Van Wilgen et Gorgens, 2004 ; Gritti et al., 2006 ; Qian et Ricklefs, 2006 ; Hellmann et al., 2008**). De nombreuses études notamment celles de **Shrestha et al. (2018)** et **Kariyawasam et al. (2019)** ont montré que ces espèces sont résilientes face aux variations climatiques. En effet, leurs aires de répartition augmentent de façon progressive.

Dans les paysages ouest africains, de vastes étendues d'habitats tels que les savanes et les forêts ont été défrichés pour installer des cultures (**Burgess et al., 2004 ; CILSS, 2016**) afin de satisfaire les besoins alimentaires et énergétiques d'une population de plus en plus nombreuse. L'on assiste à des dynamiques et cinématiques paysagères accélérées, causées principalement par l'expansion agricole et l'urbanisation au détriment des habitats naturels. Ces dynamiques favorisent la prolifération des espèces végétales exotiques envahissantes qui causent des changements dans la végétation (**Cronk et Fuller, 1995 ; UICN/PACO, 2013**). En effet, ces espèces végétales affectent la biodiversité des écosystèmes envahis (**Chevalier, 1951 ; Myers et al., 2000 ; Levine et al., 2004 ; Anning et Yeboah-Gyan, 2007 ; Gianessi,**

2009 ; Thiombiano et al., 2009 ; Oumorou et al., 2010 ; UICN/PACO, 2013 ; Pratt et al., 2017). Par la suite, elles empiètent sur la pratique de l'élevage des ovins et bovins en réduisant le fourrage et les pâturages disponibles pour les animaux (UICN/PACO, 2013). Enfin, elles sont responsables d'énormes pertes de rendement, de la baisse de la production et de la mauvaise qualité des produits agricoles qui ont des impacts sur leur commercialisation (Le Bourgeois, 2008 ; Amevoïn et al., 2009). Pour faire face à ces baisses de rendements, les agriculteurs utilisent des herbicides dont les effets sur la santé humaine et la qualité des sols sont graves (Kearns et al., 1998 ; Chauvel, 2019).

À l'instar de l'Afrique de l'Ouest, en Côte d'Ivoire, la destruction des écosystèmes naturels à la suite de l'agriculture, l'urbanisation et l'industrialisation, a provoqué une modification des écosystèmes forestiers vers un environnement dégradé, propice à l'installation des Espèces Exotiques Envahissantes (Sako et al., 2013 ; Tiébré et al., 2014 ; Tiébré et al., 2015). Ces espèces ont un impact préjudiciable sur les services écosystémiques comme les services de support ou de soutien, d'approvisionnement et de régulation (Tiébré et al., 2014 ; 2015 ; Tiébré et Gnanazan, 2018). L'exemple de *Hopea odorata* Roxb. (Dipterocarpaceae), un arbre exotique envahissant introduit au Parc National du Banco possédant une plus grande capacité de stockage du carbone que les espèces indigènes est édifiant (Tiébré et al., 2015). On peut aussi citer dans ce même parc, la prolifération de *Chromolaena odorata* (L.) R.M. King & H. Rob. qui entraîne la réduction de la richesse et de la diversité floristique et du potassium échangeable dans le sol au détriment des espèces indigènes (Tiébré et Gnanazan, 2018).

Eu égard aux nombreux impacts négatifs de ces espèces invasives sur les écosystèmes et la durabilité des services écosystémiques, leurs suivi et contrôle sont devenus une priorité pour les gestionnaires de la conservation de la biodiversité et les gouvernements des pays (CBD, 1992 ; Smith et al., 2006). La gestion durable des espèces végétales exotiques envahissantes nécessite de mener des recherches sur leurs caractéristiques invasives. C'est ainsi qu'au sommet de Rio de Janeiro en 1992, la Convention sur la Diversité Biologique (CBD) a adoptée et stipulée que : « Chaque partie contractante doit, autant que possible, empêcher l'introduction, contrôler et éradiquer les populations d'espèces allogènes qui menacent les écosystèmes, les habitats et d'autres espèces ». Il importe alors d'étudier ces espèces pour comprendre le potentiel et les stratégies qu'elles développent pour coloniser les différents milieux des nouvelles aires d'introduction. Ainsi, de nombreuses recherches ont été menées sur les Espèces Exotiques Envahissantes (Costea et al., 2005 ; Davies et Sheley, 2007 ; Gulezian et Nyberg, 2010). Ces recherches ont porté sur la biologie (Costea et al.,

2005 ; DiTommaso *et al.*, 2005 ; Wilson *et al.*, 2007), l'écologie (Davies et Sheley, 2007 ; Shafroth et Briggs, 2008 ; Bradley et Wilcove, 2009) et la distribution spatio-temporelle (Gulezian et Nyberg, 2010 ; Huang *et al.*, 2011 ; Bradley, 2013). Les études sur la perception des populations locales, les impacts sur la flore et le sol et la distribution spatiale présente et future des espèces ont également été réalisées (Inderjit, 2005 ; Phillips *et al.*, 2006 ; Aravind *et al.*, 2010 ; Kazi *et al.*, 2010 ; Padalia *et al.*, 2014 ; Li *et al.*, 2020).

L'étude de la perception d'une population est une démarche qui permet d'avoir les avis de chaque personne appartenant à la population sur un sujet ou une problématique donnée (de Carrara *et al.*, 2015). Selon ces auteurs, une telle étude permet de constituer une base de données afin d'identifier les différentes personnes ressources à prendre en compte et leurs attentes. La connaissance de la perception des populations et leurs avis assurent une meilleure orientation quant à l'élaboration des plans de gestion (Sundaram *et al.*, 2012). À l'inverse, toujours selon les mêmes auteurs, ne pas connaître les perceptions, c'est prendre le risque de définir des objectifs de gestion en décalage avec les attentes de certains. Cette approche est de plus en plus utilisée en Écologie des Invasions (Atlan et Darrot, 2012). La connaissance de la composition de la végétation permet de connaître la nature systématique des espèces, leur biologie et leur nuisibilité pour faciliter la mise en œuvre de stratégies de lutte (Barralis, 1980 ; Kazi *et al.*, 2010). Aussi, Tiébre *et al.* (2014 ; 2015) affirment que les relevés floristiques sont nécessaires pour estimer et comprendre le potentiel d'invasion d'une espèce. Pour Aravind *et al.* (2010), l'étude du sol permet de comprendre les mécanismes d'installation et de propagation des espèces végétales exotiques envahissantes. D'après Qin *et al.*, (2015), la modélisation de la distribution des espèces végétales invasives représente une alternative indispensable à leur suivi. Adhikari *et al.* (2012) soulignent quant à eux que la modélisation permet d'identifier et de prédire les zones susceptibles d'être envahies par les espèces végétales exotiques envahissantes.

L. camara L. offre une excellente opportunité pour l'étude des espèces végétales exotiques envahissantes. C'est une espèce arbustive originaire des tropiques américains qui a été introduite au milieu du 19^e siècle dans les régions tropicales d'Afrique, d'Asie et d'Océanie comme plante ornementale (UICN, 2000 ; Day *et al.*, 2003). Elle fait partie des 100 espèces invasives les plus néfastes au monde (UICN, 2000) et le Réseau mondial d'information sur les espèces envahissantes l'identifie désormais parmi les dix premières espèces envahissantes au monde (GISIN, 2011). Elle est parmi les pires plantes invasives présentes en Afrique à cause de ses impacts environnementaux et agronomiques (UICN/PACO, 2013 ; Taylor et Kumar, 2014). En effet, elle entraîne la réduction de la diversité des biotopes envahis, l'extinction des

espèces indigènes, l'altération des propriétés physico-chimiques du sol, empiète sur les terres agricoles, réduit la capacité de charge des pâturages et constitue une menace pour de nombreuses cultures en les envahissant (Akpagana *et al.*, 1993 ; Baars et Heystek, 2003 ; Radji *et al.*, 2010a ; Mandal et Joshi, 2014). C'est fort de ce constat que Day *et al.* (2003) et Zalucki *et al.* (2007) préconisent outre les études sur la biologie et l'écologie, des travaux approfondis sur cette espèce pour parer aux invasions présentes ou futures.

En Côte d'Ivoire, *L. camara* a été introduite par l'horticulture (Neuba *et al.*, 2014). Actuellement, elle est présente dans différents écosystèmes (Akaffou *et al.*, 2019) et notamment dans les plantations de cocotiers du Sud-Est de la Côte d'Ivoire (Tiébré *et al.*, 2018). En dépit des études menées et du fait que *L. camara* est un envahisseur sérieux qui cause des dommages aux écosystèmes envahis, les travaux qui mettent en relation l'espèce, la perception des populations riveraines, l'ampleur de son expansion sur la flore et le sol sont inexistantes. De plus, la modélisation, qui implique des variables bioclimatiques pour la représentation de la dynamique spatio-temporelle n'a pas encore été utilisée pour déterminer la distribution actuelle et future de *L. camara* en Côte d'Ivoire. C'est dans l'optique de fournir des données scientifiques fiables sur ces différents aspects que les présents travaux de recherches ont été initiés. Ils s'intitulent «**Perception d'une espèce végétale exotique envahissante, *Lantana camara* L. (Verbenaceae), impacts sur la flore et le sol et modélisation de la distribution spatiale en Côte d'Ivoire**». Ces travaux de recherches fourniront des données qualitatives et quantitatives sur la perception qu'ont les populations de l'espèce, ses impacts sur la flore et le sol et sa distribution potentielle actuelle et future. Les informations obtenues seront utiles pour développer des stratégies de gestion visant à contrôler l'invasion de l'espèce en tenant compte des besoins des populations locales.

Le département de Grand-Bassam a été choisi comme zone d'étude car l'espèce y est en pleine progression dans les nombreuses plantations de cocotiers présentes le long du littoral (Tiébré *et al.*, 2018). L'agriculture dans le département est marquée par la présence de quelques fermes de bovins, ovins, porcs et volailles. On y rencontre également de nombreux bas-fonds où se pratiquent la culture maraîchère, la riziculture et de nombreuses plantations de cocotiers (Abé, 2005 ; Kouamé, 2013). Pour une meilleure compréhension de l'étude, les questions de recherches, l'objectif général, les objectifs spécifiques, et les hypothèses de recherches suivants ont été définis.

Questions de recherches

Trois questions sous-tendent notre travail :

- (1) Quelle est la perception locale de la population riveraine des cocoteraies sur *L. camara* et les espèces végétales exotiques envahissantes ?
- (2) Quel est l'impact de *L. camara* sur la diversité floristique et les propriétés physico-chimiques du sol des cocoteraies ?
- (3) Quelle est la distribution actuelle et future de *L. camara* à l'échelle nationale ?

Objectif général

La présente thèse cherche à améliorer les connaissances sur l'espèce végétale exotique envahissante *L. camara* en Côte d'Ivoire.

Objectifs spécifiques

Trois objectifs spécifiques dictent notre travail.

- (1) Le premier vise à analyser la perception de *L. camara* et les espèces végétales exotiques envahissantes.
- (2) Le deuxième est d'évaluer l'impact de *L. camara* sur la richesse floristique et les propriétés physiques et chimiques du sol des cocoteraies.
- (3) Enfin le troisième est d'élaborer les cartes de distributions spatiales et temporelles de *L. camara*.

Hypothèses

Trois hypothèses sous-tendent notre travail conformément aux questions de recherches de cette thèse :

- (1) Les populations riveraines connaissent l'espèce invasive *L. camara* et la problématique des Espèces Exotiques Envahissantes.
- (2) *L. camara* diminue la diversité floristique et a un impact négatif sur les propriétés physiques et chimiques du sol.
- (3) Dans le futur, plusieurs zones géographiques seront vulnérables à l'invasion de *L. camara*.

Structuration du manuscrit de thèse

Le présent manuscrit de thèse est organisé en quatre principales parties. La première partie est consacrée à la revue bibliographique, aux concepts et définitions nécessaires à la compréhension de l'étude et à la présentation de la zone d'étude. La deuxième partie traite du matériel et des méthodes utilisés. La troisième partie présente les résultats obtenus. La quatrième partie est réservée à la discussion des résultats obtenus. Enfin, une conclusion générale assortie des perspectives et recommandations, des références bibliographiques et annexes achèvent le document.



**PARTIE I : REVUE
BIBLIOGRAPHIQUE**

CHAPITRE I- Zone d'étude

Le département de Grand-Bassam, situé au Sud-Est de la Côte d'Ivoire, a été choisi comme zone d'étude car l'espèce y est en pleine progression dans les nombreuses plantations de cocotiers présentes le long du littoral (**Tiébré et al., 2018**).

I-1- Situation géographique

Le département de Grand-Bassam est situé entre 5° 2' et 5° 4' de latitude Nord et entre 4° 40' et 4° 55' de longitude Ouest et appartient au secteur littoral du domaine guinéen de **Guillaumet et Adjanohoun (1971) (Figure 1)**. Situé à vingt-cinq kilomètres d'Abidjan, il est limité au Sud par le Golfe de Guinée, à l'Est par les villes de Bonoua et Oghlwapo, à l'Ouest par la commune de Port-Bouët, au Nord par les villes d'Alépé et de Bingerville et à l'Ouest par la ville d'Abidjan.

I-2- Cadre physique

I-2-1- Climat

Le climat de la région du Sud-Est est du type subéquatorial caractérisé par l'abondance des précipitations, comprise entre 1400 mm et 2500 mm par an (**Avenard et al., 1971**). En considérant les données plus récentes de 2009 à 2017, fournies par la SODEXAM pour la région du Sud-Est, le diagramme ombrothermique (**Figure 2**) laisse apparaître quatre saisons : une grande saison pluvieuse qui s'étend de Mars à Juillet et une petite saison pluvieuse entre Septembre et Décembre. Ces deux saisons pluvieuses sont séparées par deux saisons moins pluvieuses, qui sont considérées comme des saisons sèches. Ainsi, la grande saison sèche se déroule entre Janvier et Février et la petite saison se situe au mois d'Août. La précipitation moyenne annuelle varie entre 20 mm au mois de Janvier et 395 mm au mois de Juin. La moyenne de la température varie de 25 °C (Août-Septembre) à 29 °C en Mars.

I-2-2- Hydrographie

I-2-2-1- Fleuve Comoé

Le fleuve Comoé prend sa source au Burkina Faso et draine en Côte d'Ivoire un bassin versant de 78 000 km² (**Hauhouot, 2002**) pour une longueur de 1160 km. Il est soumis à un régime tropical de transition avec une crue unique en Septembre-Octobre, suivie d'une période d'étiage en Mars-Avril. Les eaux de la Comoé viennent se déverser dans la lagune Ebrié à la confluence de Moossou à Grand-Bassam. Par la suite, le tout est évacué en mer par l'exutoire unique du quartier France de la ville de Grand-Bassam (**Kouamé, 2013**). Le contact du fleuve Comoé avec la mer crée au niveau de l'estuaire au moins deux zones de salinité différentes : l'une à faible salinité comprise entre 10 et 13 ‰ et l'autre, de salinité forte (30 ‰) (**Tastet, 1974**).

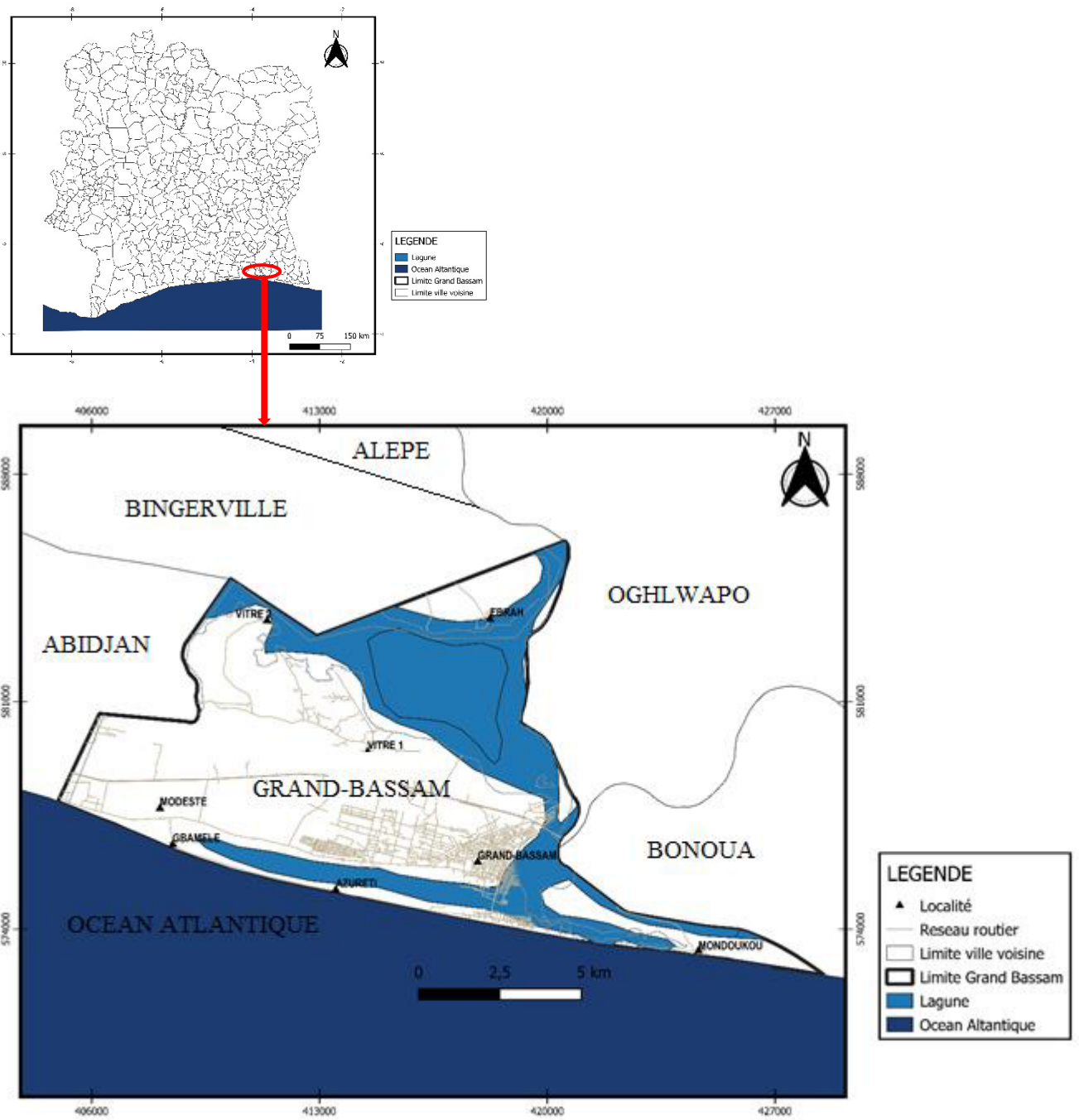


Figure 1 : Carte de localisation du département de Grand-Bassam.

(Carte réalisée en 2020 par Nanan Kouman Noël)

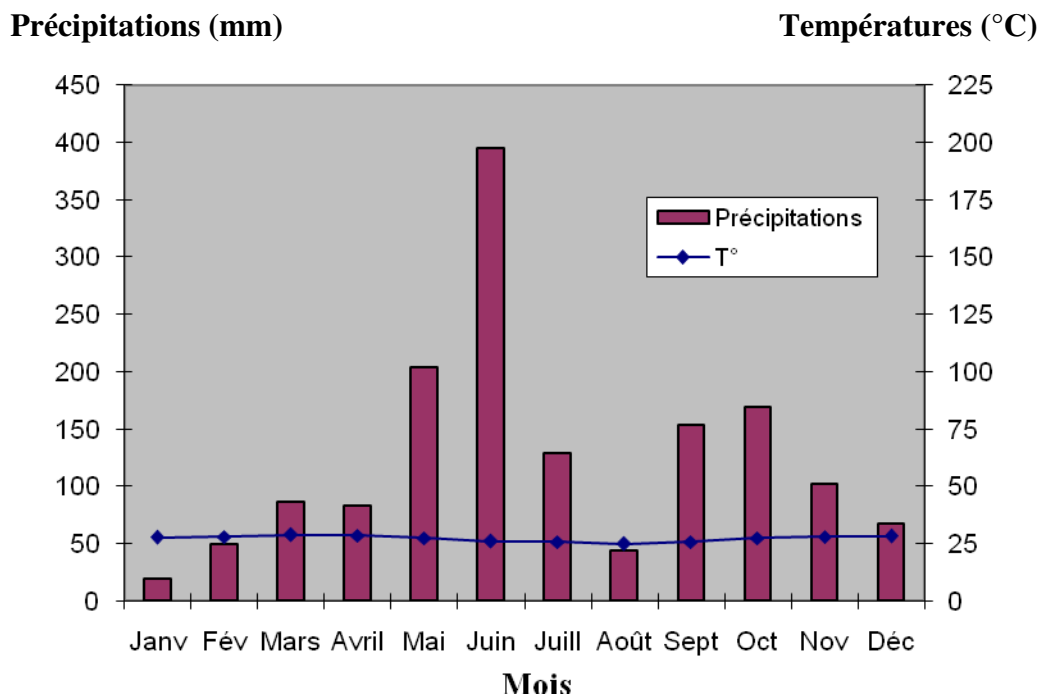


Figure 2 : Diagramme ombrothermique de la région du Sud-Est, de 2009 à 2017.

Source des données : SODEXAM

I-2-2-2- Lagune Ebrié

Le système lagunaire Ebrié constitue le plus grand ensemble lagunaire de Côte d'Ivoire. Il comprend les lagunes Aghien, Potou et Ebrié. Ce système lagunaire couvre une superficie totale de 608 Km² (**Pagès et al., 1979**) et s'étend sur 140 km. Il reçoit des apports de plusieurs cours d'eau dont les plus importants sont le fleuve Comoé et les rivières côtières Mé et Agnéby. Le système lagunaire Ebrié est relié à la lagune de Grand-Lahou par le canal d'Azagny et à la lagune Aby par le canal d'Assinie. Cet ensemble constitue le Complexe Lagunaire de Côte d'Ivoire (CLC) (**Wango et al., 2013**). La lagune Ebrié communique en permanence avec la mer par le canal de Vridi et elle rencontre au niveau de Grand-Bassam l'embouchure du fleuve Comoé. Son régime hydrique est fonction du volume total des apports continentaux et du rythme des marées (**Lemasson et Rebert, 1973b**).

I-2-2-3- Ecosystème marin

Le plateau continental de Côte d'Ivoire est extrêmement étroit. Sa largeur varie entre 14 à 29 km avec une moyenne de 21 km, et sa chute se situe entre 120 et 130 m. Au niveau du transect de Grand-Bassam, le précontinent s'étend sur 19 km. Selon **Le Loeuff et Intès (1968)**, la pente est dans l'ensemble régulière et comprise entre 0,5 et 0,9 p.c.. Les facteurs environnementaux agissant sur la mer au niveau du littoral provoquent l'apparition alternée de différents types d'eaux et permettent de définir quatre saisons marines (**Morlière, 1970**). La petite saison froide qui va de décembre à janvier, est caractérisée par une remontée d'eau côtier qui intéresse tout le territoire avec des eaux marines de température égale à 24-25°C et salées (> 35‰). La grande saison chaude, de février à mai, présente des eaux océaniques dont la température varie entre 27°C et 28°C et la salinité très peu différente de 35‰. La grande saison froide qui s'étend de juillet à octobre est caractérisée par une remontée d'eau très marqué avec des eaux relativement fraîches (< 23°C) et salées (35‰). La petite saison chaude, de novembre à décembre est la période durant laquelle les eaux chaudes et dessalées d'origine Libero-guinéenne viennent recouvrir celles de la remontée d'eau (**Le Loeuff et Intès, 1993**).

I-2-3- Sols

Les sols de la région du Sud-Comoé sont pauvres car fortement désaturés. Plus précisément, dans le secteur littoral, les sols sont issus des sables marins d'origine récente : sols peu évolués d'apport sur les sables dunaires dans lesquels la nappe phréatique oscille fortement. Les sédiments meubles d'origine fluviale donnent des sols hydromorphes salés sur sables quaternaires soumis aux régimes des marées appelés aussi Arenic fluvisol (**Avenard et al., 1971 ; Jordanova, 2016**).

I-3- Cadre biologique

I-3-1- Végétation

I-3-1-1- Forêts littorales

Les forêts littorales sont des formations forestières fermées qui se développent sur des sols peu évolués, des sols hydromorphes et des sols ferrallitiques. Elles possèdent une strate arborée lâche. La strate arbustive est riche tandis que le recouvrement des herbacés est très faible, souvent inexistant. Ces forêts sont remarquables par la présence particulière de certaines espèces végétales qui se sont adaptées à la vie dans ces milieux (**Guillaumet et Adjanohoun, 1971**).

Selon **Guillaumet et Adjanohoun (1971)**, on y reconnaît un groupe d'espèces caractéristiques telles que *Strychnos dinklagei* Gilg. (Loganiaceae), *Cephaelis abouabouensis* Schnell (Rubiaceae), *Drypetes aframensis* Hutch. (Putranjavaceae), des espèces forestières comme *Ouratea glaberrima* P. Beauv. Engl. ex Gilg. A. (Ochnaceae), *Baphia nitida* Lodd (Fabaceae), *Tabernaemontana crassa* Benth. (Apocynaceae), *Lophira alata* Banks et Gaertn.f. (Ochnaceae). La physionomie et la composition de ces forêts littorales en font des forêts typiquement sempervirentes proche du type à *Turraeanthus africanus* (Welw. ex DC) Pellegr. (Meliaceae) et *Heisteria parvifolia* Sm. (Olacaceae).

I-3-1-2- Fourrés littoraux

Les fourrés littoraux sont des formations végétales que l'on rencontre dans le secteur littoral au contact de la mer sur sol peu évolué. D'après **Guillaumet et Adjanohoun (1971)**, ce sont soit des formations fermées avec une strate supérieure protégeant une strate interne sciaphile, soit des formations très ouvertes pénétrées jusqu'au sol par des radiations solaires.

Lorsque les fourrés sont bien conservés, ils renferment des espèces qui sont presque toutes spéciales à ces biotopes : *Chrysobalanus orbicularis* Schumach (Chrysobalanaceae), *Chrysobalanus icaco* L. (Chrysobalanaceae), *Eugenia whytei* Sprague (Myrtaceae), *Dalbergia ecastaphyllum* (L.) Taub. (Fabaceae). Cependant, les fourrés dégradés s'enrichissent en espèces forestières telles que *Capparis erythrocarpos* Isert (Capparidaceae), *Acridocarpus smeathmannii* (DC.) Guill. & Perr. (Malpighiaceae), *Baphia nitida* Lodd (Fabaceae).

I-3-1-3- Savanes littorales

Les savanes littorales constituent une spécificité de la basse Côte d'Ivoire. Ces savanes sont encore appelées «savanes basses» ou «savanes côtières» (**Adjanohoun, 1962**). Ce sont des zones plates portant essentiellement un peuplement herbacé. La strate ligneuse est presque inexistante et ne comporte que quelques rares arbustes et sous-arbrisseaux. Ces savanes littorales s'établissent sur des pseudopodzols. Il s'agit parfois des zones essentiellement graminéennes. D'après **Guillaumet et Adjanohoun (1971)**, leur composition floristique comprend entre autres *Andropogon auriculatus* Stapf. (Poaceae), *Panicum parvifolium* Lam. (Poaceae), *Sauvagesia erecta* L. (Ochnaceae).

I-3-1-4- Forêts marécageuses

Les forêts marécageuses occupent les sols hydromorphes des dépressions proches du littoral et du réseau lagunaire. Selon **Guillaumet et Adjanohoun (1971)**, les groupements caractéristiques des forêts marécageuses sont les groupements à *Hallea ledermannii* (K. Krause) Verdc. (Rubiaceae), *Symphonia globulifera* L.f. (Clusiaceae), *Raphia hookeri* Mann & Wendl. (Arecaceae). On rencontre les plus grandes superficies à l'Est de la lagune Ehy et au Nord des lagunes Adjin et Aby (**Kouamé, 2013**).

I-3-1-5- Forêts ripicoles

Les forêts ripicoles se rencontrent le long des cours d'eau et elles ne subissent que des inondations de courte durée. Ce sont des formations végétales qui se présentent sous forme de bandes de largeurs plus ou moins grandes. D'après **Guillaumet et Adjanohoun (1971)**, on y trouve des espèces arborescentes typiques des bords de berges telles que *Cathormion altissimum* (Hook. f.) Hutch. & Dandy (Fabaceae), *Crudia klainei* Pierre ex De Wild. (Fabaceae), *Pterocarpus santalinoides* DC. (Fabaceae). Parmi les lianes, il y a par exemple *Ancistrocladus abbreviatus* Airy Shaw (Ancistrocladaceae).

I-3-1-6- Végétations des plans d'eau

La surface des plans d'eau est envahie périodiquement par des hydrophytes flottants (**Traoré, 1985 ; Egnankou, 2006**). Il s'agit principalement de la salade d'eau *Pistia stratiotes* Linn. (Araceae), de la jacinthe d'eau *Eichhornia crassipes* Solms-Laub. (Pontederiaceae), de la fougère d'eau *Salvinia molesta* Mitchell (Salviniaceae), de *Typha domingensis* Pers. (Typhaceae). Selon **Guillaumet et Adjanohoun (1971)**, l'on observe en bordure et souvent sur les berges des lagunes et des fleuves des espèces telles que *Echinochloa pyramidalis*

(Lam.) Hitchc. & Chase (Poaceae), *Cyclosorus striatus* (Schum.) Ching. (Thelypteridaceae), *Fuirena umbellata* Rottb. (Cyperaceae), *Nymphaea lotus* Linn. (Nymphaeaceae).

I-3-1-7- Mangroves

Les mangroves sont des forêts qui se développent sur des sols hydromorphes salés résultant de l'accumulation d'alluvions. Elles sont également appelées forêts sur sol hydromorphe à gley (**Guillaumet et Adjanohoun, 1971**). Elles sont soumises à l'influence quasi-quotidienne des marées. En Côte d'Ivoire, les mangroves sont relativement pauvres en espèces végétales. Elles comportent trois (3) types de palétuviers (**Egnankou, 1985**). Ce sont: le palétuvier rouge *Rhizophora racemosa* G. F. W. Mey. (Rhizophoraceae), le palétuvier blanc *Avicennia germinans* (Linn.) Linn. (Avicenniaceae) et le palétuvier gris *Conocarpus erectus* Linn (Combretaceae). Cette dernière espèce de palétuvier a disparu des mangroves orientales de la Côte d'Ivoire. Le plus souvent, les mangroves sont des formations monospécifiques ou dispécifiques à *Rhizophora racemosa* et *Avicennia germinans*. On rencontre souvent dans le sous-bois des mangroves des espèces telles que *Acrostichum aureum* L. (Pteridaceae), *Dalbergia ecastaphyllum*, (L.) Taub. (Fabaceae), *Phoenix reclinata* Jacq. (Arecaceae), *Hibiscus tiliaceus* L. (Malvaceae).

I-3-2- Faune

Les berges lagunaires peuplées de mangroves et les forêts ripicoles des cours d'eau, représentent des habitats indispensables pour de nombreuses espèces animales, notamment les oiseaux paléarctiques et migrants. Des inventaires faunistiques ont été effectués par **Nicolle et al. (1987)** le long du littoral ivoirien. On y rencontre le Héron cendré *Ardea cinerea* (Linnaeus, 1758), le petit Gravelot *Charadrius dubius* (Scopoli, 1786), le Martin pêcheur pie *Ceryle rudis* (Linnaeus, 1758). La région abrite un certain nombre de grands mammifères et de reptiles. A l'issue des nombreuses pressions anthropiques, quelques-uns sont extrêmement menacés parmi lesquels le Lamantin *Trichechus senegalensis* (Link, 17951), l'Hippopotame amphibie *Hippopotamus amphibius* (Linnaeus, 1758), l'Hippopotame pygmée *Hexaprotodon liberiensis* (Morton, 1849), la Loutre à joues blanches *Lutra maculicollis* (Lichtenstein, 1835), la Loutre à cou tacheté *Aonyx capensis* (Schinz, 1821), le varan du Nil *Varanus niloticus* (Linnaeus, 1766), le python de Seba *Python sebae* (Gmelin, 1789), le python royal *Python regius* (Shaw, 1802), les serpents *Naja Naja* ssp (Linnaeus, 1758). L'on assiste à la rareté d'un certain nombre d'espèces, au rang desquelles, on compte l'éléphant *Loxodonta africana* (Cuvier, 1825), le Buffle *Syncerus caffer* (Hodgson, 1847), la Panthère *Panthera pardus* (Linnaeus, 1758) et la tortue d'eau douce *Trionyx triunguis* (Forskål, 1775). Les Primates sont

représentés par le Chimpanzé *Pan troglodytes* (Blumenbach, 1776), le Cercopithèque Mone *Cercopithecus mona* (Schreber, 1774).

S'agissant de la faune aquatique, **Zabi (1982a et b)** a indiqué que les poissons représentent une part importante des ressources fauniques du système lagunaire Ebrié. D'après **Kouamélan et al. (2003)**, les espèces les plus couramment exploitées sont le Tilapia marin *Sarotherodon melanotheron* (Rüppell, 1852), le Tilapia lagunaire *Tilapia guineensis* (Bleeker, 1862), l'Ethmalose *Ethmalosa fimbriata* (Bowdich, 1825).

I-4- Population et activités économiques

La population du département de Grand-Bassam, cosmopolite est constituée principalement des N'Zima, Abouré, Agni-Sanwi, Ehotilé et Essouman (**Bissou, 2016**). Elle est de 179 063 habitants (**RGPH, 2014**).

Le secteur touristique est une nouvelle industrie dans laquelle les autorités ont décidé d'investir. Il est l'activité principale à partir de laquelle la première capitale de la Côte d'Ivoire doit prendre son envol, surtout avec son érection en patrimoine mondial de l'UNESCO (**Zan-Bi, 2014**). Grand-Bassam offre le charme nostalgique d'une ancienne ville coloniale avec de belles plages notamment à Mondoukou, Azuretti, Gbamélé et au quartier France avec de nombreux réceptifs hôteliers (**Zan-Bi, 2014**). Le département de Grand-Bassam regorge de beaucoup d'artisans. Un village à cet effet a été construit à l'entrée de la commune où plusieurs boutiques y sont implantées. La commune de Grand-Bassam est présentée comme étant le principal centre artisanal en Afrique Subsaharienne avec environ 500 artisans (**Zan-Bi, 2014**). On y enregistre une seule scierie. Le commerce et le transport sont dynamiques. En plus de ses activités économiques, l'on enregistre également la pêche, l'agriculture, l'élevage (**Zan-Bi, 2014**). La pêche est l'une des activités les plus florissantes et des plus pratiquées dans le département. Cette pratique est due à l'hydrographie abondante, à la bordure de l'océan atlantique et aussi à la proximité du département de la capitale économique (Abidjan) qui représente un marché potentiel pour les pêcheurs et les mareyeuses (**Zan-Bi, 2014**). L'agriculture est marquée par la présence de quelques fermes de bovins, ovins, porcs et volailles. Ces élevages de types traditionnels sont peu pratiqués. On y rencontre de nombreux bas-fonds où se pratiquent les cultures maraichères, la riziculture et la culture des cocotiers (**Abé, 2005 ; Kouamé, 2013**). Le cocotier : *Cocos nucifera* Linné est une monocotylédone de l'ordre des Spadiciflorales appartenant à la famille des Arecaceae (**Anonyme 1, 2002**). Cette plante pérenne, héliophile est l'une des plus répandues au monde. Elle possède un tronc unique appelé stipe au sommet duquel se trouve une couronne d'une

trentaine de feuilles, composées pennées, de 5 à 6 m de long, pesant 10 à 15 kg (**Niral et Jerard, 2018**). Sa phyllotaxie est caractérisée par une répartition des feuilles sur cinq spirales, tournant à gauche ou à droite (**Niral et Jerard, 2018 ; Konan, 2005**). C'est une plante monoïque réunissant des fleurs mâles et femelles sur un même pied et dont l'inflorescence, avant son épanouissement, est couverte par une bractée oblongue ou spathe, d'environ 1,20 m de long (**Niral et Jerard, 2018**). Le fruit est une drupe monosperme (**Konan, 2005**). Le cocotier n'a pas de racine pivotante, mais plutôt des milliers de racines minces et longues. L'espèce se trouve plus ou moins, entre la latitude 22° N et 22° S, de part et d'autre de l'équateur (**Lekadou, 2009**). Sa dissémination s'est faite au gré des courants marins et, plus tard, par les voyages et migrations humaines (**Bourdeix, 2002**). La superficie de la cocoteraie mondiale a été estimée, en 2002, à 11 000 000 ha, avec 93,64 p.c. pour l'Asie et l'Océanie, 4,54 p.c. pour l'Afrique et 1,82 p.c. pour l'Amérique Latine et les Caraïbes (**Bourdeix et al., 2005**). En Côte-d'Ivoire, initialement prévue pour occuper une superficie de 60 000 ha (**Amagou et Brunin, 1974**), aujourd'hui, les cocoteraies ne couvrent que 50 000 ha (**Konan, 2005 ; Konan et al., 2006**). La majeure partie des cocoteraies est localisée sur le littoral, principalement, d'Assinie à Jacqueville (**Zakra, 1997**). Le cocotier est une plante économiquement importante grâce aux multiples utilisations de ses différentes parties. En effet, les racines ont des vertus médicinales, réputées antipyrétiques et diurétiques (**Van der Vossen et Chipungahelo, 2007**). Le tronc ou stipe est utilisé en charpenterie et les feuilles entrent dans la confection de nattes, de chapeaux ou d'objets artisanaux (**Anonyme 1, 2002 ; Matilde et Humberto, 2008**). Le bourgeon terminal ou cœur se consomme à l'état frais ou cuit. La sève sert à la fabrication de sirop, de sucre brut ou cristallisé, de boissons fermentées, d'alcool distillé ou de vinaigre (**Matilde et Humberto, 2008 ; Matilde et al., 2010**). Le fruit du cocotier se prête à une large variété d'utilisations, notamment, alimentaire, chimique et énergétique (**Rouzière, 1994**). Ainsi, la bourre intervient dans la filature, le tissage et le rembourrage. La coque est utilisée comme charbon, comme revêtement des sols et des marches d'escaliers. L'amande fraîche est consommée ou transformée en lait, en crème ou coco râpé et permet d'obtenir une huile appelée « huile de coprah » (**Assa et al., 2006 ; Konan et al., 2013**). L'huile de coprah est utilisée dans l'industrie alimentaire, cosmétique, pharmaceutique et énergétique pour la confection de confiserie, de margarine, de pâtisserie, de produits de beauté, de médicament et de carburant (**Assa et al., 2006 ; Van der Vossen et Chipungahelo, 2007 ; Assa, 2007 ; Konan et al., 2013**). Le tourteau ou farine de coprah peut être utilisé dans l'alimentation bovine, comme complément alimentaire, à cause de sa faible teneur en protéine (**Bourdeix et al., 2005**).

CHAPITRE II- Invasions biologiques

II-1- Cadre conceptuel de la biologie de l'invasion

Le terme « invasion » a été utilisé pour la première fois dans le sens biologique par Goeze en 1882 dans son ouvrage *Pflanzen-geographie* en relation avec la propagation d'espèces exotiques ou non-natives (Abgrall, 2019). Ce concept désignait alors uniquement les espèces introduites hors de leur aire de répartition et qui se propageaient de manière importante. Il ne caractérisait alors que l'aspect spatial et temporel du phénomène sans lien avec leur impact potentiel, positif ou négatif (Rejmanek *et al.*, 2002). Néanmoins l'usage même du terme « invasion », issu du vocabulaire martial, donne implicitement une connotation négative au phénomène. D'après Richardson *et al.* (2000), « une invasion biologique est conceptualisée comme un ensemble de plusieurs étapes, qui débute par le transport d'un organisme jusqu'à une nouvelle aire géographique, souvent distante de son aire de répartition naturelle ». Elle se poursuit par l'établissement de l'espèce, sa dispersion et éventuellement la génération de conséquences non désirables. Pour d'autres auteurs, l'invasion biologique est un phénomène conduisant à une distribution d'une espèce qui constitue, hors de son aire de répartition naturelle, une ou des populations pérennes (sans intervention humaine) dans les habitats investis (Pascal *et al.*, 2009 ; Barbault et Atramentowicz, 2010). Cette conception suppose qu'une invasion biologique est un phénomène biogéographique qui ne concerne donc pas les espèces natives ou indigènes. Certains auteurs notamment Davis (2009) et Valéry *et al.* (2009) ne partagent pas le même avis. Selon ces auteurs, une invasion biologique est un phénomène écologique et non un phénomène biogéographique. En effet, c'est l'avantage compétitif acquis par une espèce suite à la disparition d'obstacles naturels, à sa prolifération qui rentre en compte. Pour ces mêmes auteurs, il est théoriquement possible d'avoir des espèces exotiques ou non natives invasives et non-invasives et des espèces autochtones ou natives invasives et non-invasives. Ainsi, l'invasion biologique est une notion pour laquelle une multitude de concepts existent (Falk-Petersen *et al.*, 2006) et chacune d'elles ne décrit pas exactement le même processus. Dans le souci de bien comprendre ce phénomène, une nouvelle discipline, qualifiée d'écologie de l'invasion, a été créée. Elle est devenue une discipline à part entière en écologie depuis les années 80 (Richardson et Pyšek, 2007). L'écologie de l'invasion trouve ses origines dans les travaux de Charles S. Elton en 1958, notamment à travers la publication de l'ouvrage « *The ecology of invasions by animals and plants* ». Dans cet ouvrage, Elton redéfinit les concepts d'écologie générale et évolutive dans le contexte des invasions biologiques, présente de nombreux cas d'études à l'échelle planétaire, identifie les vecteurs relatifs à ce phénomène

puis finit par suggérer divers mécanismes sous-jacents aux invasions biologiques. Depuis lors, les mécanismes qui expliquent le succès des invasions biologiques ont fait l'objet d'un grand nombre de travaux de recherches (**Gurevitch et al., 2011**). Il a fallu attendre 1982 pour voir se développer, à l'initiative du Comité Scientifique sur les Problèmes Environnementaux (SCOPE), dépendant du Conseil International des Unions Scientifiques (ICSU), un programme international sur l'écologie des invasions biologiques accepté lors de son assemblée générale d'Ottawa sur les invasions biologiques et leurs impacts sur les écosystèmes. Il aura pour titre « l'Écologie des invasions biologiques ». L'un des premiers ouvrages conventionnels de ce programme, édité par **Groves et Burdon (1986)**, est consacré à l'Australie dont le nombre d'espèces introduites et naturalisées, dans au moins quatre États (Adelaide, Victoria, New South Wales et Queensland) a augmenté de manière linéaire au cours du temps. Un autre volume issu du même programme est publié la même année par **Baker et al. (1986)** où ils développent le problème des espèces envahissantes en Amérique du Nord et à Hawaii. Dans cette partie du monde, l'on estime que sur les 2690 espèces végétales, 946 sont des espèces introduites. Environ 800 espèces indigènes sont en danger et l'on pense que 200 espèces endémiques pourraient avoir disparu à cause des espèces étrangères (**Vitousek, 1988**). Le volume traitant de l'Afrique du Sud est également produit en 1986 par Mc Donald, Kruger et Ferrar. Une synthèse de l'ensemble du programme intitulée « Biological invasion, a global perspective » paraîtra en 1989, éditée par Drake, Mooney, di Castri, Groves, Kruger, Rejmanek et Williamson. Celui concernant l'Europe et le bassin méditerranéen, édité par di Castri, Hansen et Debussche, ne paraîtra qu'en 1990. Quant à l'ouvrage concernant les Tropiques qui traite des plantes envahissantes des Tropiques édité par Ramakrishnan, il sorti en 1991.

Le concept de référence dans le domaine scientifique est celui donné par Williamson dans son ouvrage *Biological Invasions* de 1996 qui explique les invasions biologiques comme l'accroissement durable de l'aire de répartition d'un taxon sur une période identifiable à l'échelle géologique ou paléontologique.

II-2- Plantes exotiques envahissantes

II-2-1- Notion de plantes natives et exotiques

Les définitions d'espèces végétales exotiques envahissantes ou invasives impliquent celle d'espèces natives ou exotiques. D'après **Pyšek et al. (2004)**, une espèce native est une espèce originaire d'un territoire donné ou qui y est arrivée à partir de son aire native, par ses propres moyens de dispersion et sans intervention humaine. Le concept d'espèce exotique connu depuis le 18^{ème} siècle est mentionné dans les travaux de plusieurs naturalistes de

l'époque tels que Charles Darwin ou Joseph D. Hooker (**Richardson et Pyšek, 2007**). Les espèces exotiques peuvent être définies comme « des organismes allochtones, ou non-indigènes, introduits hors de leur aire de répartition » (**Richardson et al., 2000 ; Richardson et Pyšek, 2007**). La définition actuelle conseillée, dans le cas des plantes exotiques, est celle suggérée par **Richardson et al. (2000)** : « plantes dont la présence dans une aire donnée est due à une introduction intentionnelle ou accidentelle liée à l'activité humaine ». Cette définition inclue de manière claire la responsabilité anthropique dans ce phénomène, en tant que vecteur d'introduction.

II-2-2- Notion de plantes exotiques envahissantes

La définition d'une plante exotique envahissante ou plante invasive ne fait pas l'unanimité au sein de la communauté scientifique. Les points de divergence portent principalement sur le fait de considérer les espèces végétales exotiques et indigènes différemment dans le cadre de l'extension de leur distribution (**Valéry et al., 2009, 2013 ; Davis et al., 2011**). L'autre point de divergence porte sur la notion d'impact, notamment sur les écosystèmes (**Richardson et al., 2000 ; Pyšek et al., 2004 ; Ricciardi et Cohen, 2007 ; Tassin, 2015 ; Tassin et al., 2017**).

Selon **Pyšek et al. (2009)**, une espèce végétale exotique envahissante est une espèce végétale exotique naturalisée dont la propagation importante a des conséquences écologiques, socio-économiques et/ou sanitaires négatives. Cette définition basée sur les impacts négatifs est utilisée par des institutions et organismes comme l'IUCN (Union Internationale pour la Conservation de la Nature), l'ISSG (Groupe de spécialistes des espèces envahissantes) ou la CBD (Convention sur la Diversité Biologique).

Selon **Valéry et al. (2008)**, une espèce végétale exotique envahissante correspond à « toute espèce végétale exprimant, à la suite de la disparition des obstacles naturels à sa prolifération, un avantage compétitif lui permettant de s'étendre rapidement et de conquérir de nouveaux espaces dans l'écosystème au sein duquel elle devient une population dominante ».

II-3- Processus d'invasion biologique

Pour donner un cadre théorique commun applicable à tous les cas d'invasions, plusieurs travaux ont essayé de synthétiser la diversité des concepts autour de l'invasion (**Williamson et Fitter, 1996 ; Richardson et al., 2000 ; Blackburn et al., 2011**). Classiquement, différentes étapes sont définies pour étudier le déroulement d'une invasion biologique : le transport d'une espèce, l'introduction de l'espèce dans son nouvel écosystème, l'établissement (naturalisation) de celle-ci suivie de sa prolifération (expansion ou invasion) (**Goudard, 2007**).

Ce processus d'invasion est illustré étape par étape à la **Figure 3**. La capacité pour une espèce exotique à se naturaliser et à devenir envahissante repose, selon le cadre conceptuel défini par **Richardson *et al.* (2000)**, sur sa capacité de cette dernière à s'affranchir d'un ensemble de filtres géographiques, environnementaux, dispersifs et reproducteurs (**Figure 4**).

En premier lieu, des individus d'une espèce indigène dans sa zone d'origine (**A**) peuvent être transportés en dehors de leur aire de répartition (**étape de transport**) (**Figure 3**). Durant cette phase de transport, l'espèce doit franchir des barrières géographiques telles que les océans, les chaînes de montagnes. Le franchissement du **filtre géographique** (**Figure 4**) peut être intercontinental ou intracontinental mais implique un déplacement plus important que celui permis par les capacités intrinsèques de dispersion de l'espèce.

En second lieu, les individus introduits (**étape d'introduction**) (**Figure 3**) peuvent être uniquement cultivés (**B2**) avec des soins particuliers pour leur maintien et pour éviter leur dispersion. Ces individus cultivés peuvent toutefois finir par s'échapper des cultures, quand d'autres individus peuvent être directement introduits dans l'environnement, notamment dans le cas d'introductions accidentelles (**B3**). Parmi les individus dispersés dans l'environnement, certains sont incapables de survivre aux conditions environnementales (**C0**). Le **filtre environnemental local** (**Figure 4**) peut-être abiotique (climatique) ou biotique (pathogènes) et représente la capacité de l'espèce exotique à survivre dans les conditions du milieu où elle s'est trouvée introduite.

En troisième lieu, certains individus peuvent survivre mais n'arriveront pas à se reproduire (**C1**). Enfin, certains individus capables de survivre et de se reproduire n'arriveront pas à former des populations autonomes (**C2**) et finiront par disparaître en l'absence d'événements d'introduction continue. Les individus capables de survivre et de se reproduire à long terme forment des populations autonomes, qui peuvent être considérées comme naturalisées (**étape d'établissement ou de naturalisation**) (**C3**) (**Figure 3**). Le **filtre reproductif** (**Figure 4**) sélectionne les espèces exotiques capables de se reproduire dans les conditions du milieu où elles ont été introduites (**Figure 4**) mais aussi de maintenir cette capacité, et leur population dans le temps (**Figure 4**).

En quatrième lieu, certaines espèces établies ou naturalisées vont pouvoir se disperser et former des populations autonomes et des individus, se trouvant à une distance importante du point initial d'introduction (**D1**) (**Figure 3**) voire se reproduire (**D2**) (**Figure 3**). Le **filtre dispersif** (**Figure 4**) sélectionne les espèces capables à la fois de maintenir leur population mais également de l'accroître grâce à une dispersion importante et donc de devenir potentiellement envahissantes (**Figure 4**).

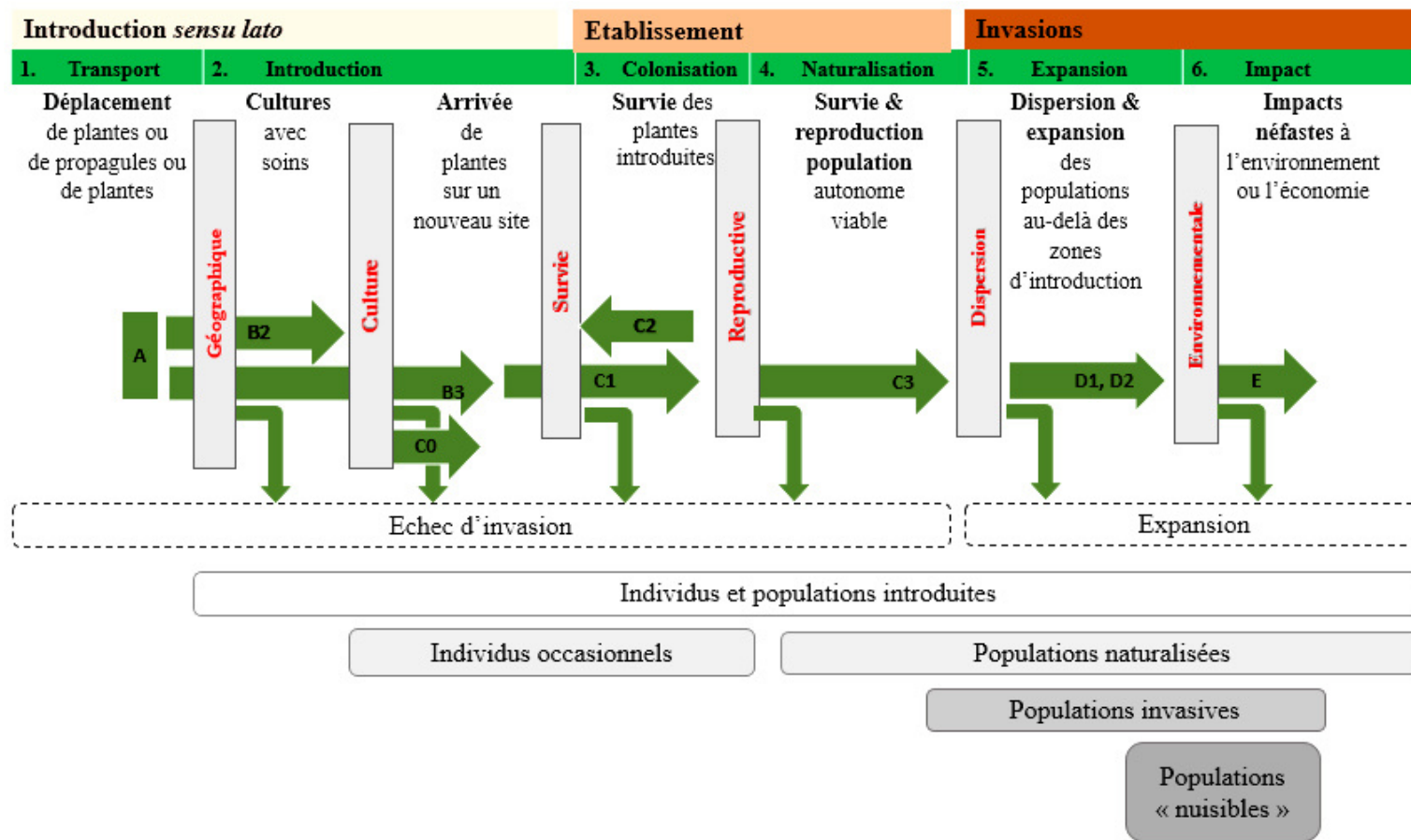


Figure 3 : Cadre unifié pour les invasions biologiques.

Source : Blackburn *et al.* (2011) ; Fried (2019)

Légende : L'espèce est transportée en dehors de son aire de répartition (A) ; individus transportés au-delà des limites de leur aire de répartition naturelle pour être exploitées volontairement (B2) ; individus qui s'échappent ou introduits dans la nature de de façon accidentelle (B3) ; individus incapables de survivre (C0) ; individus qui survivent sans se reproduire (C1) ; individus capables de survivre et de se reproduire mais ne forment pas des populations autonomes puis disparaissent (C2) ; individus qui survivent, se reproduire et se naturalisent (C3) ; individus survivant et se reproduisant à une distance suffisamment éloignée de la zone d'introduction (D1 et D2) ; espèce invasive avec des individus se dispersant, survivant et se reproduisant à travers une large gamme de milieux (E).

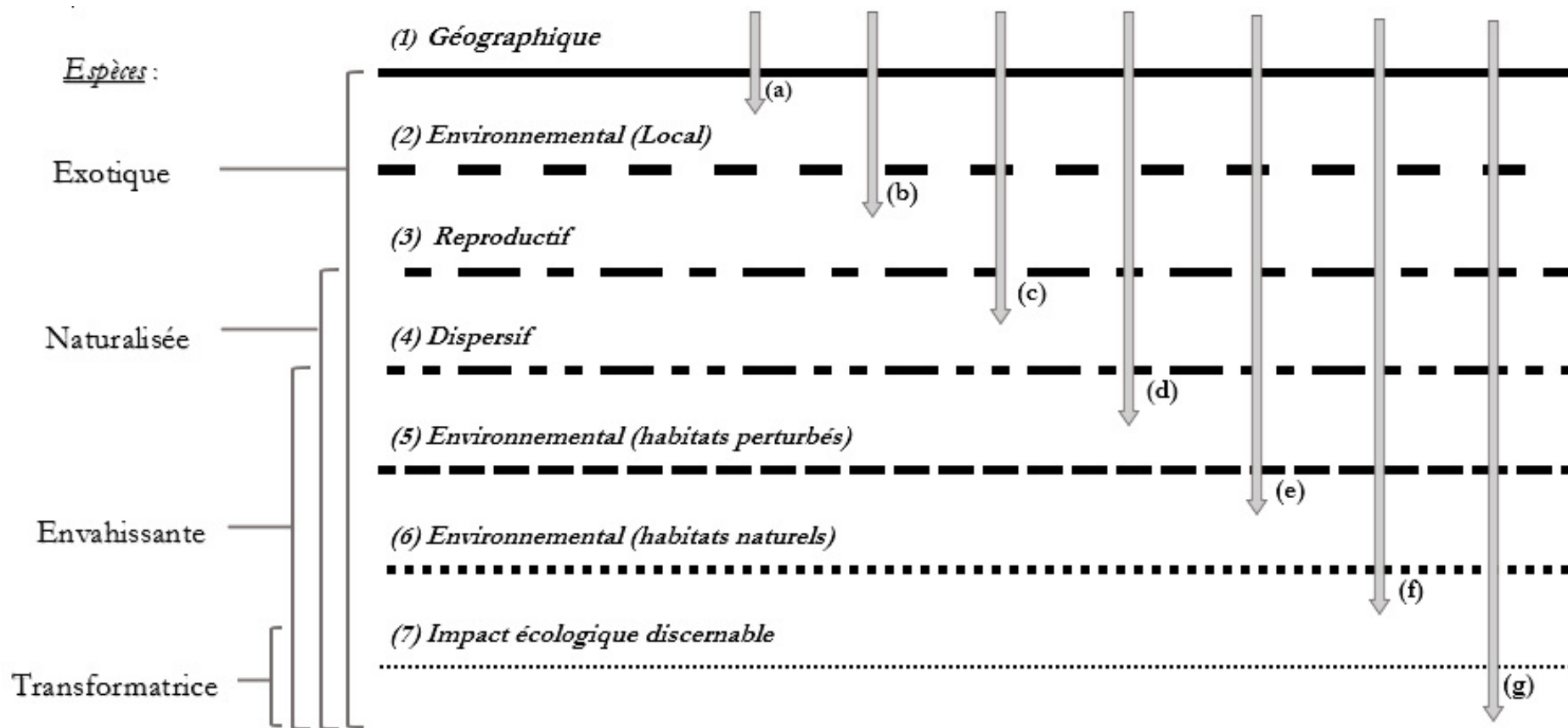


Figure 4 : Représentation schématique des filtres écologiques et pratiques limitant la propagation des espèces exotiques et représentation de la terminologie associée pour nommer les espèces.

Source : Adapté de Richardson *et al.* (2000)

Légende : (1-6) filtres écologiques, (7) répercussions environnementales, (a-g) chemin suivi par des taxons pour arriver à différents statuts.

Certaines populations parmi ces dernières deviennent invasives (**étape d'expansion ou d'invasion**), (E) (**Figure 3**). Les deux derniers **filtres environnementaux du milieu** (**Figure 4**) séparent les espèces exotiques envahissantes exploitant une perturbation préalable de l'écosystème pour s'installer (**Figure 4**) des espèces capables de s'installer dans des habitats naturels en déplaçant les espèces natives (**Figure 4**). La capacité de ces espèces exotiques envahissantes à affecter le fonctionnement et/ou la structure des écosystèmes peut, selon les définitions, être nécessaire pour qu'elles soient considérées comme envahissantes ou les placer dans la catégorie des EEE «transformatrices».

II-4- Facteurs explicatifs du succès invasif

Comprendre et prédire le succès invasif des plantes est l'un des soucis majeurs de l'écologie des plantes exotiques envahissantes. Deux grandes questions sont au cœur des travaux de recherches en écologie de l'invasion : d'une part, quels sont les traits des individus ou espèces exotiques qui envahissent (**Rejmanek et Richardson, 1996**) ; et d'autre part, quelles caractéristiques des écosystèmes ou des communautés les rendent sensibles ou résistants aux invasions (**Lonsdale, 1999**). Ces traits des espèces sont par exemple, la capacité à s'adapter à des fortes variations du milieu et à des conditions extrêmes, avoir une croissance très rapide, se reproduire efficacement et selon de multiples procédés (reproduction végétative ou par pollinisation par exemple), présenter une résistance à des prédateurs ou pathogènes multiples ou avoir des comportements agressifs et exploratoires marqués (**Holway et al., 2002 ; Sutherland, 2004 ; Keller et al., 2011 ; Higgins et Richardson, 2014**). Ces traits peuvent être regroupés en deux catégories : la première est la plasticité, qui permet à l'envahisseur d'adapter son mode d'acquisition des ressources et de modifier sa phénologie et ainsi de bénéficier d'un avantage démographique par rapport aux espèces végétales natives (**Marvier et al., 2004 ; Snyder et Evans 2006**). La seconde est l'innovation, permise par des phénomènes d'hybridation ou de polyploïdisation, qui permet aux espèces végétales envahissantes d'acquérir des fonctionnalités nouvelles par rapports aux espèces végétales natives et de modifier le fonctionnement de l'écosystème autour de ces nouveaux traits (**Abbott, 1992 ; Lee, 2002 ; Ainouche et al., 2009**). L'environnement d'accueil joue également un rôle important dans le développement d'une invasion. D'après **Williamson (1996)**, toutes les communautés sont susceptibles d'être envahies mais certaines plus que d'autres en raison de leur fragilité. Ainsi, les perturbations écologiques des habitats sont un facteur favorable aux invasions biologiques : l'anthropisation et l'artificialisation des milieux concourent à diminuer les capacités de résistance et de résilience (capacité que possède un

écosystème à tendre vers sa trajectoire évolutive d'origine, par auto-organisation, face à des contraintes fortes) des écosystèmes face aux invasions (**Williamson, 1996 ; Mack *et al.*, 2000**) et favorisent les espèces exotiques opportunistes. Il en est de même pour les écosystèmes comportant des niches écologiques vacantes ou comportant un faible nombre d'espèces (**Williamson, 1996 ; Mack *et al.*, 2000**).

Afin de comprendre les mécanismes derrière le processus d'invasion biologique, plusieurs hypothèses (**Figure 5**) ont été développées (**Richardson et Pyšek, 2006**). Ce sont :

(1) L'hypothèse de la règle de 10 p.c. proposée par **Williamson et Fitter (1996)**, qui stipule que sur 1000 espèces importées par l'Homme, 100 seraient introduites dans un territoire, 10 parviendraient à se reproduire et une seule deviendrait envahissante.

(2) L'hypothèse de l'évolution et de l'augmentation de la capacité compétitive (Evolution of increase competitive ability hypothesis), qui indique qu'en raison d'une modification des pressions de sélection entre l'aire native et l'aire d'invasion, les plantes invasives peuvent manifester des changements évolutifs pour augmenter leurs capacités compétitives (**Blossey et Nötzold, 1995**).

(3) L'hypothèse de la plasticité phénotypique et évolutive qui indique que l'envahisseur est capable d'adapter son mode d'acquisition des ressources et de modifier sa phénologie pour bénéficier d'un avantage démographique par rapport aux espèces natives (**Marvier *et al.*, 2004 ; Snyder et Evans 2006**).

(4) L'hypothèse de la dispersion à longue distance qui stipule que les Espèces Exotiques Envahissantes possèdent des capacités de dispersion supérieure à celles des espèces natives leur permettant de « préempter » l'espace en cas de perturbation (**MacDougall et Turkington, 2005 ; Chabrerie *et al.*, 2008**)

(5) L'hypothèse du compétiteur supérieur selon laquelle les plantes invasives sont susceptibles de produire dans leur environnement des composés chimiques qui exercent un effet négatif sur les compétiteurs présents dans cet environnement (**Bais *et al.*, 2003**).

(6) L'hypothèse de la perte d'ennemis naturels (Enemy Release Hypothesis) qui postule qu'il est rare que l'espèce introduite se déplace avec son cortège de pathogènes et de prédateurs. En l'absence d'ennemis naturels, l'espèce invasive bénéficie d'un avantage compétitif pour accroître son expansion et son abondance dans l'aire d'introduction (**Keane et Crawley, 2002**).

(7) L'hypothèse de la similarité limitante (Limiting similarity Hypothesis) qui suppose que des communautés contenant une espèce fonctionnellement proche de l'espèce exotique seront plus résistantes à l'invasion (**Hooper et Dukes, 2010 ; Cleland *et al.*, 2011**).

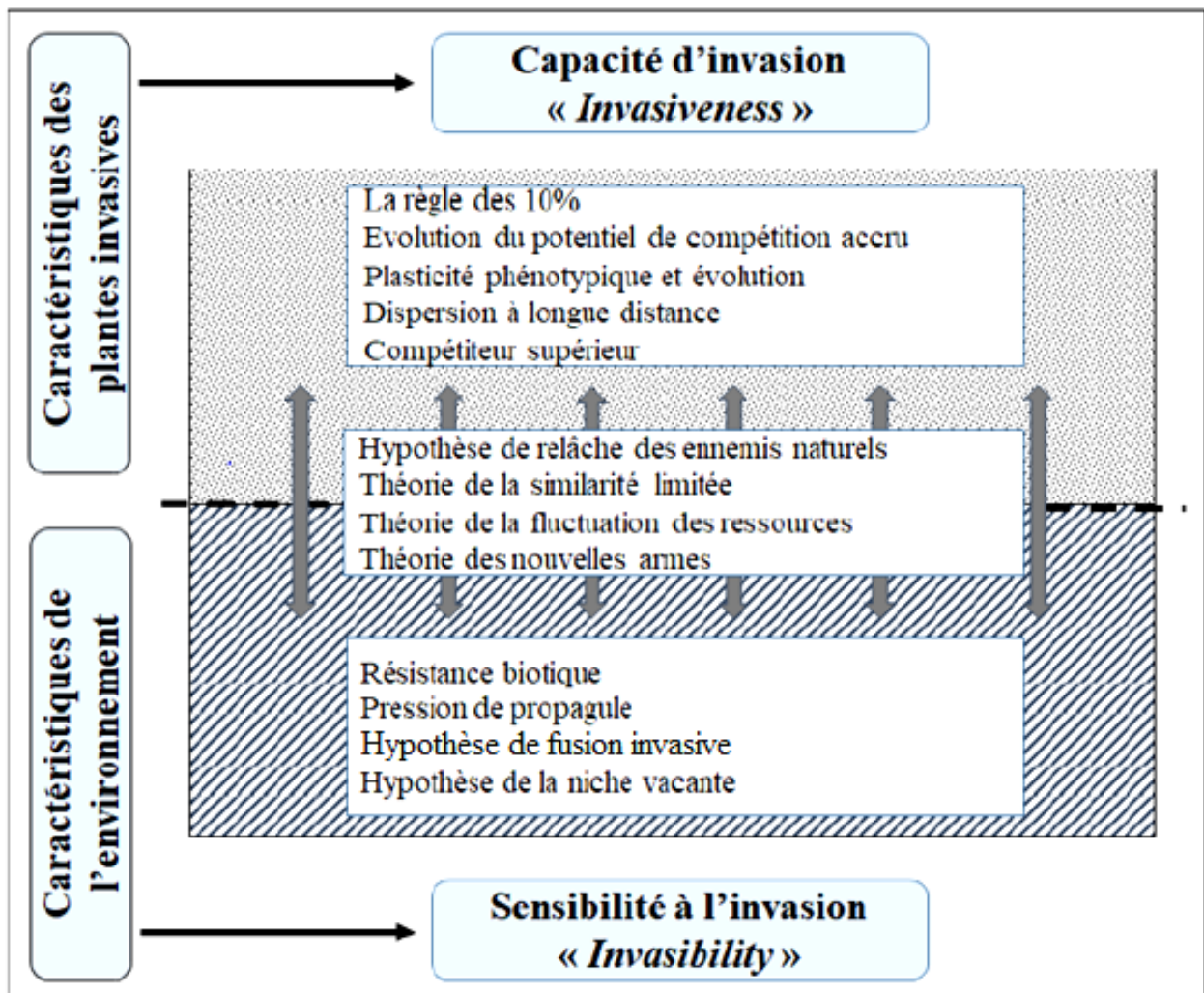


Figure 5 : Principales hypothèses ou théories pour expliquer le succès des plantes invasives.

Source : Adapté de Richardson et Pyšek (2006)

(8) L'hypothèse de la fluctuation des ressources qui stipule qu'un écosystème est particulièrement vulnérable aux invasions dès le moment où des ressources restent inutilisées. Ceci peut se produire en raison soit d'une diminution de la consommation des ressources (destruction d'une partie de la végétation par une perturbation), soit par un apport exogène de nutriments (eutrophisation) (**Burke et Grime, 1996**).

(9) L'hypothèse des nouvelles armes (Novel weapons hypothesis) qui postule que certaines plantes peuvent produire et libérer des substances biochimiques ayant un effet négatif sur les plantes voisines en inhibant leur développement (croissance, germination) (**Callaway et Ridenour, 2004**).

(10) L'hypothèse dominante de la résistance biotique (Biotic resistance hypothesis) qui postule que les communautés résidentes ont la capacité de limiter l'installation, le développement et la prolifération des espèces exotiques (**Elton, 1958 ; Levine et al., 2004**). Cette hypothèse s'intéresse aux mécanismes de régulation trophique comme la prédation (au sens large, comprenant aussi la consommation et le parasitisme) mais également aux mécanismes de compétition ou d'inhibition.

(11) L'hypothèse de la résistance biotique par la diversité (Diversity-Resistance Hypothesis) traite du rôle de la compétition, des issues des champs de l'écologie des communautés et de l'écologie fonctionnelle. Elle a été avancée pour expliquer les variations de succès des espèces exotiques dans certaines communautés. Elle est relative à l'occupation des niches au sein de la communauté résidente (**Elton, 1958**). Elle postule qu'à l'échelle locale, plus la communauté est diversifiée, plus elle sera résistante à l'invasion (**Levine et al., 2004**). En effet, une communauté plus diversifiée aura plus de chance d'occuper toutes les niches de l'espace des conditions disponibles.

Dans l'aire native, les plantes adjacentes se sont généralement adaptées à ces interactions établies depuis longtemps. Au contraire, dans l'aire d'invasion, les substances allélopathiques diminuent la performance des plantes natives voisines et favorisent la compétitivité des plantes invasives. Les interactions allélopathiques constituent de nouvelles armes pour les espèces invasives nouvellement arrivées dans des communautés végétales (**Callaway et Aschehoug, 2000 ; Hierro et Callaway, 2003**).

(12) L'hypothèse de la pression de propagule (c'est-à-dire la taille et la composition de l'échantillonnage des organismes introduits à partir de la région distante) qui indiquent que plus les organismes sont nombreux à être transportés, plus il y a de chances qu'ils survivent au transport, réussissent à s'installer en contrant la dérive génétique et l'effet Allee, et

colonisent le nouveau milieu (**Lockwood et al., 2005 ; Jeschke et Strayer 2006 ; Richardson et al., 2011 ; Blackburn et al., 2015**).

(13) L'hypothèse de fusion invasive ou « Invasional meltdown hypothesis » nous dit que le taux de réussite invasive augmente au cours du temps (**Simberloff et Von Holle, 1999**). Les populations invasives déjà présentes ont pu déstabiliser l'écosystème considéré et peuvent avoir des effets positifs sur les organismes invasifs suivants. Cette hypothèse montre aussi l'existence d'interactions positives entre espèces exotiques envahissantes. Autrement dit, le fait qu'un écosystème soit envahi par une espèce exotique augmente la probabilité d'invasion par d'autres exotiques. Dans un premier temps, les organismes invasifs interagissent par mutualisme (+/+) où les deux espèces ont un rôle bénéfique l'un sur l'autre. Ensuite par commensalisme (+/0) où une espèce a un effet positif sur l'autre. Après, par parasitisme (+/-) où une espèce a un effet positif sur l'autre qui a un effet négatif sur la première. D'un autre côté, par compétition (-/-) où les espèces ont des effets négatifs l'une sur l'autre. Enfin, par amensalisme (-/0) où une espèce a un effet négatif sur l'autre qui n'a pas d'effet sur l'autre.

(14) L'hypothèse de niches vides (Empty niches hypothesis) indique que la présence de niches écologiques vacantes dans l'aire d'introduction est supposée faciliter la réussite des invasions biologiques. En effet, cette situation permet à l'espèce invasive d'accéder à des ressources non utilisées par les espèces natives (**Levine et D'Antonio, 1999**).

II-5- Situation des invasions biologiques

II-5-1- Dans le monde

Au 21ème siècle, les déplacements entre continents, l'augmentation de l'intensité des échanges commerciaux, l'activité agricole, les incendies et les changements climatiques accroissent drastiquement le risque d'envahissement (**Sax et Gaines, 2008 ; Early et al., 2016**). Les prédictions à l'échelle mondiale montrent que l'intensification de l'envahissement varie en fonction de l'échelle spatiale considérée (**Carboni et al., 2015 ; Early et al., 2016**) (**Figure 6**). Les auteurs **Lowe et al. (2000)** et le Programme Mondial sur les Espèces Envahissantes (Global Invasive Species Programme - GISP) ont défini une liste des espèces exotiques envahissantes dans un ouvrage intitulé : La liste des "100 espèces exotiques envahissantes parmi les plus néfastes au monde". Il y a ceux de **Bony et al. (2013)** sur l'anatomie et stratégies de reproduction d'*Indoplanorbis exustus* (Deshayes), un mollusque invasif d'eau douce, de **Boka et al. (2014)** qui ont porté sur la prolifération de la tique exotique *Rhipicephalus microplus* (Canestrini) et de **Kouakou (2018)** qui ont porté sur la taxonomie des espèces de fourmis exotiques et invasives en Côte d'Ivoire.

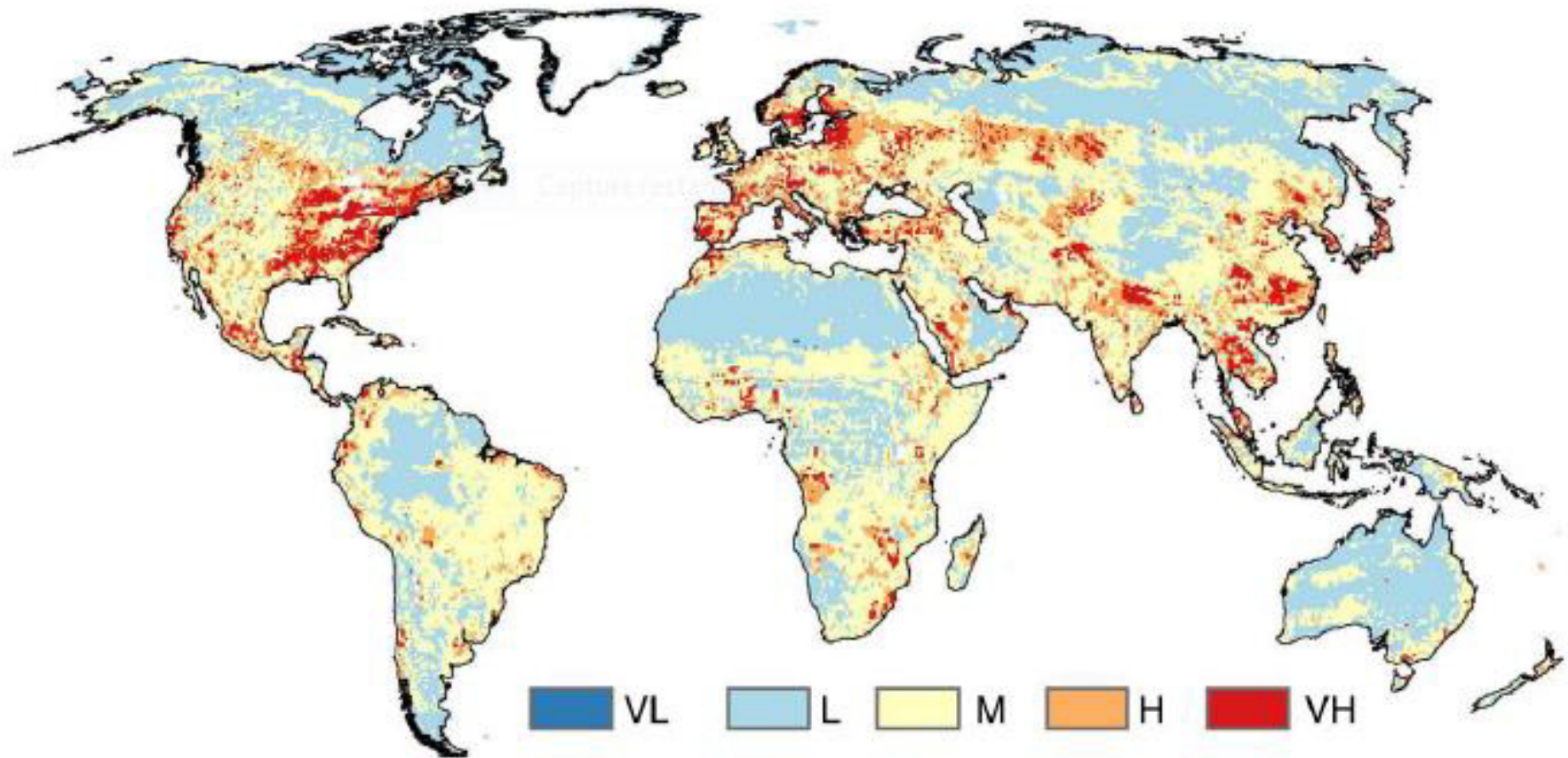


Figure 6 : Risques globaux d'invasions biologiques au XXIème siècle.

Source : Early *et al.* (2016)

Légende : VL : risque très faible ; L : risque faible ; M : risque moyen ; H : risque élevé ; VH : risque très élevé.

Ce dernier a identifié cinq espèces invasives de fourmis : *Solenopsis geminata* Stitz, *Paratrechina longicornis* (Latreille), *Trichomyrmex destructor* (Jerdon), *Pheidole megacephala* (Fabricius) et *Tapinoma melanocephalum* (Fabricius). Dans cette liste on retrouve des espèces animales envahissantes comme la Perche du Nil (*Lates niloticus* L.), le Bulbul à ventre rouge (*Pycnonotus cafer* L.), la Tortue de Floride (*Trachemys scripta elegans* Wied), le Cerf commun (*Cervus elaphus* L.), la Chèvre (*Capra hircus* L.) et l'Écureuil gris (*Sciurus carolinensis* Gmelin) et des espèces végétales envahissantes comme l'Acacia mimosa noir (*Acacia mearnsii* De Wild.), le Goyavier de Chine (*Psidium cattleianum* Afzel. Ex Sabine), l'Herbe du Laos (*Chromolaena odorata* (L.) R.M.King & H.Rob.), la Renouée du Japon (*Fallopia japonica* Houtt.), le Lantanier (*Lantana camara* L.), le Caulerpe à feuille d'if (*Caulerpa taxifolia* (Vahl) C.Agardh), la Jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) et le Spartine d'Angleterre (*Spartina anglica* C.E. Hubb).

II-5-2- En Afrique

La problématique des invasions biologiques a été peu abordée par les chercheurs comparativement aux autres continents (Pyšek *et al.*, 2008 ; Turbelin *et al.*, 2017) (Figure 7). En effet, la majorité des pays africains ont un faible nombre d'Espèces Exotiques Envahissantes signalés malgré une forte colonisation de l'Afrique par les pays européens (Turbelin *et al.*, 2017). Cependant, comme l'ont souligné McGeoch *et al.* (2010), ces données fragmentaires sont étroitement liées aux faibles ressources financières mises à la disposition dans ces pays pour mener les recherches sur les espèces invasives. Le nombre d'espèces invasives signalées en Afrique est largement déterminé par les connaissances sur l'Afrique du Sud, qui représente à elle seule les deux tiers des efforts de recherche sur le continent (Pyšek *et al.*, 2008). Un des exemples est la liste de plantes invasives du Parc National de Kruger établie par Stevenson en 1937. Le nombre d'espèces exotiques a été estimé à 372 dans ce parc, dont les trois espèces *Lantana camara*, *Chromolaena odorata* et *Opuntia stricta* sont les plus invasives. Il est devenu clair pour les gestionnaires des aires protégées que les espèces invasives ont des impacts négatifs sur les efforts de conservation de la biodiversité (UICN/PACO, 2013).

II-5-3- En Côte d'Ivoire

II-5-3-1- Espèces animales invasives

À l'instar des autres pays, la Côte d'Ivoire est aussi confrontée à l'introduction de nombreuses espèces animales exotiques invasives. Toutefois, rares sont les travaux scientifiques qui existent sur ces espèces.

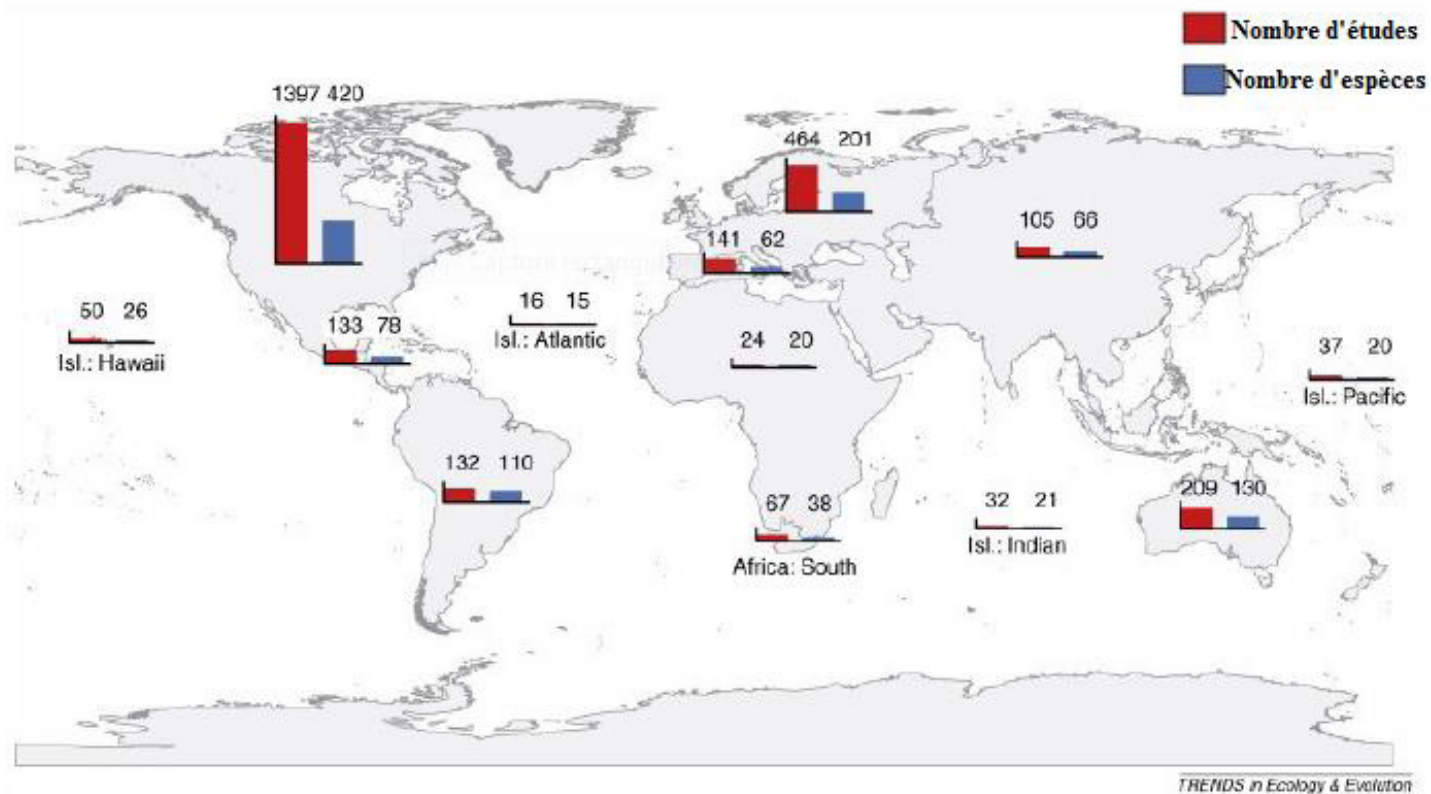


Figure 7 : Structure géographique des taxons envahissants étudiés.

Source : Pyšek *et al.* (2008)

Légende : La taille des barres indique la contribution proportionnelle des régions du monde au nombre total d'espèces envahissantes étudiées (n = 892) et au nombre total d'études (n = 2670). Le nombre d'espèces/études se trouve au sommet des barres. La concentration des efforts de recherche en Amérique du Nord et en Europe est évidente.

II-5-3-2- Espèces végétales invasives

La problématique des espèces végétales invasives a aussi été abordée en Côte d'Ivoire. Les travaux d'**Akaffou et al. (2019 ; 2020)** ont porté respectivement sur la dynamique de colonisation des zones rudérales du Parc National du Banco par les Espèces Végétales Exotiques Envahissantes et sur la répartition actuelle et future de *Chromolaena odorata* (L.) R. M. King et H. Roxb et *Hopea odorata* Rox dans le Parc National de Banco. **Traore et al. (2019)** ont analysé la flore aquatique envahissante des plans d'eau de la ville de Daloa. Les travaux de **Tiébré et Gnanazan (2018)** ont porté sur l'impact de *Chromolaena odorata* (L.) RM King & H. Rob. sur la composition floristique et les propriétés physico-chimiques du sol du Parc National du Banco. Ceux de **Dogba et al. (2018)** ont porté sur la biologie et écologie de *Porophyllum ruderale* (Jacq.) Cass., une Compositae nouvellement apparue en Côte d'Ivoire. L'on a aussi ceux de **Maroun (2017)** qui ont porté sur la perception de *Chromolaena odorata* (L.) RM King & H. Rob par les populations des milieux agricoles du Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire. **Noba et al. (2017)** ont fait un inventaire préliminaire des plantes invasives présentes en Côte d'Ivoire. Des travaux concernant la lutte des plantes exotiques envahissantes ont aussi été menés. Il s'agit de ceux de **Égnankou et al. (2016)** sur la lutte chimique à base de chlorure de sodium contre *Salvinia molesta* Mitchell et *Pistia stratiotes* L.. Les travaux de **Tiébré et al. (2014 ; 2015)** ont porté respectivement sur les services écosystémiques rendus par *Hopea odorata* Rox. dans le Parc National du Banco et sur les stratégies et le potentiel d'invasion des massifs forestiers par *Hopea odorata* Rox.. **Neuba et al. (2014)** ont établi la liste préliminaire des espèces invasives de Côte d'Ivoire. Les travaux de **Tiébré et al. (2012)** ont porté sur la biologie reproductive de *Tithonia diversifolia* (Hemsl.) A.Gray. La compétitivité de *Chromolaena odorata* (L.) RM King & H. Rob. a été étudiée dans le Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire (**de Rouw, 1991**). Les travaux menés par **Aké-Assi (1962 ; 1970 ; 1977 ; 1980 ; 2002)**, **Alexandre (1982)**, **Guillaumet et Morat (1990)**, **N'Dah et Arfi (1996)**, **Aké-Assi et Ipou (2006)** ont servi de base à **Neuba et al. (2014)** pour établir la liste préliminaire des espèces invasives de Côte d'Ivoire.

À ce jour, sur la base des travaux de l'**UICN (2014)**, **Neuba et al. (2014)**, **Noba et al. (2017)**, **Dogba et al. (2018)** et **Akaffou et al. (2019)**, le nombre de plantes invasives de la flore ivoirienne est estimé à 37 espèces invasives (**Tableau I**).

Tableau I : Liste des plantes exotiques invasives de Côte d'Ivoire (UICN, 2014 ; Neuba *et al.*, 2014 ; Noba *et al.*, 2017 ; Dogba *et al.*, 2018 ; Akafou *et al.*, 2019)

N°	Espèces	Famille	Ecologie	Mode d'introduction
1	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	Asteraceae	T	-
2	<i>Alternanthera brasiliana</i> (L.) Kuntze herbe Brésil	Amaranthaceae	T	Orn.
3	<i>Bambusa vulgaris</i> Schrad. ex J. C. Wendel.	Poaceae	T	-
4	<i>Breynia disticha</i> J. R. & G. Forst	Euphorbiaceae	T	-
5	<i>Caladium bicolor</i> (Aiton) Vent.	Araceae	T	Orn.
6	<i>Calophyllum inophyllum</i> L.	Calophyllaceae	T	-
7	<i>Cecropia peltata</i> Linn.	Cecropiaceae	T	Agrof.
8	<i>Cedrela toona</i> Rox.ex Wild	Meliaceae	T	Reb.
9	<i>Chromolaena odorata</i> (L.) R. M. King & H. Rox.	Asteraceae	T	Acc.
10	<i>Croton hirtus</i> L'Hérit.	Euphorbiaceae	T	-
11	<i>Dieffenbachia picta</i> Schott	Araceae	T	Orn.
12	<i>Echinochloa colona</i> (L) link	Poaceae	T	-
13	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	Pontederiaceae	A	Orn.
14	<i>Euphorbia heterophylla</i> Linn.	Euphorbiaceae	T	Orn.
15	<i>Gmelina arborea</i> Rox.	Verbenaceae	T	Reb.
16	<i>Hevea brasiliensis</i> (Willd. ex A.Juss.) Müll.Arg.	Euphorbiaceae	T	Agrof.
17	<i>Hopea odorata</i> Rox.	Dipterocarpaceae	T	Orn.
18	<i>Lantana camara</i> Linn.	Verbenaceae	T	Orn.
19	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) De Wilt	Fabaceae	T	Agrof.
20	<i>Litsea glutinosa</i> (Lour) C.B.Rob.	Lauraceae	T	Orn.
21	<i>Mimosa invisa</i> Martius ex Colla.	Fabaceae	T	Agrof.
22	<i>Mimosa pigra</i> L.	Fabaceae	T	Agrof.
23	<i>Mimosa quadrivalvis</i> var. <i>leptocarpa</i> (D.C.) Barneby	Fabaceae	T	Agrof.
24	<i>Nelumbo nucifera</i> Gaertn.	Nymphaeaceae	A	Orn.
25	<i>Pistia stratiotes</i> L.	Araceae	A	Orn.
26	<i>Porophyllum ruderale</i> (Jacq.) Cass.	Compositae	T	-
27	<i>Pueraria phaseoloides</i> (Rox.) Benth.	Fabaceae	T	Agrof.
28	<i>Pycreus mundtii</i> Nees	Cyperaceae	A	Orn.
29	<i>Salvinia molesta</i> D.S.Mitch.	Salviniaceae	A	-
30	<i>Salvinia nymphellula</i> Desv.	Salviniaceae	A	-
31	<i>Solanum erianthum</i> D. Don	Solanaceae	T	-
32	<i>Solanum rugosum</i> Dun.	Solanaceae	T	-
33	<i>Stenotaphrum secundatum</i> (Walter) Kuntze	Poaceae	T	Orn.
34	<i>Syngonium podophyllum</i> Schott	Araceae	T	Orn
35	<i>Tabebuia pallida</i> (Lindl.) Miers	Fabaceae	T	Orn
36	<i>Tithonia diversifolia</i> A. Gray	Asteraceae	T	Orn
37	<i>Turnera ulmifolia</i> L.	Passifloraceae	T	Orn

Légende : Orn. Ornementale ; Acc. Accidentelle ; Agrof. Agroforestière ; Reb. Reboisement ; -. Pas d'information, T : Terrestre ; A : Accidentelle.

CHAPITRE III- Relations plante-sol

III-1- Plantes

III-1-1- Définition des plantes

Les plantes sont des organismes photosynthétiques et autotrophes, caractérisées par des cellules végétales. Elles forment l'un des règnes des eucaryotes. Ce règne est un groupe monophylétique qui comprend les plantes terrestres, les algues vertes et les algues rouges. Les plantes se divisent en plusieurs parties : les racines qui représentent la partie souterraine de la plante ; la tige et les feuilles qui constituent les parties aériennes (**Koné, 2011**).

III-1-2- Différentes parties d'une plante et leurs rôles

III-1-2-1- Racines

Les racines sont des organes de fixation d'un végétal à son substrat. Elles assurent l'essentiel de l'absorption de l'eau et des sels minéraux grâce aux nombreux poils absorbants qui sont des prolongements des cellules superficielles des extrémités racinaires. Elles permettent également de stocker des réserves, de synthétiser et de transporter des métabolites (**Koné, 2011**).

III-1-2-2- Tiges

Les tiges sont des organes végétaux généralement aériens, qui portent les feuilles et les organes reproducteurs. Elles permettent le transport de la sève. Les éléments absorbés ou synthétisés par la plante sont véhiculés par les vaisseaux conducteurs de la tige (**Koné, 2011**).

III-1-2-3- Feuilles

Les feuilles sont constituées à partir d'une excroissance latérale de la tige. Elles interviennent dans la respiration et la photosynthèse. Grâce à la chlorophylle contenue dans les feuilles, la plante fixe (à la lumière) le CO₂ de l'atmosphère, rejette de l'O₂ et fabrique des éléments nutritifs : c'est la photosynthèse (**Koné, 2011**).

III-2- Sol

III-2-1- Définition du sol

Selon **DOKUCHAIEV**, les sols sont des corps naturels, indépendants, dont chaque individu présente une morphologie particulière résultant d'une combinaison spécifique du climat, de la matière vivante, de la roche, du relief et de la durée d'évolution. La morphologie

de chaque sol, telle qu'elle se manifeste dans le profil reflète les effets combinés d'une série particulière de facteurs génétiques déterminant son développement.

Le sol est le résidu de l'altération, du remaniement et de l'organisation de la couche supérieure de la croûte terrestre sous l'action de la vie, de l'atmosphère et des échanges d'énergie qui s'y manifestent (**Drouet, 2010 ; Gobat *et al.*, 2010**). Il est constitué de trois fractions (solide, liquide, gazeuse). La fraction solide est composée de constituants minéraux (sable, argile,...) et de constituants organiques. La fraction liquide (solution du sol) est composée d'eau dans laquelle sont dissoutes des substances solides provenant à la fois de l'altération des roches, de la minéralisation de la matière organique (N, P, K, Ca, Mg, etc...) et des apports par l'homme (apports d'engrais solubles par exemple). Enfin, la fraction gazeuse ou atmosphère du sol est composée des mêmes gaz que l'air, avec en plus des gaz provenant de la décomposition des matières organiques (**Drouet, 2010**).

Les sols développent des couches appelées horizons. Ces horizons ont des caractéristiques distinctes induites lors des processus de formation du sol. Les horizons majeurs sont notés O, A, E, B et C. Chaque sol ne contient pas chaque horizon car il est fonction de son niveau de développement. L'épaisseur des horizons varie selon les types de sols (**Perdrial, 2012**).

L'horizon O représente la zone d'accumulation de la matière organique. La matière organique se retrouve dans différent état de décomposition. C'est une zone qui est généralement de couleur sombre (**Perdrial, 2012**).

L'horizon A constitue la zone d'incorporation de la matière organique dans le sol minéral. C'est une zone de forte activité biologique. Elle est généralement de couleur sombre (**Perdrial, 2012**).

L'Horizon E est la zone d'éluviation ou lessivage (sableux). Les minéraux solubles et la matière organique sortent de cet horizon. C'est une zone de couleur plus claire (**Perdrial, 2012**).

L'Horizon B représente la zone d'accumulation de la matière lessivée au-dessus. Cette zone est généralement argileuse, riche en humus et en oxydes. Les couleurs sont variables. Elles varient de rouge et jaune à brun et gris (**Perdrial, 2012**).

L'Horizon C constitue la zone de la roche-mère légèrement altérée et érodée (**Perdrial, 2012**).

III-2-2- Propriétés physiques des sols

III-2-2-1- Texture

La texture d'un sol ou granulométrie représente les proportions relatives de limons, d'argiles et de sables. Les textures sont regroupées en 12 ou 13 classes texturales (Exemple : sol argileux, limono-sableux...). Les particules du sol présentent chacune individuellement des propriétés particulières. Les argiles ont une structure feuilletée qui fixe l'eau, les éléments minéraux et la matière organique. À l'inverse, les sables sont des grains inertes avec une faible rétention en eau. Quant aux limons, ils sont caractérisés par leur sensibilité à la battance. Sous l'effet des pluies, il se forme une croûte imperméable à la surface (**Delville et al., 1996**). La texture apporte des informations utiles sur la gestion de l'eau du sol. Par exemple, un sol sableux draine beaucoup plus vite qu'un sol argileux.

III-2-2-2- Structure

La structure est le mode d'association des particules individuelles en vue de former ou non des agrégats (**Mémento de l'agronome, 2000**). Les sables et les limons jouent un rôle de squelette et les argiles et la matière organique celui de ciment (**Delville et al., 1996**). La structure qui conditionne la porosité du sol a une influence sur l'enracinement et détermine la cohésion du sol et la résistance à l'éclatement des agrégats. On distingue trois grands groupes de structure : les structures particulières, les structures massives et continues et les structures fragmentaires ou motteuses. Dans les structures particulières, les constituants solides du sol n'ont aucun lien entre eux. Dans les structures massives et continues, les constituants sont liés entre eux. Dans ce type de structure, l'air et l'eau ne circulent pas facilement et le sol devient asphyxiant, ce qui est néfaste pour les racines et la microflore. Enfin, dans les structures fragmentaires ou motteuses, les constituants solides du sol sont liés entre eux en agrégats de différentes tailles (**Ndoum, 2010**). La structure du sol a une influence déterminante sur la germination des graines. En effet, un sol convenablement structuré doit comporter une portion importante (30 à 40 p.c.) d'éléments dont le diamètre est au plus supérieur à celui de la graine. Un sol de mauvaise structure est fendille et les fentes vont contribuer à l'assèchement du sol qui est d'autant plus élevé que les fentes sont profondes. Ce phénomène est rencontré dans les sols lourds (**Koné, 2011**).

III-2-3- Propriétés chimiques des sols

Kelly (2014) souligne que le sol est une source majeure de nutriments nécessaires à la croissance des plantes. En outre, le manque de l'un ou de tous ces nutriments peut entraîner

un retard de croissance des cultures ou des maladies ce qui aura une influence négative sur le rendement maximal (Walworth, 2006 ; Kelly 2014). Les éléments nutritifs du sol sont regroupés en trois catégories (Kelly, 2014) qui comprennent d'abord les éléments nutritifs primaires, appelés "éléments nutritifs majeurs" qui regroupent l'azote (N), le phosphore (P) et le potassium (K) (Kelly, 2014). Ces trois éléments nutritifs sont nécessaires en plus grande quantité que les autres (Yost et Uchida, 2000). Ensuite, les nutriments secondaires qui comprennent le calcium (Ca), le magnésium (Mg) et le soufre (S) (Kelly, 2014). Enfin, les micronutriments qui comprennent le fer (Fe), le manganèse (Mn), le bore (Bo), le molybdène (Mo), le cuivre (Cu), le zinc (Zn), le chlore (Cl), le nickel (N) et le cobalt (Co) (Kelly, 2014). Ces micronutriments sont nécessaires en très petites quantités et l'absorption est exprimée en parties par million (ppm) (Yost et Uchida, 2000).

III-2-3-1- Azote

L'azote est un élément-clé de la nutrition végétale et est le moteur de la croissance végétative. Il provient de l'atmosphère par les pluies qui vont vers le sol, par les bactéries (*Azotobacter chroococcum* Beijerinck et *Beijerinckia indica* Der), et par les légumineuses qui fixent l'azote atmosphérique (Bentchikou, 1981 ; Benaziza, 1997).

Dans le sol, l'azote se trouve sous plusieurs formes : organique, ammoniacale (NH_4^+), et nitrique (NO_3^-). L'azote du sol est essentiellement sous la forme organique. C'est par la minéralisation que la matière organique libère l'azote utilisable par les plantes. La première source d'azote utilisée par les plantes est l'azote du sol. En effet en absence de tout apport d'engrais, les plantes non fixatrices et les plantes fixatrices d'azote atmosphérique utilisent d'abord l'azote de la semence et du sol durant la première phase de leur croissance. Les plantes absorbent l'azote sous forme de nitrates (NO_3^-) et d'ammonium (NH_4^+). L'importance relative de chacune de ces formes dépend de l'espèce végétale et des conditions du milieu (Bentchikou, 1981 ; Benaziza, 1997). Le sol contient environ 1 p.c. d'azote dans les horizons de surface soit 3t/ha dans les 20 premiers centimètres du sol (Mémento de l'agronome, 2000).

III-2-3-2- Phosphore

Le phosphore joue un rôle de véhicule et de moteur dans la photosynthèse ; facteur de croissance. Il favorise le développement racinaire, est un facteur de précocité et joue un rôle essentiel dans la fécondation et la mise en place du fruit (Mémento de l'agronome, 2000). Le phosphore intervient de façon déterminante dans la constitution de certains

éléments structuraux essentiels à la vie cellulaire (phospholipides, acides nucléiques), dans les échanges d'énergies et dans de nombreuses réactions métaboliques (**Mengel et Kirby, 1982**). Cet élément essentiel pour les plantes est généralement en quantité réduite dans les ferralsols (sols ferraliques).

Selon **Gonde et Jussiaux (1980)**, le phosphore se retrouve sous six formes dans la nature : le phosphore soluble, le phosphore lié au calcium, le phosphore lié à l'aluminium, le phosphore lié au fer et à l'aluminium et le phosphore lié à la matière organique. Mais seules les formes de phosphore liées au calcium, à l'aluminium, et le phosphore soluble sont directement assimilables aux plantes.

III-2-3-3- Potassium

Le potassium est un élément minéral majeur essentiel au développement et à la croissance des plantes (**N'doum, 2010**). Le potassium intervient comme régulateur de fonction d'assimilation chlorophyllienne (favorise la synthèse des glucides) et permet une meilleure économie de l'eau dans les tissus en leur conférant une forte rigidité. La plupart des auteurs s'accordent sur la définition des formes de potassium présentes dans le sol telles que synthétisées par **Wicklander (1954)** qui distingue 4 sortes de potassium. Le potassium de la solution du sol qui se trouve en état d'équilibre avec le potassium échangeable dont il se distingue facilement (**Wicklander, 1954**). Le potassium échangeable qui représente 1 p.c. du potassium total des sols (**Wicklander, 1954**). Le potassium fixé qui est fixé sur les interfaces des feuillettes argileuses et à l'intérieur des cavités hexagonales dans des minéraux argileux comme l'illite où K est l'un des constituants des mailles cristallines (**Wicklander, 1954**). Le potassium des mailles cristallines qui fait partie intégrante de l'architecture de certains minéraux comme les argiles illitiques, les micas hydratés, les micas et les feldspaths et représente la plus grande partie du potassium total (**Barbier, 1962**). Le potassium de la solution du sol et le potassium échangeable sont directement assimilables par les plantes mais une partie du potassium non échangeable peut, au moins dans certains cas, servir à l'alimentation des plantes (**Middelburg, 1955**).

III-2-3-4- Calcium

Le calcium joue un rôle dans la perméabilité des membranes et dans le durcissement des tissus de soutien. Il rend la structure du sol plus meuble, plus stable et favorise la perméabilité de l'eau et de l'air, le travail du sol et la pénétration des racines. Il favorise l'humification et la formation du complexe argilo humique (**Soltner, 2000**).

III-2-3-5- Magnésium

Le magnésium qui est un constituant de la chlorophylle intervient comme activateur d'enzyme dans les processus de respiration. Les carences en magnésium ne sont pas rares dans les sols tropicaux. Les déséquilibres Mg/K et Ca/Mg peuvent conduire à des carences. Un rapport Mg/K inférieur à 3 démontre une carence en magnésium (Mossu, 1990).

III-3- Interaction plantes-sol

Les plantes entretiennent un certain nombre de relations avec le sol, parmi les plus importantes, les cycles biogéochimiques des éléments nutritifs du sol. En effet, c'est du sol qu'elles puisent les éléments nutritifs nécessaires à leur croissance (N'Doum, 2010).

III-3-1- Mécanismes d'enracinement des plantes et d'absorption de l'eau du sol

Les plantes développent plusieurs mécanismes pour absorber de l'eau du sol. Les racines n'absorbent pas l'eau sur toute la longueur, l'endroit où l'absorption est maximum est la zone de développement des poils absorbants. L'enracinement est variable car les racines croissent dans un milieu où les conditions sont variables (état structural, le pédoclimat, l'état physico-chimique, les fonctions biologiques) (Koné, 2011). L'enracinement dépend de l'état structural du sol, de l'humidité, de l'aération, de la température et de la richesse chimique du sol. La taille des pores exerce un rôle important puisqu'une racine ne peut s'allonger que dans des interstices de taille suffisante. Si les pores sont trop gros, le contact n'est pas satisfaisant avec les particules du sol. Le développement du système racinaire dans un sol donné dépend de la résistance que ce sol offre à la pénétration des racines. Cette résistance est d'origine mécanique. La résistance mécanique présente un caractère important dans les régions où des périodes sèches et relativement longues surviennent entre deux périodes pluvieuses. Elle s'accroît en sol argileux lorsque la porosité est insuffisante. L'influence de la résistance du sol à la pénétration des racines se traduit par la formation de poils absorbants qui sont très perméables à l'eau car ils ne présentent pas de parois subérisées. Les poils absorbants permettent aux racines de s'enfoncer dans le sol. Lorsque le sol est humide, la résistance à la pénétration est plus faible et le sol plus facilement déformable. La progression des racines est liée au potentiel hydrique. Un léger déficit hydrique en début de végétation favorise l'enracinement. Au contraire, une irrigation trop précoce et trop abondante limite l'extension des racines. La respiration racinaire est assez importante, une teneur minimale en oxygène dans le sol est indispensable. Pour la majorité des plantes, la croissance des racines est normale pour une capacité en air de 8 à 10 p.c. Les racines tolèrent une teneur en CO₂ de 1 à 2

p.c. mais flétrissent quand elle dépasse 5 p.c.. La température du sol conditionne aussi l'enracinement. Les températures optimales se situent en générale entre 5 et 20°C. Des températures élevées en début du cycle de végétation sont défavorables. La température et l'aération interagissent sur la croissance raculaire. La richesse chimique du sol influe de même, sur l'enracinement. Par exemple le phosphore favorise l'allongement des racines. Par contre, d'autres éléments chimiques peuvent être toxiques aux racines. C'est le cas de l'aluminium, lorsqu'il est en excès dans le sol (**Koné, 2011**).

III-3-2- Relation entre les plantes et l'aération du sol

L'aération du sol désigne l'ensemble des manifestations ou les gaz du sol (O₂, CO₂, N₂) qui interviennent soit à l'état gazeux dans les pores libres du sol, soit à l'état dissous dans la solution du sol (**Koné, 2011**). L'état structural et l'état hydrique conditionnent l'aération du sol. En condition normale, la teneur en oxygène est comprise entre 18 et 20.5 p.c. La teneur en CO₂ est beaucoup plus variable ; elle se situe entre 0.2 et 3.5 p.c. selon le type et les conditions du sol. La teneur en CO₂ augmente avec la profondeur, celle de l'oxygène diminue. Une mauvaise aération du sol réduit la respiration raculaire, l'absorption de l'eau et des éléments minéraux par les racines des végétaux. Le manque d'oxygène dans le sol réduit la transpiration chez plusieurs espèces et provoque une diminution de l'activité métabolique au niveau des racines. En condition d'anaérobie, les cellules des racines de la plupart des espèces transforment le glucose en alcool éthylique qui est toxique ; il bouleverse l'activité métabolique chez les plantes surtout au moment de la floraison (Ex : chez le pois et les céréales). Par contre, les cellules des espèces adaptées aux conditions d'anaérobie transforment le glucose en acide malique (Ex : le riz). Pour maintenir une activité raculaire normale, il faut qu'un minimum d'oxygène soit présent dans le sol. Ce minimum varie selon les espèces, céréales : 10 à 15 p.c., betterave : 15 à 20 p.c., prairie : 5 à 10 p.c. (**Koné, 2011**).

III-3-3- Échanges entre les plantes et les ions du sol

Plusieurs échanges d'ions sont faits entre le sol et les racines. Les plantes prélèvent de la solution du sol les ions dont elles ont besoin et appauvrissent ainsi la solution du sol en ions. La solution du sol va alors emprunter les ions perdus des particules du sol et des colloïdes pour rétablir l'équilibre entre la solution du sol et le sol (**Koné, 2011**). Donc le développement des plantes dépend de la capacité du sol à libérer certains ions dans la solution du sol. Pour se développer, les plantes ont besoin d'un certain nombre d'éléments (**De Marsac, 1987**). Mis à part le carbone, l'hydrogène et l'oxygène qui sont fournis par

l'atmosphère, les éléments dont la plante a besoin sont N, P, et K comme éléments majeurs ; Ca, Mg et S comme éléments secondaires et B, Fe, Cu, Mn, Zn, Mo comme oligoéléments. Les exigences en éléments majeurs, secondaires ou oligoéléments diffèrent d'une espèce à une autre, d'une variété à une autre et même pour une variété d'une période à une autre (**De Marsac, 1987**). Les éléments chimiques qui proviennent pour la plupart de l'altération de la roche mère, sont absorbés au niveau des racines d'où ils migrent dans la partie aérienne. À partir du gaz carbonique de l'air et de l'énergie solaire, les feuilles synthétisent la matière organique. Après la sénescence, elles tombent et se décomposent sous l'action des micro-organismes du sol. Les constituants organiques et minéraux sont transformés (respectivement par minéralisation et dissolution) et seront absorbés à nouveau par la plante (**Génot *et al.*, 2009**). Ainsi, l'analyse foliaire est un outil important pour déceler les exigences et les préférences nutritionnelles de chaque espèce (**Ndoum, 2010**).

CHAPITRE IV- Cadre d'investigation

IV-1- Perception des espèces exotiques envahissantes

La perception des espèces végétales exotiques envahissantes peut être définie par le degré de connaissance des acteurs sur ces espèces, l'importance qu'ils accordent à ces espèces ou leurs attentes dans la gestion de ces espèces (**Lamarque *et al.*, 2011**). L'approche de la perception des espèces végétales exotiques envahissantes est de plus en plus utilisée en Écologie des Invasions dans le cadre de la gestion de ces espèces car elle implique l'ensemble des acteurs directement ou indirectement concernés par le risque en question (**Martino *et al.*, 2008 ; Atlan et Darrot, 2012**). En effet, selon **Perrings *et al.* (2000)** et **Zavaleta *et al.* (2001)**, ces acteurs sont impliqués dans tout le processus d'invasion en agissant comme des vecteurs d'introduction (accidentels ou intentionnels), en subissant les conséquences et ont donc la capacité d'agir et de prendre les décisions qui s'imposent pour les gérer.

La perception des acteurs sur une espèce végétale exotique envahissante varie selon les connaissances en fonction du rapport à la nature, des impacts de l'espèce sur l'activité professionnelle et des raisons de sa présence sur le terrain (**Martín-López *et al.*, 2012 ; Moss *et al.*, 2014 ; Broomell *et al.*, 2015 ; van der Linden 2015 ; Maroun, 2017**). Selon **de Carrara *et al.* (2015)**, la connaissance de la perception des populations et leurs avis sur les espèces végétales exotiques envahissantes assurent une meilleure orientation quant à l'élaboration des plans de gestion. À l'inverse, ne pas connaître les perceptions, c'est prendre le risque de définir des objectifs de gestion en décalage avec les attentes des populations. Dans les pays moins développés, la part de la population vivant en milieu rural est plus importante et les espèces invasives peuvent alors avoir un impact direct dans leur vie quotidienne (**Inderjit 2005 ; Perrings, 2005**). Les enquêtes de perception permettent de faire un état des lieux de la situation des plantes invasives dans la région, et de pouvoir donner des priorités d'action pour une future gestion. De plus, ces acteurs en contact avec les plantes, peuvent disposer de connaissances utiles à la recherche, notamment concernant le degré d'invasion ou l'apparition de nouvelles espèces.

Au cours des dernières années, des efforts ont été déployés pour évaluer la perception de la population à l'égard des options concrètes d'éradication et de contrôle des espèces végétales exotiques envahissantes (**Fraser, 2006 ; Bremner et Park, 2007 ; Fischer et van der Wal, 2007**). A titre d'exemple, récemment en Europe, les études de perception ont permis de mener des campagnes de sensibilisation auprès des personnes travaillant dans

l'environnement ou l'horticulture (**Schreck Reis et al., 2013 ; Vanderhoeven et al., 2011**). Cela a permis de freiner l'introduction des espèces végétales exotiques envahissantes (**Vanderhoeven et al., 2011**). Aussi selon **Vanderhoeven et al. (2011)**, l'évaluation de la perception des espèces végétales exotiques envahissantes a permis la mise en place d'actions de communications. Selon ces mêmes auteurs, elle a permis aussi de mettre en place des mesures préventives à adopter et de définir les axes de recherches prioritaires sur la biologie et les impacts de ces plantes pour réduire leur expansion afin de préserver de la biodiversité

IV-2- Impacts des espèces exotiques envahissantes

IV-2-1- Impacts sur la flore et la végétation

Parmi les concepts de base de l'étude, figurent "la flore" et la "végétation". La flore est l'ensemble (la liste) de toutes les espèces végétales présentes dans un territoire donné (**Jiagho, 2018 ; Nassiri, 2018**). C'est aussi un ensemble des taxons relevés sur un territoire (région, pays, etc.) déterminé (**Jiagho, 2018**). La flore d'une région diffère d'un climat à un autre, sous le même climat, d'un sol à un autre et cette variation est aussi bien qualitative que quantitative (**Nassiri, 2018**). En parlant de végétation, on s'intéresse à la formation et composition des groupements, au choix des milieux, aux similarités des milieux de vie, ou aux relations qui existent entre les espèces dans leurs milieux de vie (**Nassiri, 2018**). La végétation est ainsi, la réunion d'espèces pour former un paysage botanique. Elle traduit la manière dont les éléments d'une flore se réunissent, s'harmonisent ou bien se concurrencent selon leurs affinités écologiques (**Nassiri, 2018**). La définition d'une végétation repose sur des critères d'ordre physiognomique (structures, types biologiques, couleurs, etc.), affinés par la prise en compte de données floristiques (**Guillaumet et al., 2009**). Les formations végétales qualifient la structure des peuplements végétaux. Elles sont décrites par les pourcentages de recouvrement des différents types qui les composent (strate herbacée, strate arbustive basse, strate arbustive haute, strate arborée) (**Salvaudon, 2006**). Les types biologiques qualifient les différentes formes et architectures végétales, en fonction de leur stratégie d'adaptation dans leurs milieux de vie (arbres, arbustes, buissons, herbes vivaces, herbes annuelles) (**Salvaudon, 2006**). La végétation a aussi un rôle protecteur et régulateur sur les sols et leur dynamisme (**Jiagho, 2018**). Les espèces vont développer des relations trophiques qui induisent leur présence dans l'écosystème. Selon **Rico-Gray et al. (2007) et Arora et al. (2013)**, les relations trophiques que l'on peut rencontrer sont : le neutralisme, la symbiose, le commensalisme, l'amensalisme, la compétition, la prédation et le parasitisme. Le neutralisme est défini lorsque deux espèces cohabitent sans avoir aucune influence l'une sur l'autre. La

symbiose est une association biologique, durable et réciproquement profitable, entre deux espèces. Le commensalisme est une relation qui est profitable à l'une des espèces et sans danger pour l'autre. L'amensalisme est une interaction biologique interspécifique dans laquelle une espèce inhibe le développement de l'autre. La compétition est une relation trophique où chaque espèce agit défavorablement sur l'autre pour la recherche d'une même ressource du milieu. La prédation est une relation trophique où le prédateur se nourrit aux dépens de l'autre en le tuant pour se nourrir. Le parasitisme est une relation trophique où une espèce (parasite) tire profit d'un organisme hôte pour se nourrir, s'abriter ou se reproduire et a un effet négatif sur l'hôte. L'introduction des nouveaux ennemis de culture, l'hybridation, la compétition pour les ressources et l'attraction des pollinisateurs, sont autant de mécanismes qui réduisent la richesse et la diversité dans des écosystèmes envahis (**Vanderhoeven et al., 2006 ; Blanchet et al., 2007**). L'invasion des écosystèmes par des espèces végétales exotiques envahissantes a été accompagnée par une remarquable diminution de la richesse des espèces végétales indigènes dans ces écosystèmes (**Tassin et al., 2007 ; Hejda et al., 2009 ; Vilà et al. 2011 ; Pyšek et al., 2012**). Certains scientifiques ont même parlé de l'extinction de certaines espèces végétales à cause de l'invasion des espèces végétales exotiques envahissantes (**Ghabrit et al., 2019**).

L'hybridation entre les espèces végétales exotiques envahissantes et les espèces végétales indigènes est l'un des impacts des invasions biologiques (**Reaser et al., 2007 ; Hulme, 2007 ; Largiadèr, 2008**). Cela peut conduire à la production d'une descendance stérile, ou fertile (**Siemens et Blossey, 2007 ; Gerber et al., 2008**). Si cette descendance est plus performante que le parent indigène, cela signifie que l'hybride prédomine dans l'aire envahie. Dans les deux cas, une déclinaison dans l'intensité de présence de l'espèce végétale indigène peut se produire (**Hulme, 2007**). Les aspects évolutifs des invasions ont été comparativement peu investigués (**Lee, 2002**), de sorte qu'on minimise parfois le fait que les invasions impliquent également l'introduction de nouveaux génotypes et de nouveaux allèles (**Petit, 2004**). L'hybridation interspécifique qui implique des espèces exotiques a souvent servi de stimulus pour l'évolution d'espèces nouvelles parfois envahissantes (**Abbott, 1992**). Des croisements peuvent également survenir avec les parents de sorte que certains gènes sont transmis d'une espèce vers l'autre. On parle alors d'introgession. Chez les végétaux, la polyploïdie (présence de plus de deux jeux de chromosomes dans les noyaux des cellules) est également un facteur clé dans l'évolution des espèces envahissantes (**Ellstrand et Schierenbeck, 2000**). Certains génotypes ainsi nouvellement apparus constituent de

nouveaux systèmes adaptés à des niches écologiques différentes de celles des génotypes parents (Milne et Abbott, 2000 ; Tiébré *et al.*, 2007). Au cours du temps, l'intensification des activités humaines a permis un accroissement considérable des possibilités d'hybridation interspécifique et la création de nouvelles niches écologiques convenant particulièrement aux nouvelles lignées hybrides (Vilà *et al.*, 2000).

Un autre impact est l'émission par certaines espèces végétales exotiques envahissantes de composés secondaires tels que les molécules allélopathiques qui ont un effet négatif sur la germination ou la croissance des espèces végétales voisines (Myers *et al.*, 2000 ; Inderjit et Duke, 2003). L'allélopathie confère aux espèces végétales exotiques envahissantes un avantage sur les espèces végétales natives car ces dernières n'ayant pas co-évolué avec ces espèces, sont plus sensibles aux effets de ces nouvelles molécules phytotoxiques (Callaway et Aschehoug 2000; Mallik et Pellissier, 2000 ; Hierro et Callaway, 2003 ; Sax et Gaines, 2003). Cela est le signe d'une adaptation rapide aux nouvelles conditions et participe à leur fort succès dans les nouveaux territoires d'expansion (Bais *et al.*, 2003 ; Tassin *et al.*, 2007). Ces composés modifient l'activité et la composition des communautés microbiennes, défavorisant les espèces végétales natives (Leung *et al.*, 2002 ; Callaway *et al.*, 2008).

Une espèce végétale exotique envahissante peut être l'hôte d'un ou de plusieurs microorganisme(s) pathogène(s) (Maxwell *et al.*, 2016). Par exemple la Berce du Caucase (*Heraclium mantegazzianum* Sommier & Levier), une herbacée envahissante, est l'hôte alternatif de certains parasites tels que le Zabre des céréales, *Zabrus tenebrioides* (Goeze, 1777) ; les mouches mineuses des céréales, *Agromyza megalopsis* (Hering, 1933) ; le puceron russe du blé, *Diuraphis noxia* (Kurdjumov, 1913) qui provoquent certaines maladies de céréales (DGE-BIODIV, 2018). On a aussi le Nerprun purgatif (*Rhamnus cathartica* L.), un arbuste envahissant qui est l'hôte de la rouille couronnée, *Puccinia coronata* (Corda, 1837), un champignon qui provoque une rouille des feuilles et de la couronne qui nuit au rendement et à la qualité des avoines (Ontario.ca/especesenvahissante, 2012). Il y a aussi le puceron du soja, *Aphis glycines* (Matsumura, 1917) un insecte qui endommage les récoltes de soja et qui peut se servir de la plante de soja comme hôte pour survivre en hiver (Ontario.ca/especesenvahissante, 2012). Dans l'aire envahie, ces microorganismes pourront attaquer les espèces végétales indigènes et même les espèces végétales cultivées (Clavel *et al.*, 2011 ; Vilà *et al.*, 2011). Cela entraînera d'une part, une réduction de l'abondance des espèces végétales indigènes et d'autre part, l'apparition de nouveaux ennemis de cultures. Ce qui est une menace pour l'agriculture (Hulme, 2007).

L'effet des espèces végétales exotiques envahissantes a été aussi décrit en termes de compétition pour l'acquisition des ressources telles que la lumière et les éléments nutritifs du sol (**D'Antonio et Vitousek, 1992 ; Cucherousset et Olden 2011**). Selon **Richardson et al. (2000)**, ces espèces ont une plus grande capacité compétitive que les espèces végétales indigènes. En effet, elles utilisent excessivement les ressources en eau, ou en lumière, ou en oxygène, voir même les trois à la fois au détriment des espèces végétales indigènes. En outre, les travaux de **Dassonville et al. (2008)** ont montré que ces espèces ont une plus grande capacité à assimiler les nutriments que les espèces végétales indigènes.

Par ailleurs, **Morales et Traves (2009)** ont mis en évidence que les espèces végétales exotiques envahissantes attirent plus les pollinisateurs que les espèces végétales indigènes. Cela réduit la fréquence des visites chez ces derniers et diminue leur taux de reproduction sexuée.

IV-2-2- Impacts sur les propriétés physico-chimiques du sol

Les espèces végétales exotiques envahissantes modifient les propriétés physiques et chimiques du sol (**Levine et al., 2003 ; Standish et al., 2004 ; Tiébré et Gouli Gnanazan, 2018**). Concernant les propriétés physiques, les exsudats racinaires et foliaires émises par ces dernières affectent la structure du sol qui mobilise les nutriments et permet les activités microbiennes (**Batten et al., 2006 ; Potts et al., 2010 ; Wekhanya, 2016**). En outre, ces plantes sont capables de causer une diminution de l'humidité du sol (qui est un important réservoir du sol) (**Si et al., 2013**). Cette diminution est due aux taux d'évapotranspiration rapides provoqués par leur croissance rapide et leur longue durée de persistance (**Wolf et al., 2004 ; Si et al., 2013 ; Wang et al., 2015 ; Abgrall, 2019**). Pour les propriétés chimiques du sol, il s'agit de la modification des éléments tels que le calcium, le magnésium, le potassium, la matière organique, le pH du sol. Cette modification de la chimie du sol se fait par la libération de substances allélopathiques qui proviennent des exsudats racinaires et foliaires (**Saggar et al., 1999 ; Kourtev et al., 2002 ; Ehrenfeld, 2003 ; Hawkes et al., 2005 ; Hejda et al., 2009 ; Thorpe et al., 2009 ; Ehrenfeld, 2010 ; Jordan et al., 2011 ; Simba et al., 2013 ; Wekhanya, 2016**). Ce qui aura des répercussions négatives sur le développement des plantes. A titre d'exemple, les champignons du sol jouent un rôle important dans les écosystèmes, en influençant un certain nombre de processus, notamment le cycle du carbone et l'acquisition de nutriments par les plantes, mais les champignons peuvent être affectés par des composés allélopathiques produits par les racines des espèces végétales exotiques envahissantes (**Herrera et Dudley, 2003**).

IV-3- Modélisation de la distribution spatiale des espèces exotiques envahissantes

IV-3- 1- Distribution spatiale

Les végétaux développent des mécanismes et stratégies pour s'adapter aux différentes combinaisons des facteurs écologiques (la température, les facteurs édaphiques, l'humidité, etc.). Ces combinaisons de facteurs écologiques peuvent conduire à une restriction de la présence des espèces végétales aux zones qui leurs sont favorables. Selon **Devineau (1984)**, la présence d'une espèce dans un environnement donné dépend de son affinité avec les conditions environnementales existantes, de sa capacité de résistance à la concurrence des autres espèces et de la possibilité qu'ont ses diaspores d'atteindre le site. Depuis la Conférence de Rio en 1992, la volonté de comprendre la distribution des habitats spécifiques des espèces a été liée au besoin croissant d'avoir un outil de conservation de la biodiversité (**Bargain et Fabri, 2016**). Ces nouvelles techniques de projection des zones propices à la présence des espèces s'utilisent dans diverses disciplines scientifiques (biologie analytique, écologie, épidémiologie et gestion des espèces envahissantes), (**Phillips et al., 2006**). Les modèles de distribution des espèces sont des outils qui ont été développés pour évaluer l'impact potentiel du changement climatique sur ces espèces, dans la planification de systèmes de conservation, le mode de gestion des espèces envahissantes et les estimations du rendement et de la production (**Hijmans et Graham, 2006 ; Phillips et al., 2006 ; Beaumont et al., 2008 ; Elith et al., 2006**).

Dans le processus de gestion des espèces végétales invasives, la prévention revêt une importance majeure. Elle implique notamment de pouvoir anticiper sur les impacts de ces espèces et donc d'évaluer les risques d'invasion (**Bargain et Fabri, 2016**). Les cartes d'habitats sont dès lors essentielles à la planification afin de définir les zones de gestion prioritaires (**Bargain et Fabri, 2016**). De nombreuses études ont été entreprises à cette fin en essayant de formaliser les relations entre caractéristiques environnementales et distribution des espèces végétales invasives afin d'expliquer et / ou de prédire leur distribution (**Bargain et Fabri, 2016**). Les outils proposés par l'informatique et l'intelligence artificielle, toujours de plus en plus performant, facilitent désormais l'étude et l'évaluation des distributions des espèces végétales invasives à partir de modèles statistiques (**Bargain et Fabri, 2016**). Les modèles prédictifs d'habitats permettent d'estimer les conditions favorables à la présence d'une ou plusieurs espèces végétales exotiques envahissantes, en mettant en relation des points d'occurrence observés des espèces étudiées avec toute une série de variables bioclimatiques susceptibles d'influencer leur distribution ou leur probabilité de persistance (**Pearson et al.,**

2007). Ces modèles visent la gestion des invasions (comment réduire leur nombre ? leur impact ? comment contrôler les populations de façon efficace ?) mais, elle peut aussi consister en la compréhension des phénomènes ou encore la prédiction des invasions dans le temps et l'espace (**Fournier, 2018**). Il est donc plus que jamais crucial de mettre l'accent sur la distribution des espèces végétales exotiques envahissantes pour améliorer leur prévention et réduire les impacts qu'elles peuvent causer (**Leung et al., 2002 ; Finnoff et al., 2007**). La prédiction répond donc à un triple objectif, celui de mieux comprendre, de mieux empêcher et de mieux gérer les invasions à travers la modélisation des espèces végétales exotiques envahissantes.

IV-3- 2- Modélisation de la distribution spatiale

La modélisation des espèces végétales exotiques envahissantes nous offre la liberté de prédire en explorant multiples scénarios et en prenant en compte de nombreux paramètres et variés, et de faire le pas entre l'écologie théorique et appliquée (**Fournier, 2018**). Le modèle permet d'apporter à la fois une réponse mathématique quant au rôle et à la contribution de chacune des variables explicatives (variables bioclimatiques) sur la distribution des espèces végétales exotiques envahissantes (**Guisan et al., 2002**). Il permet aussi de pouvoir juger via différents paramètres de l'efficacité de l'ajustement entre ces variables prédictives et la réponse attendue, c'est-à-dire la force de la relation entre ces producteurs et les réponses (significativité) afin d'évaluer la pertinence et le degré de confiance à accorder à une cartographie finale d'habitats potentiels de l'espèce végétale exotique envahissante (**Bargain et Fabri, 2016**). Enfin, outre la détection de régions importantes pour l'implantation et la survie des espèces végétales exotiques envahissantes, les modélisations statistiques d'habitats ont la particularité d'être indispensables pour prévoir l'impact des changements climatiques ou de pressions diverses sur la distribution des espèces végétales exotiques envahissantes et ainsi envisager les évolutions futures (**Bargain et Fabri, 2016**).

Il existe plusieurs méthodes de modélisations de la distribution des espèces biologiques en relation avec des données biotiques ou abiotiques. L'idée centrale de ces méthodes est de déterminer la niche d'une espèce c'est à dire l'ensemble des facteurs écologiques qui permettent à cette espèce de persister, afin d'extrapoler son aire de répartition spatiale. Il s'agit de :

- ENFA (Analyse Factorielle de Niche Écologique) : Elle a pour but de construire la carte de distribution potentielle de l'espèce ou de son habitat (**Helfer et Métral, 2000 ; Hirzel et Guisan, 2002**). Elle prend en compte la fonctionnalité des variables éco-géographiques et les

espèces (**Hirzel et Guisan, 2002**). ENFA aide à identifier les variables explicatives et à cartographier la qualité de l'habitat et permet de prédire la qualité plutôt que l'occurrence de l'espèce (**Decout, 2007**) ;

- GARP (Algorithme Prédicatif des Règles Génétiques) est un modèle de niche écologique (**Peterson et Kluza, 2005**). C'est un système d'analyse spatiale qui prédit la distribution des espèces animales et végétales. C'est une méthode quantitative pour modéliser la niche écologique de l'espèce à partir des données d'occurrences ;

- BIOCLIM (**Elith et al., 2006**) utilise les facteurs climatiques pour prédire les conditions favorables à l'espèce ;

- DOMAIN utilise la méthode distance-base afin d'évaluer les nouveaux sites selon leur similarité environnementale aux autres sites de présence déjà connus (**Elith et al., 2006**) ;

- MaxEnt (**Phillips et Dudik, 2008**) : MaxEnt est un programme qui utilise le principe de l'entropie maximale avec une formulation mathématique simple et précise qui a été appliquée avec succès à la modélisation de la distribution de plusieurs espèces biologiques (**Phillips et al., 2006 ; Elith et al., 2006**). Il s'agit d'un modèle de distribution des espèces biologiques qui prend en compte dans une même base de données les données de présences des espèces et les variables bioclimatiques. MaxEnt utilise des données environnementales (climatiques) pour obtenir des résultats sous forme de probabilités d'occurrences ou de présences des espèces. Ces données de l'environnement sont appliquées à des données géo-référencées de l'espèce pour construire sa distribution géographique en probabilité d'occurrence (**Elith et al., 2006**). MaxEnt permet d'estimer la probabilité de distribution d'une espèce et aussi de montrer l'importance de chaque variable intégrée dans le modèle pour expliquer la distribution de l'espèce étudiée. Ce modèle basé sur le concept de niche écologique défini par **Hutchinson (1957)** est couramment utilisé pour l'étude des espèces invasives (**Raybaud et al., 2015**). La niche écologique d'une espèce est définie comme l'ensemble des facteurs biotiques et abiotiques nécessaires à sa survie dans un lieu donné. MaxEnt permet de surmonter le problème de la taille d'échantillonnage grâce à sa fonction de la régularisation et d'éviter l'erreur qui résulte de fausse absence, c'est-à-dire une présence non observée (**Peterson et al., 2007 ; Franklin, 2010**). Cela lui donne un grand avantage, surtout qu'il y a souvent un manque de données disponibles pour modéliser la distribution de certaines espèces (**Rotenberry et al., 2006**). En effet, il est privilégié en cas de petit nombre d'échantillon et avec des données de présences uniquement (**Franklin, 2010**). MaxEnt a été présenté comme étant le modèle le plus performant parmi les modèles de distribution des espèces (**Elith et al., 2006**).

CHAPITRE V- Modèle d'étude : *Lantana camara*

V-1- Position systématique

Selon l'APG IV (2016), la position systématique de *L. camara* se définit comme suite :

Clade	: Angiosperme
Clade	: Dicotylédones vraies
Clade	: Noyau des Dicotylédones vrais
Clade	: Superasterideae
Clade	: Asterideae
Ordre	: Lamiales
Famille	: Verbenaceae
Sous-famille	: Lamiidae
Tribu	: Lantaneae
Genre	: <i>Lantana</i>
Espèce	: <i>Lantana camara</i> L., 1753

V-2- Description botanique

L. camara (**Figure 8 a et b**), également connue sous le nom de Lantanier est un arbuste vivace de 2 à 5 m de hauteur. L'espèce se développe en fourrées et grimpe parfois sur d'autres supports (CABI, 2020). Les feuilles (**Figure 8 a et b**) ont des pétioles qui mesurent 5 à 30 mm de long et la bordure 2 à 12 cm de long et 2 à 6 cm de large. Elles sont caduques, parsemées de poils pointus et rigides avec un arôme fort. La bordure du limbe est rugueuse, crénelée ou dentelée et ovale ou en forme lancéolée (Sharma *et al.*, 2005).

Les fourrées, formées par un ensemble de tiges (**Figure 8 a et b**), mesurent en moyenne 2 m avec une section transversale carrée et un diamètre de 24 cm lorsqu'elles sont jeunes. A maturité, elles deviennent plus arrondies, grises ou brunes et atteignent 15 cm de diamètre (Sharma *et al.*, 2005).

Les fleurs (**Figure 8 a et b**) mesurent 9-14 mm de long et 4-10 mm de diamètre. Elles sont petites, plates, multicolores et regroupées en grappes. L'inflorescence peut être jaune, orange, blanche, violet pâle, rose ou rouge. Cette inflorescence d'environ 2,5 cm de diamètre contient 20 à 40 fleurs individuelles. La coloration jaune fournie un indice visuel aux pollinisateurs et le changement de couleur est amorcé lors de l'acte de pollinisation et après l'anthèse (Sharma *et al.*, 2005).

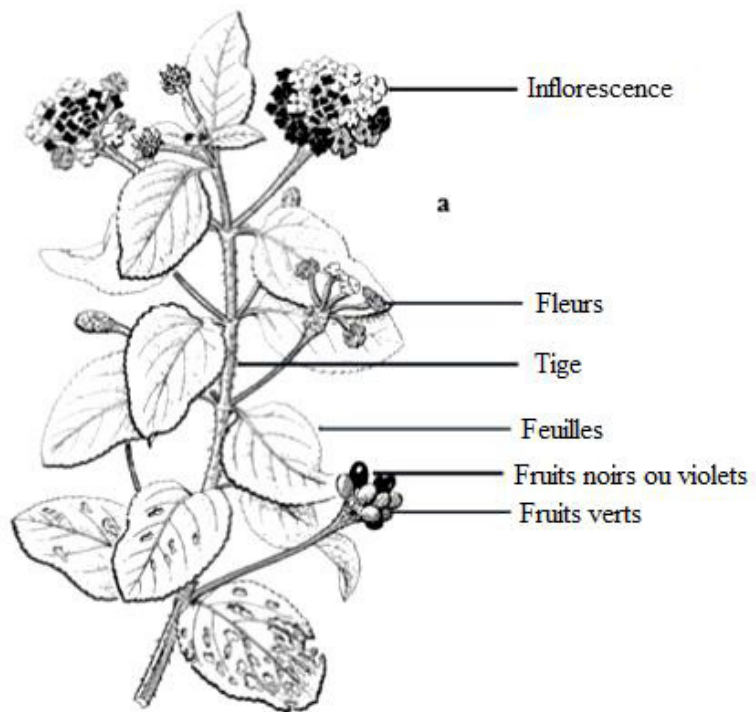


Figure 8: Représentation de *Lantana camara*.

Source : Photo prise dans une plantation de cocotiers envahis de la station Marc Delorme du Centre National de Recherche Agronomique (CNRA) en 2018 par Pagny Franck et dans les travaux de **Day et al. (2003)**.

Légende : **a :** Schéma de *Lantana camara* (Verbenaceae) (**Day et al., 2003**) ; **b :** Aperçu des tiges inflorescentielles de *Lantana camara* ; **c :** Système racinaire de *Lantana camara*

Le fruit (**Figure 8 a et b**) qui contient deux graines est une drupe charnue de forme arrondie d'environ 5-7 mm de large et 1,5 mm de long. A l'état jeune, il est dur et de couleur verte tandis qu'à maturité, il vire à la couleur violette ou au noire (**Sharma et al., 2005**). Les fruits non mûrs, de couleurs vertes, sont toxiques lorsqu'ils sont consommés alors que les fruits mûrs de couleurs violette ou au noire sont consommés par les humains et attirent les insectes et les oiseaux (**Mack et al., 2000**). La floraison et la fructification s'étendent sur toute l'année, avec un pic pendant les deux premiers mois de la saison des pluies (**Sharma et al., 2005**).

La plante a un système racinaire composé d'une racine pivotante avec des racines latérales qui se ramifient pour former un tapis (**Sharma et al., 2005**) (**Figure 8 c**). Les racines, même après des boutures répétées, donnent de nouvelles pousses.

V-3- Origine, historique et répartition géographique

Originaire de l'Amérique tropicale et subtropicale, les Hollandais l'importèrent du Brésil en Hollande au 16ème siècle et plus tard les graines furent vendues en Europe, en Grande Bretagne et en Amérique du Nord (**Ghisalberti, 2000 ; Ethnopharmacologia, 2009**). Par la suite, elle fut introduite à Hawaï, au Pacifique, en Australie et en Asie du Sud (**Van Oosterhout et al., 2004**). Cette introduction fut facilitée par les oiseaux et très rapidement elle s'est répandue dans toutes les aires de l'Afrique du Sud (**Day et Zalucki, 2009**). Entre le 18ème et le 19ème siècle, l'espèce fut commercialisée comme plante ornementale partout dans le monde (**Nanjappa et al., 2005 ; Bhagwat et al., 2012**). C'est une plante rudérale très répandue en milieu humide, dans la végétation secondaire et les lisières de forêts. (**Nanjappa et al., 2005 ; Bhagwat et al., 2012**). Sa répartition mondiale actuelle s'étend entre le 35° parallèle Sud et le 35° parallèle Nord (**Figure 9**). Elle se trouve à des altitudes inférieures à 2000 m au-dessus du niveau de la mer et la plante est sensible au gel (**Day et al., 2003**).

En Afrique, l'Afrique du Sud est considéré comme le point de départ de la propagation de l'espèce sur le continent. Selon **Day et al. (2003)**, *L. camara* s'est largement répandue en Afrique de l'Ouest (Côte d'Ivoire, Ghana etc.), en Afrique de l'Est (Kenya, Mozambique etc.), en Afrique centrale (Angola, Gabon etc.) et en Afrique australe (Comores, Eswatini etc.).

En Côte d'Ivoire, elle a été signalée dans la forêt classée de Sanaimbo dans le Centre-Est, dans le Parc National du Banco, dans les villes d'Alépé, de Gagnoa et Issia et dans les nombreuses plantations de cocoteraies du Sud-Est (**Kassi et al. 2010 ; Maroun, 2017 ; Tiébré et al., 2018 ; Akaffou et al., 2019**).



Figure 9 : Répartition mondiale de *Lantana camara* (Verbenaceae).

● Zone infestée

NB : Les zones infestées qui donnent l'impression d'être situées dans les océans sont des îles

Source : CABI (2020)

V-4- Biologie et écologie

V-4-1- Biologie

V-4-1- 1- Cycle de vie

Un cycle de vie typique de *L. camara* (**Figure 10**) commence par la dispersion des graines par divers vecteurs tels que les animaux et les déjections animales. A côté, il y a les activités anthropiques qui créent un bon lit de semences (**Sharma et al., 2005**). Une touffe produit jusqu'à 12 000 fruits chaque année, lesquels contiennent 1 à 2 graines qui restent viables pendant plusieurs années. Dans des conditions de forte luminosité, d'humidité du sol et de présence de nutriments du sol, les semences de l'espèce sont capables de germer dans son aire d'introduction (**Sharma et al., 2005**). En plus de se propager par graines, l'espèce est capable de reproduire par voie végétative en donnant des pousses adventives, à partir des racines latérales, à la suite des coupes (**CABI, 2020**). Les tiges peuvent aussi s'enraciner au niveau des nœuds si elles sont couvertes par un sol humide, des feuilles tombées ou d'autres débris et se transformer en plantes et éventuellement produire des fleurs (**Sharma et al., 2005**). Dans sa zone d'établissement, elle entre en concurrence avec la flore indigène grâce à sa nature allélopathique (**Sharma et al., 2005**). Une fois établie, sa croissance végétative rapide facilite la formation de grandes touffes impénétrables et une production élevée de graines (**Sharma et al., 2005**). Cette capacité permet à l'espèce d'inhiber à la fois la croissance d'autres végétaux et la germination des graines (**CABI, 2020**). Les fourrées matures, une fois établies, continuent de persister longtemps (**Sharma et al., 2005**).

Lé génome de l'espèce de 33, 44 et 55 dont le tétraploïde est le plus courant (**Czarnecki et Deng, 2009**). Les insectes tels que les papillons, les abeilles et les thrips pollinisent les fleurs, l'autopollinisation n'est pas courante (**Goulson et Derwent, 2004**).

V-4-1- 2- Biomasse aérienne

La biomasse aérienne de *L. camara* provient essentiellement des feuilles et des branches de l'espèce. Les feuilles sont riches en azote, en phosphore et en potassium. Elles contiennent 2,8 p.c. d'azote (N), 0,25 p.c. de phosphore et 2,1 p.c. de potassium (**Jama et al., 2000**). La litière de feuilles décomposées pendant 40 jours présente un effet allélopathique et diminue la hauteur des pousses, leur croissance et la biomasse de toutes les plantes voisines (**Wang et al., 2015**). Les branches sont quant à elles riches en carbone organique, en azote, en phosphore et en potassium. Elles contiennent (sur une base de poids sec) environ 403 g kg⁻¹ de carbone organique ; 22,3 g kg⁻¹ d'azote ; 2,0 g kg⁻¹ de phosphore ; 13,5 g kg⁻¹ de potassium ; et un rapport carbone/azote de 21 (**Sharma et al., 2003**).

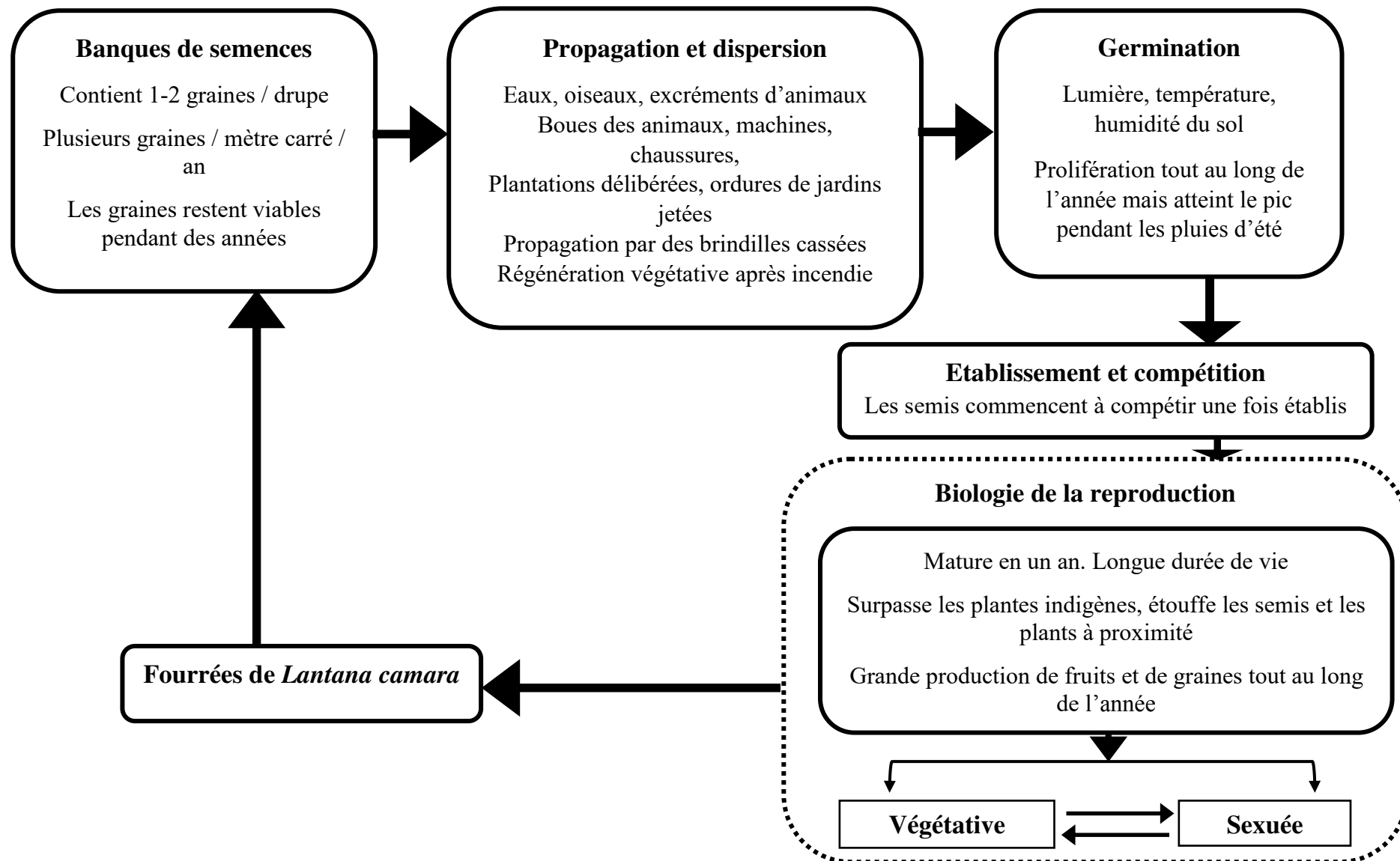


Figure 10 : Cycle de reproduction de *Lantana camara*.

Source : Adapté de Sharma *et al.* (2005)

V-4-2- Ecologie

La large distribution de *L. camara* est le reflet de ses tolérances écologiques. L'espèce est présente sur les terres incultes, à la lisière des forêts, le long des routes, des voies ferrées, des canaux et sur les zones soumises aux activités anthropiques (Sharma *et al.*, 2005 ; Kohli *et al.*, 2006 ; Dogra *et al.*, 2009). La température et les précipitations sont les deux principaux facteurs qui conditionnent son installation et son développement (Day *et al.*, 2003). Selon Day *et al.* (2003), elle prolifère dans des conditions climatiques très variées. En effet, on peut la retrouver dans les régions à faibles températures et où les précipitations annuelles sont comprises entre 1000 et 4000 mm pendant les périodes les plus humides. Le pH convenable pour sa croissance est compris entre 4,5 et 8,5 et elle prolifère principalement sur les sols sableux à limono-argileux (Day *et al.*, 2003 ; Sharma et Raghubanshi, 2007).

V-5- Caractéristiques invasives de l'espèce

L. camara est douée d'aptitudes qui le caractérisent comme un envahisseur. Les graines sont dispersées sur de larges étendues par plusieurs vecteurs tels que les oiseaux, les kangourous, les moutons, les chèvres, les bovins, les renards, les chacals, les singes (Simelane, 2002 ; Sharma *et al.*, 2005). L'espèce a une grande capacité compétitive vis-à-vis des espèces végétales indigènes et est capable de diminuer la diversité végétale des milieux envahis (Figure 11) et d'interrompre leurs processus de régénération. L'espèce possède plusieurs modes de reproduction telles que la stratification et le drageonnement (Day *et al.*, 2003 ; Sharma *et al.*, 2005). Elle peut facilement s'hybrider avec les espèces végétales indigènes, ce qui réduit le fitness de ces dernières (Langeland *et al.*, 2011). La sécrétion de « substances allélopathiques » tels que les triterpènes qui inhibent la croissance des espèces végétales indigènes voisines est un trait caractéristique du caractère invasif de l'espèce (Sharma et Raghubanshi, 2010). Jusqu'à 14 composés phénoliques présents dans *L. camara* peuvent réduire la germination des graines et la croissance des espèces végétales indigènes (Vranjic *et al.*, 2000). La concentration des composés phénoliques augmente de la racine à la feuille, rendant la feuille toxique pour les animaux de pâturage (Lüi, 2011 ; Hiremath et Sundaram, 2005). L'espèce a aussi la capacité à maintenir une forme physique relativement constante dans une série d'environnement connue sous le nom de forme homéostatique. L'espèce a la capacité à maintenir une forme physique relativement constante dans une série d'environnement connue sous le nom de forme homéostatique. Elle peut aussi modifier sa croissance et son développement en réponse aux changements de l'environnement (Day *et al.*, 2003 ; ISSG, 2005). Dans ce cas, il s'agit de la plasticité phénotypique.



Figure 11 : Aperçu de la végétation sous une fourrée de *Lantana camara*.

Source : Photo prise dans une plantation de cocotiers envahis de la station Marc Delorme du Centre National de Recherche Agronomique (CNRA) en 2018 par Pagny Franck.

Les réponses plastiques dans la structure végétative favorisent la survie et la propagation de l'espèce végétale exotique envahissante dans le nouvel environnement hétérogène (**Day et al., 2003 ; ISSG, 2005**).

V-6- Stratégies de lutte

Un certain nombre d'efforts ont été faits pour éliminer *L. camara* des écosystèmes. En Australie, une stratégie de lutte intégrée au niveau des États et des régions a été mise en place. Il s'est agi de l'ouverture du Service australien de quarantaine et d'inspection pour contrôler l'introduction de ces espèces. Il y a aussi l'introduction de la coccinelle d'Australie, *Rodolia cardinalis*, pour lutter contre *Icerya purchasi* qui cause des dommages aux agrumes dans les vergers (**Meyer, 2002**). En Inde, la stratégie de lutte a consisté à l'adoption d'un cadre de gestion des espèces envahissantes (ISMF) (**Priyanka et al., 2003**). En Zambie, la stratégie de lutte a consisté à la mise en place de l'Autorité de la flore et de la faune (ZAWA) pour un contrôle chimique et pour des programmes de défrichage de l'espèce (**ECZ, 2004 ; Nanga'lelwa, 2010**). Au Zimbabwe, l'Agence de gestion de l'environnement (EMA) a mis en place des méthodes mécaniques pour défricher et détruire la plante (**ECZ, 2004**). Divers insectes ont aussi été libérés dans plusieurs pays dont l'Australie, l'Afrique du Sud et Hawaii pour lutter contre l'espèce (**Baars et Heystek, 2003 ; Simelane, 2002**). Parmi ses insectes, six se sont établis et contribuent de manière substantielle à la lutte contre l'espèce (**Day et Naser, 2000**). Ces insectes modèrent le développement de l'espèce en s'attaquant à la tige et aux feuilles (**Day et Naser, 2000**). Ce sont : *Calycomyza lantanae* (Frick, 1956) ; *Coelocephalopion camarae* Kissinger ; *Ophiomyia lantanae* (Froggatt, 1919) ; *Prospodium tuberculatum* Speg. (Arthur 1912) ; *Teleonemia scrupulosa* (Stal, 1873) ; *Uroplata girardi* (Pic, 1934).

A decorative border resembling a scroll, with a vertical strip on the left and rounded corners on the right, framing the title text.

PARTIE II : MATÉRIEL ET MÉTHODES

CHAPITRE VI- Matériel d'étude

Pour la réalisation de ce travail, quatre types de matériels ont été utilisés pour mener à bien l'étude. Il s'est agi d'un matériel biologique, d'un matériel technique, d'un matériel de laboratoire et d'un matériel informatique. Le choix du matériel technique a été fait en fonction des objectifs spécifiques que nous nous sommes fixés.

VI-1- Matériel biologique

Le matériel biologique utilisé pour cette étude a été constitué d'échantillons de *L. camara*, des espèces végétales recensées dans le sous bois des cocoteraies non envahies et envahies et des échantillons en herbier du Centre National de Floristique (CNF) de l'Université Félix Houphouët-Boigny utilisés pour identifier les espèces non identifiées sur le terrain.

VI-2- Matériel technique

Le matériel technique utilisé dans le présent travail est le suivant :

- des piquets de bois de 1 m environ qui ont servi de jalons ;
- un GPS (Global Positioning System) pour la prise des coordonnées géographiques des sites d'échantillonnages de *L. camara* et des fosses pédologiques ;
- un sécateur pour récolter les échantillons de plantes ;
- des papiers journaux pour la conservation des échantillons d'herbier ;
- du matériel (pioche, pelle, ciseau, daba) pour ouvrir des fosses pédologiques ;
- un code Munsell pour la détermination des couleurs de sol ;
- un mètre ruban pour la délimitation des parcelles de relevés et pour les mesures de profondeur des fosses et de l'épaisseur des horizons ;
- un couteau de pédologue pour rafraichir la fosse, délimiter les horizons et prélever les échantillons de sol ;
- une boussole topochoix, pour faire des levés topographiques ;
- un appareil photo numérique, pour les prises de vue lors des enquêtes, des relevés floristique et édaphique ;
- des fiches de collecte de données, pour noter les informations de l'enquête, les noms des espèces végétales et pour la description des profils ;
- des sachets plastiques et des étiquettes pour conserver et étiqueter les échantillons de plantes et de sols ;
- un flacon d'eau pour humecter et apprécier certains paramètres physiques du sol tels que la texture, la porosité ;
- une tarière, de marque Edelman, pour le prélèvement des échantillons de sol.

VI-3- Matériel de laboratoire

Le matériel ayant servi à l'analyse des échantillons de sol au laboratoire est constitué de :

- mortiers, pour broyer les échantillons de sol ;
- balance électronique de précision (marque BEL ; Model LB 9004 ; sensibilité 1mg-500g), pour peser les échantillons de sol ;
- pH-mètre à électrodes combinées, pour mesurer l'acidité ;
- eau distillée, pour diluer les solutions initiales et déterminer le pH eau ;
- acétate d'ammonium 1 M, tamponné à pH 7, pour déterminer les bases échangeables ;
- pipettes de Robinson-Köhn, pour suivre la vitesse de sédimentations des différents constituants du sol mis en suspension ;
- acide nitrique 1 N, pour prétraiter les substances humiques avant extractions ;
- fioles et béchers, pour recueillir les solutions et aliquotes ;
- broyeur centrifuge à bille, pour broyer finement les échantillons de sol ;
- colorimètre, pour doser les éléments chimiques ;
- spectromètre d'absorption atomique (SAA), pour doser le magnésium ;
- centrifugeuse, pour effectuer la séparation granulométrique par densité ;
- spectrophotomètre d'émission, pour doser l'azote.

VI-4- Matériel informatique

Le matériel informatique est composé notamment :

- d'un ordinateur de marque HP, pour la saisie et le traitement des données ;
- du logiciel Excel 2016 de Microsoft, pour la réalisation de bases de données et la construction de graphiques ;
- du logiciel Word 2010 de Microsoft, pour le traitement de texte ;
- du logiciel Sphinx Plus², pour la saisie des données d'enquêtes ;
- de l'environnement MaxEnt, pour réaliser la modélisation de la distribution spatiale de *L. camara* ;
- du logiciel ArcGIS 9.3, pour les traitements cartographiques ;
- des bases de données telles que GBIF et WorldClim, pour la prise des données de présences et des variables bioclimatiques.
- des programmes tels que les logiciels XLSTAT version 2014, et R version 3.2.0 2. pour le traitement statistique des données recueillies.

CHAPITRE VII- Méthodes d'étude

La partie décrit le dispositif et la méthodologie mis en œuvre pour conduire l'étude. Quatre différentes approches ont été combinées ; à savoir :

- une méthode prospective pour le choix des sites d'études ;
- une enquête semi-structurée pour évaluer la perception sur *L. camara* ;
- le relevé de surface pour évaluer l'impact de *L. camara* sur la végétation et le sol ;
- la modélisation en utilisant l'environnement MaxEnt pour la distribution actuelle et future de *L. camara*.

VII-1- Choix des sites d'études

Le choix des sites d'étude a d'abord débuté par une prospection de la zone d'étude. Pour ce faire, nous avons sillonné différents campements et plantations de cocotiers. Les critères du choix ont été : (1) Présence de plantations envahies et non envahies par *L. camara*, (2) Présence des groupes de personnes à enquêter. Dans l'étude, les cocoteraies rencontrées étaient entretenues périodiquement ou pas par les gestionnaires. Leurs superficies ont été de 1 à 5 ha pour les sites PK 5 et PK 8 et de 210 ha pour la plantation du CNRA (Assa *et al.*, 2006). Certaines cocoteraies non envahies donnaient l'allure d'être abandonnées mais elles étaient toujours productives. A l'issue de la prospection, trois sites d'études ont été choisis ; à savoir : le campement PK 5, le campement PK 8, et le campement de la Station Marc Delorme du Centre National de Recherche Agronomique (CNRA) pour effectuer les enquêtes et les inventaires floristique et pédologique (**Figure 12**).

VII-2- Détermination de la perception des populations riveraines vis-à-vis de *Lantana camara*

VII-2-1- Enquêtes auprès des populations

Les personnes enquêtées ont été choisies en fonction de leurs proximités des biotopes envahies et non envahies. Il s'agit de la population locale (pêcheurs, commerçants et hôteliers), du personnel du CNRA en charge de la gestion des cocoteraies industrielles (chercheurs et travailleurs au sein des cocoteraies) et des horticulteurs (pépiniéristes et vendeurs de bouquets de fleurs de Grand-Bassam). L'horticulture a été retenue parce que c'est un vecteur reconnu d'introduction des plantes envahissantes.

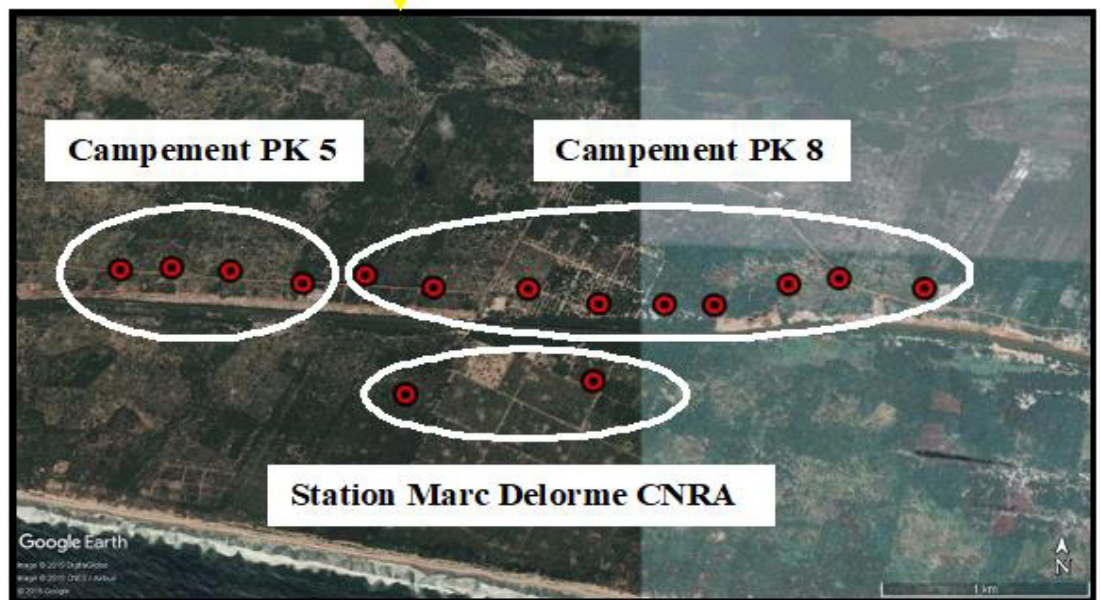
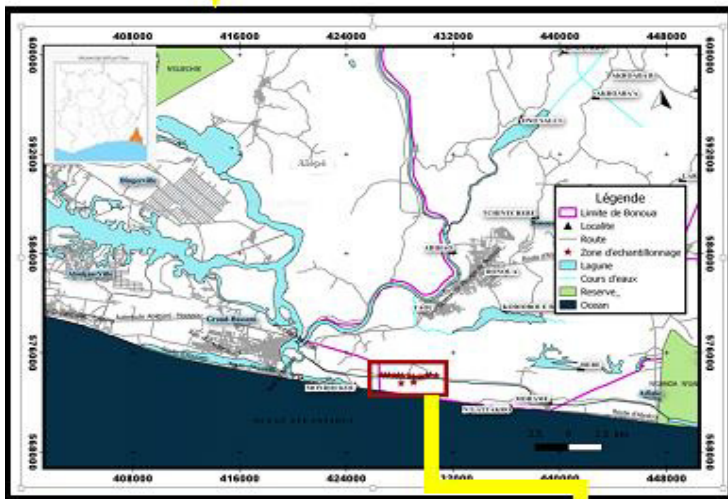


Figure 12 : Carte de localisation des sites d'inventaires floristique et pédologique.

Source : Carte prise en 2020 sur Google Earth

La collecte des données a été basée sur des enquêtes ethnobotaniques semi-structurées. Un guide d’entretien a permis de faire la traduction en langue locale afin de susciter un taux de réponse élevé (Vilatte, 2007). Au total, cent quatre vingt dix (190) personnes ont été interviewées. Les interviews ont été couplées à des observations directes sur le terrain pour identifier les espèces végétales citées (Akpavi *et al.*, 2007 ; 2013a). Dans les localités, les interviews (Figure 13), ont été réalisées individuellement auprès des populations à l’aide d’un questionnaire préalablement préparé comportant à la fois des questions ouvertes et des questions fermées (Vanderhoeven *et al.*, 2011 ; Atlan et Darrot, 2012 ; Maroun, 2017). Ces questionnaires sont joints en annexe de ce document. Les informations recherchées étaient relatives au profil des personnes enquêtées (l’âge, l’origine ethnique, le genre, le niveau d’étude, l’activité professionnelle principale), au niveau de connaissance de *L. camara* (l’habitat, l’origine, les usages, l’impact, et les moyens de lutte) et au niveau de connaissance des espèces envahissantes (les espèces connues, leurs problèmes, l’élaboration d’un programme national de lutte contre ces espèces).

VII-2-2- Analyses des données

La saisie et la codification des données ont été faites sous le tableur Microsoft Excel® 2016. Les traitements des données concernant le profil des personnes enquêtées, la perception des Espèces Exotiques Envahissantes et la perception de *L. camara* ont consisté en une analyse statistique descriptive par les histogrammes. L’analyse quantitative a permis de dresser un tableau de pourcentage de réponses afin de synthétiser les réponses données aux différentes questions telles que définies par Seastrom (2001). Ce tableau prend en compte la totalité du questionnaire en fonction de chaque rubrique. Il s’agit de déterminer le quotient du nombre total de question et du nombre total de questions répondues (Seastrom, 2001). Il suit la formule suivante :

$$\text{Pourcentages de réponses} = \frac{\text{Nombre de réponses aux questions}}{\text{Nombre total de questions}} \quad (1)$$

VII-2-3- Analyse statistique des données

L’analyse statistique des données a été réalisée sous le logiciel R version 3.2.0 2. pour évaluer la pertinence des résultats obtenus. Elle a consisté à la réalisation d’un test de Chi deux (χ^2), de l’Analyse Factorielle de Correspondance (AFC) et d’une Analyse des Correspondances Multiples (ACM).



Figure 13 : Séance d'interview avec un travailleur de la station Marc Delorme du Centre National de Recherche Agronomique (CNRA).

(Photo prise en 2016 par Mevanly Ouattara)

Le test de Chi deux (χ^2) a été utilisé pour tester l'existence de relations entre les différentes variables qualitatives (Type de personnes enquêtées, niveau d'instruction, classes d'âges, activités principales, vecteur d'introduction et historique et type d'usage). Le niveau de significativité pour cette analyse est de 5 p.c. ($P = 0,05$). En cas de significativité du Chi deux (χ^2), l'AFC a été réalisée pour montrer de façon graphique les relations qui existent entre les différentes variables (**Palm, 2007**). L'intérêt de l'ACM est de pouvoir visualiser un jeu de données dans son ensemble (**Palm, 2007**). Les variables prises en compte pour la réalisation de l'ACM ont été le type de personnes enquêtées, la problématique des plantes exotiques envahissantes sur la biodiversité et la perception des espèces exotiques envahissantes.

VII-3- Détermination de l'impact de *Lantana camara* sur la flore et les propriétés physico- chimiques du sol

VII-3-1- Détermination de l'impact de *Lantana camara* sur la flore

VII-3-1-1- Collecte des données floristiques

Dans chaque campement, deux types de plantations ont été retenues pour les inventaires floristiques ; à savoir : les cocoteraies envahies et non envahies par *L. camara* sauf celui du campement de la Station Marc Delorme du CNRA où il n'y avait que des plantations envahies. Dans l'étude, il a été qualifié de cocoteraies envahies, celles marquées par un peuplement dense de *L. camara* (plus de 50 p.c.) et de cocoteraies non envahies, celles marquées par la présence ou non de quelques touffes de *L. camara* (1 à 2 touffes) (**Figure 14 et 15**). Le taux d'occupation de *L. camara* dans les cocoteraies a été évalué sur la base de l'échelle des coefficients d'abondance-dominance de **Van Der Maarel (1979)** (**Tableau II**). Les placettes non envahies ont été utilisées comme témoins. Ce dispositif d'échantillonnage a déjà été utilisé par **Gooden et al. (2009)** ; **Dobhal et al. (2011)** ; **Witt (2010)**, **Mwoleka et al. (2019)** dans l'étude de l'impact des plantes invasives sur la diversité spécifique en choisissant des sites envahis et non envahis dans des agrosystèmes similaires.

L'étude de la diversité floristique du sous-bois des cocoteraies ne pouvant pas être exhaustive étant donné la taille des plantations, la méthode de **Duvigneaud (1949)** qui nécessite l'installation de transects dans des stations d'échantillonnages a été utilisée (**Figure 16**). Ces transects sont représentés par des bandes rectangulaires de 100 m de longueur et 10 m de largeur (**Duvigneaud, 1949** ; **Yoka et al., 2013**).



Figure 14 : Cocoteraies montrant la présence (a) ou non de quelques touffes de *Lantana camara* (b)

(Photo prise en 2018 par Pagny Franck)



Figure 15 : Cocoteraies envahies par un peuplement dense de *Lantana camara*.

(Photo prise en 2018 par Pagny Franck)

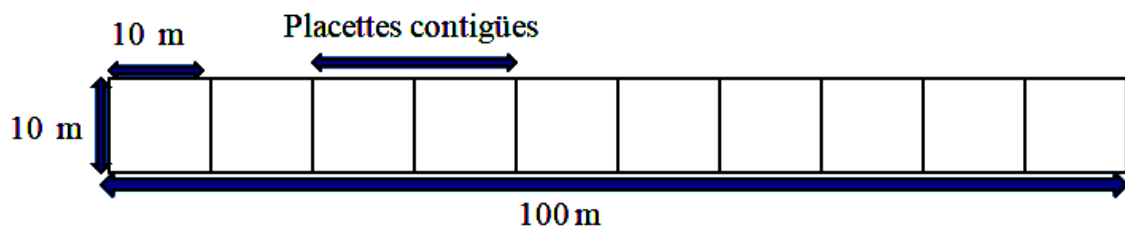


Figure 16: Dispositif de relevée floristique.

Vingt-deux (22) transects de direction Nord-Sud et Est-Ouest ont été posés sur l'ensemble des sites échantillonnés. Ces transects ont été répartis comme suit : 6 transects au niveau du campement PK 5 ; 10 transects pour le campement du CNRA et 6 transects pour le campement PK 8. Chaque transect a été subdivisé en placettes contigües de 100 m² (10 m x 10 m) pour un total de 220 placettes. A l'intérieur de chaque placette, toutes les espèces ont été identifiées (**Figure 17**). Les espèces végétales dont l'identité était inconnue ont été photographiées ou prélevées afin de permettre leur identification au Centre National de Floristique (CNF) de l'Université Félix Houphouët-Boigny. Le recouvrement des espèces (**Tableau II**) a été évalué selon l'échelle des coefficients d'abondance-dominance de **Van Der Maarel (1979)**.

VII-3-1-2- Analyse des données floristiques

VII-3-1-2-1- Description de la végétation des cocoteraies

La végétation des cultures de cocotiers envahies et non envahies a été décrite à partir du dispositif suivant (**Tableau II**) :

- (1) définir pour chaque espèce le type biologique selon **Raunkiaer (1934)** ; à savoir : les Thérophytes, les Hémicryptophytes, les Chaméphytes, les Géophytes, qui ont tous une hauteur inférieure à 0,25 m ; les Nanophanérophytes qui ont une hauteur comprise entre 0,25 à 2 m ; les MicroPhanérophytes qui ont une hauteur comprise entre 2 et 8 m ; les Mésophanérophytes qui ont une hauteur comprise entre 8 et 30 m et les MégaPhanérophytes qui ont plus de 30 m de hauteur ;
- (2) définir les strates selon **Raunkier (1934)** qui stipule que la strate herbacée comprend les herbacées annuelles et pérennes dont la hauteur est inférieure à 0,25 m ; la strate arbustive basse regroupe les plantes de 0,25 à 2 m de hauteur ; la strate arbustive haute regroupe les plantes de 2 à 8 m de hauteur et la strate arborée est formée par les plantes de 8 à 30 m de hauteur ;
- (3) définir pour chaque espèce le type morphologique selon **Aké-Assi (2001 ; 2002)** ; à savoir : les Herbes, les Lianes, les Arbustes ou les Arbres ;
- (4) définir pour chaque espèce le recouvrement selon l'échelle des coefficients d'abondance-dominance de **Van der Maarel (1979)**, (**Tableau II**).



Figure 17 : Parcelle d’inventaire floristique dans une cocoteraie non envahies.

(Photo prise en 2018 par Mevanly Ouattara)

Tableau II : Coefficient d'abondance-dominance suivant l'échelle de **Van der Maarel (1979)**.

(Van Der Maarel, 1979)	Définition	Recouvrement moyen (p.c.)
AD		
1	1 individu	1
2	2 individus	2
3	$Dr \leq 5$ p.c.	3,5
4	$5 < Dr \leq 10$ p.c.	7,5
5	$10 < Dr \leq 15$ p.c.	12,5
6	$15 < Dr \leq 25$ p.c.	20
7	$25 < Dr \leq 50$ p.c.	37,5
8	$50 < Dr \leq 75$ p.c.	62,5
9	$Dr > 75$ p.c.	87,5

Légende : **Dr** : Abondance relative (pour les arbres avec comptage des individus), soit le taux de recouvrement estimé en p.c. (pour les espèces herbacées) ; **AD** : Coefficient d'Abondance-Dominance.

VII-3-1-2-2- Richesse spécifique

La richesse spécifique d'un site donné est le nombre total d'espèces que compte ce site (**Aké-Assi, 1984**). La détermination de la richesse floristique consiste à dénombrer toutes les espèces recensées dans un biotope sans tenir compte de leur abondance. Dans l'étude, elle a été utilisée pour connaître le nombre d'espèces rencontrées dans les cocoteraies envahies et non envahies. Une base de données floristique contenant, les données taxonomiques (espèce, nom de l'auteur, famille, genre et affinité chorologique) a été établie pour toutes les espèces signalées dans chacune des cocoteraies.

L'identification des plantes inventoriées a été faite grâce à la clé d'identification de **Hawthorne (1995)**. Cette clé est basée sur la reconnaissance de la feuille, des fruits et dans certains cas de la section du tronc. La détermination des noms des espèces a été basée sur les travaux de **Lebrun et Stork (1991 ; 1997)** et la nomenclature des familles sur l'**APG IV (2016)**.

VII-3-1-2-3- Composition floristique

L'analyse de la composition floristique a consisté à relever pour chaque espèce le type biologique et la répartition géographique.

L'objectif de la détermination du type biologique des espèces est d'identifier les aptitudes naturelles que chaque espèce développe pour faire face aux conditions défavorables du climat et aux perturbations du milieu. Dans la présente étude, les travaux de **Aké-Assi (2001 ; 2002)** ont été consultés pour déterminer le type biologique des espèces inventoriées. La terminologie utilisée est celle de **Raunkiaer (1934)** adaptée et utilisée en régions tropicales. Les principaux types biologiques retenus sont les suivants : les phanérophytes qui renferment les Mégaphanérophytes (MP), grands arbres d'au moins 30 m de hauteur, les Mésophanérophytes (mP), arbres de 8 à 30 m de hauteur, les Microphanérophytes (mp), arbustes de 2 à 8 m de hauteur et les Nanophanérophytes (np), arbrisseaux de 0,25 à 2 m de hauteur ; les Chaméphytes (Ch), plantes ayant un appareil végétatif portant à moins de 40 cm du sol des bourgeons persistants et protégés éventuellement par les débris des plantes pendant la saison défavorable ; les Hémicryptophytes (H), plantes ayant un appareil végétatif aérien se desséchant complètement pendant la saison défavorable et dont les bourgeons persistants se forment sur le collet ; les Thérophytes (Th), plantes annuelles qui passent la saison défavorable sous forme de graines ; les Géophytes (G), plantes dont les organes de survie (bulbe, tubercule, rhizome) sont enfouis dans le sol et dont la partie aérienne meurt durant la période défavorable ; les Epiphytes (Ep), plantes vivant sur d'autres plantes hôtes.

Les affinités phytogéographiques ont été déterminées afin de faire une distinction des espèces suivant leur aire de répartition géographique. Il s'agit de 4 groupes d'espèces : les espèces appartenant à la région phytogéographique Guinéo-Congolaise (GC) ; à la région de transition Guinéo-Congolaise et Soudano-Zambézienne (GC-SZ) ; à la région Soudano-Zambézienne (SZ) et les espèces introduites ou exotiques (i) (**White, 1983**).

VII-3-1-2-4- Espèces à statut particuliers

Les espèces dites à statut particulier ont été déterminées pour souligner l'importance des cocoteraies pour la conservation de la biodiversité. Il s'agit des espèces endémiques et des espèces rares et/ou menacées de disparition de la flore ivoirienne. L'endémisme se dit d'une espèce qui n'existe que dans une zone géographique donnée, c'est-à-dire une espèce dont l'aire de répartition est nettement limitée, parfois restreinte et qui caractérise une région (**Kouadio et al., 2016**).

Dans l'étude, nous avons ainsi distingué les espèces endémiques de la Côte d'Ivoire (GCi), celles endémiques au Bloc forestier Ouest africain (GCW), puis celles endémiques aux forêts de la région phytogéographique de la Haute Guinée (HG). Pour la caractérisation de ces espèces, la liste des espèces inventoriées dans la présente étude a été confrontée à celles de **Aké-Assi (1984 ; 1998 ; 2001 ; 2002)** et de **Jongkind (2004)**. Mais, il est à préciser que la liste de **Jongkind (2004)** a été utilisée uniquement pour déterminer les espèces endémiques de Haute Guinée (HG).

Pour la détermination des espèces rares et/ou menacées de disparition du site d'étude, la liste des espèces inventoriées a été confrontée à la liste de **Aké-Assi (1998 ; 2001 ; 2002)** et à la liste rouge de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (**UICN, 2018**).

VII-3-1-2-5- Diversité spécifique

L'indice de diversité de Shannon mesure la composition en espèces d'un peuplement en tenant compte de la richesse spécifique et de l'abondance relative des espèces (**Felfili et al., 2004**). Il permet d'exprimer la diversité d'un site et est principalement déterminé par les espèces dominantes (**Hakizimana, 2012**). Aussi, cet indice renseigne sur la réponse de la biodiversité face aux pressions anthropiques (**Van der Maarel, 1979**). Dans l'étude, l'indice de diversité de Shannon a permis de comparer la diversité spécifique des cocoteraies envahies et non envahies. L'expression mathématique de l'indice de **Shannon (1948)** est la suivante :

$$H' = - \sum (n_i/N) \ln (n_i/N) \quad (2)$$

avec H' : Indice de diversité de Shannon ; $P_i = n/r$, où n est le recouvrement de l'espèce i dans le relevé considéré et r désigne la somme totale des recouvrements de toutes les espèces du relevé. Les indices n et r ont été obtenus en transformant le taux de recouvrement de l'espèce i du relevé en coefficient d'abondance-dominance selon l'échelle des coefficients d'abondance-dominance de **Van der Maarel (1979)**, (**Tableau II**).

Les espèces rares dans un biotope n'ont pas beaucoup d'effet sur la valeur obtenue (**Hakizimana, 2012**). Les valeurs de cet indice varient entre 0 et $\ln S$ qui est la diversité maximale (S étant le nombre total d'espèces dans le milieu). Lorsque le peuplement est composé d'une seule espèce, la valeur de cet indice est égale à 0, tandis que pour une flore comportant un nombre élevé d'espèces, il tend vers $\ln S$. Une valeur élevée de H' est le signe d'une bonne biodiversité, susceptible de se maintenir durablement (**Adou Yao, 2005**). Pour les communautés très diversifiées, H' peut atteindre 4,5 et $\ln S$ dépasse rarement 5 (**Felfili et al., 2004**).

VII-3-1-2-6- Distribution des espèces

Pour compléter l'information apportée par l'indice de diversité de Shannon, il convient aussi de mesurer l'équitabilité. Selon **Blondel (1979)**, deux peuplements qui comprennent chacun cent (100) individus et 5 espèces ne fonctionneront pas de la même façon si le premier comporte quatre espèces représentées par un individu et une espèce par les quatre-vingt-seize (96) autres alors que chacune des cinq (5) espèces du second comporte vingt (20) individus.

L'indice d'équitabilité de **Piélou (1966)** encore appelé indice de régularité ou d'équidistribution traduit la manière dont les individus sont distribués à travers les espèces (**Adjakpa et al., 2013**). Il est déduit de l'indice de Shannon-Weaver. Ainsi dans l'étude, il a été utilisé pour décrire la distribution des différentes espèces d'une population dans les cocoteraies envahies et non envahies. L'indice d'équitabilité de Piélou (E) se calcule selon l'expression mathématique suivante :

$$E = H' / \ln S \quad (3)$$

où E est l'indice d'équitabilité, H' est l'indice de Shannon, S est le nombre total d'espèces d'un biotope donné, et $\ln S$ représente la diversité maximale du biotope.

L'équitabilité varie de 0 à 1. Elle tend vers 0 quand la quasi-totalité des effectifs est concentrée sur une seule espèce et vers 1 lorsque toutes les espèces ont la même abondance

(Blondel, 1979 ; Medhi, 2010). Selon Inoussa *et al.* (2013), si $E \in [0 ; 0,6]$, l'équitabilité de Piélou est faible, présence de dominance d'espèce ; par contre, si $E \in [0,7 ; 0,8[$, l'équitabilité de Piélou est moyen et enfin si $E \in [0,8 ; 1]$, l'équitabilité de Piélou est élevé, absence de dominance. Les valeurs de la diversité spécifique et de l'équitabilité ont permis d'estimer une fois de plus ou de confirmer la diversité spécifique des différents biotopes.

VII-3-1-2-7- Régularité des espèces

La fréquence relative (**Fr**) est une valeur qui traduit la régularité de la distribution d'une espèce dans une communauté végétale (Daget et Poissonet, 1969). Elle permet aussi de déterminer les espèces les plus recouvrantes (Marnotte 1989 ; Traoré, 1991). Dans l'étude, la fréquence relative a été calculée afin de déterminer la régularité de *L. camara* dans les plantations de cocotiers par rapport aux autres espèces végétales. Elle se calcule selon la formule proposée :

$$\mathbf{Fr} = \mathbf{Fa} (e) / \mathbf{N} \quad (4)$$

avec **Fr** : Fréquence relative ; **Fa (e)** : fréquence absolue de chaque espèce inventoriée et **N** : nombre de relevés. Pour traduire la régularité de la distribution des espèces, Raunkiaer (1905) a défini 5 classes de fréquence relative : La classe I regroupe les espèces très peu régulières dont la fréquence relative est comprise entre 0 et 20 p.c. La classe II regroupe les espèces peu régulières dont la fréquence relative est comprise entre 21 et 40 p.c. Les classes III, IV et V regroupent respectivement les espèces régulières, très régulières et particulièrement régulières dont les fréquences sont comprises entre 41 et 60 p.c., entre 61 et 80 p.c., entre 81 et 100 p.c.

VII-3-1-2-8- Agressivité des espèces

La contribution spécifique **Cs (e)** est une valeur qui traduit l'agressivité des espèces végétales (Daget et Poissonet, 1969). Elle est l'expression de l'apport de chacune de ces espèces à la végétation d'une station inventoriée et permet de mettre en évidence le dynamisme et l'agressivité de ces dernières (Daget et Poissonet, 1969). Dans l'étude, elle a été utilisée pour mettre en évidence l'agressivité de *L. camara* sur les autres espèces végétales des cocoteraies. Elle s'obtient à partir de la formule :

$$\mathbf{Cs (e) = [Fs (e) / \sum Fs (e)] \times 100} \quad (5)$$

où **Cs (e)** est la contribution spécifique de l'espèce (e), **FS (e)** est la fréquence spécifique de l'espèce (e) et $\sum^n 1 \mathbf{FS (e)}$ est la somme des fréquences de toutes les espèces.

Les travaux de **Daget et Poissonet (1969)** ont adopté la classification suivante :

- $\mathbf{Cs(e) < 1}$: espèces non productrices ; ce sont des espèces dont l'effet dépressif sur les plantes est plus ou moins négligeable ;
- $\mathbf{1 \leq Cs(e) < 4}$: espèces peu productrices ; ce sont des espèces dont l'effet dépressif sur les plantes est relativement élevé, elles sont dites agressives ;
- $\mathbf{Cs (e) \geq 4}$: espèces très productrices ; elles ont un effet dépressif particulièrement élevé sur les autres espèces. Elles sont par conséquent considérées comme très agressives vis-à-vis des autres plantes.

VII-3-1-3- Analyse statistique des données floristiques

VII-3-1-3-1- Degré d'infestation des espèces

Le degré d'infestation des espèces est un paramètre qui permet de déterminer la nuisibilité d'une ou plusieurs espèces sur l'ensemble du site d'étude. Dans l'étude, le degré d'infestation des espèces a permis de mettre en évidence le degré de nuisibilité de *L. camara* dans l'ensemble des cocoteraies. Il est mis en évidence de façon graphique par un diagramme d'infestation. Ce diagramme est basé sur les fréquences relatives de chaque espèce en abscisse, combinées à leur abondance moyenne en ordonnée (**Le Bourgeois et Guillerm, 1995**). L'abondance moyenne d'une espèce s'obtient à partir de la formule proposée par **Kazi et al. (2010)** :

$$\mathbf{AD moy (e) = - \sum AD(e) / Nrel(e)} \quad (6)$$

où **AD moy(e)** est l'abondance moyenne d'une espèce ; **AD(e)** correspond à la moyenne des indices d'abondance/dominance de l'espèce et **Nrel(e)** est le nombre de relevés dans lesquels l'espèce est présente. Le diagramme d'infestation réalisé à l'aide du logiciel XLSTAT version 2014 a permis de différencier des groupes d'espèces selon leur degré d'infestation. La terminologie suivie dans la présente étude est celle de **Le Bourgeois et Guillerm (1995)** utilisée par plusieurs botanistes dont **Tani et al. (2010)** ; **Diomandé et al. (2018)** ; **Diouf et al. (2020)**. Ainsi, neuf groupes d'espèces ont été discriminés :

Groupe 1 (G1) : Ce sont les espèces majeures générales. Elles sont à la fois très fréquentes ($Fr > 50$ p.c.) et très abondantes ($AD \text{ moy.} > 1,5$). Ce sont les espèces les plus nuisibles de la région pouvant coloniser pratiquement tous les milieux écologiques et elles possèdent un potentiel d'envahissement important.

Groupe 2 (G 2) : Ce sont les espèces potentielles générales. Elles sont très fréquentes ($Fr > 50$ p.c.) et très abondantes ($1,25 < AD \text{ moy.} < 1,5$). Ce sont les espèces très ubiquistes mais leur infestation est généralement moindre que celles des espèces majeures générales.

Groupe 3 (G 3) : Ce sont les espèces générales. Elles sont très fréquentes ($Fr > 50$ p.c.) mais jamais abondantes ($AD \text{ moy.} < 1,25$). Ce sont des espèces ubiquistes rencontrées dans presque tous les milieux.

Groupe 4 (G 4) : Ce sont les espèces majeures régionales. Elles sont très fréquentes ($Fr > 50$ p.c.) mais jamais abondantes ($AD \text{ moy.} < 1,50$). Ce sont des espèces ubiquistes mais qui ne posent pas de problème particulier dans le contexte phytotechnique actuel. Ces dernières sont des espèces à surveiller du fait de leur grande distribution lors des pratiques culturales. Ce sont des espèces dont la présence est liée à un facteur écologique d'ordre régional. Il s'agit de la végétation originelle ou de l'environnement agricole ;

Groupe 5 (G 5) : Ce sont les espèces potentielles régionales. Elles sont très abondantes ($AD \text{ moy.} > 1,5$) et moyennement fréquentes ($20 \text{ p.c.} < Fr < 50 \text{ p.c.}$). Ce sont des espèces à amplitude écologique large dont la présence est liée à un facteur écologique d'ordre régional (sol, climat, topographie).

Groupe 6 (G 6) : Ce sont les espèces régionales. Elles sont moyennement fréquentes ($20 \text{ p.c.} < Fr < 50 \text{ p.c.}$) avec une abondance ($AD \text{ moy.} < 0,5$). Elles ont une amplitude écologique moyenne mais ne constituent pas une contrainte du fait de leur abondance limitée. Par contre, elles peuvent servir d'indicatrices de conditions écologiques régionales.

Groupe 7 (G 7) : Ce sont les espèces majeures locales. Elles sont localement très abondantes ($1,25 < AD \text{ moy.} < 1,5$) et moyennement fréquentes ($20 \text{ p.c.} < Fr < 50 \text{ p.c.}$). Elles ont une amplitude écologique étroite et elles deviennent une contrainte agronomique importante sur les parcelles cultivées dans la zone forestière ou savanicole ;

Groupe 8 (G 8) : Ce sont les espèces potentielles locales. Elles sont peu fréquentes ($Fr < 20$ p.c.) et présentent ponctuellement des indices d'abondance-dominance moyens ($1,25 < AD \text{ moy.} < 1,5$). Elles ont une amplitude écologique étroite.

Groupe 9 (G 9) : Ce sont les espèces mineures. Elles sont peu fréquentes ($Fr < 20$ p.c.) et peu abondantes ($AD \text{ moy.} < 1,25$). Ce sont des espèces rares, étrangères ou pionnières. Elles ne constituent pas une nuisibilité pour les cultures. Il est cependant utile de débarrasser les

champs de ces espèces, à cause de la concurrence qu'elles peuvent engager avec la culture pour l'occupation de l'espace.

VII-3-1-3-2- Comparaisons des moyennes des paramètres floristiques

Le test de Kruskal-Wallis est une alternative non paramétrique de l'ANOVA dès que la distribution sous-jacente des données n'est plus gaussienne ou normale. Ce test a été utilisé pour comparer les moyennes des paramètres floristiques (nombre d'espèces, indice de Shannon et de Piélu) calculés dans les cocoteraies envahies et non envahies. Chaque fois que la probabilité calculée était significative, le test de Dunn a été effectué afin de comparer deux à deux les moyennes et d'apprécier les différences significatives qui existent entre celles-ci. Le niveau de significativité choisi pour ces analyses est de 5 p.c. ($P \leq 0,05$). Le logiciel XLSTAT version 2014 a été utilisé pour la réalisation de ces tests statistiques.

VII-3-2- Collecte des données de sols

D'après les travaux de **Yao-Kouamé (2008)**, la caractérisation des sols commence par l'observation des traits morphologiques visibles ou perceptibles à l'œil nu. Ces observations portent d'une part, sur les éléments de l'environnement (la végétation, le relief, le réseau hydrographique, les formations géologiques), d'autre part, sur les propriétés physiques des sols dont les éléments majeurs sont : la couleur, l'état d'humidité, la texture, la structure, la charge en éléments grossiers, la cohérence, la porosité, le type d'horizon et la profondeur. Les paramètres physiques du sol contribuent à une meilleure connaissance de l'évolution des sols.

VII-3-2-1- Caractérisation morpho-pédologique

Un profil complet a été décrit suivant l'approche de **Yao-Kouamé (2008)**, basée sur les paramètres morphopédologiques observés sur le terrain tels que : la couleur, la structure, la texture, la cohésion, la porosité, la limite entre les couches. En tenant compte d'une échelle de 1/5000, trois fosses pédologiques ont été ouvertes tous les 50 m le long d'un layon de 150 m de longueur et de direction Nord-Est. Pour avoir un meilleur éclairage des faces à observer, les fosses ont été creusées à l'aide d'une pioche, d'une pelle et d'une daba. Une tranchée dont la profondeur est de 1,2 m, 1 m de longueur et 0,80 m de largeur a été creusée dans le sol. Les fosses pédologiques ont été décrites (**Figure 18**) en considérant quatre séries de données, suivant le glossaire de pédologie de l'**ORSTOM (1969)**. La première série de donnée, situe l'observation (la date, le lieu, la feuille, le numéro du profil, le type de sol). La deuxième série de donnée, concerne l'environnement physique de la fosse (la pente, la position topographique, la végétation, la roche mère, le microrelief et l'utilisation du sol).



Figure 18 : Aperçu d'une fosse pédologique.

La troisième série de donnée, porte sur les horizons (l'épaisseur, la couleur, l'humidité, la teneur en matière organique, la texture, le pourcentage en éléments grossiers, la structure générale et celle du débit, la cohésion générale et celle de l'agrégat, la porosité générale, l'enracinement, l'orientation des racines). La quatrième série de donnée, décrit la netteté et la forme des limites des horizons (Maignien, 1980 ; Boulet *et al.*, 1982 ; Baize et Jabiol, 1995). La texture a été définie par la méthode du Boudin pendant la description sur le terrain. Trois segments topographiques (haut de versant, mi de versant et bas de versant) ont été considérés (Boulet *et al.*, 1982).

VII-3-2-2- Echantillonnage des sols

Les échantillons de sols ont été prélevés dans les cocoteraies envahies et non envahies à l'aide d'une tarière (Figure 19). Etant donné que *L. camara* a un système racinaire pivotant, une tarière a été plus indiquée pour s'assurer qu'une quantité suffisante de sols a été recueillie (Sharma *et al.*, 2005 ; Simba *et al.*, 2013 ; Mandal et Joshi, 2014). Le prélèvement a été effectué en cinq points différents de la placette envahie ou non envahie de forme carrée de 100 m² (10 m × 10m) prise pour les relevés floristiques (quatre aux extrémités puis un au centre) (Figure 20). Les placettes ont été sélectionnées en tenant compte de la topographie et des interférences racinaires. Les placettes non envahies ont été utilisées comme témoins. Les échantillons de sols ont été prélevés à une profondeur comprise entre 0-20 cm. Cette profondeur a été choisie car elle est représentative des sols agricoles, cultivés ou en jachère (Tié Bi, 1995) d'une part et d'autre part parce qu'à cette profondeur l'activité biologique de l'espèce est intense (Sharma *et al.*, 2005 ; Simba *et al.*, 2013 ; Mandal et Joshi, 2014). Les échantillons de sol ont été collectés directement sous les pieds de *L. camara* afin d'obtenir les effets directs de la plante. Les cinq échantillons de sols ont ensuite été mélangés dans un sac en polyéthylène pour former un échantillon composite (Abobi *et al.*, 2014). Ils ont ensuite été séchés à l'air libre et tamisés à l'aide d'un tamis de 2 mm puis conservés dans des sacs en polyéthylène et étiquetés de manière appropriée pour les analyses au laboratoire. Ce dispositif d'échantillonnage a déjà été utilisé par Gooden *et al.* (2009) ; Dobhal *et al.* (2011) ; Osunkoya et Perrett (2011) ; Simba *et al.*, (2013) ; Mandal et Joshi, (2014) ; Wekhanya *et al.* (2020) dans l'étude de l'impact des plantes invasives sur le sol en choisissant des sites envahis et non envahis qui appartiennent à un même agrosystème. Au total quarante cinq (45) échantillons de sols ont été prélevés pour donner quinze (15) échantillons composites dont 6 dans le campement PK 5 (3 dans les cocoteraies envahies et 3 dans les cocoteraies non envahies), 6 dans le campement PK 8 (3 dans les cocoteraies envahies et 3 dans les cocoteraies non envahies) et 3 dans les cocoteraies envahies du CNRA.



Figure 19 : Prélèvement de sol à l'aide d'une tarière dans un quadrat.

(Photo prise en 2018 par Mevanly Ouattara)

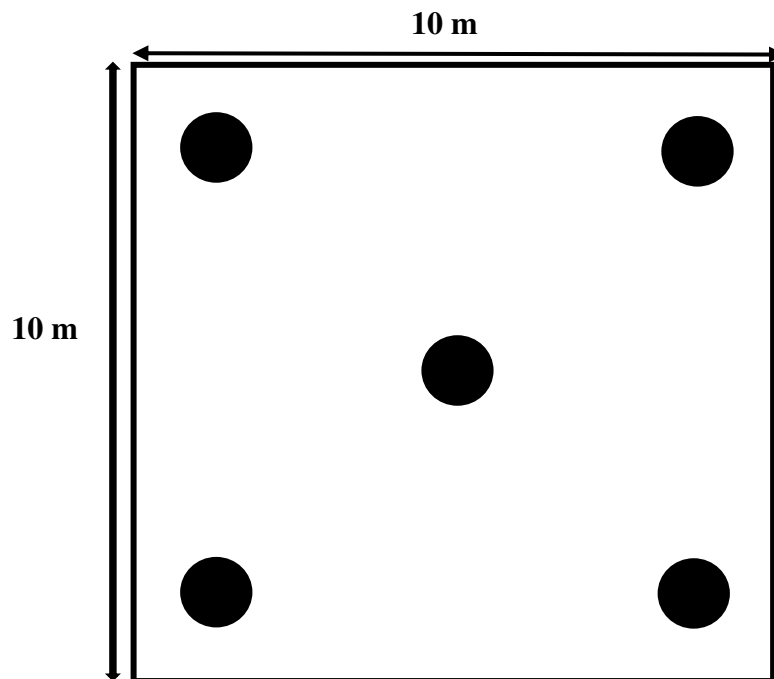


Figure 20 : Schéma des points de prélèvement du sol sur une parcelle d'échantillonnage.

● Point de prélèvement du sol ; **m** : mètre

VII-3-2-2- Analyse des données du sol

Les analyses granulométriques des échantillons de sol ont concerné l'argile, le limon fin, le limon grossier, le sable fin, le sable grossier. Les analyses chimiques des échantillons de sol ont porté sur dix variables de sol. Ces variables ont concerné le pH_{eau}, le carbone organique (C org), l'azote total (Nt), le rapport carbone/azote (C/Nt), le phosphore assimilable (P), la capacité d'échange cationique (CEC), le calcium assimilable (Ca²⁺), le magnésium assimilable (Mg²⁺), le potassium assimilable (K⁺) et le sodium assimilable (Na⁺). Toutes ces analyses ont été réalisées à l'Institut National Polytechnique Félix Houphouët-Boigny (INPHB) de Yamoussoukro (Côte d'Ivoire).

VII-3-2-2-1- Analyse granulométrique

L'analyse granulométrique permet de déterminer la texture du sol en séparant les particules minérales du sol en fraction argileuse, limoneuse et sableuse (argile (0 à 2 µm), limon fin (2 à 20 µm), grossier (20 à 50 µm), sable (50 µm)). Les échantillons utilisés pour l'analyse de la texture ont été dispersés avec une solution de carbonate de sodium (Na₂CO₃) et de l'hexamétaphosphate de sodium et prétraités selon la méthode ISO11464. Les analyses granulométriques de l'argile et du limon ont ensuite été réalisées selon la méthode de la pipette Robinson (norme AFNOR-NF X 31-107) avec un automate de sédimentation Texsol24B (LCA Instruments, France) (Verger, 1976).

Sur 20g de terre fine tamisée à 2 mm, il a été ajouté de l'eau oxygénée (H₂O₂) pour détruire la matière organique qui joue un rôle de ciment entre les particules argileuses. Cela correspond au dosage suivant la méthode d'Anne (1945). Cette méthode préconise la destruction des agrégats à l'aide de l'acide chlorhydrique dilué, puis la dispersion des argiles dans l'eau distillée à l'aide d'une solution de carbonate de sodium (Na₂CO₃) et d'hexamétaphosphate de sodium et l'agitation mécanique par retournement (agitateur rotatif). Ensuite, le transfert dans une allonge à sédimentation d'un litre, pour la séparation par sédimentation en milieu liquide des limons et argiles par le pipetage (méthode de Robinson). Enfin, le séchage et la pesée des différents prélèvements effectués à la pipette pour la détermination des fractions granulométriques. La détermination des classes texturales des sols étudiés a été faite en suivant la classification de **IUSS Working Group WRB (2014)**.

VII-3-2-2-2- Analyse du pH_{eau}

La mesure du pH du sol renseigne sur le degré d'acidité ou d'alcalinité du sol. Elle permet également d'apprécier l'état de saturation (ou de désaturation) du complexe adsorbant,

le pH étant généralement d'autant plus élevé que le taux de saturation est proche de 100 p.c.. Pour les analyses de pH eau, les échantillons ont été prétraités en suivant la méthode ISO 11464. Cette méthode spécifie des prétraitements nécessaires des échantillons de sol devant être soumis à des analyses physico-chimiques des paramètres stables et non-volatils. La méthode ISO 11464 se fait selon cinq étapes : le séchage, le broyage, le tamisage, la séparation et la pulvérisation. Ensuite, le type d'acidité actuelle (pH eau) a été obtenu avec des mesures d'électrodes suivant la norme NF-ISO 10390. Pour la détermination du pH eau, une prise de sol (tamisé à 2 mm) a été effectuée dans un bécher ; on y ajoute de l'eau déminéralisée et on l'agite énergiquement. La suspension est laissée au repos pendant 30 mn afin que la terre se dépose raisonnablement bien. Les électrodes du pH-mètre, préalablement étalonnées à l'aide des solutions tampons, sont introduites dans la suspension en veillant à ce que ses électrodes de verre soient enfoncées dans la terre au fond du bécher. La lecture est faite à 0,1 près quand l'aiguille du pH-mètre est stabilisée. Le pH eau, exprime la concentration en hydrogène (H⁺) de la solution obtenue par la mise en suspension de la terre dans l'eau déminéralisée, c'est-à-dire la concentration en protons actuellement dissociés (Thomas, 1996).

VII-3-2-2-3- Analyse des éléments chimiques

VII-3-2-2-3-1- Dosage du carbone organique

Le dosage du carbone organique des échantillons de sols a été déterminé selon la méthode de Walkley-Black telle que décrite par Pauwels *et al.* (1992). Cette méthode est basée sur l'oxydation du carbone organique par le dichromate de potassium (K₂Cr₂O₇) en milieu fortement acide (H₂SO₄).

Le titrage de retour de l'excès de K₂Cr₂O₇ par le Sulfate ferreux (FeSO₄.7H₂O) permet de calculer la quantité de dichromate qui a été neutralisée par le carbone organique.

Le point d'équivalence est indiqué par le virage de la diphenylamine [(C₆H₅)₂NH] du violet au vert. Le pourcentage de Carbone organique (C org) est calculé par la formule suivante :

$$\% \text{ Corg} = 4 (\text{VO} - \text{V}) \times 100 / \text{V.P} \quad (7)$$

Dans cette formule, VO est le volume de sulfate ferreux (FeSO₄.7H₂O) ajouté au témoin, V est le volume de Sulfate ferreux (FeSO₄.7H₂O) ajouté à l'échantillon et P est la prise d'essais de sol en gramme (0,5g).

Après le calcul du pourcentage de Carbone organique (C org), la teneur en matière organique (MO) est tirée de la relation suivante :

$$\% \text{ MO} = \% \text{ Corg} \times 1,724 \quad (8)$$

Dans cette formule, C est le pourcentage de carbone et 1,724 est le facteur de conversion

VII-3-2-2-3-2- Dosage de l'azote total

Le dosage de l'azote total a été déterminé par la méthode de Kjeldahl (**Bremner et Mulvaney, 1982**) qui comporte deux phases : la minéralisation et la distillation. La minéralisation consiste à transformer l'azote de la matière organique en azote ammoniacal sous l'action de l'acide sulfurique à ébullition qui se comporte comme un oxydant. Les substances organiques sont décomposées en carbone et hydrogène qui se dégagent, tandis que l'azote transformé en azote ammoniacal est fixé immédiatement par l'acide sulfurique à l'état de sulfate d'ammoniaque. Quant à la distillation, elle consiste à déplacer l'ammoniaque formée par l'action de la soude concentrée, distillée par entraînement de vapeur, recueillie dans une solution d'acide borique et dosée par l'acide sulfurique titré. Toutefois, l'azote se trouvant sous forme de nitrate ou de nitrite est perdu suite à leur transformation au cours de la digestion (**Dewis et Freitas, 1984**). La teneur en Azote total est calculée par la formule qui suit :

$$\text{Nt} = 14 (V - V0) t / p \quad (9)$$

Dans cette formule, V est le volume de H₂SO₄ ajouté à l'échantillon, V0 est le volume de H₂SO₄ ajouté au témoin, p est la prise d'essais de sol en gramme (2g) et t est la normalité de l'acide (0,01n).

VII-3-2-2-3-3- Dosage du phosphore assimilable (Méthode de Bray II)

Les phosphates donnent un complexe phosphomolybdique en présence de molybdate d'ammonium, en milieu acide. Après une réduction par une solution de chlorure stanneux, ce complexe développe une coloration bleue susceptible d'un dosage colorimétrique. Les réactions correspondantes seront les suivantes :

- 2 g de sol à 2 mm de diamètre a été pesé dans une bouteille nalgène de 125 ml ;
- 14 ml de la solution extractante a été ajouté et agité rigoureusement pendant 1 mm ;
- Le mélange a été filtré avec un papier filtre Watman n°42. Le filtrat ainsi obtenu contient le phosphore assimilable contenu dans l'échantillon de sol.

Le dosage spectrophotométrique du P total a été réalisé après une digestion au HNO₃ 70 p.c. et HClO₄ 60-70 % à chaud.

VII-3-2-2-3-4- Cations échangeables K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ et Na⁺ et CEC

La détermination des bases échangeables (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺) et de la CEC a été réalisée par la méthode à l'acétate d'ammonium 1N à pH 7.0 suivant la norme NF-X 31-108-NF X 31-130. Cette méthode permet d'extraire les bases échangeables et de déterminer ensuite la CEC à partir d'une même prise de sol. Elle comporte trois phases. La première phase a consisté à l'extraction des bases (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺) à l'acétate d'ammonium (CH₃COONH₄) à pH7 grâce aux ions NH₄⁺ qui saturent le complexe et libèrent les cations basiques (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺). Ces dernières ont ensuite été dosées par spectrométrie d'émission atomique par plasma induit. La deuxième phase a consisté au lavage de la terre à l'alcool (éthanol à 95 p.c.) afin d'éliminer la solution saturante de NH₄⁺ qui remplit les porosités. Enfin, la troisième phase a permis le dosage de NH₄⁺ par distillation Kjeldahl et le titrage avec de l'acide sulfurique (H₂SO₄) (**Pauwels et al. (1992)**). Le sodium a été dosé dans l'extrait acétique par spectrophotométrie par émission. Après l'extraction des éléments échangeables, le sol est saturé de NH₄⁺. On enlève les sels d'ammonium libre, puis on procède à l'extraction de NH₄⁺ ainsi adsorbé par une solution molaire de NaCl. L'ammoniaque sera ensuite déplacée en milieu alcalin, puis entraîné par la vapeur d'eau. Le dosage volumétrique est effectué sur le distillat. La CEC pH 7 est alors déterminée, après déplacement des ions NH₄⁺ par du KCl sur le culot de l'échantillon, après extraction des bases.

VII-3-2-3- Analyse statistique des données du sol

La comparaison des moyennes de chaque paramètre du sol (rapport C/Nt, capacité d'échange cationique (CEC), calcium assimilable (Ca²⁺) et potassium assimilable (K⁺)) entre les cocoteraies envahies et non envahies a été réalisée par le test paramétrique d'Anova à un facteur suivi du test de comparaison par paire de Tukey (**Alignier, 2011**). Le test non paramétrique de Kruskal-Wallis suivi du test de Dunn a été utilisé pour comparer le pHeau, le carbone organique (C), l'azote total (Nt), le phosphore assimilable (P), le magnésium

assimilable (Mg^{2+}) et le sodium assimilable (Na^+) (**Alignier, 2011**). Le Coefficient de Variation (CV) a été calculé pour comparer le degré de variation d'un échantillon de sol à l'autre, même si les moyennes sont différentes. Le coefficient de variation se calcule par le rapport de l'écart-type à la moyenne et s'exprime en pourcentage (**Chaves, 1991**). L'étendue est un indicateur de la dispersion des valeurs d'une série statistique. Il a permis de voir si la série statistique des biotopes étudiés est concentrée (étendue faible), ou au contraire étendue (étendue grande). Elle se présente comme la différence entre la plus grande et la plus petite valeur de la série statistique (**Senouci et al., 2009**).

Une Analyse en Composante Principale (ACP) a été utilisée pour mesurer l'impact de *L. camara* sur les propriétés physico-chimiques du sol. Elle a permis d'évaluer les paramètres édaphiques les plus appropriés pour caractériser les biotopes. Il s'agit d'une méthode descriptive multidimensionnelle qui permet de distinguer pour un ensemble d'unités ou de variables des groupes sur la base des ressemblances, des dissemblances et des corrélations (**Duby et Robin, 2006**). Les variables quantitatives utilisées ont été le pH eau du sol, les éléments chimiques (C, Nt, C/Nt, P, CEC, Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ et Na^+), les résultats des analyses granulométriques (argile, limon total, sable total).

L'Analyse Factorielle Multiple (AFM) a été utilisée pour mesurer l'impact de *L. camara* sur la flore et les propriétés physico-chimiques du sol. Elle a permis de caractériser le sol des cocoteraies suivant les paramètres floristiques et édaphiques. Il s'agit d'une même méthode qui s'applique à des données dites mixtes, dans lesquelles un ensemble d'individus est décrit à la fois par des groupes de variables qualitatives et des groupes de variables quantitatives (**Pagès, 2002**). Dans la présente étude, la variable qualitative a été la couverture de *L. camara* et les variables quantitatives ont été les données floristiques et les paramètres physico-chimiques du sol (richesse spécifique, indice de diversité de Shannon, indice d'équitabilité de Piélou, contribution spécifique, argile, limon total, sable total, pH eau, C, Nt, C/Nt, P, CEC, Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ et Na^+). Toutes ces analyses ont été réalisées à l'aide des

VII-4- Étude de la modélisation de la distribution spatiale de *Lantana camara*

VII-4-1- Collecte des données

Selon **Guisan et Zimmermann (2000)**, la modélisation prédictive d'habitat des espèces passe par quatre étapes indispensables (**Figure 21**), qui sont :

- l'acquisition des points d'occurrences de l'espèce étudiée (**Figure 21**) ;
- l'acquisition des variables environnementales qui expliquent la distribution de l'espèce (**Figure 21**) ;

- l'utilisation d'un outil de modélisation permettant d'expliquer la distribution des points d'occurrences en fonction de ces variables environnementales (**Figure 21**) ;
- l'application de cet outil de modélisation sur l'intégralité de la région d'intérêt afin d'obtenir une cartographie globale de prédiction d'habitat ou de probabilité de présence ou absence (**Figure 21**).

VII-4-1-2- Acquisition des points d'occurrences

Les points d'occurrences sont les coordonnées géographiques de l'espèce qui proviennent de son milieu de vie. Ils donnent sa position géographique et sont basés sur des observations dans son milieu naturel (**Soberón et Nakamura, 2009**). Cette position géographique dépend non seulement de l'environnement abiotique et du milieu qui lui est accessible mais elle est aussi influencée par d'autres espèces de son écosystème (**Soberón et Nakamura, 2009**). De ce fait, tous les modèles qui utilisent des points d'occurrences intègrent la dimension biotique des espèces (**Soberón et Nakamura, 2009**). Les points d'occurrences sont reliés aux variables bioclimatiques (**Scheldeman et van Zonneveld, 2012**). Les points d'occurrences ont déjà été utilisés par plusieurs auteurs pour connaître la distribution actuelle et modéliser la distribution spatiale future de *L. camara* (**Fandohan et al., 2015 ; Akaffou et al., 2020 ; Lekakeny et al., 2020 ; Ncube et al., 2020 ; Akin-Fajiye et Akomolafe, 2021**). Pour l'étude, trois groupes de points d'occurrences ont été utilisés (**Figure 22**). Quarante-quatre (44) points d'occurrences de *L. camara* ont été observés lors de missions des chercheurs de Côte d'Ivoire (**N'Guessan, 2010 ; N'Guessan, 2017 ; Maroun, 2017 ; Tiébré et al., 2018 ; N'Guessan, 2019a ; 2019b**). Il a été également utilisé sept (7) points d'occurrences provenant d'articles et de thèses publiés (**Gnahoua, 1997 ; Traoré et al., 2005 ; Djaha et al., 2009 ; N'guessan et al., 2011 ; Messou et al., 2013 ; Traoré et Péné, 2016 ; Bourdeix, 2018**). Les données ont été complétées avec trente-huit (38) points d'occurrences provenant du Global Biodiversity Information Facility (GBIF) sur <https://www.gbif.org/> téléchargés le 13 Janvier 2020. GBIF est une base de données internationale libre d'accès. Elle permet l'accès à quiconque à ses données sur les ressources biologiques. Les institutions sont encouragées à y publier des données ou y effectuer des recherches. Il s'agit d'un partage d'informations pour une meilleure gestion des ressources biologiques de la Terre. Les données accessibles sur GBIF se rapportent à plus de 1,5 millions d'espèces. Les informations accessibles sur GBIF ont été compilées sur plus de trois siècles d'exploration de l'histoire naturelle y compris des observations actuelles de scientifiques ou de programmes de recherches.

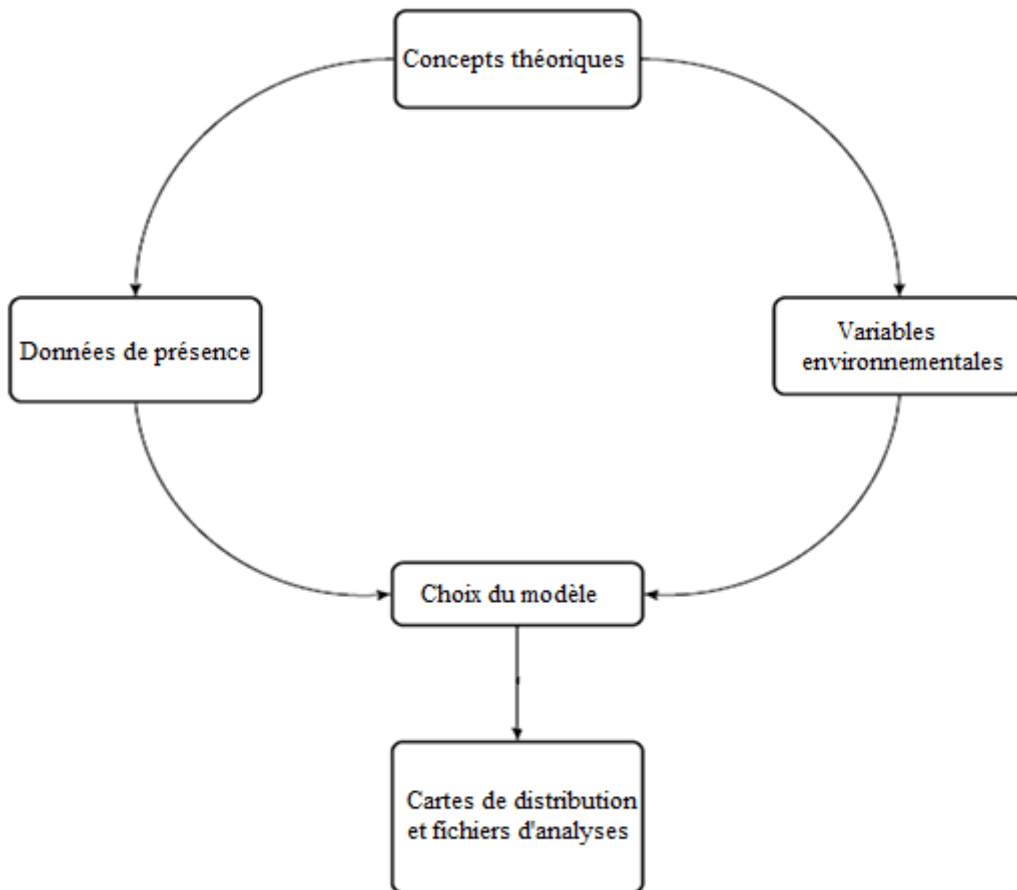


Figure 21 : Étapes de la modélisation des espèces selon **Guisan et Zimmermann (2000)**.

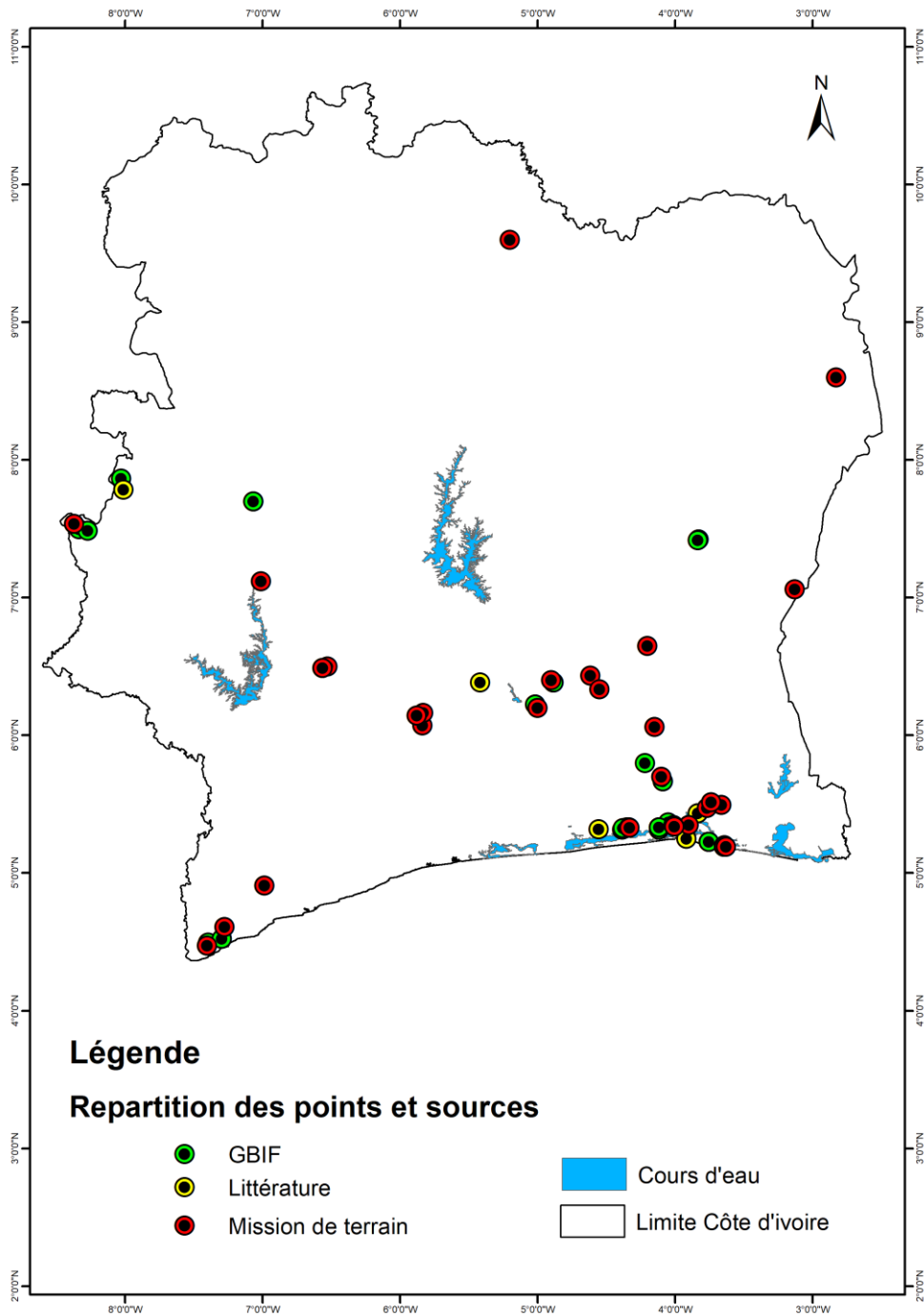


Figure 22 : Répartition des points d'occurrence de *Lantana camara*.

Source : Données recueillies sur la période de (1930 à 2019) sur GBIF (Global Biodiversity Information Facility), Littérature, Mission de terrain

De nombreux travaux scientifiques portant sur les plantes exotiques envahissantes ont déjà été effectués avec l'utilisation de la base de données du GBIF (**Fandohan et al., 2015 ; Djotan et al., 2018 ; Obiakara et Fourcade, 2018**). Toutes ces données sur les points d'occurrences ont permis d'établir dans l'étude une liste de points d'occurrences pour *L.camara*.

VII-3-1-3- Téléchargement des variables bioclimatiques

Les variables bioclimatiques sont directement reliées aux aspects physiologiques de la croissance des plantes ce qui leur confère un sens biologique (**Hijmans et al., 2005**). Elles représentent les tendances annuelles (par exemple, la température annuelle moyenne, les précipitations annuelles), la saisonnalité (par exemple, l'amplitude annuelle des températures et des précipitations) et les facteurs environnementaux extrêmes ou limitatifs (par exemple, la température du mois le plus froid et du mois le plus chaud, et les précipitations des trimestres humides et secs), (**Hijmans et al., 2005 ; Peterson et al., 2007 ; Lim et al., 2011 ; Bernardo Silva et al., 2012 ; IPCC, 2018 ; Untalan et al., 2019**). Par conséquent, les méthodes de modélisation qui utilisent seulement les variables bioclimatiques sont pertinentes pour réaliser la distribution actuelle et la modélisation de la distribution future des espèces (**Nix, 1986 ; Soberón et Nakamura, 2009**). Par ailleurs, les variables bioclimatiques affectent le plus la distribution des espèces lorsque la modélisation concerne un large territoire (**Guisan et Zimmermann, 2000**). Elles jouent un rôle important dans la distribution géographique des espèces invasives (**Djotan et al., 2018**). Les variables bioclimatiques peuvent être utilisées pour l'exécution de modèles mettant en évidence la distribution spatiale de *L. camara* car la distribution de *L. camara* est corrélée aux variables de précipitations et de températures (**Day et al., 2003 ; Vardien et al., 2012 ; Priyanka et Joshi, 2013 ; Taylor et Kumar, 2014 ; Mungi et al., 2018 ; CABI, 2020 ; Akin-Fajiye et Akomolafe, 2021**). Bien que les caractéristiques édaphiques, la compétition, les prédateurs ainsi que d'autres facteurs, ont pu influencer la présence d'une espèce et constituer des limitations supplémentaires à sa distribution actuelle et future (**Scheldeman et van Zonneveld, 2012**), le climat est considéré comme le facteur qui aura la plus grande influence sur les aires de distribution futures (**Scheldeman et van Zonneveld, 2012 ; Antunes, 2016**). En dépit de leurs limitations, les modèles de MaxEnt sont considérés comme de puissants outils qui permettent de surmonter ces obstacles. Ces modèles sont utiles pour établir l'impact potentiel du changement climatique sur la distribution d'espèces (**Pearson et Dawson, 2003**). Ainsi, comme **Fandohan et al. (2013 ; 2015) ; Guan et al. (2020) ; Lekakeny et al. (2020) ; Ncube et al.**

(2020) et **Akin-Fajiye et Akomolafe (2021)**, les variables bioclimatiques ont été utilisées pour observer la distribution actuelle et l'impact du changement climatique sur la distribution future de *L. camara*.

Les variables bioclimatiques sont produites en utilisant les données de 87 026 stations climatiques réparties dans le monde (**Hijmans et al., 2005**). La SODEXAM indique que la Côte d'Ivoire compte 14 stations météorologiques réparties dans les villes d'Abidjan, d'Adiaké, de Sassandra, de Tabou, de San-Pedro, de Gagnoa, de Daloa, de Yamoussoukro, de Dimbokro, de Bouaké, de Bondoukou, de Korhogo, d'Odienné et de Man.

Les données climatiques actuelles (1950 - 2000) et les projections climatiques futures (2000 - 2050) ont été obtenues sur le site web de Worldclim (<https://www.worldclim.org>) avec une résolution de 30 secondes (résolution spatiale d'environ 1 km² en Afrique de l'Ouest).

Les données comprennent 19 variables bioclimatiques (**Tableau III**) dérivées de la température et des précipitations qui ont été déjà utilisées dans les études de modélisation des plantes exotiques envahissantes (**Molloy et al., 2014 ; Fandohan et al., 2015 ; Djotan et al., 2018 ; Obiakara et Fourcade, 2018 ; Yi et al., 2018 ; Akaffou et al., 2020**).

La projection future pour 2050 a été établie selon le scénario RCP 8.5 (**Meinshausen et al., 2011**). Le RCP 8.5 est un scénario de troisième génération qui permet une plus grande flexibilité dans les processus de modélisation (**IPCC, 2013**). Pour ce scénario, la température devrait augmenter de 2°C en Afrique de l'Ouest d'ici le milieu du 21^e siècle, avec un taux de CO₂ atmosphérique supérieur à 550 ppm (**IPCC, 2013**). Ce scénario est une version améliorée du scénario A2. Il a été choisi parce qu'il prévoit les tendances les plus divergentes pour la région de l'Afrique de l'Ouest par rapport aux autres scénarios (**IPCC, 2013**). Il a été utilisé dans plusieurs études sur les écosystèmes d'Afrique de l'Ouest (**Meinshausen et al., 2011**). Le modèle climatique du Met Office (HadGEM2-ES) a également été utilisé (**Meinshausen et al., 2011**). Ce modèle a été choisi parce qu'il est actuellement le plus adapté pour simuler les réponses climatiques en Afrique de l'Ouest (**Fandohan et al., 2015**). En outre, ce modèle correspond aux études sur les plantes exotiques envahissantes car il implique leurs impacts, adaptation et vulnérabilité (**IPCC, 2013**).

VII-3-1-3- Choix de l'outil de modélisation

Dans l'étude, l'outil de modélisation de l'Entropie Maximale (MaxEnt) V3.3.3 k a été utilisé via un programme Java pour modéliser les habitats appropriés pour *L. camara*. Cet outil a été choisi car il constitue l'un des meilleurs pour la modélisation de la distribution des espèces, et génère des modèles fiables (**Elith et al., 2006**).

Tableau III : Variables bioclimatiques utilisées pour le test de MaxEnt. (Guarino *et al.*, 2002)

Codes	Description
Bio 1	Température moyenne annuelle
Bio 2	Ecart diurne moyen (température maximale – Température minimale ; moyenne mensuelle)
Bio 3	Isothermalité (Bio1/Bio7) * 100
Bio 4	Saisonnalité de la température (Coefficient de variation)
Bio 5	Température maximale de la période la plus chaude
Bio 6	Température minimale de la période la plus froide
Bio 7	Ecart annuel de température (Bio5-Bio6)
Bio 8	Température moyenne du trimestre le plus humide
Bio 9	Température moyenne du trimestre le plus sec
Bio 10	Température moyenne du trimestre le plus chaud
Bio 11	Température moyenne du trimestre le plus froid
Bio 12	Précipitations annuelles
Bio 13	Précipitations de la période la plus humide
Bio 14	Précipitations de la période la plus sèche
Bio 15	Saisonnalité des précipitations (Coefficient de variation)
Bio 16	Précipitations du trimestre le plus humide
Bio 17	Précipitations du trimestre le plus sec
Bio 18	Précipitations du trimestre le plus chaud
Bio 19	Précipitations du trimestre le plus froid

Par ailleurs, il présente une bonne performance pour la prédiction de la distribution des espèces dans des paysages très peu étudiés (**Hernandez et al., 2008**). L'outil MaxEnt ne nécessite que peu de points de présences de l'espèce et est relativement insensible aux différents biais spatiaux dans la construction des modèles (**Elith et al., 2006 ; Phillips et al., 2006**). Cet outil a déjà été utilisé dans plusieurs études relatives aux espèces végétales exotiques envahissantes (**Fandohan et al., 2015 ; Djotan et al., 2018 ; Obiakara et Fourcade, 2018**).

La **figure 23** présente l'interface principale de MaxEnt (**Bargain et Fabri, 2016**). Cette figure montre les différentes fonctions qui permettent de faire tourner ce modèle. Ces fonctions sont :

- Les boutons "**Browse**" qui permettent d'ajouter à gauche les données d'observations de l'espèce et à droite les variables bioclimatiques ;
- Le bouton « **Output directory** » qui permet de spécifier le dossier dans le lequel les résultats doivent figurer ;
- Le bouton « **Settings** » qui permet d'accéder à trois onglets : « Basiques », « Advanced », « Experimental » affichant différents paramètres. Il est possible de laisser les paramètres par défaut, ceux-ci ayant montré de bons résultats dans différentes études.
- Les boutons « **Create Response Curves** », « **Make pictures of predictions** », « **Do Jackknife to measure variable importance** » qui sont émis sous formes de tableaux et de graphiques utilisables pour les analyses ;
- Le paramètre "**Output format**" qui indique le format de sortie des fichiers. Il s'agit du format « **Logistic** » qui est la probabilité de présence de l'espèce, les valeurs varient entre 0 et 1.

VII-4-2- Analyse des données d'occurrences et des variables bioclimatiques

VII-3-2-1- Analyse des données d'occurrences

Les points d'occurrences ont été reportés en utilisant un système de coordonnées latitude/longitude et présentés en Degrés Décimaux sur une feuille Excel dans l'ordre suivant: Espèce, Longitude et Latitude. La feuille Excel a été ensuite convertie au format CSV (*.csv) adapté au programme de MaxEnt (**Scheldeman et van Zonneveld, 2012**).

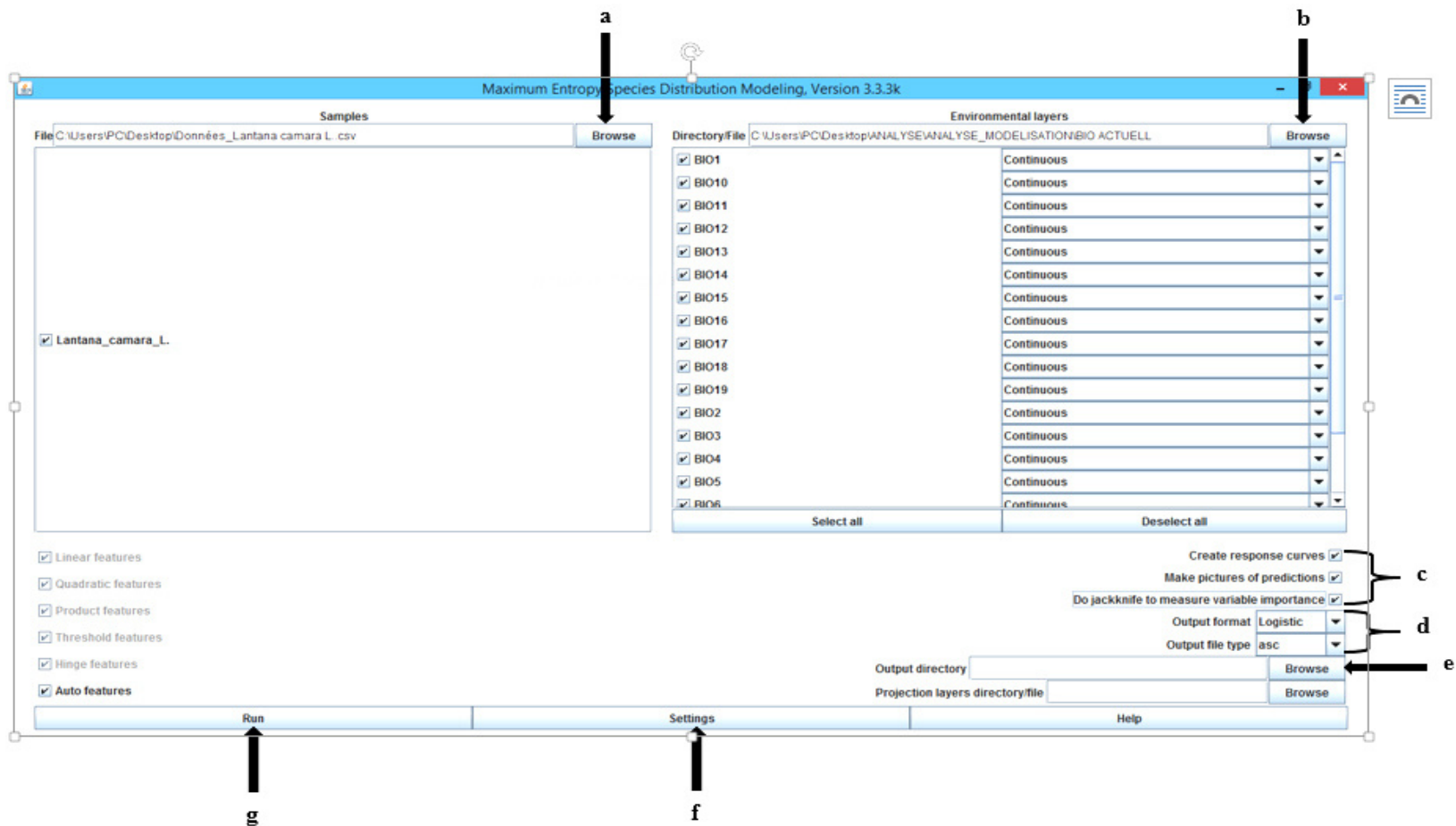


Figure 23 : Interface principale de MaxEnt.

Légende : **a** : Emplacement des points d'occurrences de l'espèce ; **b** : Emplacement des variables environnementales ; **c** : Fichiers d'analyses (Valeur de la courbe AUC, Tableau de contributions des variables, Test de Jackknife, Courbes de réponses, Cartes de distribution), **d** : Format de sorties des fichiers ; **e** : Endroit de sortie des fichiers ; **f** : Accéder aux réglages ; **g** : Tourner l'outil de modélisation MaxEnt.

VII-4-2-2- Analyse des variables bioclimatiques

Les données climatiques ont été extraites à partir du fichier compressé *diva_worldclim_2-5min.zip* vers un répertoire de l'ordinateur (Scheldeman et van Zonneveld, 2012) sous le format ASC. Pour cela il a été question d'ouvrir la couche raster sous ArcGIS. Par la suite les fonctions suivantes ont été appliquées : Arctool Box / Outils de conversion / A partir d'un raster / Raster vers ASCII puis demander un fichier ASC en sortie (Bargain et Fabri, 2016). Les variables ont été par la suite traitées à l'échelle de la Côte d'Ivoire à travers le fichier Shape Adm0 en appliquant les fonctions suivantes : Arctool Box / Spatial Analysis Tools / Extraction / Extract by Mash. Les rasters des variables bioclimatiques doivent être au format ASC.

Les variables bioclimatiques ont été soumises à un test de corrélation pour sélectionner les moins corrélées compte tenu des biais que les fortes corrélations entre deux variables ont sur les prévisions (Elith *et al.*, 2011). Pour cela, le logiciel R version 3.2.0 2. a été utilisé (Fukushima, 2013). Dans l'étude, deux variables ont été considérées comme fortement corrélées lorsque $r < 0,80$. Cette limite a été retenue car elle prend en compte l'écologie des espèces et les conditions environnementales extrêmes (Priyanka et Joshi, 2013 ; Djotan *et al.*, 2018 ; Mungi *et al.*, 2018). Ainsi, les variables utilisées pour la modélisation actuelle et future (Horizon 2050) de *L. camara* ont été : BIO 03 (Isothermalité (Bio1/Bio7)) * 100) ; BIO 5 (Température maximale de la période la plus chaude) ; BIO 7 (Ecart annuel de température (BIO 5 - BIO 6)) ; BIO 8 (Température moyenne du trimestre le plus humide) ; BIO 9 (température moyenne du trimestre le plus sec) ; BIO 10 (Température moyenne du trimestre le plus chaud) ; BIO 15 (Saisonnalité des précipitations (C de V)) ; BIO 16 (Précipitations du trimestre le plus humide) ; BIO 17 (Précipitations du trimestre le plus sec) et BIO 18 (Précipitations du trimestre le plus chaud), (Figure 24).

VII-4-2-3- Modélisation proprement dite

La modélisation a été réalisée en intégrant les points d'occurrences de *L. camara* et les variables bioclimatiques actuelles et futures dans le logiciel MaxEnt (Gbesso *et al.*, 2013). L'analyse dans le programme MaxEnt a été réalisée en utilisant 75 p.c. des données de présences pour l'étalonnage du modèle et 25 p.c. pour les tests (Diarrassouba *et al.*, 2019). L'interface graphique de l'algorithme MaxEnt est dotée de plusieurs fonctions facilitant l'interprétation de la valeur de la courbe de l'AUC (Area Under Curve), des diagrammes du test de Jackknife et des courbes de réponses (Phillips *et al.*, 2006).

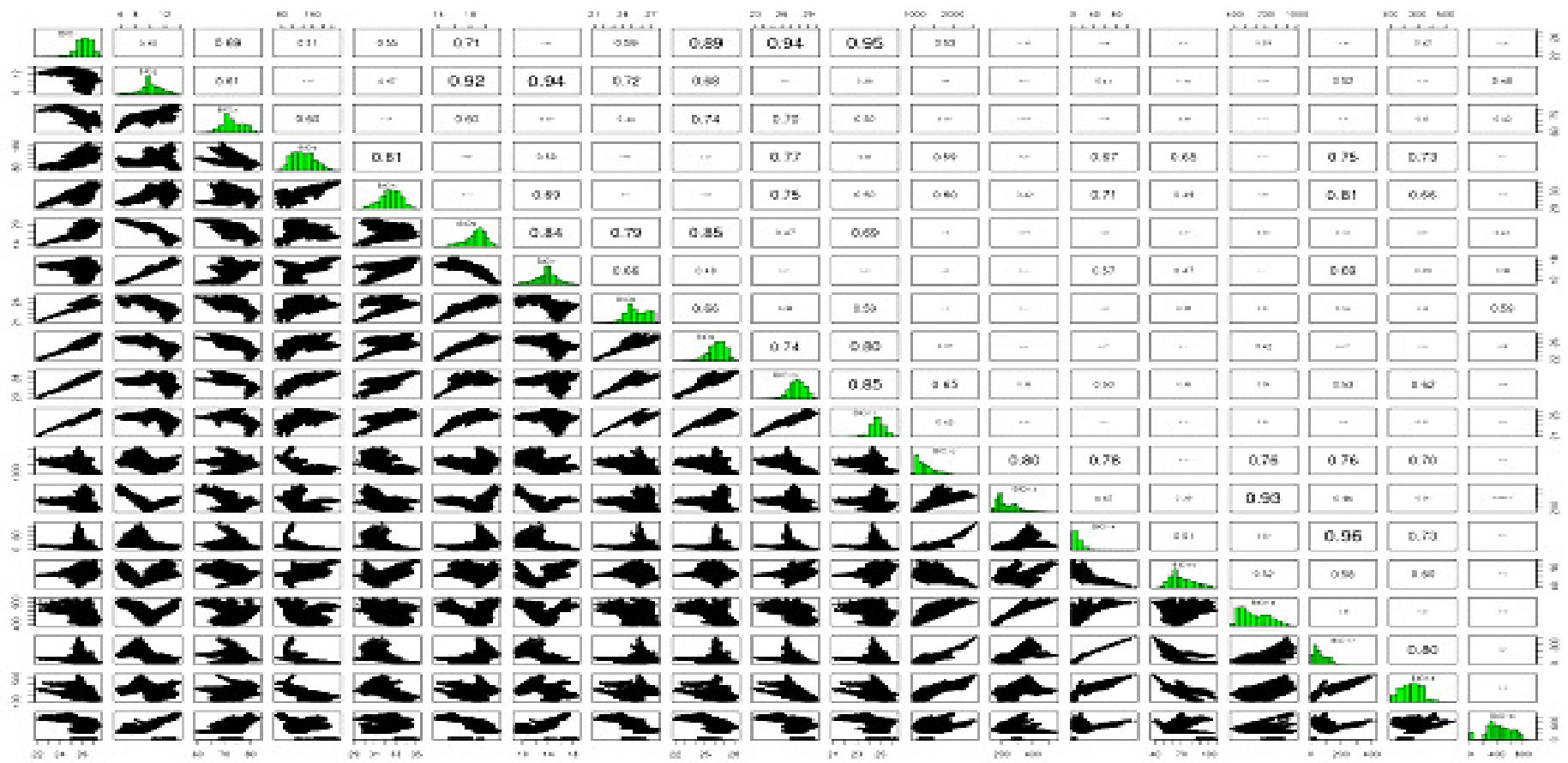


Figure 24 : Matrice du test de corrélation pour les variables bioclimatiques.

Dans l'étude, le modèle MaxEnt a été utilisé. Ce modèle se présente sous forme de cartes qui estiment la probabilité d'occurrences de l'espèce dans un intervalle de 0 à 1, où 0 est la probabilité la plus faible et 1 la probabilité la plus élevée (**Phillips *et al.*, 2006 ; Phillips et Dudik, 2008 ; Fandohan *et al.*, 2015 ; Djotan *et al.*, 2018 ; Obiakara et Fourcade, 2018**). Ces modèles sont utilisés pour évaluer l'impact du changement climatique sur la distribution des espèces (**Gnagbo *et al.*, 2015**).

VII-4-3- Analyse des données issus de MaxEnt

VII-4-3-1- Performance du modèle

La performance d'un modèle est caractérisée par sa sensibilité et sa spécificité. Ces deux paramètres permettent l'établissement de la Courbe Caractéristique d'Opération dite ROC (Receiving Operator Characteristic), (**Hernandez *et al.*, 2006**). La courbe de la valeur de l'AUC est une mesure de précision qui renseigne sur la performance et la qualité du modèle établi (**Hernandez *et al.*, 2006**). Dans l'étude, la valeur de l'AUC a été analysée pour évaluer la performance du modèle MaxEnt. Les valeurs de l'AUC ont été interprétées comme proposées par **Hernandez *et al.* (2006)** :

- lorsque la valeur de l'AUC est comprise entre $0,50 < AUC < 0,60$: le modèle est invalide ;
- lorsque la valeur de l'AUC est comprise entre $0,60 < AUC < 0,70$: le modèle est mauvais ;
- lorsque la valeur de l'AUC est comprise entre $0,7 < AUC < 0,8$: le modèle est acceptable ;
- lorsque la valeur de l'AUC est comprise entre $0,8 < AUC < 0,9$: le modèle est excellent ;
- lorsque la valeur de l'AUC est $AUC > 0,9$: le modèle est exceptionnel.

VII-4-3-2- Test de Jackknife

Le Test de Jackknife consiste en une évaluation de la contribution de chaque variable (**Bargain et Fabri, 2016 ; Moukrim *et al.*, 2018**). Selon ces auteurs, pour chaque variable bioclimatique, la barre verte montre de combien la totalité des contributions des variables diminue si cette variable spécifique est exclue de l'analyse. Quant à la barre bleue, elle indique la proportion de la totalité des contributions des variables si une variable est utilisée isolément et que les variables restantes sont exclues de l'analyse.

VII-4-3-3- Courbes de réponses

Les courbes espèces-environnements ou courbes de réponses permettent d'expliquer les caractéristiques écologiques des espèces (**Shrestha *et al.*, 2018**). Dans l'étude, elles ont servi à la fois à informer sur la relation entre *L. camara* et l'environnement, mais aussi à vérifier de manière très importante la précision des résultats du modèle. D'abord, une courbe

horizontale montre que l'espèce n'a pas vraiment de préférence pour une variable donnée. Ensuite, une courbe croissante montre une affinité de l'espèce pour les plus grandes valeurs de cette variable. Puis, une courbe décroissante montre une affinité de l'espèce pour les faibles valeurs de la variable. Enfin, une courbe unimodale montre une affinité pour une certaine plage de valeurs de la variable (**Buermann *et al.*, 2008 ; Bargain et Fabri, 2016**).

VII-4-3-4- Analyses cartographique et spatiale

L'analyse cartographique a été réalisée avec le logiciel Arcgis10.1. Dans l'étude, elle a permis d'analyser la répartition géographique actuelle et future de l'habitat favorable à *L. camara*. Comme dans les travaux de **Fandohan *et al.* (2013)**, la carte du réseau national des aires protégées de Côte d'Ivoire a été superposée aux cartes de distribution potentielles de *L. camara* en vue d'évaluer la vulnérabilité actuelle et future du réseau national des aires protégées face à l'invasion de cette espèce. Des études récentes ont montré que les aires protégées sont aujourd'hui sujettes aux invasions biologiques et méritent une surveillance accrue (**Tiébré et Gouli Gnanazan 2018 ; Akaffou *et al.*, 2019 ; 2020**)

L'analyse spatiale a permis d'établir les différents niveaux d'habitats de *L. camara*. Ces niveaux ont été classés à partir des seuils de probabilités logistiques de présence générés par le modèle. La probabilité logistique d'occurrences d'une espèce est considérée comme indicatrice de la qualité des habitats pour l'espèce (**Liu *et al.*, 2005**). La probabilité logistique d'occurrences a été obtenue dans le format cumulatif comprise entre 0 et 1. Elle a été classée en 5 classes (**Priyanka et Joshi, 2013**) :

- lorsque la valeur de la probabilité logistique d'occurrences est inférieure à 0,19, la probabilité de présence de l'espèce modèle est très faible ;
- lorsque la valeur de la probabilité logistique d'occurrences est comprise entre [0,19 - 0,339[, la probabilité de présence de l'espèce modèle est faible ;
- lorsque la valeur de la probabilité logistique d'occurrences est comprise entre [0,339 - 0,479[, la probabilité de présence de l'espèce modèle est modérée ;
- lorsque la valeur de la probabilité logistique d'occurrences est comprise entre [0,479 - 0,62[, la probabilité de présence de l'espèce modèle est élevée ;
- lorsque la valeur de la probabilité logistique d'occurrences est supérieure à 0,62, la probabilité de présence de l'espèce modèle est très élevée.

L'étendue de chaque niveau d'habitat (aire et pourcentage), aussi bien sous les conditions actuelles que futures a été estimée en vue d'évaluer le gain ou la perte de l'aire

potentiellement favorable de l'espèce à l'échelle de la Côte d'Ivoire. Cette estimation s'est effectuée à partir de l'outil « spatial analyst » du logiciel ArcGis.

VII-4-3-5- Taux de changement

Les taux de changement (**Tc**) des habitats actuellement favorables en habitats potentiellement favorables ou non dans le futur et inversement ont été estimés à partir de la formule suivante, utilisée antérieurement par **N'Guessan *et al.* (2019)** :

$$\mathbf{Tc = ((A2-A1)/A1) \times 100} \quad (10)$$

avec **Tc** qui est le taux de changement ; **A1** et **A2** qui représentent respectivement la superficie initiale (condition climatique actuelle) et finale (condition climatique future) de présence de l'espèce. Les valeurs positives de **Tc** indiquent un gain de la surface de l'habitat tandis que les valeurs négatives correspondent à une perte de surface.

A decorative border resembling a scroll, with a vertical strip on the left and a horizontal strip at the top, both ending in small circular curls.

PARTIE III : RÉSULTATS

CHAPITRE VIII- Connaissance des espèces végétales exotiques envahissantes par les populations riveraines des cocoteraies

VIII-1- Caractéristiques socio-démographiques

VIII-1-1- Nombre et genre

Le nombre de personnes enquêtées est constitué de 149 hommes (74,2 p.c.) et 41 femmes (25,8 p.c.). Parmi l'ensemble des personnes interviewées, la population locale s'élève à 141 personnes soit 74,2 p.c. dont 70,9 p.c. sont des hommes et 29,1 p.c. des femmes. Les personnes interrogées au niveau du personnel du CNRA (38 soit 20 p.c.) et des horticulteurs (11 soit 5,8 p.c.) sont essentiellement des hommes. Les différences sont très significatives ($K = 18,1$; $P < 0,001$). Cela signifie que les deux genres interviewés ont une répartition inégale.

VIII-1-2- Niveau d'instruction

La population locale interrogée à un faible niveau de scolarisation (46,1 p.c.). Ces personnes ont soit le niveau secondaire (25,5 p.c.), primaire (14,9 p.c.) ou supérieur (5,7 p.c.) (**Figure 25**). La proportion n'ayant aucun niveau d'étude s'élève à 53,9 p.c. Les différences sont significatives ($K = 8,70$; $P < 0,001$). Cela signifie que la majorité des personnes interrogées au niveau de la population locale sont analphabètes.

Le personnel du CNRA sondé ayant le niveau supérieur représente la plus grande proportion (42,12 p.c.). Ceux ayant un niveau primaire et secondaire ont des proportions respectives de 28,94 p.c. chacune (**Figure 25**). Les différences ne sont pas significatives ($K = 8,70$; $P > 0,05$). Cela signifie que toutes les personnes sondées au niveau du personnel du CNRA sont instruites.

Les horticulteurs non scolarisés interrogés représentent 45,4 p.c. Ceux qui sont scolarisés représentent 54,6 p.c. dont 36,4 p.c. ont le niveau primaire et 18,2 p.c. le secondaire (**Figure 25**). Les différences sont significatives ($K = 119,58$; $P < 0,001$). Cela signifie que la majorité des personnes enquêtées au niveau des horticulteurs sont instruites.

VIII-1-3- Origine ethnique

La population locale consultée est représentée par les Appolos (23,40 p.c.), les Ashantis (16,3 p.c.) et les Agnis (2,1 p.c.). Les autres ethnies telles que les Baoulé, Malinké, Togolais, Malien, etc... représentent ensemble 39,70 p.c. (**Figure 26**). Il existe une différence significative ($K = 38,86$; $P < 0,001$). Cela signifie que le groupe de la population locale est caractérisé par une diversité ethnique.

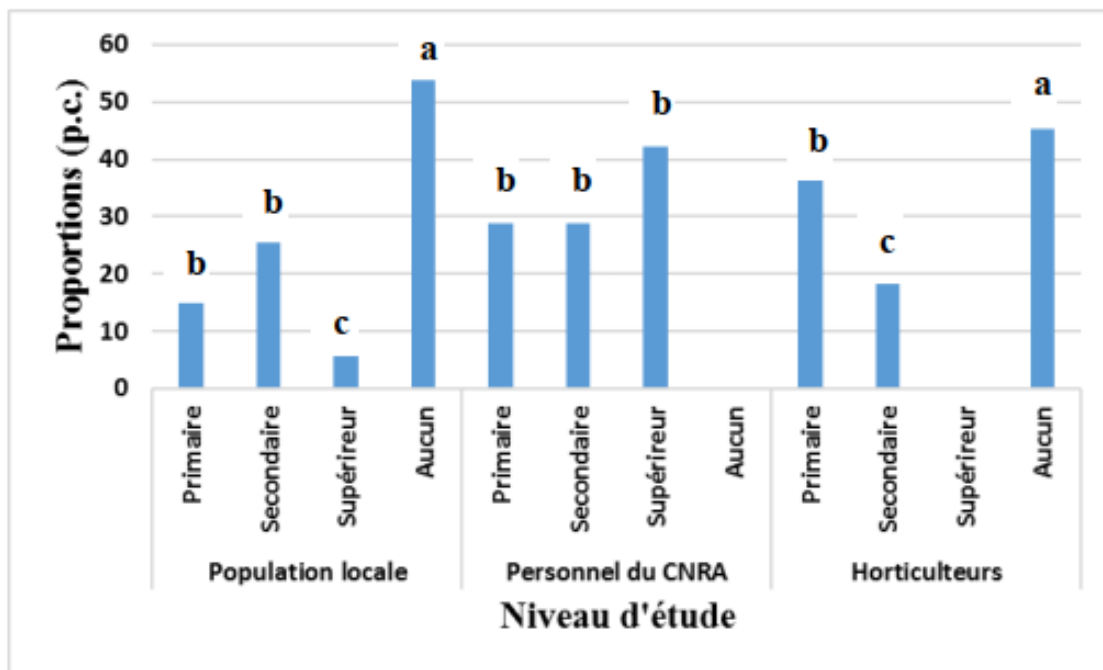


Figure 25 : Répartition des types de personnes enquêtés par niveau d'étude.

Pour chaque niveau d'étude, les mêmes lettres indiquent des proportions statistiquement équivalentes.

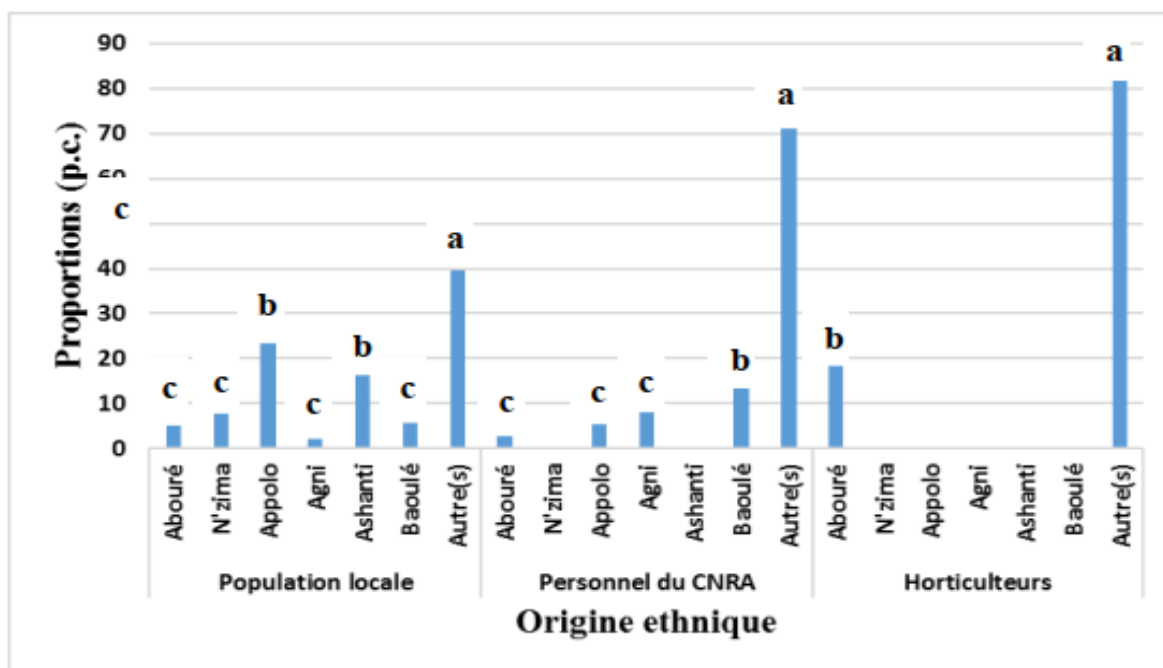


Figure 26 : Répartition des types de personnes enquêtés par origine ethnique.

Pour chaque origine ethnique, les mêmes lettres indiquent des proportions statistiquement équivalentes.

Le personnel du CNRA questionné est représenté par les Baoulés (13,2 p.c.), les Agnis (7,9 p.c.), les Apollos (5,3 p.c.) et les Abourés (2,6 p.c.). Les autres ethnies telles que les Malinké, Sénoufo, Gourou, etc... représentent 71 p.c. (**Figure 26**). Il existe une différence significative entre ces différentes proportions ($K = 38,86$; $P < 0,001$). Cela signifie que le groupe du personnel du CNRA est caractérisé par une diversité ethnique.

Les horticulteurs interrogés sont représentés par les Abourés (18,2 p.c.). Les autres ethnies telles que les Baoulé, Malinké, Togolais, Malien, etc... représentent 81,8 p.c. (**Figure 26**). Il existe une différence significative entre ces différentes proportions ($K = 38,86$; $P < 0,001$). Cela signifie que le groupe des horticulteurs est caractérisé par une diversité ethnique.

VIII-1-4- Âge

L'âge de la population locale interviewée varie de 18 à 60 ans. Il se situe majoritairement dans la tranche de 18 à 30 ans (66,67 p.c.), suivi de la tranche de 31 à 50 ans (24,83 p.c.). La plus faible proportion de la population locale (8,50 p.c.) rassemble les personnes âgées dont l'âge se situe dans la tranche de 51 à 60 ans (**Figure 27**). Les différences sont significatives ($K = 38,86$; $P < 0,001$). Cela signifie que les jeunes ont été plus interviewés que les personnes âgées.

L'âge du personnel du CNRA sondé varie de 25 à 55 ans. Il se situe majoritairement dans la tranche de 18 à 30 ans (44,74 p.c.), puis la tranche de 31 à 50 ans (34,2 p.c.). La plus faible proportion du personnel du CNRA (21,06 p.c.) rassemble les personnes âgées dont l'âge se situe dans la tranche de 51 à 60 ans (**Figure 27**). Les différences sont significatives ($K = 8,09$; $P < 0,001$). Cela signifie que les jeunes ont été plus sondés que les personnes âgées.

L'âge des horticulteurs questionnés varie de 20 à 55 ans. Il se situe majoritairement dans la tranche de 18 à 30 ans (72,7 p.c.), puis 31 à 50 ans (18,2 p.c.). La plus faible proportion des horticulteurs (9,1 p.c.) rassemble les personnes âgées dont l'âge se situe dans la tranche de 51 à 60 ans (**Figure 27**). Les différences sont significatives ($K = 8,09$; $P < 0,001$). Cela signifie que les jeunes s'intéressent plus à l'horticulture contrairement aux personnes âgées.

VIII-1-5- Activités principales

La population locale consultée est composée des agriculteurs (30,5 p.c.), des commerçants (17,73 p.c.), des pêcheurs (17,73 p.c.), des hôteliers (9,21 p.c.), des éleveurs (5,68 p.c.) et des fonctionnaires (1,42 p.c.). Les autres secteurs d'activités représentent 17,73 p.c. (**Figure 28**). Il existe une différence significative ($K = 302,01$; $P < 0,001$). Cela signifie que la population locale consultée exerce dans plusieurs secteurs d'activités.

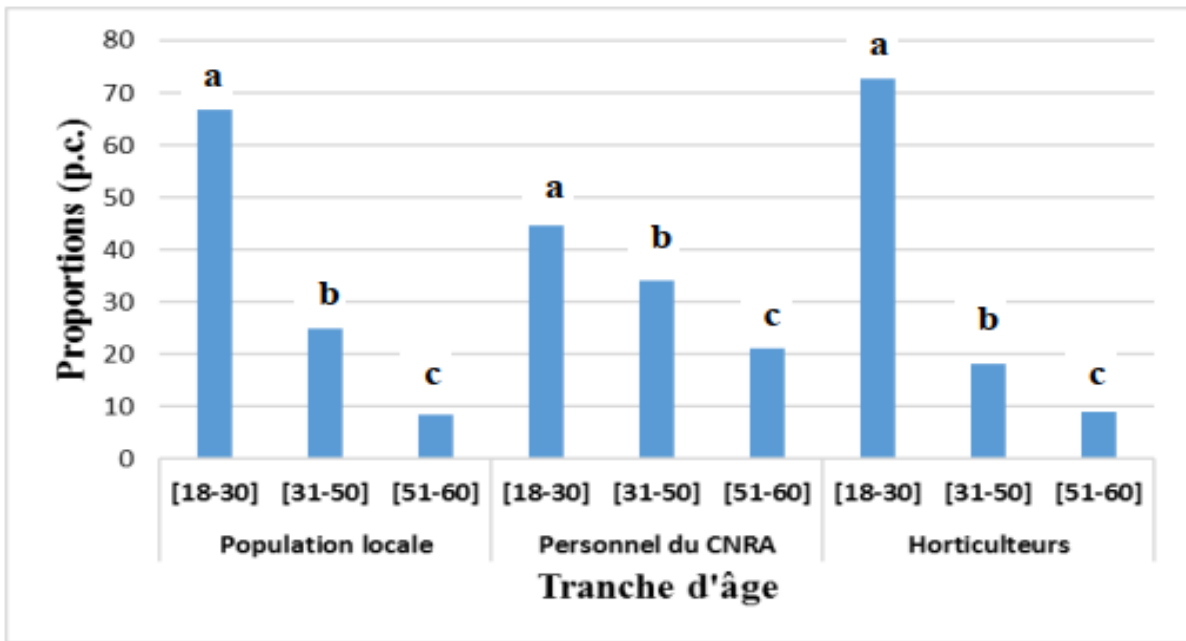


Figure 27 : Répartition des types de personnes enquêtés par classes d'âge.

Pour chaque classe d'âge, les mêmes lettres indiquent des proportions statistiquement équivalentes.

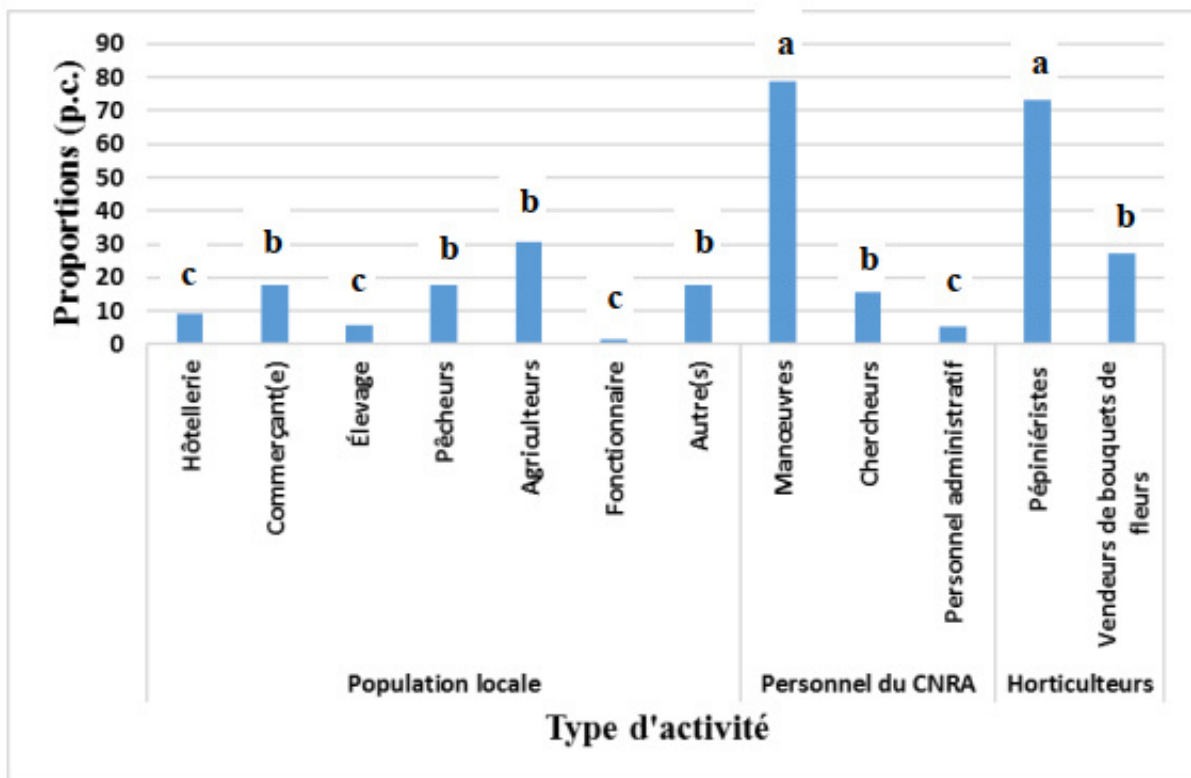


Figure 28 : Répartition de la population locale selon les secteurs d'activités.

Pour chaque activité principale, les mêmes lettres indiquent des proportions statistiquement équivalentes.

Le personnel du CNRA sondé est composé des manœuvres (78,95 p.c.), des chercheurs (15,79 p.c.) et des personnels administratifs (5,26 p.c.) (**Figure 28**). Il existe une différence significative entre ces différentes proportions ($K = 302,01$; $P < 0,001$). Cela signifie qu'il existe diverses activités au sein du CNRA.

Les horticulteurs questionnés sont des pépiniéristes (73 p.c.) et des vendeurs de bouquets de fleurs (27 p.c.) (**Figure 28**). Il existe une différence significative entre ces différentes proportions ($K = 302,01$; $P < 0,001$). Cela signifie qu'il existe diverses activités au sein de la branche horticole.

VIII-2- Compréhension du questionnaire

Le pourcentage de réponse dont le total est de 84,35 p.c. est résumé dans le **Tableau IV**. D'abord, le pourcentage de réponse sur la connaissance de *L. camara* est de 84,36 p.c. A ce niveau, celui de son habitat, son usage et son impact est de 100 p.c. pour chaque variable suivi de celui des moyens de lutte puis de son vecteur d'introduction et son historique avec des proportions respectives de 99,94 p.c. et 28,57 p.c. Par ailleurs, le pourcentage de réponse sur la connaissance des espèces végétales exotiques envahissantes est estimé à 100 p.c. De façon spécifique, celui des plantes envahissantes connues, leur problème pour la biodiversité et l'élaboration d'un programme de lutte, enregistrent des proportions de 100 p.c. chacun. Les résultats obtenus montrent que notre questionnaire a suscité un pourcentage de réponse élevé et a eu un écho favorable auprès des personnes enquêtées. Cela signifie que les personnes enquêtées ont une bonne compréhension du questionnaire.

VIII-3- Perception générale sur les espèces végétales exotiques envahissantes

Les personnes enquêtées ont reconnu au moins une plante envahissante. Les 5 plantes envahissantes les plus citées ont été *Chromolaena odorata* (L.) R. King. & H. Robinson, localement appelée indépendance ou Sékou-Touré avec une proportion de 34,6 p.c. ; *Bambusa vulgaris* Schrad. (Bambou de récolte ou bambou de Chine) citée à 22,5 p.c. ; *Pistia stratiotes* L. (Salade d'eau) citée à 17,2 p.c. ; *Eichhornia crassipes* Mart. (Jacinthe d'eau) citée à 12,62 p.c. et *Cecropia peltata* L. (Faux parasolier) citée à 24,7 p.c. (**Figure 29**). Ces résultats indiquent que les populations enquêtées ont une bonne connaissance de la problématique des espèces végétales exotiques envahissantes.

Tableau IV : Statistiques des réponses selon les différentes thématiques du questionnaire.

Rubriques	Libellés	Nombres de réponses exploitables	Nombres de réponses obtenues	Proportions (p.c.)
Connaissance de <i>L. camara</i>	Habitats	760	760	100
	Vecteur d'introduction et Historique	1330	380	28,57
	Usages	1140	1140	100
	Impact	950	950	100
	Moyens de lutte	1710	1709	99,94
	Total	6080	5129	84,36
Connaissance des espèces végétales exotiques envahissantes	Plantes envahissantes connues	2090	2090	100
	Problème pour la biodiversité	190	190	100
	Élaboration d'un programme de lutte	190	190	100
	Total	2470	2470	100
	Total général	14630	12341	84,35

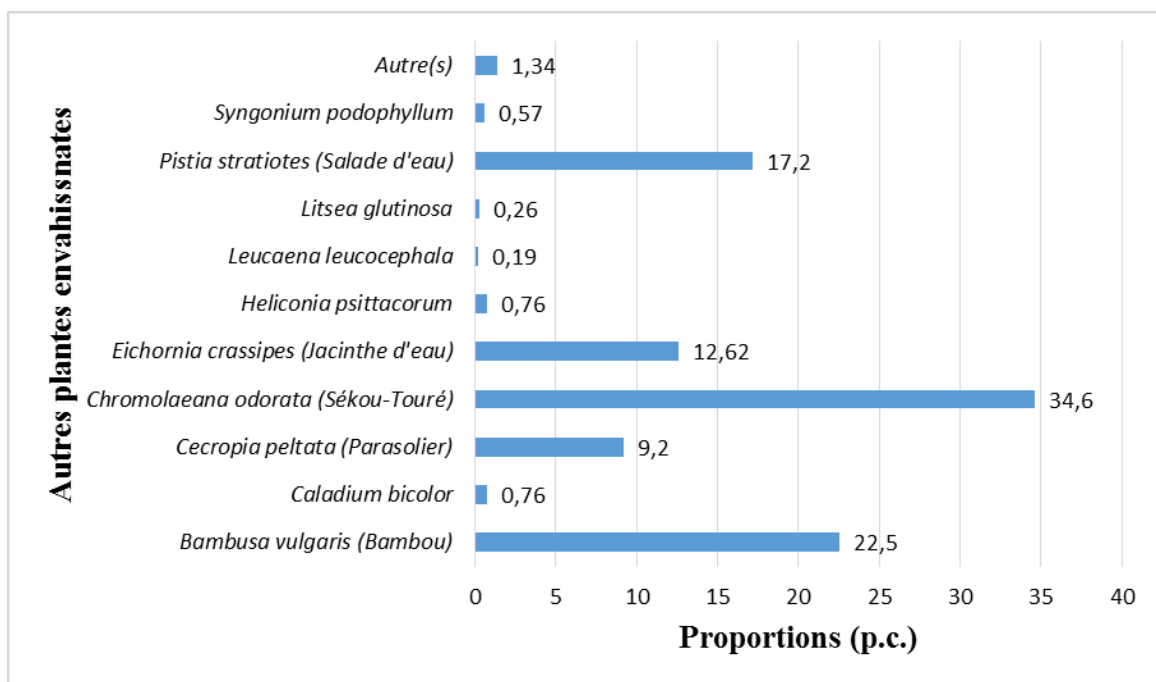


Figure 29 : Taux de citation des plantes envahissantes autres que *Lantana camara* au sein de la population échantillonnée.

Le plan factoriel de l'Analyse en Composantes Multiples (ACM) montre que 50,76 p.c. de la variance des relations entre les variables est expliqués par les deux axes 1 et 2 (**Figure 30**). Il en ressort que la majorité de la population locale et le personnel du CNRA pensent que les plantes envahissantes constituent un problème pour la biodiversité. Elles se sentent, de ce fait, concernées par cette problématique contrairement aux horticulteurs qui n'ont pas d'avis sur la question. Toutefois, tous approuvent l'élaboration d'un programme national de lutte contre les espèces végétales exotiques envahissantes. Ces résultats montrent une divergence d'opinion sur le danger que représentent les espèces végétales exotiques envahissantes pour la biodiversité.

VIII-4- Perception des populations riveraines sur *Lantana camara*

VIII-4-1- Habitats

L'Analyse Factorielle par Correspondances (AFC) montre que les axes 1 et 2 expliquent 100 p.c. de la variation (**Figure 31**). Les habitats énumérés de l'espèce sont les plantations de cocotiers, les bords des cours d'eaux, les alentours des habitats et les bords des routes. Il ressort de cette analyse que pour la majorité des personnes enquêtées parmi la population locale et le personnel du CNRA, cette plante se retrouve en premier lieu dans les plantations de cocotiers. Cependant, certaines personnes l'ont aussi observé en bordure des routes, des maisons et des cours d'eau. La dépendance entre les proportions des variables étudiées n'est pas significative ($K = 8,12$; $P > 0,05$). Cela indique que la connaissance de l'habitat de *L. camara* n'est pas liée au type de personne enquêtée. Ainsi, toutes les personnes enquêtées ont le même avis sur le type d'habitat colonisé par cette espèce.

VIII-4-2- Vecteur d'introduction et historique

La majorité des personnes scolarisées ont une connaissance du vecteur d'introduction de *L. camara*. Ces derniers considèrent que les oiseaux constituent le vecteur d'introduction de l'espèce. La proportion des personnes enquêtées n'ayant aucun niveau d'étude n'ont aucune idée du vecteur d'introduction. La majorité des personnes enquêtées ayant le niveau primaire et secondaire, ne s'est pas prononcée. L'historique de cette plante est méconnu par l'ensemble des personnes enquêtées. La dépendance entre les proportions des variables étudiées est très significative ($K = 9,41$; $P < 0,001$). Cela signifie que les groupes de personnes enquêtées connaissent moins le vecteur d'introduction et l'historique de *L. camara*.

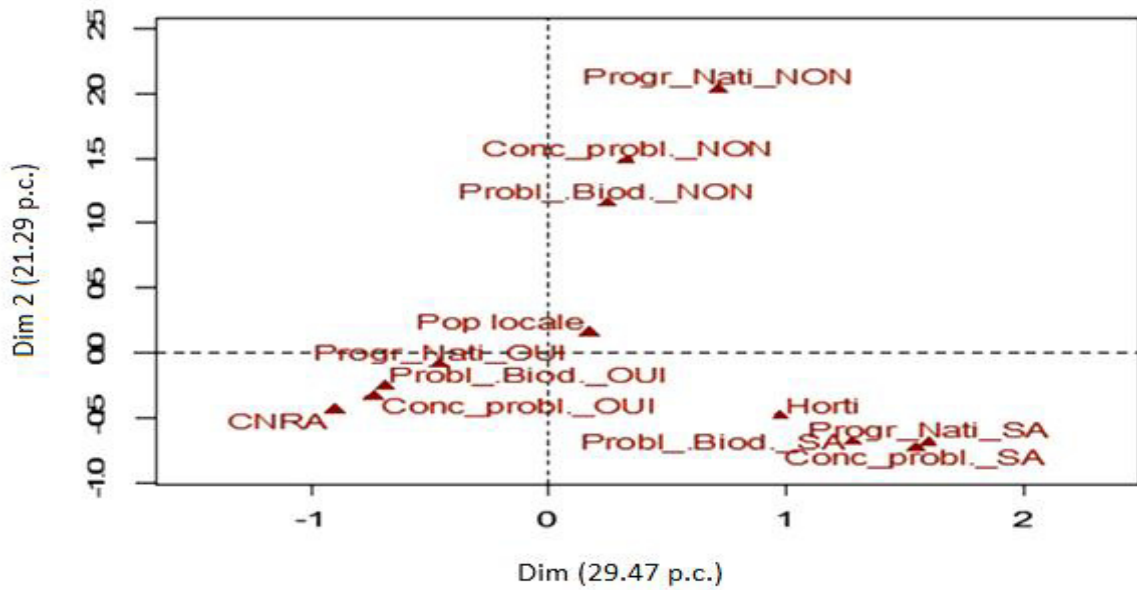


Figure 30 : Relation entre le type d'enquête et la problématique des espèces végétales exotiques envahissantes dans un plan factoriel (1 X 2) de l'ACM.

Légende : **Pop locale** : Population locale ; **CNRA** : Personnel du CNRA ; **Horti** : Horticulteur ; **Progr_National** : Programme National contre les plantes envahissantes ; **Probl_Biod** : Plantes envahissantes constituent un problème pour la biodiversité ; **Conc_prob** : Concerner par la problématique des plantes envahissantes ; **SA** : Sans avis.

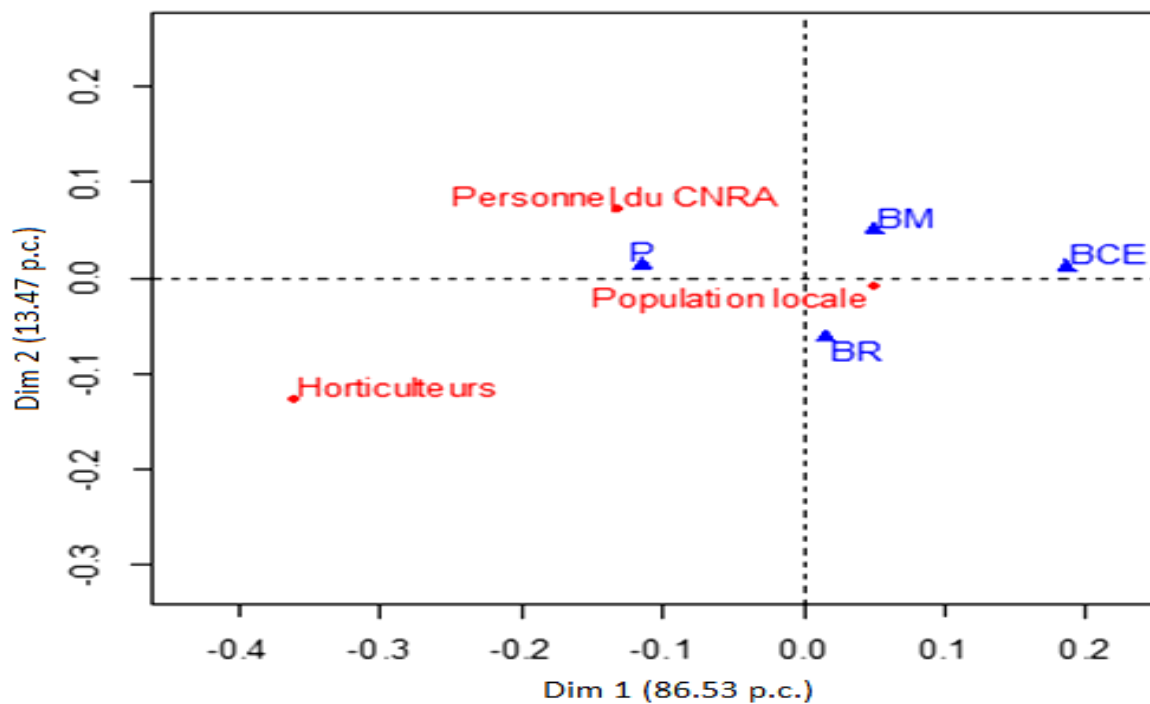


Figure 31 : Relation entre le type d'enquête et la connaissance des habitats préférés de *Lantana camara* dans un plan factoriel (1X 2) de l'AFC.

Légende : **P** : Plantations ; **BCE** : Bords des cours d'eaux ; **BM** : Alentours des habitas ; **BR** : Bords des routes

VIII-4-3- Usages

La population locale (42,55 p.c.) et les horticulteurs (45,45 p.c.) utilisent *L. camara* dans l'alimentation et dans le traitement de certaines pathologies.

Pour les horticulteurs, *L. camara* ne fait pas partie des plantes ornementales couramment commercialisées. De même la majorité du personnel du CNRA n'utilisent pas la plante. Les analyses statistiques ont montré une différence significative entre les variables type d'enquêtés et usage de *L. camara* ($K= 21,83$; $P < 0,001$). Ces résultats montrent que la perception de l'usage de l'espèce diffère en fonction du type de personnes enquêtées et de leurs activités professionnelles.

VIII-4-4- Impact

L'Analyse Factorielle par Correspondances (AFC) montre que les axes 1 et 2 expliquent 100 p.c. de la variation (**Figure 32**). Les composantes impactées par cette espèce sont les Hommes, les plantes et le sol. La majorité du personnel du CNRA et des personnes enquêtées au sein de la population locale considèrent que *L. camara* entraîne une perte de la biodiversité et des piqûres, des blessures aux Hommes et l'appauvrissement du sol. La majorité des horticulteurs connaît peu les impacts engendrés par *L. camara*. Les analyses statistiques ont montré une différence significative entre les variables type d'enquêtés et impact de *L. camara* ($K= 22,06$; $P < 0,001$). Ces résultats montrent que la connaissance des impacts de *L. camara* est fonction du type d'enquêtés. Ces impacts sont la perte de la biodiversité, les piqûres, des blessures et l'appauvrissement du sol.

Selon 44,7 p.c. du personnel du CNRA, l'espèce a une influence négative sur le rendement des plantations de cocotiers. A l'opposé 39,5 p.c. sont sans réponses. Les horticulteurs interviewés estiment que cette espèce n'est pas économiquement rentable.

VIII-4-5- Moyens de lutte

Tout le personnel du CNRA (100 p.c.) adhère à un programme de lutte contre cette espèce, contrairement à la majorité de la population locale et des horticulteurs. De façon spécifique, pour la population locale, 51 personnes soit 36,17 p.c. disent vouloir lutter contre l'espèce alors que pour 32 personnes soit 22,69 p.c. cette lutte ne doit pas être entreprise. A côté de ceux-ci, 58 personnes soit 41,13 p.c. ne se sont pas prononcées. Les horticulteurs à l'unanimité décident de ne mener aucune lutte contre cette espèce. Les analyses statistiques ont montré une différence significative entre les variables type d'enquêtés et lutte contre *L. camara* ($K = 62,56$; $P < 0,001$). Ces résultats signifient que les moyens de lutte contre cette espèce diffèrent d'un groupe de personnes enquêtées à un autre.

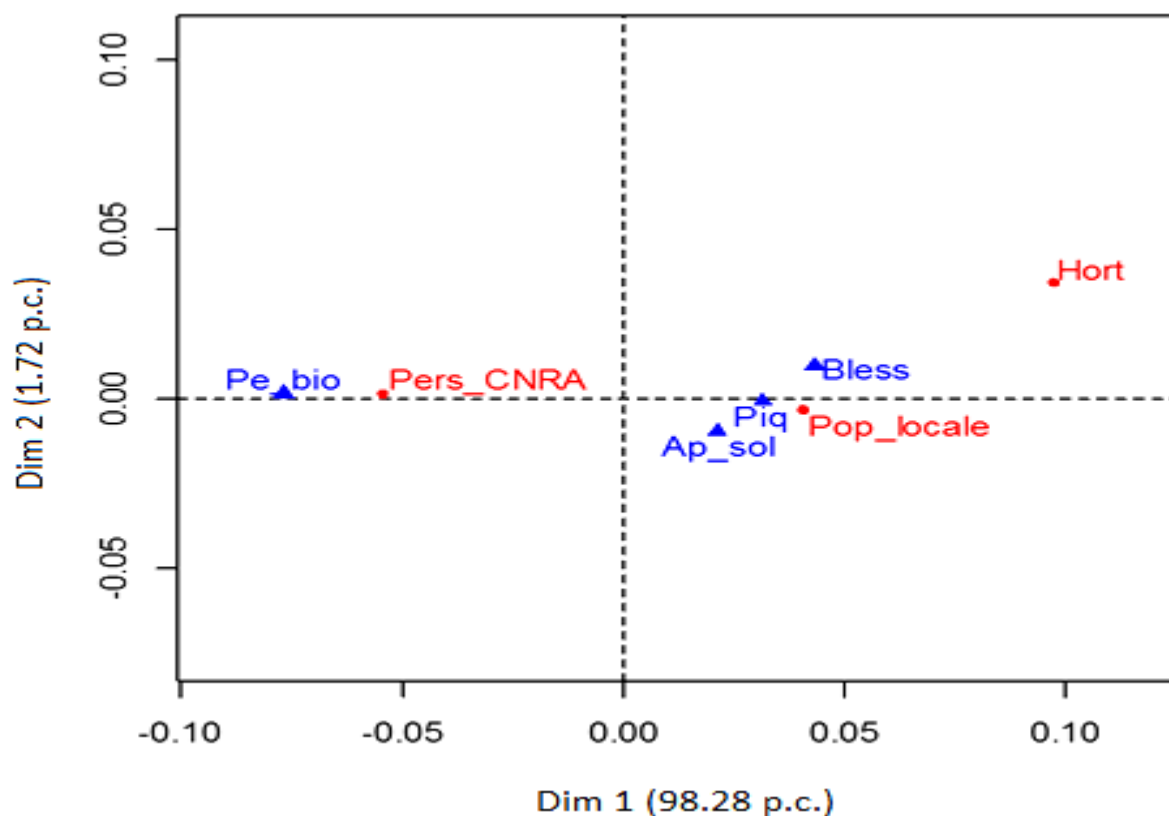


Figure 32 : Résultat de l'Analyse Factorielle de Correspondance (AFC) montrant la relation entre le type de personnes enquêtées et l'impact de *Lantana camara* dans un plan factoriel (1 X 2).

Légende : **Pop_locale** : Population locale ; **Pers_CNRA** : Personnel du CNRA ; **Hort** : Horticulteur ; **Pe_bio** : Perte de la biodiversité ; **Piq** : Piqûres ; **Bless** : Blessures ; **Ap_sol** : Appauvrissement du sol.

Les populations enquêtées ont des connaissances locales et écologiques leur permettant de lutter contre ou de détecter les pratiques favorisant la prolifération de *L. camara*. Parmi les pratiques utilisées pour lutter contre l'espèce, la lutte mécanique est reconnue et est la plus utilisée par la population locale et le personnel du CNRA. Cette méthode est utilisée par 51 personnes soit 36,17 p.c. de la population locale et par 36 personnes soit 100 p.c. du personnel du CNRA. L'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) montre que les axes 1 et 2 expliquent 100 p.c. de la variation (**Figure 33**). Les types de participation énumérés sont la sensibilisation et l'information de la population, le respect des lois d'introduction ou de commercialisation et la contribution financière. La majorité des personnes enquêtées adhèrent à la sensibilisation et l'information de la population. Néanmoins, certains préfèrent apporter une contribution financière pour les différentes activités et d'autres le respect des lois d'introduction ou de commercialisation. Le test de Chi2 montre qu'il existe une relation significative entre le type de personnes enquêtées et le type de participation pour la lutte contre *L. camara* ($K = 64,70$; $P < 0,001$). Ces résultats montrent que la majorité des personnes enquêtées adhèrent à la sensibilisation et l'information de la population.

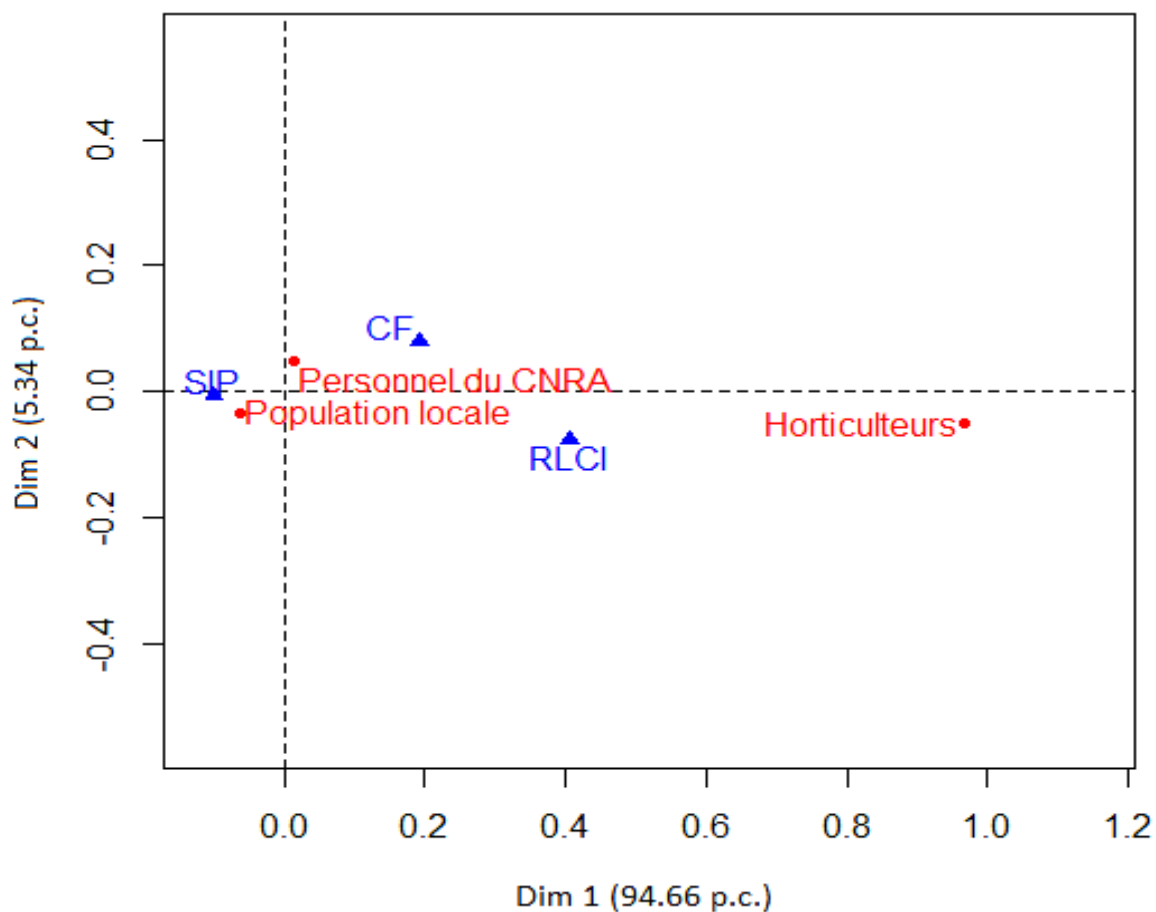


Figure 33 : Résultat de l'Analyse Factorielle de Correspondance (AFC) montrant la relation entre le type d'enquête et le type de participation à un programme de lutte contre *Lantana camara* dans un plan factoriel (1X2).

Légende : SIP : Sensibilisation et information de la population ; RLCI : Respect des lois d'introduction ou de commercialisation ; CF : Contribution financière.

CHAPITRE IX : Impact de *Lantana camara*

IX-1- Flore et végétation des cocoteraies

IX-1-1- Végétation

La végétation des cocoteraies non envahies (**Figure 34**) est structurée en 3 strates : une strate herbacée, arbustive et arborée. Dans les cocoteraies non envahies, le sous-bois est rarement ou pas fauché, ce qui donne une allure de cocoteraies abandonnées. Néanmoins, elles sont toujours productives. Il se distingue dans quelques rares cultures de cocotiers une strate arborée pouvant atteindre une hauteur moyenne de 9 m. Elle a une couverture comprise entre 15-25 p.c. et est dominée par *Leptoderris ledermannii* Harms (Fabaceae). Elle comprend aussi des espèces lianescentes comme *Ancistrocladus barteri* Scott-Elliot (Ancistrocladaceae). L'on rencontre ensuite une strate arbustive d'une hauteur moyenne de 4 m. Elle a un recouvrement compris entre 50-75 p.c. Cette strate est subdivisée en une strate arbustive basse dont les espèces caractéristiques sont entre autres *Acroceras zizanoides* (Kunth) Dandy, *Borreria verticillata* (L.) G.Mey. (Rubiaceae), *Triumfetta rhomboidea* Jacq. (Malvaceae), *Waltheria indica* L. (Malvaceae) et une strate arbustive haute caractérisée par *Alchornea cordifolia* (S. & Th) Müll. Arg. Macbr (Euphorbiaceae), *Baphia nitida* Lodd (Fabaceae), *Rauvolfia vomitoria* Afzel. (Apocynaceae) et *Chrysobalanus icaco* L. subsp. *Icaco* L. (Chrysobalanaceae) qui représente l'espèce la plus dominante. La strate herbacée d'une hauteur moyenne de 1 m a une faible couverture de 5-15 p.c. Elle comprend des herbacées annuelles vivaces dont *Andropogon auriculatus* Stapf (Poaceae), *Emilia coccinea* (Sims) G.Don (Compositae), *Cucumis sativus* L. (Cucurbitaceae), *Cyperus sphacelatus* Rottb. (Cyperaceae) et des herbacées pérennes dont *Catharanthus roseus* (L.) G. Don (Apocynaceae), *Centrosema pubescens* Benth. (Fabaceae), *Chrysopogon aciculatus* Trin. (Poaceae), *Heterotis rotundifolia* Smith (Melastomataceae). Cette strate herbeuse est dominée par *Andropogon auriculatus*. La liste de l'ensemble des espèces végétales est en Annexe 3.

Dans le cas d'une invasion de *L. camara*, le sous-bois des cocoteraies (**Figure 35**) est régulièrement fauché. Il se distingue une strate arbustive basse possédant une large couverture et dominée par *L. camara*. On rencontre par endroits des arbustes comme *Acroceras zizanoides* (Kunth) Dandy, *Borreria verticillata* (L.) G.Mey., *Dalbergia afzeliana* G. Don (Fabaceae), *Ouratea glaberima* (P. Beauv.) Engl (Ochnaceae). Parfois, il se développe une strate arbustive haute avec de rares individus plantés d'*Acacia mangium* Willd. (Fabaceae). La strate herbacée d'une hauteur moyenne de 1 m, comprend des herbacées annuelles vivaces dont *Oldenlandia affinis* (Roem. & Schult.) DC. et des herbacées pérennes dont *Diodia rubricosa* Hiern. La liste de l'ensemble des espèces végétales est en Annexe 3.



Figure 34 : Aperçu de la végétation des cultures de cocotiers non envahies par *Lantana camara*.

Légende : **a et b** représentent des cultures de cocotiers non envahies du campement PK 5 ; **c et d** représentent des cultures de cocotiers non envahies du campement PK 8.



Figure 35 : Aperçu de la végétation des cultures de cocotiers envahies par *Lantana camara*.

IX-1-2- Flore des cocoteraies

IX-1-2-1- Richesse et composition floristique

Dans cette étude, un total de 120 espèces appartenant à 101 genres et repartis en 41 familles ont été inventoriées. La liste de l'ensemble des espèces végétales est en Annexe 2 et 4. Les familles importantes sont les Poaceae (13 espèces), les Cyperaceae (12 espèces), les Fabaceae (11 espèces) et les Rubiaceae (10 espèces). Dans les cocoteraies non envahies, ce sont les Cyperaceae (10 espèces), les Fabaceae (10 espèces), les Rubiaceae (9 espèces) et les Poaceae (8 espèces) qui dominent tandis que dans les cocoteraies envahies, ce sont les Fabaceae (9 espèces), les Poaceae (9 espèces) et les Cyperaceae (6 espèces). Le genre le plus représenté dans l'ensemble des cocoteraies est *Cyperus* (4 espèces). Dans les cocoteraies non envahies, les genres les plus importants sont *Eragrostis* (2 espèces), *Oldenlandia* (2 espèces), *Phyllanthus* (2 espèces). Le genre le plus important dans les cocoteraies envahies est *Cyperus* (3 espèces). Le nombre d'espèces est plus élevé dans les cocoteraies non envahies (94 espèces) que dans les cocoteraies envahies (62 espèces). Le nombre moyen d'espèces varie de $13,5 \pm 3,4$ dans les cocoteraies non envahies à $10,4 \pm 2$ dans les cocoteraies envahies. Les analyses statistiques ont montré une différence significative ($K = 34,9$; $P < 0,05$) (**Tableau V**). Cela signifie que les cocoteraies non envahies sont plus riches en espèces que les cocoteraies envahies.

L'indice de Shannon est plus élevé dans les cocoteraies non envahies ($1,4 \pm 0,4$) comparé à celui des cocoteraies envahies ($0,8 \pm 0,4$). La différence entre ces valeurs moyennes est statistiquement significative ($K = 80,5$; $P < 0,05$) (**Tableau VI**). Cela signifie que les cocoteraies non envahies sont plus diversifiées que les cocoteraies envahies. L'indice d'équitabilité Pielou diffère de $0,8 \pm 0,4$ dans les cocoteraies non envahies à $0,6 \pm 0,05$ dans les cocoteraies envahies. La différence entre ces valeurs moyennes sont statistiquement significative ($K = 115,7$; $P < 0,05$) (**Tableau VI**). Cela signifie qu'il y a une répartition inéquitable des espèces des cocoteraies envahies.

La répartition phytogéographique des espèces inventoriées dans l'ensemble des cocoteraies met en relief six types d'affinités chorologiques. Les espèces forestières de la région Guinéo-Congolaise (GC) sont les plus abondantes avec 56 espèces. Elles sont suivies par celles appartenant à la région de transition Guinéo-Congolaise et Soudano-Zambézienne (GC-SZ) qui représentent 45 espèces. Ensuite viennent les espèces introduites ou exotiques (i) avec 8 espèces. Les espèces appartenant à la région Soudano-Zambézienne (SZ) sont représentées par 3 espèces.

Tableau V : Valeurs des paramètres de la richesse floristique des cocoteraies.

Sites d'études	Nombre d'espèces	Nombre moyen d'espèces
Cocoteraies Non Envahies	94	13,5 ± 3,4 b
Cocoteraies Envahies	62	10,4 ± 2,1a
Statistiques du test	$K = 34,9 ; P < 0,05$	

Légende : la même lettre en exposant indique aucune différence significative entre les espèces. Les comparaisons entre le nombre moyen d'espèces ont été faites en utilisant un test de Kruskal-Wallis suivi du test de Dunn. * P < 0,05.

Tableau VI : Indices de diversité spécifique des cocoteraies.

Sites d'études	Indice de Shannon moyen / parcelle	Indice de Pielou moyen / parcelle
Cocoteraies Non Envahies	1,4 ± 0,4 ^b	0,8 ± 0,1 ^b
Cocoteraies Envahies	0,8 ± 0,4 ^a	0,6 ± 0,05 ^a
Statistiques du test	$K = 80,5 ; P < 0,05$	$K = 115,7 ; P < 0,05$

Légende : La même lettre en exposant n'indique aucune différence significative entre les espèces. Les comparaisons entre les indices ont été faites en utilisant un test de Kruskal-Wallis suivi du test de Dunn. * P < 0,05 pour l'indice de diversité de Shannon. * P < 0,05 pour l'indice d'équitabilité.

Dans les cocoteraies non envahies les espèces forestières de la région Guinéo-Congolaise et celles appartenant à la région de transition Guinéo-Congolaise et Soudano-Zambézienne sont les plus abondantes avec respectivement 44 et 34 espèces. Il en est de même pour les cocoteraies envahies avec respectivement 29 et 26 espèces.

Les espèces inventoriées se répartissent en 13 types biologiques. Dans l'ensemble des cocoteraies inventoriées, les nanophanérophyles (25 espèces) et les microphanérophytes (25 espèces) dominent. De façon spécifique, les cocoteraies non envahies sont dominées par les microphanérophytes (21 espèces) et les nanophanérophyles (13 espèces). Les cocotiers envahies sont également dominées par les nanophanérophyles (13 espèces) et les microphanérophytes (10 espèces).

Il a été recensé huit (8) espèces à statut particulier (**Tableau VII**). Sept (7) espèces sont endémiques au bloc forestier Ouest africain (GW) : *Albertisia scandens* (Mangenot & Miegé) Forman, *Ancistrocladus barteri* Scott-Elliot, *Anthocleista nobilis* G. Don., *Daniellia thurifera* Bennett, *Isonema smeathmannii* Roem. & Schult., *Tricalysia discolor* Brenan, *Triclisia patens* Oliv. Six (6) espèces sont de la Haute-Guinée (HG) : *Albertisia cordifolia* (Mangenot & J.Miège) Forman, *Albertisia scandens* (Mangenot & Miegé) Forman, *Ancistrocladus barteri* Scott-Elliot, *Anthocleista nobilis* G. Don., *Isonema smeathmannii* Roem. & Schult., *Triclisia patens* Oliv., Cinq (5) espèces sont à la fois endémiques du bloc forestier Ouest africain et à la Haute Guinée (GCW-HG). Ce sont : *Albertisia scandens*, *Ancistrocladus barteri*, *Anthocleista nobilis*, *Isonema smeathmannii* et *Triclisia patens*. Une espèce endémique de la Côte d'Ivoire (Gci) : *Albertisia cordifolia* (Mangenot & J.Miège) Forman. Une espèce, *Albertisia cordifolia* est à la fois endémique de la flore ivoirienne et de la Haute Guinée (GCi-HG). Dans les cocoteraies non envahies, on note 7 espèces endémiques et 3 espèces dans les cocoteraies non envahies.

IX-1-2-2- Dynamique d'invasion de *Lantana camara*

Dans les cocoteraies non envahies, *L. camara* à une fréquence relative de 4 p.c. (**Tableau VIII**) et une contribution spécifique de 1 (**Tableau IX**). Dans les cocoteraies envahies *L. camara* à fréquence relative de 96,5 p.c. (**Tableau VIII**) et une contribution spécifique de 9,2 (**Tableau IX**). Cela signifie que dans les cocoteraies envahies, *L. camara* est une espèce régulière et très agressive. Le diagramme d'infestation a montré que le Groupe 1 (G1) est composé de *L. camara* qui est à la fois fréquente (Fr > 50 p.c.) et abondante (AD moy. > 1,5) (**Figure 36**). Cela signifie que dans les cocoteraies envahies, *L. camara* est l'espèce la plus nuisible.

Tableau VII: Espèces végétales à statut particulier inventoriées dans les cocoteraies.

N°	Espèces	Familles	Présences par biotopes	
			Cocoteraies Envahies	Cocoteraies Non Envahies
			Endémisme	Endémisme
1	<i>Albertisia cordifolia</i> (Mangenot & J.Miège) Forman	Menispermaceae		HG_GCi
2	<i>Albertisia scandens</i> (Mangenot & Miegé) Forman	Menispermaceae	HG_GCW	
3	<i>Ancistrocladus barteri</i> Scott-Elliot	Ancistrocladaceae		HG_GCW
4	<i>Anthocleista nobilis</i> G. Don.	Gentianaceae		HG_GCW
5	<i>Daniellia thurifera</i> Bennett	Fabaceae		GCW
6	<i>Isonema smeathmannii</i> Roem. & Schult.	Apocynaceae	HG_GCW	HG_GCW
7	<i>Tricalysia discolor</i> Brenan	Rubiaceae		GCW
8	<i>Triclisia patens</i> Oliv.	Menispermaceae	HG_GCW	HG_GCW
Nombre total des espèces par biotope			3	7

Légende : **GCW** : Espèces endémiques au bloc forestier Ouest africain ; **HG** : Espèces endémique de la Haute Guinée ; **GCW-HG** : Espèces à la fois endémiques au bloc forestier Ouest africain et à la Haute Guinée ; **HG-GCi** : Espèces à la fois endémique de la flore ivoirienne et de la Haute Guinée.

Tableau VIII : Fréquences d'apparition des espèces recensées dans les cocoteraies.

Cocoteraies non envahies			Cocoteraies envahies		
N°	Espèces	Fr (p.c.)	N°	Espèces	Fr (p.c.)
1	<i>Andropogon auriculatus</i>	90	1	<i>Lantana camara</i>	96,5
2	<i>Chrysobalanus icaco</i>	74	2	<i>Oldenlandia affinis</i>	60,6
3	<i>Acacia mangium</i>	60	3	<i>Acacia mangium</i>	59,4
4	<i>Zanthoxylum Zanthoxyloides</i>	60	4	<i>Diodia rubricosa</i>	58,8
5	<i>Leptoderris ledermannii</i>	58	5	<i>Andropogon auriculatus</i>	58,2
6	<i>Cassytha filiformis</i>	58	6	<i>Chromolaena odorata</i>	58,2
7	<i>Nephrolepis biserrata</i>	58	7	<i>Borreria verticillata</i>	57,6
8	<i>Alchornea cordifolia</i>	56	8	<i>Triumfetta rhomboidea</i>	55,9
9	<i>Chromolaena odorata</i>	54	-		
10	<i>Borreria verticillata</i>	54	-		
11	<i>Machaerium lunatum</i>	54	-		
12	<i>Heterotis rotundifolia</i>	52	-		
13	<i>Baphia nitida</i>	50	-		
14	<i>Croton hirtus</i>	50	-		

Légende : Fr : Fréquence relative

Tableau IX : Agressivité des espèces recensées dans les cocoteraies.

Cocoteraies non envahies			Cocoteraies envahies		
N°	Espèces	Cs	N°	Espèces	Cs
1	<i>Andropogon auriculatus</i>	6	1	<i>Lantana camara</i>	9,2
2	<i>Chrysobalanus icaco</i>	5	2	<i>Oldenlandia affinis</i>	5,8
3	<i>Acacia mangium</i>	4,1	3	<i>Acacia mangium</i>	5,7
4	<i>Zanthoxylum Zanthoxyloides</i>	4,1	4	<i>Diodia rubricosa</i>	5,6
5	<i>Leptoderris ledermannii</i>	4	5	<i>Andropogon auriculatus</i>	5,6
6	<i>Cassytha filiformis</i>	4	6	<i>Chromolaena odorata</i>	5,6
7	<i>Nephrolepis biserrata</i>	4	7	<i>Borreria verticillata</i>	5,5
8	<i>Alchornea cordifolia</i>	4	8	<i>Triumfetta rhomboidea</i>	5,3
9	<i>Chromolaena odorata</i>	4	9	<i>Rauvolfia vomitoria</i>	4,4
10	<i>Borreria verticillata</i>	4	10	<i>Catharanthus roseus</i>	4,1
11	<i>Machaerium lunatum</i>	4	11	<i>Waltheria indica</i>	4,1
12	<i>Heterotis rotundifolia</i>	3,5	12	<i>Baphia nitida</i>	3,7
13	<i>Baphia nitida</i>	3,4	13	<i>Chrysobalanus icaco</i>	3,1
14	<i>Croton hirtus</i>	3,4	14	<i>Centrosema pubescens</i>	3
15	<i>Diodia rubricosa</i>	3	15	<i>Acroceras zizanioides</i>	2,5
16	<i>Ouratea flava</i>	1,3	16	<i>Heterotis rotundifolia</i>	1,7
17	<i>Scoparia dulcis</i>	1,2	17	<i>Alchornea cordifolia</i>	1,6
18	<i>Albertisia scandens</i>	1,2	18	<i>Chrysopogon aciculatus</i>	1,5
19	<i>Clerodendrum splendens</i>	1,2	19	<i>Phoenix reclinata</i>	1,1
20	<i>Macaranga barteri</i>	1,2	20	<i>Croton hirtus</i>	1
21	<i>Ancistrocladus abbreviatus</i>	1	21	<i>Mariscus dubius</i>	1
-					
29	<i>Lantana camara</i>	1			

Légende : Cs : Contribution spécifique

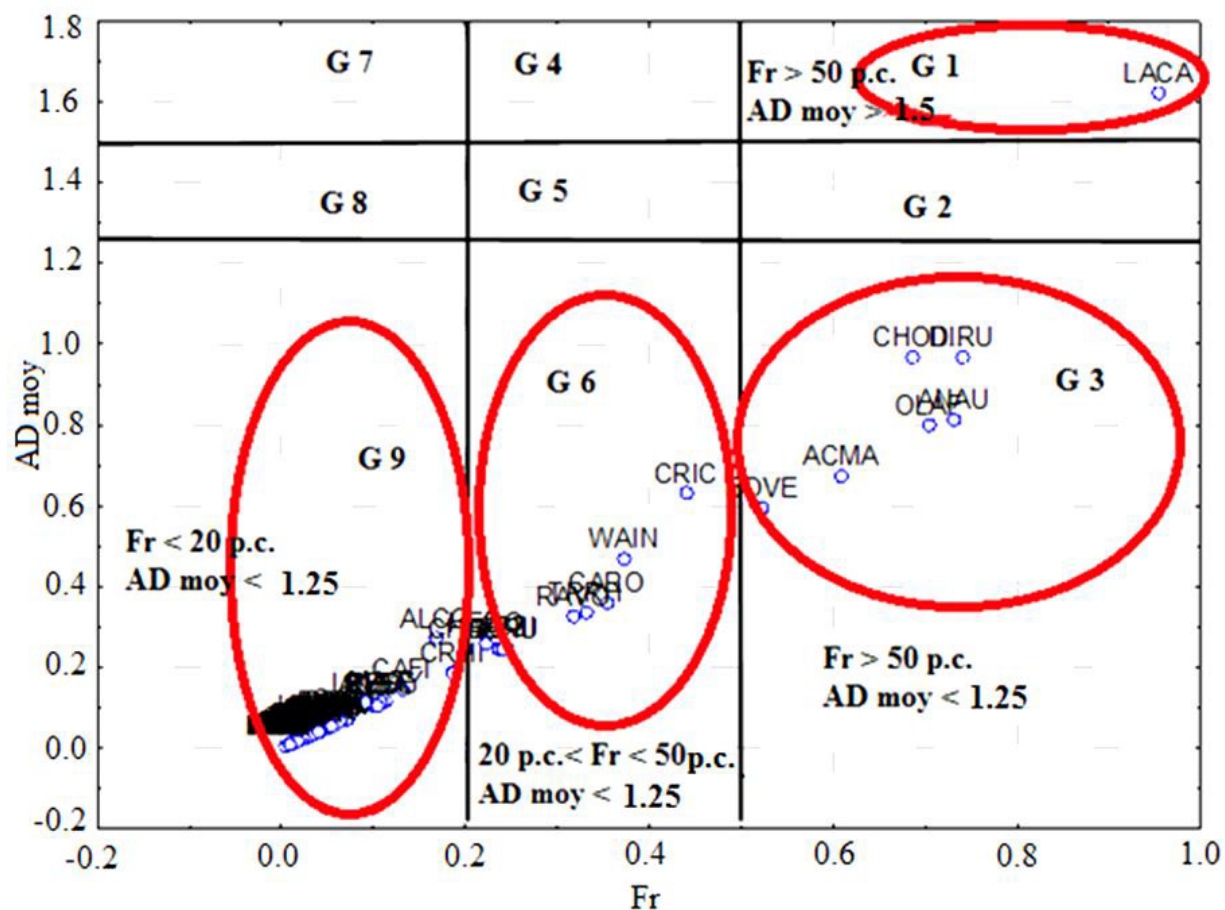


Figure 36 : Diagramme montrant le caractère envahissant des espèces de l'ensemble des sites d'études.

Légende : Les quatre (4) lettres représentent les noms des espèces (les deux (2) premières lettres des genres et les deux (2) dernières lettre l'épithète spécifique de l'espèce).

AD moy : Abondance-Dominance moyenne

Fr : Fréquence relative

LACA : *Lantana camara* ; **CHOD :** *Chromolaena odorata* ; **DIRU :** *Diodia rubricosa* ; **OLAF :** *Oldenlandia affinis* ; **ACMA :** *Acacia mangium*, **ANAU :** *Andropogon auriculatus*, *Chromolaena odorata* ; **CRIC :** *Crysoalanus icacao* ; **WAIN :** *Walteria indica* ; **CARO :** *Catharanthus roseus* ; **RAVO :** *Rauwolfia vomitoria* ; **ALCO :** *Alchornea cordifolia*; **CRHI :** *Croton hirtus* ; **CAFI :** *Cassya filiformis*.

Certaines espèces sont présentes à la fois dans les cocoteraies envahies et non envahies (**Tableau X**). Elles sont considérées comme résilientes à l'invasion de *L. camara*. Ce sont entre autres : *Acacia mangium*, *Acroceras zizanioides*, *Agelaea pentagyna*, *Albertisia scandens*, *Alchornea cordifolia*, *Ancistrocladus abbreviatus*, *Andropogon auriculatus*, *Baphia nitida*, *Borreria verticillata*, *Calopogonium mucunoides*, *Chromolaena odorata*, *Chrysobalanus icaco*, *Oldenlandia affinis* et *Waltheria indica*. Les espèces absentes des cocoteraies envahies sont considérées comme les espèces ayant disparues lors de l'invasion (**Tableau X**). Il s'agit entre autres de : *Albertisia cordifolia*, *Clerodendrum splendens*, *Eucalyptus camaldulensis*, *Eugenia whytei*, *Ficus trichopoda*, *Pentodon pentandrus*, *Perotis indica*, *Sesamum radiatum*, *Tricalysia discolor*, *Zanthoxylum Zanthoxyloides*. D'autres espèces sont apparues lors de l'invasion (**Tableau X**). Il s'agit entre de : *Axonopus compressus*, *Eragrostis domingensis*, *Eriosema glomeratum*, *Imperata cylindrica*, *Ouratea glaberima*, *Panicum repens*, *Phyllanthus amarus*, *Tapinanthus bangwensis* et *Vernonia cinerea*. Ces résultats indiquent une forte relation entre *L. camara* et les espèces végétales du sous bois des cocoteraies.

IX-2- Sol des cocoteraies

IX-2-1- Description morpho-pédologique

Profil 1 de sol localisé en haut de versant (Figure 37).

Lieu : Cocoteraie de la station Marc Delorme du CNRA

Coordonnées géographiques : W 3°38'31'' N 5°11'22''

- **Position topographique** : haut de versant
- **Altitude** : 5 m
- **Végétation** : Cocoteraie non envahie

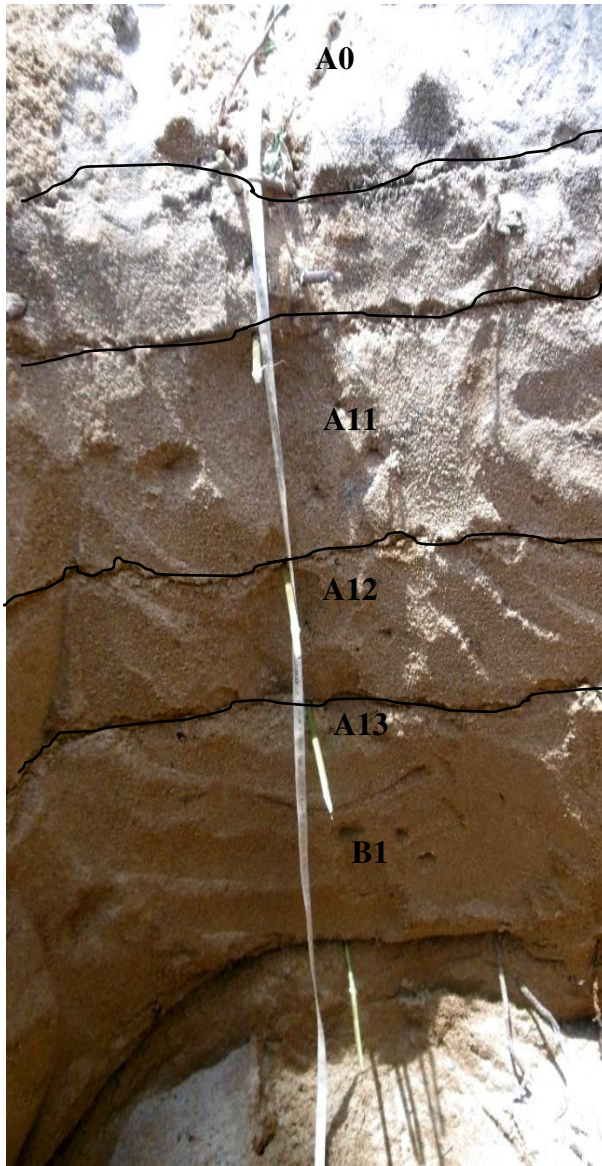
A₀, 0 – 20 cm : Gris noirâtre, de couleur : 7,5YR7/1. Il est apparemment humifère, de structure : générale particulière, meuble, poreux, absence d'éléments grossiers. Il présente limite régulière. La texture est sableuse. Quelques racines millimétriques d'orientation subhorizontale. La transition est nette avec une limite régulière. La texture est sableuse.

A₁₁, 20-37 cm : Gris blanchâtre, de couleur : 7,5YR7/4. Il est apparemment humifère, de structure : générale particulière, meuble, poreux, absence d'éléments grossiers. Il présente quelques rares racines millimétriques d'orientation subhorizontale. La transition est nette avec une limite régulière.

Tableau X : Evolution de la flore des cocoteraies suite à l'invasion de *Lantana camara*.

Espèces résilientes à l'invasion	Espèces absentes lors de l'invasion	Espèces apparues au cours de l'invasion
<i>Acacia mangium</i>	<i>Albizia adianthifolia</i>	<i>Axonopus compressus</i>
<i>Acroceras zizanoides</i>	<i>Alchornea cordifolia</i>	<i>Eragrostis domingensis</i>
<i>Agelaea pentagyna</i>	<i>Anacardium occidentale</i>	<i>Eriosema glomeratum</i>
<i>Albertisia scandens</i>	<i>Ancistrocladus barteri</i>	<i>Imperata cylindrica</i>
<i>Alchornea cordifolia</i>	<i>Anthocleista nobilis</i>	<i>Ouratea glaberima</i>
<i>Ancistrocladus abbreviatus</i>	<i>Carpolobia lutea</i>	<i>Panicum repens</i>
<i>Andropogon auriculatus</i>	<i>Cephaëlis peduncularis</i>	<i>Phyllanthus amarus</i>
<i>Baphia nitida</i>	<i>Chloris pilosa</i>	<i>Tapinanthus bangwensis</i>
<i>Boerhavia diffusa</i>	<i>Clerodendrum splendens</i>	<i>Vernonia cinerea</i>
<i>Borreria verticillata</i>	<i>Clerodendrum volubile</i>	
<i>Calopogonium mucunoides</i>	<i>Cucumis sativus</i>	
<i>Cassipourea barteri</i>	<i>Cyclosorus striatus</i>	
<i>Cassytha filiformis</i>	<i>Cyperus distans</i>	
<i>Catharanthus roseus</i>	<i>Cyperus rotundus</i>	
<i>Centrosema pubescens</i>	<i>Dalbergia ecastaphyllum</i>	
<i>Chromolaena odorata</i>	<i>Daniellia thurifera</i>	
<i>Chrysobalanus icaco</i>	<i>Disperos ferrea</i>	
<i>Chrysopogon aciculatus</i>	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	
<i>Croton hirtus</i>	<i>Eugenia whytei</i>	
<i>Cyperus sphacelatus</i>	<i>Ficus trichopoda</i>	
<i>Cyrtosperma senegalense</i>	<i>Gaertnera paniculata</i>	
<i>Dalbergia afzeliana</i>	<i>Ipomoea asarifolia</i>	
<i>Desmodium ramosissimum</i>	<i>Kyllinga peruviana</i>	
<i>Diodia rubricosa</i>	<i>Lannea welwitschii</i>	
<i>Elaeis guineensis</i>	<i>Manotes longiflora</i>	
<i>Eleocharis complanata</i>	<i>Mariscus cylindristachyus</i>	
<i>Emilia coccinea</i>	<i>Morinda longiflora</i>	
<i>Eragrostis ciliaris</i>	<i>Ouratea flava</i>	
<i>Fimbristylis littoralis</i>	<i>Passiflora foetida</i>	
<i>Fuirena umbellata</i>	<i>Pentodon pentandrus</i>	

<i>Heterotis rotundifolia</i>	<i>Perotis indica</i>
<i>Isonema smeathmannii</i>	<i>Pouzolzia guineensis</i>
<i>Leptoderris ledermannii</i>	<i>Psyidium guajava</i>
<i>Macaranga barteri</i>	<i>Secamone afzelei</i>
<i>Machaerium lunatum</i>	<i>Sesamum radiatum</i>
<i>Mariscus dubius</i>	<i>Sida acuta</i>
<i>Nephrolepis biserrata</i>	<i>Sida alba</i>
<i>Oldenlandia affinis</i>	<i>Stachytarpheta cayennensis</i>
<i>Oldenlandia corymbosa</i>	<i>Sterculia tragacantha</i>
<i>Pennisetum pedicellatum</i>	<i>Strophanthus hispidus</i>
<i>Phoenix reclinata</i>	<i>Tricalysia discolor</i>
<i>Phyllanthus pentandrus</i>	<i>Zanthoxylum Zanthoxyloides</i>
<i>Pteridium aquilinum</i>	<i>Anthocleista djalonenensis</i>
<i>Pycreus lanceolatus</i>	
<i>Rauvolfia vomitoria</i>	
<i>Sauvagesia erecta</i>	
<i>Scoparia dulcis</i>	
<i>Triclisia patens</i>	
<i>Triumfetta rhomboidea</i>	
<i>Waltheria indica</i>	



A₀, 0 – 20 cm : Gris noirâtre, 7,5YR7/1. Apparement humifère. Structure générale particulaire, meuble, poreux. Texture sableuse. Quelques racines millimétriques.

A₁₁, 20 – 37 cm : Gris blanchâtre, 7,5YR7/4. Apparement humifère. Structure générale particulaire, meuble, poreux. Texture sableuse. Quelques rares racines millimétriques.

A₁₂, 37 – 67 cm : Gris blanchâtre, 7,5YR7/4. Apparement humifère. Structure générale particulaire, meuble, poreux. Texture sableuse. Quelques rares racines millimétriques.

A₁₃, 67 – 80 cm : Gris blanchâtre, 7,5YR7/3, Apparement humifère. Structure générale particulaire, meuble, poreux. Texture sableuse. Quelques rares racines millimétriques.

B₁, > 80 cm : Gris blanchâtre, 7,5YR7/3, Apparement humifère. Structure générale particulaire, meuble, poreux. Texture sablo argileuse avec 1 à 1,5% d'argile. Quelques rares racines millimétriques.

Figure 37 : Profil 1 d'un Hypoluvic-Arenesol en haut de versant de la toposéquence.

A₁₂, 37-67 cm : Gris blanchâtre, 7,5YR6/4, apparemment humifère, à texture sableuse, structure générale particulière, meuble, absence d'éléments grossiers, quelques rares racines millimétriques d'orientation subhorizontale, poreux transition nette, limite régulière. La texture est sableuse.

A₁₃, 67-80 cm : Rose blanchâtre, de couleur : 7,5YR7/3. Il est apparemment non humifère, de structure : générale particulière, meuble, poreux, absence d'éléments grossiers. Il présente quelques rares racines millimétriques d'orientation subhorizontale. La transition est nette avec une limite régulière. La texture est sableuse.

B₁, > 80 cm : Rouge jaunâtre, de couleur : 7,5YR7/3. Il est apparemment non humifère, de structure : générale particulière, meuble, poreux, absence d'éléments grossiers. Il présente quelques rares racines millimétriques d'orientation subhorizontale. La texture est sablo argileuse avec 1 à 1,5% d'argile.

✓ **Profil 2 de sol localisé au mi versant (Figure 38).**

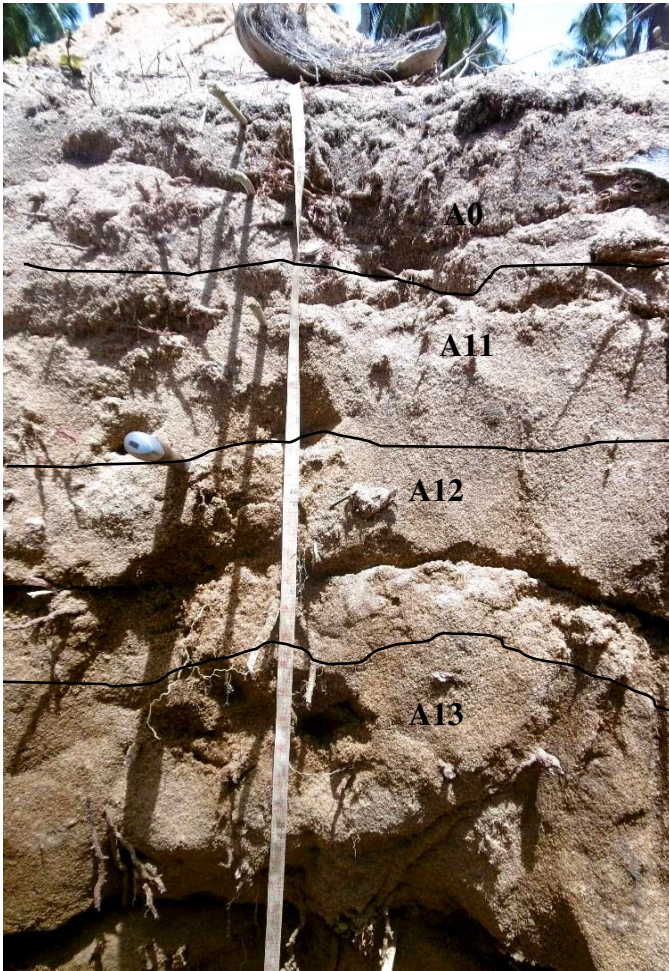
- **Lieu** : Cocoteraie de la station Marc Delorme du CNRA
- **Coordonnées géographiques** : W 3°38'33''N 5°11'20''
- **Position topographique** : Mi versant
- **Altitude** : 8 m
- **Végétation** : Cocoteraie non envahie

A₀, 0-10 cm : Gris foncé, de couleur : 5YR4/1. Il est apparemment humifère, de structure : générale particulière, meuble, poreux, absence d'éléments grossiers. Il présente des racines abondantes de taille millimétrique d'orientation subhorizontale. La transition est nette avec une limite régulière. La texture est sableuse.

A₁₁, 10-37 cm : Gris clair rougeâtre, de couleur : 5YR 7/3. Il est apparemment humifère, de structure : générale particulière, meuble, poreux, absence d'éléments grossiers. Il présente des racines abondantes de taille centimétriques d'orientation subhorizontale. La transition est nette avec une limite régulière. La texture est sableuse.

A₁₂, 37-64 cm : Rouge clair, de couleur : 5YR6/6. Il est apparemment non humifère, de structure : générale particulière, meuble, poreux, absence d'éléments grossiers. Il présente quelques rares racines millimétriques d'orientation subhorizontale. La transition est nette avec une limite régulière. La texture est sableuse.

A₁₃, > 64 cm : Gris clair rougeâtre, de couleur : 5YR7/3. Il est apparemment non humifère, de structure : générale particulière, meuble, poreux, absence d'éléments grossiers. Il présente des racines abondantes de taille centimétriques d'orientation subhorizontale. La texture est sableuse.



A₀, 0-10 cm : Gris foncé, 5YR4/1, apparemment humifère. Structure générale particulaire, meuble, poreux. Texture sableuse. Racines abondantes millimétriques.

A₁₁, 10-37 cm : Gris clair rougeâtre, 5YR 7/3, apparemment humifère. Structure générale particulaire, meuble, poreux. Texture sableuse. Racines abondantes centimétriques.

A₁₂, 37-64 cm : Rouge clair, 5YR6/6, apparemment non humifère. Structure générale particulaire, meuble, poreux. Texture sableuse. Rares racines millimétriques.

A₁₃, > 64 cm : Gris clair rougeâtre, 5YR7/3, apparemment non humifère. Structure générale particulaire, meuble, poreux. Texture sableuse. Racines abondantes de taille centimétriques.

Figure 38 : Profil 2 d'un Hypoluvic-Arenesol en mi-versant de la toposéquence.

✓ **Profil 3 de sol localisé au bas de versant (Figure 39).**

- **Lieu :** Cocoteraie de la station Marc Delorme du CNRA
- **Coordonnées géographiques :** W 3°38'33'' N 5°11'19'
- **Position topographique :** Bas de versant
- **Altitude :** 3 m
- **Végétation :** Cocoteraie non envahie

A₀, 0-10 cm : Gris, de couleur : 2,5YR5/1. Il est apparemment humifère, de structure : générale particulière, meuble, poreux, absence d'éléments grossiers. Il présente des racines abondantes de taille millimétrique d'orientation subhorizontale. La transition est nette avec une limite régulière. La texture est sableuse.

A₁₁, 10-45 cm : Brun très pale de couleur : 2,5YR 7/4. Il est apparemment humifère, de structure : générale particulière, meuble, poreux, absence d'éléments grossiers. Il présente des racines abondantes de taille centimétriques d'orientation subhorizontale. La transition est nette avec une limite régulière. La texture est sableuse.

A₁₂, 45 -75 cm : Brun très pale de couleur : 2,5YR7/3. Il est apparemment non humifère, de structure : générale particulière, meuble, poreux, absence d'éléments grossiers. Il présente quelques racines centimétriques d'orientation subhorizontale. La transition est nette avec une limite régulière. La texture est sableuse.

A₁₃ > 75 cm : Horizon, Blanc rosâtre de couleur : 7,5YR8/2. Il est apparemment non humifère, de structure : générale particulière, meuble, absence d'éléments grossiers, quelques rares racines millimétriques d'orientation subhorizontale. La texture est sableuse.

Le sol des cocoteraies a une texture sableuse caractérisée par l'absence d'éléments grossiers. La structure est particulière et les sols sont poreux et meubles. Ils sont de couleurs noire, grise, brune, jaune, rouge, jaunâtre, rougeâtre, blanche, 2,5YR et 5YR. Ces sols sont caractérisés par un horizon de surface ochrique. Il s'agit donc des Hypoluvic-Arenesols.

IX-2-2- Caractéristiques physico-chimiques

L'analyse granulométrique n'a pas montré de différences significatives entre les cocoteraies envahies et non envahies ($K = 27$; $P > 0,05$) (**Tableau XI**). Les pourcentages de sable total varient de $96,7 \pm 1,7$ dans les cocoteraies non envahies à $97,3 \pm 0,5$ dans les cocoteraies envahies. Les pourcentages de limon total varient de $2,04 \pm 1,4$ dans les cocoteraies non envahies à $1,9 \pm 0,5$ dans les cocoteraies envahies. Les pourcentages d'argile varient de $1,2 \pm 0,9$ dans les cocoteraies non envahies à $0,8 \pm 0,4$ dans les cocoteraies envahies. Cela signifie que les sols des cocoteraies inventoriés ont une texture sableuse.



A₀, 0-10 cm : Gris, 2,5YR5/1, apparemment humifère. Texture sableuse. Structure générale particulière, meuble, poreux. Racines abondantes

A₁₁, 10-45 cm : Brun très pale, 2,5YR 7/4, apparemment humifère. Structure générale particulière, meuble, poreux. Racines abondantes centimétriques. Texture sableuse.

A₁₂, 45 -75 cm : Brun très pale, 2,5YR7/3, apparemment non humifère. Structure générale particulière, meuble, poreux. Texture sableuse. Quelques racines centimétriques.

A₁₃ > 75 cm : Blanc rosâtre, 7,5YR8/2, apparemment non humifère. Texture sableuse. Structure générale particulière, meuble, poreux. Rares racines millimétriques.

Figure 39 : Profil 3 d'un Hypoluvic-Arenesol au bas de versant de la toposéquence.

Tableau XI : Statistiques sommaires des différentes variables physico-chimiques du sol des cocoteraies.

Variables du sol	Cocoteraies Non Envahies				Cocoteraies Envahies				Statistiques du test
	Moyenne	Ec-t	CV	Eten	Moyenne	Ec-t	CV	Eten	
pHeau	5,1b	0,05	1	0,1	3,5a	0,2	5,7	0,5	$K = 10,6 ; P < 0,05$
Corg (%)	0,3a	0,003	1	0,07	0,5a	0,3	60	1	$K = 0,12 ; P > 0,05$
Nt (%)	0,02b	0,004	12,5	0,01	0,14a	0,009	6,4	6,4	$K = 11,74 ; P < 0,05$
P (mg/kg)	44a	27,5	62,5	69	32,2a	2,1	6,5	7	$K = 0,7 ; P > 0,05$
Mg ²⁺ (cmol/kg)	0,5a	0,2	40	0,4	0,5a	0,2	40	0,6	$K = 0,087 ; P > 0,05$
Na⁺ (cmol/kg)	0,2a	0,1	50	0,4	0,09a	0,08	88,9	0,22	$K = 2,7 ; P < 0,05$
C/Nt	15a	0,6	5,5	2,7	3,6b	0,5	4,4	2,2	$F = 0,6 ; P > 0,001$
CEC (cmol/kg)	1,8a	2,2	122,2	0,9	1,7a	2	117,6	115,6	$F = 0,3 ; P > 0,001$
Ca ²⁺ (cmol/kg)	0,6a	0,8	133,3	0,3	0,6a	0,8	133,3	0,2	$F = 0,001 ; P > 0,001$
K⁺ (cmol/kg)	0,097b	0,001	1,03	1,03	0,092a	0,001	1,09	1,08	$F = 5,9 ; P < 0,001$
Argile (%)	1,25a	0,9	72	1,7	0,8a	0,4	50	0,7	$K = 0,8 ; P > 0,05$
Limon total (%)	2,04a	1,4	68,6	2,8	1,9a	0,5	26,3	1,1	$K = 1,14 ; P > 0,05$
Sable total (%)	96,7a	1,7	1,7	1,2	97,3a	0,5	0,5	0,6	$K = 3,8 ; P > 0,05$

Légende : La même lettre en exposant dans une ligne n'indique aucune différence significative entre les variables. Les comparaisons entre les variables ont été effectuées à l'aide d'un test d'ANOVA à un facteur suivi du test de Tukey et d'un test de Kruskal-Wallis suivi du test de Dunn. Ec-t : Ecart-type ; CV : Coefficient de variation ; Eten : Etendue ; C : Carbone organique ; Nt : Azote total ; P : Phosphore assimilable ; Mg²⁺ : Magnésium assimilable ; Na⁺ : Sodium assimilable ; C/Nt : Rapport Carbone / Azote total ; CEC : Bases échangeables ; Ca²⁺ : Calcium assimilable ; K⁺ : Potassium assimilable.

Une différence significative a été observée pour trois variables du sol. Il s'agit du pHeau, de l'azote total et du potassium assimilable (**Tableau XI**). Le pHeau moyen du sol varie de $5,1 \pm 0,05$ dans les sols sous cocoteraies non envahies à $3,5 \pm 0,2$ dans les sols sous cocoteraies envahies (**Tableau XI**). Les analyses statistiques ont montré une différence significative ($K = 11,6$; $P < 0,05$). Ces résultats indiquent que le pHeau diminue dans les sols sous cocoteraies envahies. La teneur moyenne en azote assimilable varie de $0,032 \pm 0,004$ p.c. dans les sols sous cocoteraies non envahies à $0,14 \pm 0,009$ p.c. dans les sols sous cocoteraies envahies (**Tableau XI**). Les analyses statistiques ont montré une différence significative ($K = 12,9$; $P < 0,05$). Ces résultats indiquent que la concentration d'azote augmente dans les sols sous cocoteraies envahies. La teneur moyenne du potassium assimilable varie de $0,097 \pm 0,001$ cmol/kg dans les sols sous cocoteraies non envahies à $0,092 \pm 0,001$ cmol/kg dans les sols sous cocoteraies envahies (**Tableau XI**). Les analyses statistiques ont montré une différence significative ($F = 17,1$; $P < 0,001$). Ces résultats indiquent que la concentration de potassium diminue dans les sols sous cocoteraies envahies. A côté, de ces variations significatives, une variation de la teneur moyenne du carbone organique, du sodium assimilable et du rapport C/Nt a été aussi observée. La teneur moyenne du carbone organique varie de $0,3 \pm 0,003$ p.c. dans les sols sous cocoteraies non envahies à $0,5 \pm 0,3$ p.c. dans les sols sous cocoteraies envahies (**Tableau XI**). Ces résultats indiquent que la concentration de carbone organique augmente dans les sols sous cocoteraies envahies. La teneur moyenne du sodium varie de $0,2 \pm 0,1$ cmol/kg dans les sols sous cocoteraies non envahies à $0,09 \pm 0,08$ cmol/kg dans les sols sous cocoteraies envahies (**Tableau XI**). Ces résultats indiquent que la concentration de sodium diminue dans les sols sous cocoteraies envahies. Le rapport C/Nt varie de $15 \pm 0,6$ dans les sols sous cocoteraies non envahies à $3,6 \pm 0,5$ dans les sols sous cocoteraies envahies (**Tableau XI**). Ces résultats indiquent que le rapport C/Nt est faible dans les sols sous cocoteraies envahies.

IX-3- Impact de *Lantana camara* sur la flore et les propriétés physico-chimiques du sol

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) montre que les trois premiers axes expliquent 71,04 p.c. de la variation (**Figure 40**). En effet, les deux premiers axes restituent 50,2 p.c. de la variance de l'information et le troisième axe 20,84 p.c. La carte factorielle présente deux groupes de cocoteraies. Le groupe 1 rassemble les cocoteraies envahies dont le sol est riche en azote assimilable. Le groupe 2 rassemble les cocoteraies non envahies avec un sol riche en richesse en potassium. Ces résultats indiquent que la teneur en azote et potassium dans le sol des cocoteraies sont sous la dépendance de la présence de *L. camara*.

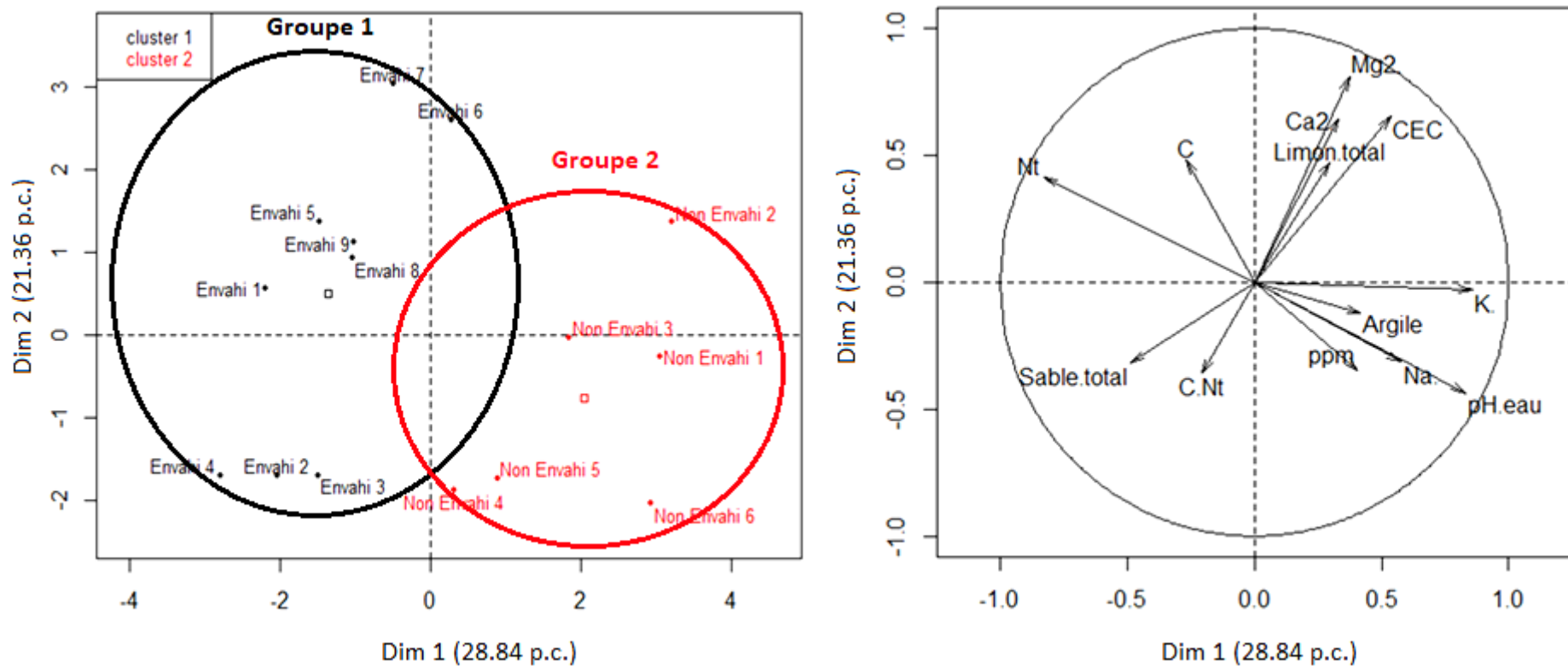


Figure 40 : Carte factorielle et cercle de corrélation des variables quantitatives utilisées dans l'ACP pour les cocoteraies envahies et non envahies dans un plan factoriel (1X2).

Légende : **Non Envahi :** Cocoteraies Non Envahies ; **Envahi :** Cocoteraies envahies ; **C :** Carbone organique ; **Nt :** Azote total ; **C.Nt :** Rapport Carbone / Azote total ; **ppm :** Phosphore assimilable ; **CEC :** Bases échangeables ; **Ca2 :** Calcium assimilable ; **Mg2 :** Magnésium assimilable ; **K :** Potassium assimilable ; **Na :** Sodium assimilable.

L'analyse Factorielle Multiple (AFM) montre que les trois axes expliquent 77,52 p.c. des informations sur la variance (**Figure 41**). Les deux premiers axes restituent 63,85 p.c. de la variance de l'information et le troisième axe 13,67 p.c. La carte factorielle montre deux groupes de cocoteraies. Le groupe 1 décrit dans le côté positif et négatif de l'axe 1, est composé des cocoteraies non envahies. La couverture de *L. camara* est faible. Elles sont caractérisées par une grande diversité floristique et une grande richesse en éléments chimiques du sol tels que le phosphore assimilable, le sodium assimilable, le potassium assimilable, la capacité d'échange cationique et le magnésium assimilable. Le groupe 2 décrit dans le plan positif et négatif de l'axe 2, est composé des cocoteraies envahies. La couverture de *L. camara* est élevée. Les cocoteraies envahies sont caractérisées par une contribution spécifique élevée de *L. camara*, une faible diversité floristique et une faible richesse en éléments chimiques du sol. Le sol est corrélé avec l'azote total, le carbone organique, le rapport carbone/azote. Ces résultats indiquent qu'en présence d'invasion, l'azote total et le carbone organique augmente.

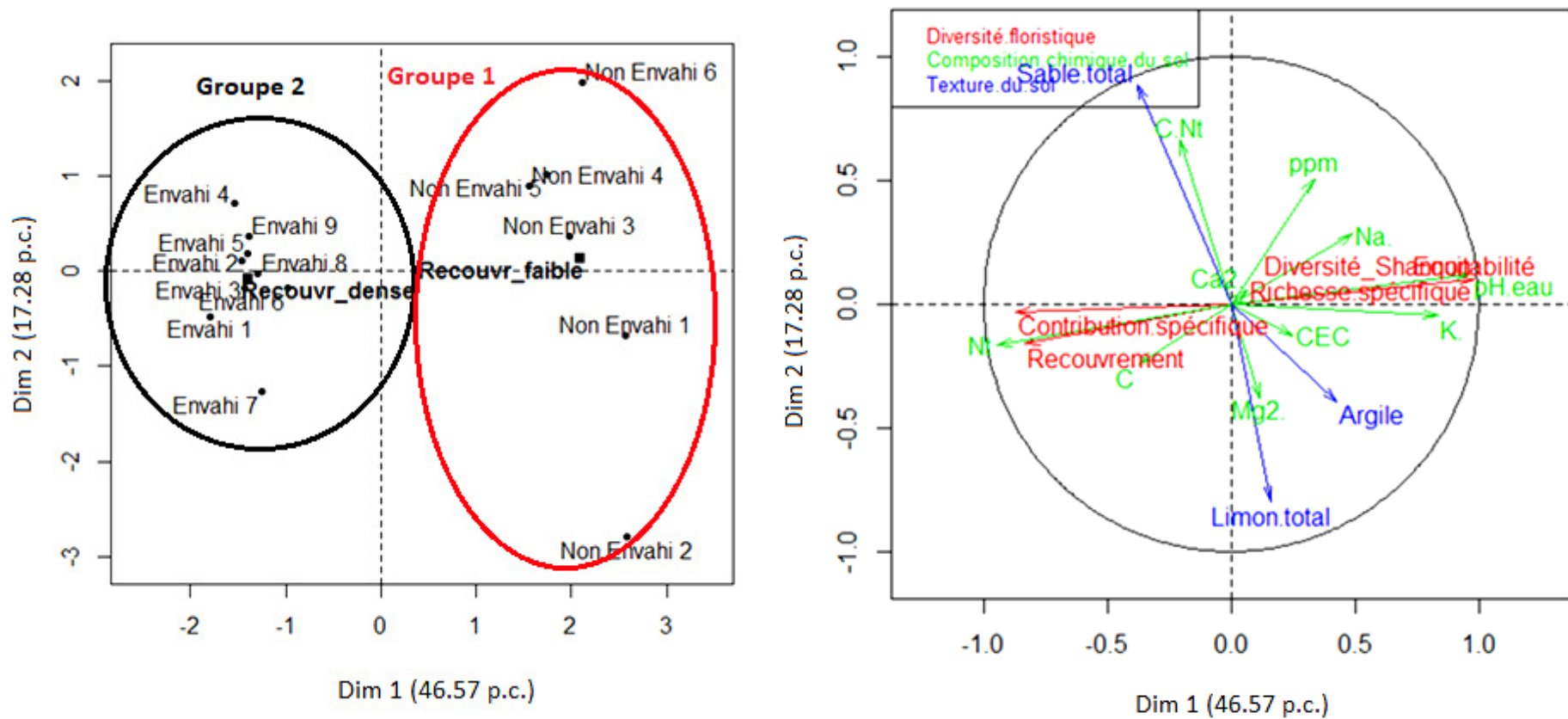


Figure 41 : Carte factorielle et cercle de corrélation des variables quantitatives et qualitatives utilisées dans l'AFM pour les cocoteraies envahies et non envahies dans un plan factoriel (1X2).

Légende : **Non Envahi :** Cocoteraies Non Envahies ; **Envahi :** Cocoteraies envahies ; **Recouvr_dense :** Recouvrement dense de *L. camara* ; **Recouvr_faible :** Recouvrement faible de *L. camara* ; **C :** Carbone organique ; **Nt :** Azote total ; **C.Nt :** Rapport Carbone / Azote total ; **ppm :** Phosphore assimilable ; **CEC :** Bases échangeables ; **Ca2 :** Calcium assimilable ; **Mg2 :** Magnésium assimilable ; **K :** Potassium assimilable ; **Na :** Sodium assimilable.

CHAPITRE X : Modélisation de l'invasion potentielle de *Lantana camara* sous le climat actuel et futur

X-1- Validation du modèle et contribution des variables bioclimatiques

La valeur de la courbe l'AUC est de l'ordre de 0,877 sous les conditions climatiques actuelles (**Figure 42 a**) et de 0,861 sous les conditions climatiques futures, à l'horizon 2050 (**Figure 42 b**).

Sous les conditions climatiques actuelles, les variables qui ont le plus contribué à la modélisation sont : BIO 03 (Isothermalité (BIO 1/BIO 7) * 100) ; BIO 5 (Température maximale de la période la plus chaude) ; BIO 7 (Ecart annuel de température (BIO 5 - BIO 6)) ; BIO 8 (Température moyenne du trimestre le plus humide) ; BIO 16 (Précipitations du trimestre le plus humide) et BIO 18 (Précipitations du trimestre le plus chaud) (**Tableau XII**). Cela signifie que la température et les précipitations conditionnent la répartition spatiale actuelle de *L. camara*.

Sous les conditions climatiques futures, ce sont : BIO 8 (Température moyenne du trimestre le plus humide) ; BIO 9 (Température moyenne du trimestre le plus sec) ; BIO 10 (Température moyenne du trimestre le plus chaud) ; BIO 15 (Saisonnalité des précipitations (C de V)) ; BIO 17 (Précipitations du trimestre le plus sec) ; et BIO 18 (Précipitations du trimestre le plus chaud), (**Tableau XII**). Cela signifie que la température et les précipitations conditionnent la répartition spatiale future de *L. camara*.

Sous les conditions climatiques actuelles, l'analyse du test de Jackknife montre que la variable bioclimatique avec le gain le plus élevé lorsqu'elle est utilisée de manière isolée est BIO 7 et celle qui diminue le plus le gain lorsqu'elle est omise est BIO 3. Cela signifie que BIO 3 et BIO 7 ont davantage contribué à l'édification du modèle sous les conditions climatiques actuelles (**Figure 43 a**).

Sous les conditions climatiques futures, l'analyse du test de Jackknife montre que la variable bioclimatique avec le gain le plus élevé lorsqu'elle est utilisée de manière isolée est BIO 17 et celle qui diminue le plus le gain lorsqu'elle est omise est BIO 15 (**Figure 43 b**). Cela signifie que BIO 15 et BIO 17 ont davantage contribué à l'édification du modèle sous les conditions climatiques futures.

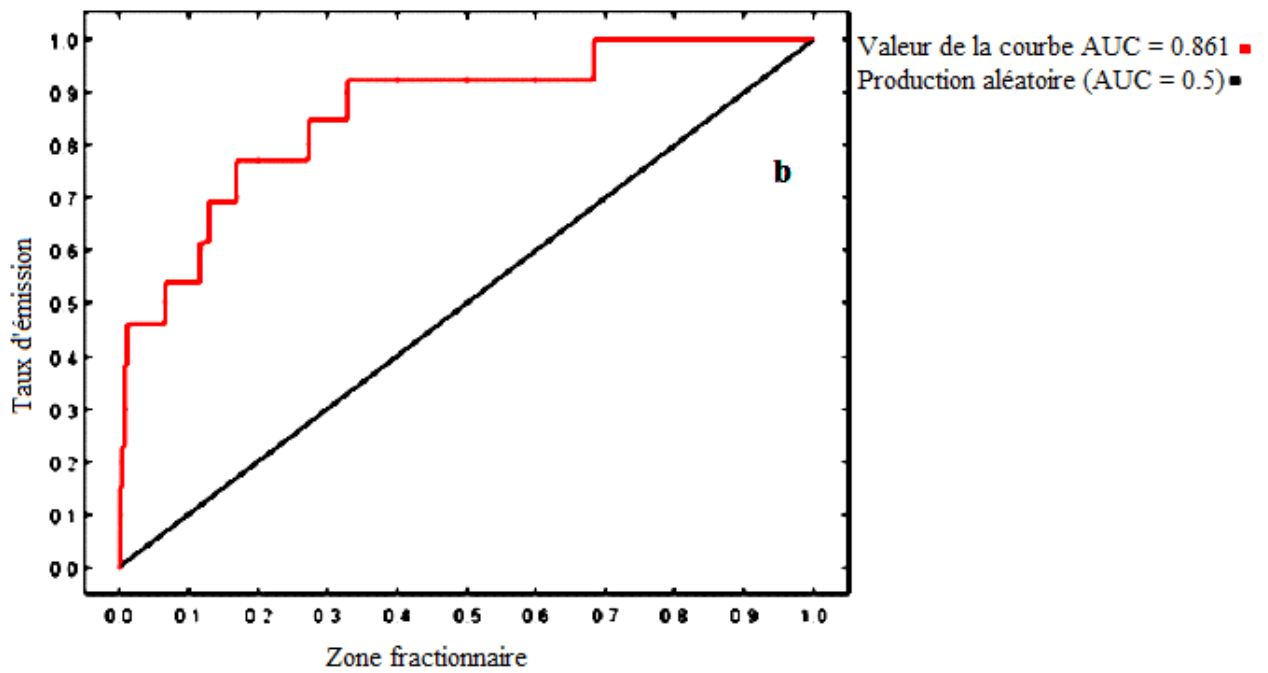
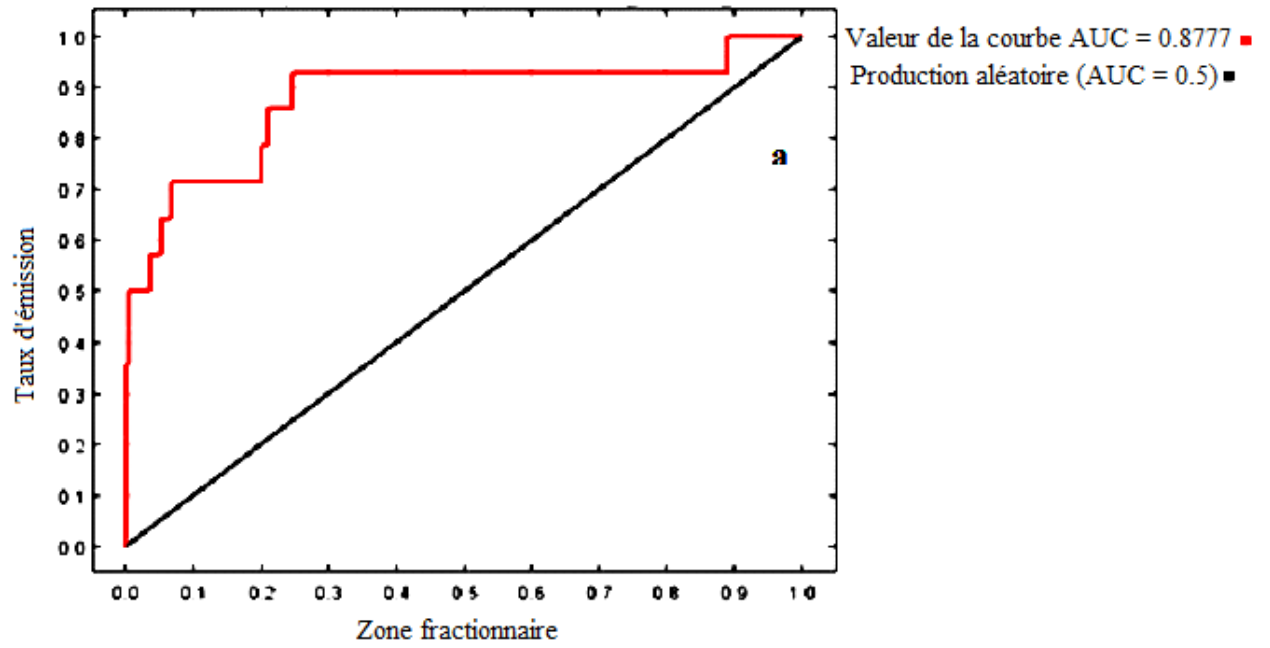


Figure 42 : Valeur de l'AUC pour *Lantana camara* sous le climat actuel (a) et futur (b).

Tableau XII : Variables bioclimatiques déterminantes et leurs contributions à la prévision de la distribution actuelle et future de *Lantana camara*.

Périodes	Variables bioclimatiques	Contribution (p.c.)
Actuelle	BIO 7	56,5
	BIO 3	21,1
	BIO 16	11,7
	BIO 8	6,2
	BIO 18	3,2
	BIO 5	1,3
Horizon 2050	BIO 17	43
	BIO 15	30,2
	BIO 9	14
	BIO 8	7,7
	BIO 10	3,5
	BIO 18	1,5

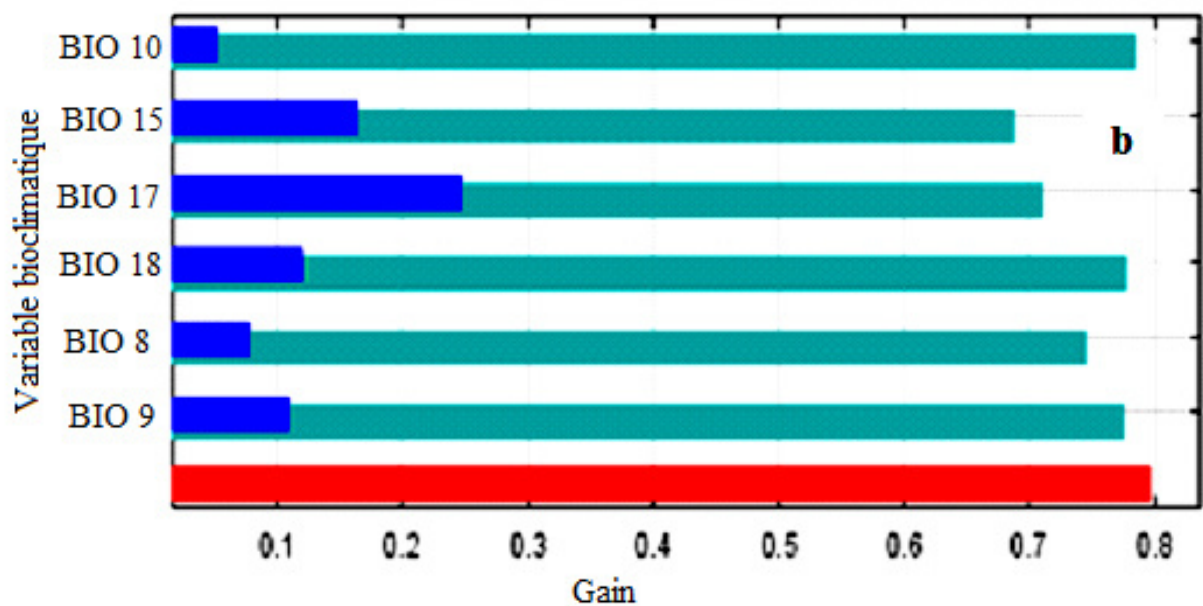
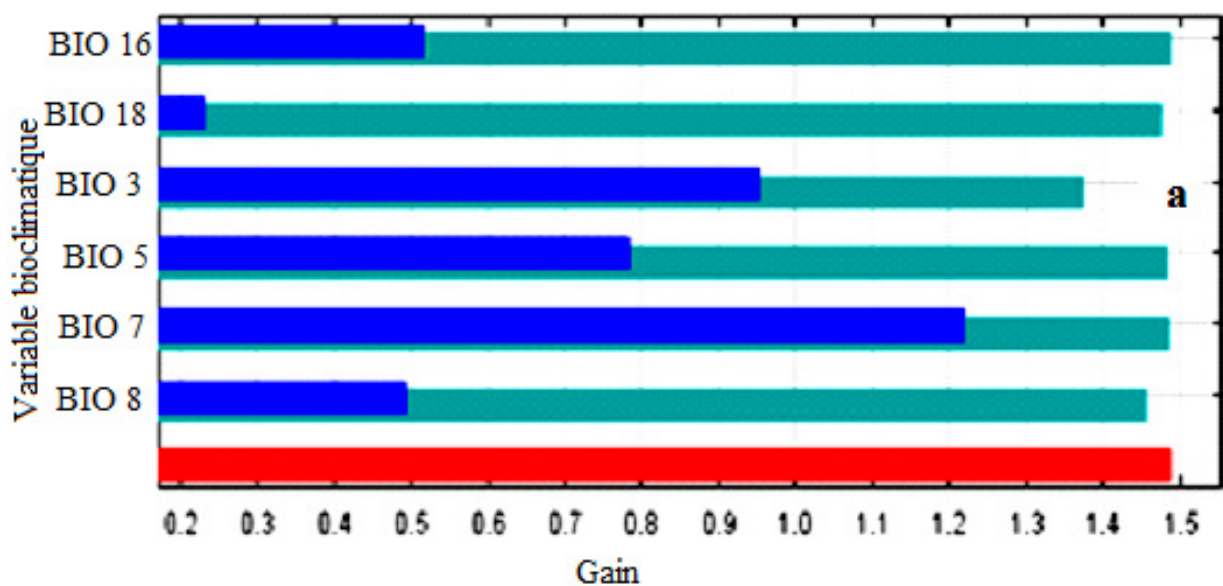


Figure 43 : Résultats du test de Jackknife sur les variables bioclimatiques dans les conditions climatiques actuelles (a) et futures (b).

Légende : La figure présente en ordonnées les variables bioclimatiques et en abscisses leurs contributions au calibrage du modèle. La barre verte montre la variable bioclimatique qui diminue le plus le gain lorsqu'elle est omise. Quant à la barre bleue, indique la variable bioclimatique avec le gain le plus élevé lorsqu'elle est utilisée de manière isolée. La bande rouge indique les performances du modèle tourné avec toutes les variables.

X-2- Caractéristiques écologiques de *Lantana camara*

Les courbes de réponses des variables à la prédiction de l'espèce sous les conditions climatiques actuelles montrent qu'il existe une corrélation positive entre l'adéquation de l'habitat de *L. camara* et la température moyenne du trimestre le plus humide (BIO 8) qui varie de 22 à 28,5°C (**Figure 44 a**). L'écart annuel de température (BIO 7) de *L. camara* est de 7,8 à 16°C (**Figure 44 b**). *L. camara* a une affinité pour les valeurs de l'isothermalité (BIO 3), comprises entre 57 et 80°C (**Figure 44 c**). Cette espèce a également une préférence pour une température maximale de la période la plus chaude (BIO 5) variant de 28,4 à 35°C (**Figure 44 d**). Une relation positive existe également entre l'adéquation de l'habitat de *L. camara* et les précipitations du trimestre le plus humide (BIO 16) comprises entre 380 et 1040 mm (**Figure 44 e**), ainsi que les précipitations du trimestre le plus chaud (BIO 18) variant de 120 à 590 mm (**Figure 44 f**). Ces résultats montrent que dans les conditions climatiques actuelles, les zones de faibles températures et de fortes précipitations constituent des habitats favorables à la prolifération de *L. camara*.

Les courbes de réponse des variables à la prédiction de l'espèce sous les conditions climatiques futures ont été également générées. Ainsi, *L. camara* présente une affinité pour des précipitations du trimestre le plus sec (BIO 17) comprises entre 10 et 430 mm (**Figure 45 a**). De même, *L. camara* a une affinité pour une saisonnalité des précipitations (BIO 15) allant de 40 à 130 mm (**Figure 45 b**). En outre, *L. camara* exige une température moyenne du trimestre le plus sec (BIO 9) comprise entre 24,5 et 30,8°C, ainsi qu'une température moyenne du trimestre le plus humide (BIO 8) allant de 22,3 à 31,2°C (**Figures 45 c et 45 d**). Par ailleurs, il existe une corrélation négative entre l'adéquation de l'habitat de *L. camara* et la température moyenne du trimestre le plus chaud (BIO 10) variant de 25,1 à 32,5°C (**Figure 45 e**), ainsi que les précipitations du trimestre le plus chaud (BIO 18) comprises entre 70 et 470 mm (**Figure 45 f**). Ces résultats montrent que le climat projeté dans le futur de faibles précipitations qui seront également propices à la prolifération de *L. camara*.

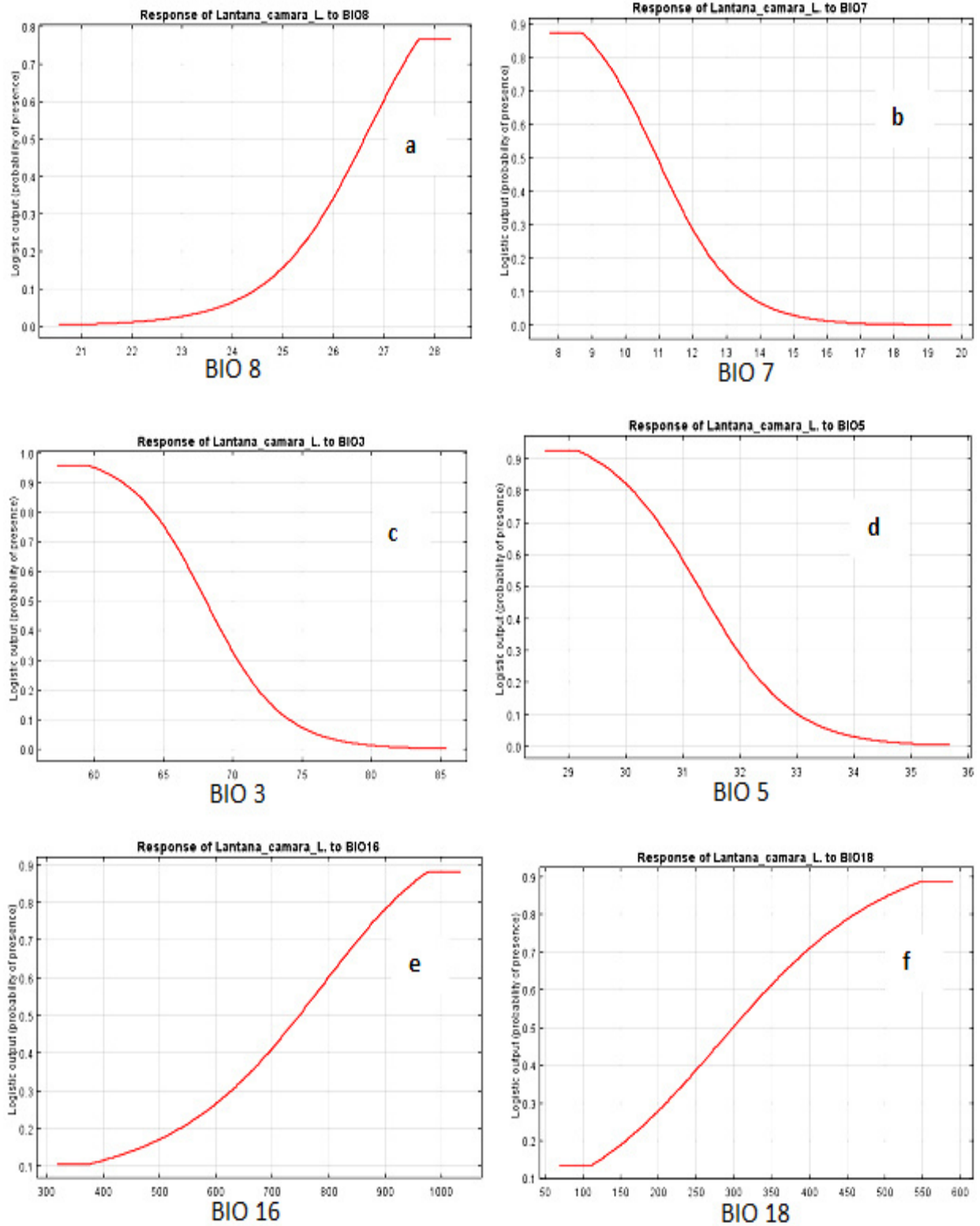


Figure 44 : Courbes de réponse des principales variables bioclimatiques contribuant à la prédiction de *Lantana camara* dans les conditions climatiques actuelles.

Légende : **a :** Température moyenne du trimestre le plus humide ; **b :** Ecart annuel de température ; **c :** Isothermalité ; **d :** Température maximale de la période la plus chaude ; **e :** Précipitations du trimestre le plus humide ; **f :** Précipitations du trimestre le plus chaud.

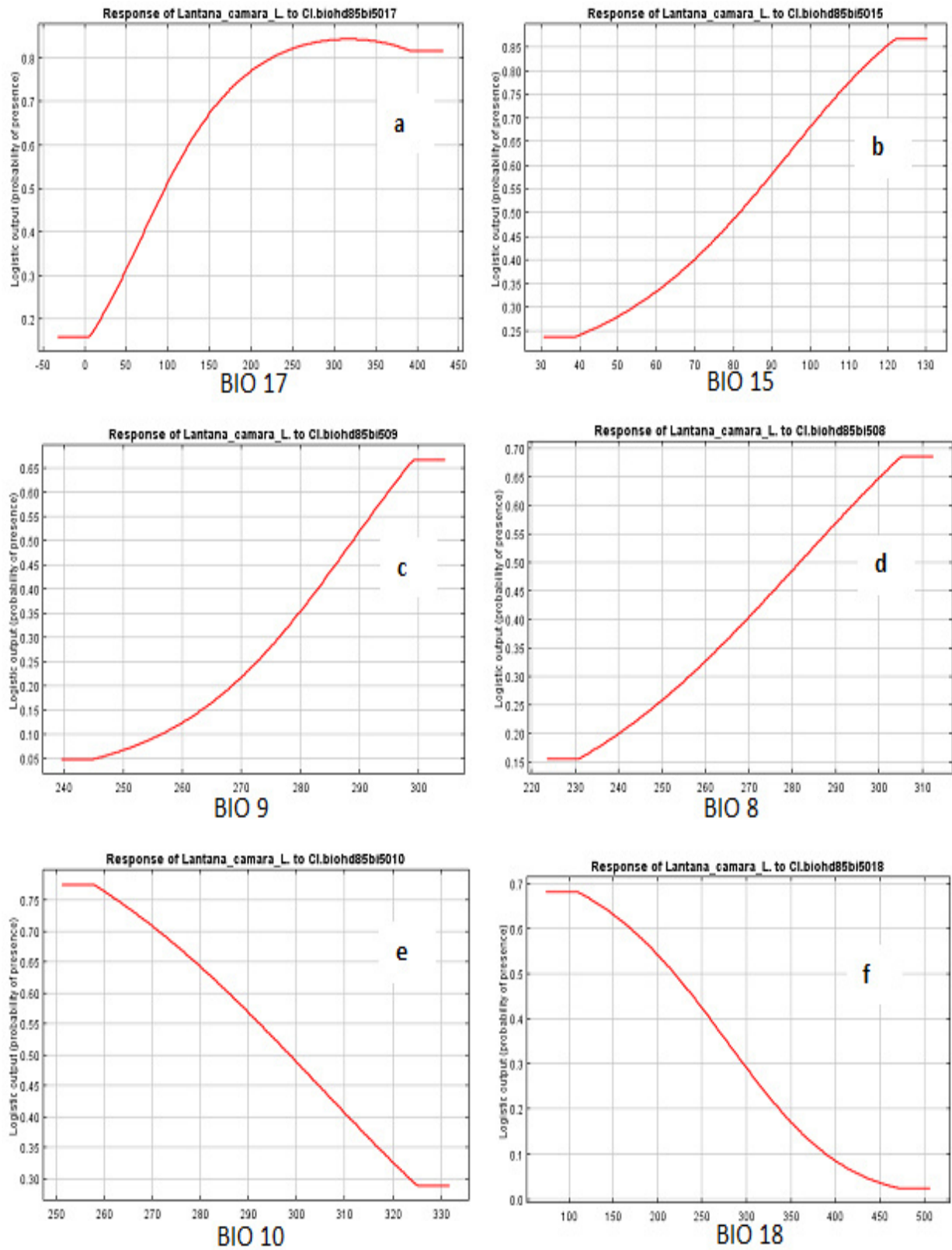


Figure 45 : Courbes de réponse des principales variables bioclimatiques contribuant à la prédiction de *Lantana camara* dans les conditions climatiques futures.

Légende : **a :** Précipitations du trimestre le plus sec ; **b :** Saisonnalité des précipitations ; **c :** Température moyenne du trimestre le plus sec ; **d :** Température moyenne du trimestre le plus humide ; **e :** Température moyenne du trimestre le plus chaud ; **f :** Précipitations du trimestre le plus chaud.

X-3- Dynamique de distribution potentielle de *Lantana camara*

Les résultats de la modélisation montrent que les habitats actuellement favorables à la prolifération de *L. camara* sont répartis dans le Sud du pays. Les zones les plus propices sont concentrées le long de la zone littorale en contact avec l'Océan Atlantique, depuis la région de San-Pédro au Sud-ouest jusqu'à la frontière ghanéenne, au Sud-est du pays (**Figure 46**).

Les aires protégées comme le Parc National d'Azagny, le Parc National du Banco, et la Réserve Naturelle des Iles Ehotilés, localisées dans cette partie du pays présentent de fortes probabilités de présence de l'espèce. Le Parc National de Taï, ne constitue pas un habitat favorable à la prolifération de *L. camara*. Cependant, on note une faible probabilité de présence de l'espèce au Sud de ce parc. Par opposition, le Nord de la Côte d'Ivoire est une zone caractérisée par une très faible probabilité de présence de l'espèce. Ces résultats montrent qu'actuellement *L. camara* prolifère dans le Sud de la Côte d'Ivoire et dans certains Parcs Nationaux et Réserves Naturelles.

D'après les prévisions de la distribution à l'horizon 2050, les habitats favorables à la prolifération de *L. camara* ne connaîtront pas de régression et demeureront toujours dans la partie sud du pays (**Figure 47**), mais cette fois-ci avec une légère augmentation de la superficie de toutes les classes de zones favorables à *L. camara* (**Figure 48**). Les probabilités de présences de l'espèce resteront toujours très élevées dans le Parc National d'Azagny, le Parc National du Banco et la Réserve Naturelle des Iles Ehotliés. Les projections dans les climats futurs ont révélé un déplacement de l'enveloppe climatique de *L. camara*. En effet, la moitié Sud du Parc National de Taï et le Sud du Parc National de la Marahoué pourrait faire face à une présence modérée de *L. camara*. L'espèce pourrait aussi connaître une distribution au centre et à l'est du pays avec une probabilité de présence modérée.

Par ailleurs, l'analyse des étendues des différents niveaux d'habitats favorables à l'espèce, indique qu'environ 65782,40 km², soit 20 p.c. du territoire national sont actuellement favorables à la prolifération de *L. camara* (**Tableau XIII**). Quant à la zone potentiellement non favorable à la distribution de l'espèce, elle s'étend sur 256 680,70 km² soit 80 p.c. du territoire. A l'horizon 2050, les projections ont révélé un accroissement du taux de changement de la zone potentiellement favorable à l'espèce. Elle est passée de 65 782,40 km² (conditions climatiques actuelles) à 78 036,05 km² (conditions climatiques futures). Ces résultats montrent une hausse de l'aire de distribution de *L. camara* en Côte d'Ivoire, nonobstant une augmentation de la température prédite par le scénario.

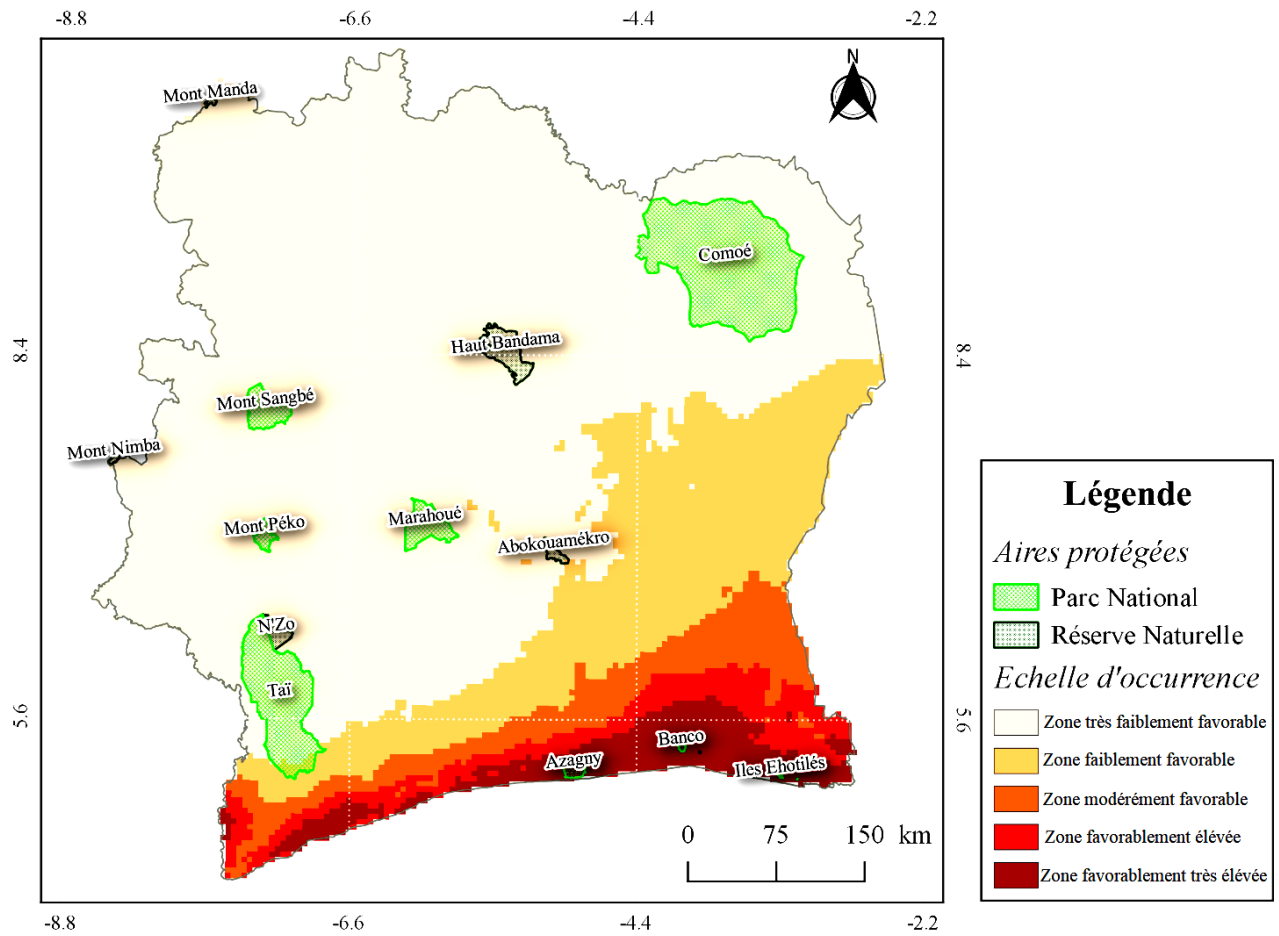


Figure 46 : Répartition spatiale actuelle de *Lantana camara* en Côte d'Ivoire.

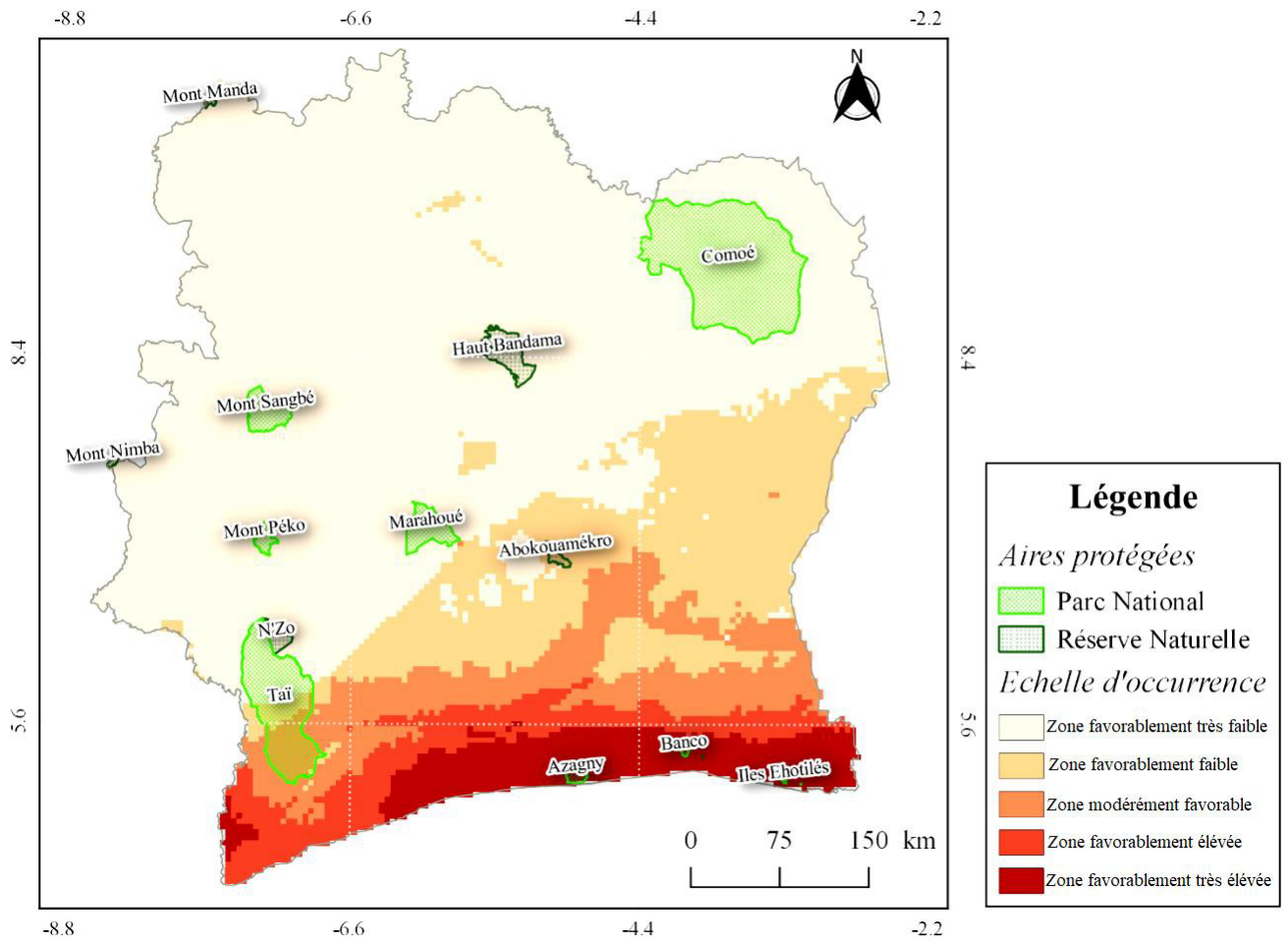


Figure 47 : Répartition spatiale future de *Lantana camara* en Côte d'Ivoire.

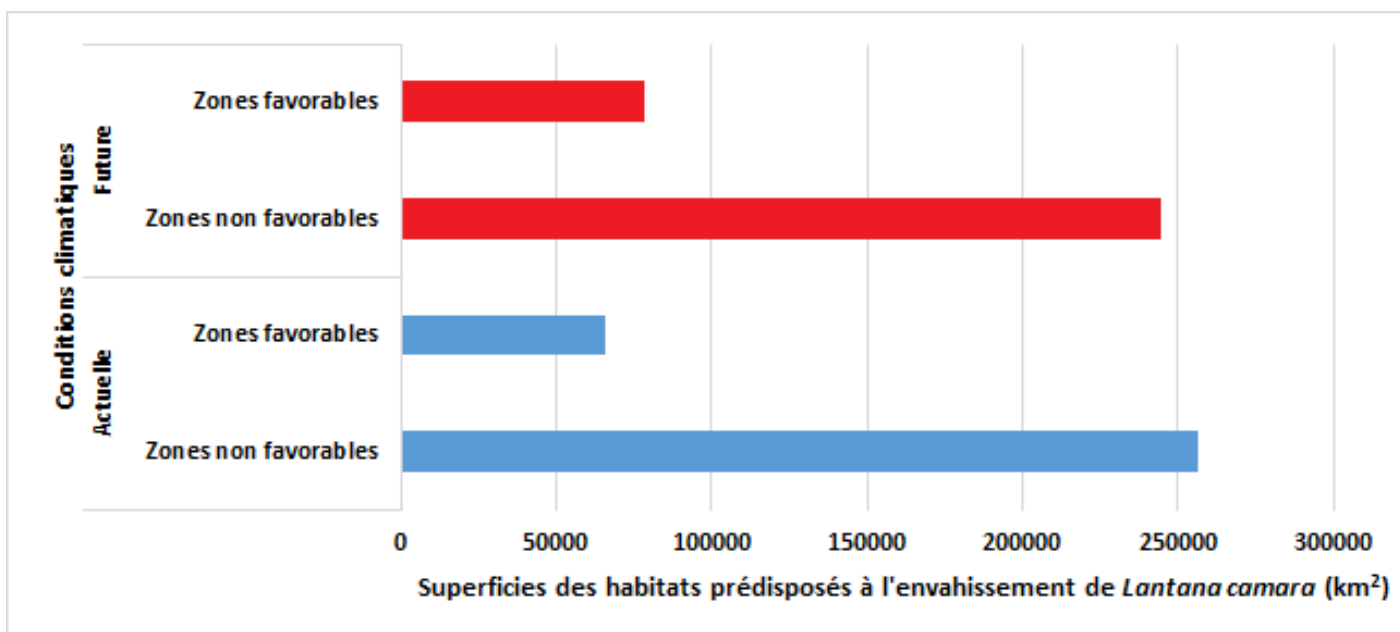


Figure 48 : Dynamique de distribution potentielle de *Lantana camara* dans les conditions climatiques actuelles et futures.

Légende : La comparaison se fait entre les zones non favorables sous les conditions climatiques actuelles et les zones non favorables sous les conditions climatiques futures d'une part et d'autre part entre les zones favorables sous les conditions climatiques actuelles et les zones favorables sous les conditions climatiques futures.

Tableau XIII : Variation des surfaces des habitats potentiels de *Lantana camara* sur l'étendue de la Côte d'Ivoire.

			Zones favorables	Zones non favorables
	Actuelle	km ²	65 782,40	256 680,70
		p.c.	20	80
Superficies occupées	Future	km ²	78 036,05	244 426,95
		p.c.	24	76
Perte ou gain de superficies		km ²	+ 12 253,65	- 12 253,75
Taux de changement (Tc)		p.c.	+ 18,6	- 4,8

Le signe (-) indique une perte d'habitat favorable et le signe (+) indique un gain

Légende : La comparaison se fait entre les zones non favorables sous les conditions climatiques actuelles et les zones non favorables sous les conditions climatiques futures d'une part et d'autre part entre les zones favorables sous les conditions climatiques actuelles et les zones favorables sous les conditions climatiques futures.



PARTIE IV :
DISCUSSION

CHAPITRE XI- Perception des populations des espèces végétales exotiques envahissantes

La diversité ethnique observée dans l'étude s'explique par la disponibilité de la main d'œuvre due à la présence des entreprises agricoles et agro-industrielles et par les conditions propices à la pratique de la pêche notamment les lagunes et l'océan atlantique qui attirent les autres ethnies (Vanga, 2013 ; Zan-Bi, 2014 ; Bissou, 2016). Cette diversité constitue une richesse culturelle et donc un atout pour le tourisme, spécifique à la région (Sabourin, 1985 ; Bissou, 2016). Cela a permis d'obtenir un pourcentage de réponses égal à 84,35 p.c., lequel est plus élevé que celui de Vilatte (2007) estimé entre 10 et 20 p.c.. En effet, la méthode d'enquête choisie dans l'étude a consisté à des entretiens directs sur le terrain. A l'opposé, celle de Vilatte (2007) a consisté à l'envoi des questionnaires par voie postale. L'auteur Andreu *et al.* (2009) confirme que les entretiens directs sur le terrain suscitent un pourcentage de réponse élevé contrairement aux enquêtes réalisées par voie postale. En effet, par la voie postale, certaines questions sont souvent mal comprises ce qui serait résolue par les enquêtes de proximité. Les résultats ont montré que les personnes enquêtées ont une bonne connaissance des plantes exotiques envahissantes. À titre comparatif, Maroun (2017) lors d'une étude de perception des espèces végétales exotiques envahissantes dans le Sud de la Côte d'Ivoire a aussi montré que les populations ont une bonne connaissance des plantes exotiques envahissantes. Cela est dû à la proximité de ces populations avec ces plantes. En effet, Maroun (2017) a montré que la proximité des populations avec plantes envahissantes est un facteur clé de leurs connaissances. Les espèces plus citées, *C. odorata*, *B. vulgaris*, *P. stratiotes*, *E. crassipes* et *C. peltata* sont des espèces invasives répertoriées dans le monde (Lowe *et al.*, 2000 ; Neuba *et al.*, 2014 ; CABI, 2019). Leurs fréquences de citations, élevées sont dues à leurs impacts négatifs sur les écosystèmes comme mentionnées par les populations enquêtées. En effet, ces espèces retardent les processus "normaux" de succession, obstruent les cours d'eaux, entraînent des troubles à la navigation, aux systèmes aquacoles traditionnels, l'envasement des cours d'eaux, détruisent la biodiversité. Des études spécifiques réalisées confirment ces présents travaux, à l'exemple de *C. odorata* qui réduit la richesse en espèces des biotopes et qui représente une mauvaise herbe des cultures, des savanes, des forêts (Agbede *et al.*, 2014 ; Tiébré et Gouli Gnanazan, 2018). Il y a également *E. crassipes* qui a envahi le lac Ravelobe de Madagascar, causant des dommages économiques (Ranarijaona *et al.*, 2013). L'enquête a permis de mettre en évidence une divergence d'opinions sur le danger des plantes exotiques envahissantes pour

l'environnement. Ces résultats sont analogues à ceux de **Jevon et Shackleton (2015) ; Wagh et Jain (2018) ; Shackleton et al. (2019)** qui expliquent cela par le fait que certaines populations au lieu d'évaluer les plantes invasives en fonction de leur impact négatif, les évaluent plutôt en tenant compte de leurs usages positifs sur les plans alimentaire, médicinal, dans la construction et sur le sol. Ainsi pour *C. odorata* par exemple, les auteurs tels que **De Foresta (1996) ; Omokhua et al. (2016) ; Maroun (2017) ; Tiébré et Gouli Gnanazan, (2018)** ont révélé son rôle important en tant que fertilisant du sol et son usage en médecine traditionnelle, tandis que certains paysans apprécient également son rôle en tant que plante de couverture qui bloque l'arrivée d'autres adventices (**Maroun, 2017**). Il a été posé la question sur la connaissance des vecteurs d'introduction et l'historique de *L. camara*. A ce propos, la majorité de la population enquêtée comme dans l'étude de **Chatelain et al. (2001)** et **Shackleton et Shackleton (2016)** n'a aucune connaissance sur cet aspect. En réalité, la documentation la plus précise sur les vecteurs d'introduction des plantes exotiques envahissantes de Côte d'Ivoire ne concerne que *Chromolaena odorata*, *Cecropia peltata*, *Eichhornia crassipes*, *Leucaena leucocephala* et *Salvinia molesta* (**Chatelain et al., 2001**). Dans la présente étude, certaines personnes enquêtées perçoivent en *L. camara* des usages médicinale et alimentaire. En effet, les feuilles sont utilisées dans le traitement du paludisme, des maux de ventre, comme antibiotiques et pour préparer les tisanes. Ces propriétés sont reconnues scientifiquement, et son usage est répandu dans des pays comme le Burkina Faso, le Cameroun et l'Inde (**Chevalier, 1951 ; Morton, 1994 ; Dash et al., 2001 ; Aké-Assi, 2011 ; Dibong et al., 2011 ; Bangou, 2014**). Concernant le domaine horticole, les horticulteurs enquêtés ont révélé que *L. camara* n'est pas rentable. Ces derniers, l'expliquent par le caractère envahissant de l'espèce et recommandent le *Lantana* amélioré par les techniques de l'horticulture qui donne le *Lantana* jaune aux belles fleurs jaunes, moins grandes et avec un parfum agréable. Des impacts négatifs de *L. camara* sur la santé de l'homme et la biodiversité ont été révélés par certaines personnes enquêtées. En effet, *L. camara* cause la disparition des espèces, des lésions à la peau par piqûres ou égratignures dues aux épines présentes sur l'espèce, des éternuements dus à l'odeur forte et piquante des feuilles et des démangeaisons de la peau lorsque l'on touche les feuilles (**Ghisalberti, 2000 ; Arbonnier, 2002 ; Shackleton et Shackleton, 2016**). Concernant les impacts sur le sol, une partie de la population interviewée estime que *L. camara* a un impact négatif sur les éléments minéraux du sol. Cette situation a été évoquée par les travaux de **Raizada et Raghubanshi (2010)** qui indiquent que l'invasion de *L. camara* modifie négativement la teneur en éléments nutritifs du sol des sites. Cette perception est en contradiction avec les études de **Senou et al. (2014)** qui

ont démontré que *L. camara* présente des impacts positifs sur le sol par sa capacité à réduire les métaux lourds (cd, Cu, Zn) provenant des déchets urbains solides pour la fertilisation des sols dans les champs, les jardins urbains et périurbains. En effet, la présence en forte concentration des métaux lourds dans le sol, entraîne des pertes de rendement et des problèmes de santé pour les personnes qui consomment les cultures qui émanent de ces sols (**De Burbure et al., 2006 ; Hänsch et al., 2009**). L'étude a révélé que la lutte mécanique est la plus pratiquée pour le contrôle de *L. camara*. Elle consiste à couper les pieds de l'espèce à l'aide d'une machette. Cependant elle a été jugée inefficace par les personnes enquêtées. Plusieurs facteurs expliquent cela. Tout d'abord, la dispersion des graines de *L. camara* sur de larges étendues lors de la coupe ou par les oiseaux. Ensuite sa croissance rapide, et enfin son caractère drageonnant qui fait que l'espèce est capable de bourgeonner après sa coupe (**Parsons et Cuthbertson, 1992 ; Simelane, 2002 ; Day et al., 2003 ; Sharma et al., 2005**). Les personnes interviewées sont favorables à l'élaboration d'un programme de lutte contre *L. camara*. Ces résultats rejoignent ceux de **Verbrugge et al. (2013)** au Pays-Bas où les personnes enquêtées sont aussi favorables à l'élaboration d'un programme de lutte contre les espèces invasives. En Belgique, cette approche a permis en plus de freiner l'introduction de *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decr. (la Renouée du Japon), *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levrier (la Berce du Caucase), *Impatiens glandulifera* Royle (la Balsamine de l'Himalaya) et bien d'autres espèces invasives, d'éviter de nouvelles invasions (**William, 2017**). L'étude a aussi montré que les personnes enquêtées suggèrent que le programme de lutte contre *L. camara* soit beaucoup axé sur la sensibilisation et l'information de la population. Cela est en accord avec les études de **Alberini et Segerson (2002) ; Shackleton et Shackleton (2016)**. Cette pratique est de plus en plus considérée comme une alternative pragmatique aux approches réglementaires strictes contre les plantes exotiques envahissantes car elle permet de réduire les introductions sur un territoire donné (**Alberini et Segerson, 2002 ; Shackleton et Shackleton, 2016**). Néanmoins l'exécution effective des recommandations énoncées à l'issue des programmes de lutte peut parfois susciter des oppositions fortes de la part des acteurs ciblés à cause des nouvelles contraintes et restrictions (**Alberini et Segerson, 2002**). Dans le cas présent, compte tenue de la divergence d'opinion, une campagne de lutte serait mal comprise par la partie de la population qui trouve en *L. camara* un intérêt agronomique, alimentaire et thérapeutique. Ainsi, il serait dans un premier temps, primordial de proposer une alternative. La solution la plus pertinente serait de trouver des plantes natives présentant les mêmes avantages, mais qui ne seraient pas envahissantes (**Maroun, 2017**). En suivant **Lundberg (2010)**, les résultats de la détermination de la

perception de *L. camara* donnent les impacts tels qu'ils sont perçus par la population riveraine des cocoteraies. Ainsi, pour **Mwangi et Swallow (2008)** et **Lundberg (2010)**, cette perception peut être liée à des composantes moins rationnelles car les personnes enquêtées peuvent amplifier, consciemment ou inconsciemment, l'abondance ou l'impact négatif d'une plante qu'elles n'apprécient pas. C'est pourquoi **Joly (2000)** ; **Mwangi et Swallow (2008)** proposent en plus de cela, de réaliser des inventaires botaniques et édaphiques dans différents biotopes pour rendre les résultats plus précis et ainsi mieux apprécier l'abondance des espèces et leur impact sur la biodiversité et les propriétés physico-chimiques du sol.

CHAPITRE XII- Impact de *Lantana camara* sur la flore et les propriétés physico-chimiques du sol

Une strate est un ensemble de plantes, d'une hauteur donnée, qui participent à l'organisation des communautés végétales (Géhu, 2006). Au sein de cette communauté, les espèces végétales développent des spécialisations qui induisent leur présence à différents niveaux de hauteurs (strates) dans un même écosystème (Terborgh, 1985). Dans la communauté végétale du sous bois des cocoteraies observée dans la présente étude, *L. camara* abonde dans la strate arbustive. Cela pourrait être lié à l'écologie et à la biologie de cette espèce invasive. En effet, Sharma *et al.* (2005) soulignent que *L. camara* pullule dans les milieux anthropisés. Ainsi, l'installation des plantations de cocotiers du Centre National de Recherche Agronomique, industrielles et villageoises dans les années 1950 et 1960 (Lekadou, 2009) a nécessité la destruction écosystèmes naturels. Cette action a provoqué une modification des écosystèmes forestiers vers un environnement dégradé, propice à l'installation des espèces exotiques envahissantes (Sako *et al.*, 2013 ; Tiébré *et al.*, 2014 ; Tiébré *et al.*, 2015) comme *L. camara*. Les perturbations d'origines anthropiques du milieu sont confirmées par la présence d'espèces lianescentes qui sont indicatrices de l'état de perturbation d'un milieu (Kouamé, 1998). Par ailleurs, la production abondante de graines tout au long de l'année permet à *L. camara* d'avoir un pouvoir compétitif sur les espèces indigènes et envahir ainsi les milieux. Aussi, le CABI (2020) indique que les cocoteraies font partir des principales plantes hôtes et affectées par *L. camara*. Tiébré *et al.* (2018) ont également rapporté l'abondance de *L. camara* dans les cocoteraies du Sud-Est de la Côte d'Ivoire. Les investigations effectuées dans les cocoteraies non envahies et envahies au cours de cette étude, ont permis de recenser 120 espèces végétales. Par contre, les travaux de Lamanda (2005) dans les cocoteraies des îles du Nord de l'archipel du Vanuatu ont estimé la flore totale à 90 espèces et ceux de Kouassi *et al.* (2010) réalisés dans les cocoteraies sur l'axe Port-Bouët-Grand-Bassam à 163 espèces. Ces écarts au niveau du nombre d'espèces, pourraient s'expliquer par la différence entre les tailles des parcelles d'échantillonnages. La présente étude a été réalisée sur des placettes de 100 m² tandis que celle de Lamanda (2005) sur 90 m² et Kouassi *et al.* (2010) sur 625 m². La prédominance des Poaceae dans cette étude a été aussi révélée par Mevanly (2018) au cours de ces travaux dans les cocoteraies du Sud-Est de la Côte d'Ivoire. Cela serait lié à l'adaptation des espèces de cette famille dans les formations herbeuses. Par ailleurs, la prédominance des microphanérophytes corrobore les travaux de Floret *et al.* (1990) ; Mangara (2010) ; Traoré *et al.* (2005) dans des cultures

pérennes de la région de la Mé. Cela confirme que les microphanérophytes sont les types biologiques les plus répandus dans les cultures pérennes (Mangara, 2010 ; Traoré *et al.*, 2005) . Par ailleurs, la dominance des espèces forestières de la zone Guinéo-Congolaise (GC) et des espèces appartenant à la région de transition Guinéo-Congolaise et Soudano-Zambézienne (GC-SZ) est en accord avec les travaux de Mevanly (2018). Les proportions importantes des espèces forestières de la zone Guinéo-Congolaise (GC) confirment la nature Guinéo-Congolaise de la flore de la zone d'étude (Bangirinama *et al.*, 2008) et la présence des espèces de transition traduit un caractère intermédiaire entre la flore des climats humides et celle des climats secs (Woegan *et al.*, 2013). La présence des espèces dites à statut particulier indique que les cocoteraies présentent un intérêt pour la conservation de la biodiversité. Cette présence est justifiée par Missa *et al.* (2015) et Malan *et al.* (2007) qui indiquent que le secteur du littoral est riche en espèces à statut particulier. Ainsi, rencontrer des espèces de ce genre dans les cocoteraies montre sa diversité et l'attention que l'on devrait accorder à ces formations végétales (Missa *et al.*, 2015 ; Malan *et al.*, 2007). La flore du sous bois des cocoteraies peut être aussi décrite, à travers l'aspect quantitatif. L'aspect quantitatif de la flore peut être défini par les indices de diversité, la fréquence des espèces, la contribution spécifique des espèces et le degré de nuisibilité de ces espèces (Daget et Poissonet, 1969 ; Ramade, 1994 ; Le Bourgeois et Guillerm, 1995) . Les indices de diversité constituent des critères pour apprécier la diversité d'une communauté végétale (Ramade, 1994). La réduction des espèces végétales dans les cocoteraies envahies par rapport aux cocoteraies non envahies a également été observée par Moyo (2004), Zende (2016) et Mwoleka (2019) dans le parc national des chutes Victoria et le ranch Imire au Zimbabwe, à Bumanya, à Bulima et Wampeewo en Ouganda. Cette diminution est corrélée à une réduction de la diversité des plantes dans les cocoteraies envahies. En effet, *L. camara* produit et libère des acides phénoliques, des flavonoïdes, des terpènes et des terpénoïdes qui sont connus pour être des inhibiteurs de la croissance des plantes (Pysek *et al.*, 2004). La répartition inéquitable des plantes dans les cocoteraies envahies pourrait être due à la dominance de *L. camara* car pour Sax et Gaines (2003), les espèces exotiques envahissantes lorsqu'elles sont dominantes, provoquent une homogénéisation de l'écosystème où elles s'installent. Par ailleurs Brown (1984), Marnotte (1989), Traoré (1991) et Maillet (1992) ont observé qu'il existe une bonne corrélation entre la fréquence et l'abondance des espèces. Ainsi, la forte fréquence de *L. camara* dans les cocoteraies est corrélée à son fort recouvrement et sa forte abondance. Alors, sa forte contribution spécifique traduit son effet dépressif sur les autres espèces végétales (Daget et Poissonet, 1969 ; Matienzo *et al.*, 2003 ; Senarathne *et al.*, 2003). Cette même

observation a été faite dans les cocoteraies des Fidji, de Trinidad, des Nouvelles-Hébrides et du Sri Lanka (**Matienzo et al., 2003 ; Senarathne et al., 2003**). L'effet dépressif résulte de la production élevée de graines, la forme homéostatique et la plasticité phénotypique (**Sharma et al., 2005**). En outre, **Barralis (1976)** a fait remarquer que l'abondance et la fréquence sont les paramètres les plus efficaces pour mesurer la nuisibilité des espèces dans les formations végétales. Toutes les caractéristiques susmentionnées présagent de la nuisibilité de *L. camara* dans les cocoteraies comme le démontre le diagramme d'infestation. Ce constat a été aussi fait par **Ravault (1980), Nanjappa et al. (2005)** dans les cocoteraies du domaine de Motu Ovini en Papeari, de Rji et de Trinidad. En effet, *L. camara* produit des composés allélochimiques qui affectent les racines, la tige et les feuilles des cocotiers (**Chaudhary et Bhansali, 2002**). De plus, ces composés détruisent la viabilité des graines et empêchent la croissance des cocotiers (**Vranjic et al., 2000 ; Chaudhary et Bhansali, 2002**). La présence d'épines sur la tige et les branches de *L. camara* entrave l'accès aux cocotiers et le ramassage des noix de cocos ce qui entraîne des pertes de rendement (**Day et al., 2003 ; Sharma et al., 2007**). Aussi, **Chevalier (1951)** a signalé que son invasion dans les plantations crée des fourrés impénétrables qui constituent un refuge pour les reptiles. C'est pour toutes ces raisons que cet auteur a préconisé l'élimination des touffes de l'espèce aux alentours des plantations. En outre, il faut aussi noter que les plantes notamment les cocotiers et celles de son sous bois puisent les éléments nutritifs nécessaires à leur croissance à partir du sol (**N'Doum, 2010**). Ces sols sont définis par leurs caractéristiques morphopédologiques et les éléments physiques et chimiques qui y sont présents (**N'Doum, 2010 ; Birmingham, 2003 ; Deh Kouame et al., 2012**).

La connaissance des caractéristiques morphopédologiques des sols est indispensable à leur restauration. Elle fournit des données essentielles pour l'évaluation des ressources d'un pays ou d'une région (**Kouadio et al., 2019**). Elle se base sur différents aspects tels que la texture du sol, la structure du sol et la couleur du sol (**Birmingham, 2003 ; Deh Kouame et al., 2012**). Premièrement la texture d'un sol est un indicateur de sa perméabilité, de sa capacité de rétention en eau, en cations. Elle influence l'humidité et les nutriments disponibles pour les plantes (**Zhang et al., 2005**). La texture sableuse des sols de l'étude est conforme aux résultats de **Adéchina (2017) ; Kouakou (2017) ; Olayossimi et al. (2018)** dans la même zone d'étude. Cette teneur en sable est en accord avec la géologie régionale du Sud de la Côte d'Ivoire. En effet, le Sud de la Côte d'Ivoire est situé dans la partie du bassin sédimentaire onshore ivoirien dominé par le sable (**Deh Kouame et al., 2012**). Elle peut aussi s'expliquer

d'une part par l'altération la roche mère qui entraîne la libération des grains de sable et d'autre part par le phénomène de lessivage des sédiments fins de l'amont vers l'aval des horizons dû aux pluies importantes dans le Sud de la Côte d'Ivoire (**Adéchina, 2017 ; Kouakou, 2017 ; Olayossimi et al., 2018**). Les sols observés dans l'étude sont des Hypoluvic-Arenosols. Les Arenosols sont des sols qui se développent dans les sables marins, littoraux et lacustres, ainsi que dans les manteaux d'altération à gros grains des roches siliceuses, principalement le grès, le quartzite et le granite (**Jordanova, 2016 ; WRB, 2006**). En outre, le qualificatif "Hypoluvic" relie les Arenosols aux Luvisols qui sont des sols dans lesquels le lessivage entraîne les particules argileuses, limoneuses, ou les ions, des couches supérieures vers les couches plus profondes (**WRB, 2006**). Dans ces sols, la dynamique du dépôt de sédiments est contrôlée par l'interaction entre les roches, le relief et le climat. Ainsi, il se forme un horizon de surface ochrique dont les substances organiques solubles produites percolent vers le bas tout en formant des complexes avec le fer et l'aluminium (**WRB, 2006**). L'absence d'éléments grossiers dans les sols est due à la nature de la roche mère et à la présence des cours d'eaux à proximité de nos sites d'études (**Kouakou, 2017**). En effet, l'abondance, la nature des éléments grossiers et la teneur des éléments minéraux sont beaucoup dépendantes de la roche mère et de la situation géographique de la zone d'étude. Deuxièmement, la structure d'un sol est le mode d'association des particules individuelles de ce sol en vue de former ou non des agrégats (**Mémento de l'agronome, 2000**). Elle a une influence sur l'enracinement, détermine la cohésion du sol, la porosité des horizons du sol, la résistance à l'éclatement des agrégats (**Mémento de l'agronome, 2000**). Dans les structures particulières comme celles des sols de l'étude, les particules constitutives du sol n'ont aucune adhérence entre-elles à cause du manque de colloïdes (argiles et humus) (**Mémento de l'agronome, 2000 ; Ndoum, 2010**). La netteté de la structure observée dans l'étude signifie que les éléments structuraux sont bien formés, stables, aisément visibles in situ, adhérant peu les uns aux autres et se séparant facilement lorsque l'horizon est dérangé (**Scheurer et al., 2015**). Les résultats de l'étude ont montré que les sols sont poreux. La porosité du sol qui est l'ensemble des vides que comportent ce sol est en étroite relation avec les notions de réserve en eau, de circulation de l'eau et de l'air ou encore d'enracinement (**Scheurer et al., 2015**). Ces résultats sont analogues à ceux de **Kouadio et al. (2019)** qui indiquent que les sols du Sud-Est de la Côte d'Ivoire sont en majorité poreux et que cette porosité assure un bon drainage dans le sol. L'étude a aussi montré que les sols inventoriés sont meubles. Ces résultats corroborent ceux d'**Avenard et al. (1971)** dans le Sud-Est de la Côte d'Ivoire. Le sol meuble est un sol qui a peu de cohésion et facile à travailler (**Avenard et al., 1971**). Dans ces

sols, les sédiments meubles sont d'origine fluviatile et donnent des sols hydromorphes salés sur sables quaternaires soumis aux régimes des marées (Avenard *et al.*, 1971). Troisièmement, la couleur d'un sol est un indice qui détermine le régime hydrique et l'état d'oxydation des minéraux de ce sol (Bourennane *et al.*, 2006 ; Njofang *et al.*, 2009). Les couleurs des sols s'interprètent en termes de constituants et de mécanisme (Isbell, 2002 ; Birmingham, 2003 ; Koné, 2007 ; Roque, 2007). Il s'agit d'un critère permettant comme soulignés par Gray et Morant (2003) ; Osbahr et Allan (2003) d'apprécier et de classer ces sols. L'étude a montré que les sols inventoriés revêtent diverses couleurs. Différents auteurs (Isbell, 2002 ; Birmingham, 2003 ; Koné, 2007 ; Roque, 2007), ont expliqué que ces couleurs revêtent une signification. La couleur noire est due à la présence de la matière organique, soumise à l'action des microorganismes du sol (Rossel *et al.*, 2006 ; Kouadio *et al.*, 2019). La couleur grise quant à elle est attribuable au fer ferreux ou fer réduit dont la présence est due à un excès d'eau contenu dans le sol (Rossel *et al.*, 2006). On a aussi le fer ferrique (oxydé), sous forme d'oxyhydroxyde (goethite), qui colore le sol en brun ou en jaune (Kubienna., 1956 ; Kojima, 1962). Le fer ferrique peut aussi être sous forme d'oxyde (hématite), et, dans ce cas, il colore le sol en rouge. Les couleurs jaunâtres et rougeâtres sont imputables à la présence des pigments d'oxydes de fer dans le sol (Bongoua, 2009 ; Yoboue *et al.*, 2018). La coloration blanche est due à la présence de calcaire dans le sol (Escadafal *et al.*, 1988). Les couleurs 2,5YR et 5YR des sols, présagent que ces derniers sont plus aptes à soutenir une agriculture stable et durable (Kone, 2007).

Il existe une relation entre les caractéristiques morphopédologiques des sols, la composition chimique des sols et les espèces exotiques envahissantes (Koutika *et al.*, 2007). La relation est telle que, pour une texture uniforme du sol, la modification de la chimie de ce sol est imputable à la présence de l'espèce exotique envahissante qui domine le milieu (Koutika *et al.*, 2007). Les résultats de la présence étude ont montré que les sols sous cocoteraies ont une texture uniforme et que *L. camara* est l'espèce exotique envahissante la plus fréquente et la plus dominante des cocoteraies. Il en découle que les différences observées au niveau de la chimie des sols sous cocoteraies sont dues à la présence de *L. camara*. Plusieurs études ont démontré que les niveaux de concentrations des éléments nutritifs du sol jouent un rôle important dans l'invasibilité des sites par les plantes exotiques (Shea et Chesson, 2002 ; Reinhart et Callaway, 2006). En effet, les plantes exotiques envahissantes augmentent ou diminuent les teneurs en éléments chimiques du sol tels que le carbone organique, l'azote, le pHeau, le calcium, le magnésium, le potassium, le sodium et les

taux de nitrification et de minéralisation (**Ehrenfeld, 2003 ; Simba et al., 2013**). De plus, elles apparaissent dans une parcelle cultivée parce que les conditions du sol lui sont favorables (**Bouvier, 2012**). Ainsi, connaître les éléments minéraux du sol mis en cause par leurs présences permet de faire le diagnostic du sol (**Bouvier, 2012**). Les résultats de cette étude ont montré que les éléments minéraux des sols sous cocoteraies mis en cause par l'invasion de *L. camara* sont le pHeau, l'azote, le potassium, le carbone organique, le rapport C/N, et le sodium. Le pHeau du sol fait référence à la concentration des ions (H⁺) et représente le niveau d'acidité ou d'alcalinité d'un sol donné, c'est-à-dire les protons libres ou adsorbés dans le sol (**Ndoum, 2010**). C'est un indice de fertilité qui donne une idée sur la disponibilité des éléments nutritifs, sur l'état physique du sol et sur son activité biologique (**Ndoum, 2010**). Les résultats ont montré que les sols échantillonnés avec un pH égal à 3,5 deviennent plus acides lors de l'invasion de *L. camara*. Cela a également été observé dans les travaux d'**Ehrenfeld (2003)** et **CABI (2020)**. Cependant cette valeur de pH ne convient pas au développement de la culture de cocotiers car c'est au pH de l'ordre de 4,5 ou plus que les cocotiers se développent le mieux (**CABI, 2020**). Toutefois, selon **CABI (2020)**, *L. camara* est capable de s'adapter à tous types de sols dont les sols très acides. Néanmoins, ce type de sol est toxique car il affecte l'activité des bactéries nitrifiantes (**Adéchina, 2017**). De plus, il inhibe la croissance des plantes et est moins fertile pour les cultures (**Adéchina, 2017**). On y observe un ralentissement considérable de la minéralisation de la matière organique (**Ndoum, 2010**). Dans les sols acides, les phénomènes de toxicité aluminique, principal facteur limitant la croissance des cultures sont fréquents (**Ndoum, 2010**). Par ailleurs, les sols très acides facilitent l'invasion des espèces végétales exotiques envahissantes (**Herr et al., 2007, Chen et al., 2009, Wang et al., 2015**). En établissant une relation entre le pHeau et la matière organique, il ressort que, l'acidité élevée dans les sols sous cocoteraies envahies aura un impact négatif sur la matière organique. La matière organique joue un rôle fondamental pour le maintien de sols (**Lefèvre, 2015 ; Adéchina, 2017**). En se décomposant, elle libère plusieurs éléments nutritifs nécessaires à la croissance de la plante que sont l'azote, le phosphore, le potassium, le magnésium, le calcium, le bore, le molybdène, le cuivre et le zinc (**Lefèvre, 2015 ; Adéchina, 2017**). Ainsi, l'acidité du sol peut affecter l'activité des bactéries nitrifiantes qui sont les plus sensibles au pH du sol au cours des processus de la décomposition des résidus organiques (**Adéchina, 2017**). Ce qui entrainera une baisse de la teneur de l'azote (**Adéchina, 2017**) sous cocoteraies envahies. Ce constat d'**Adéchina (2017)** est en contraction avec les résultats de cette étude où malgré l'acidité des sols, l'on a constaté une augmentation de l'azote dans les sols sous cocoteraies lors de l'invasion de *L. camara*.

Les mêmes observations ont été faites par **Jama et al. (2000)** et **Osunkoya et Perrett (2011)** qui soulignent l'augmentation de l'azote dans les milieux envahis par *L. camara*. L'azote est donc un nutriment du sol essentiel pour la plante. En effet, il assure la croissance végétative des plantes et joue un rôle déterminant à la fois sur le rendement et la qualité des productions végétales (**F.A.O., 2003**). Dans le cas des cocotiers, l'azote assure la croissance végétative, l'augmentation du nombre et de la longueur de ses feuilles, favorisant ainsi leur reverdissement (**Ouvrier, 1984a**). De même, il joue un rôle important dans la production du cocotier (**Ollagnier et Wahyuni, 1984**). Des études ont montré que *L. camara* dispose de plusieurs voies pour une disponibilité accrue d'azote dont elle a besoin pour exprimer son caractère invasif au détriment des plantes indigènes. La première voie est la décomposition de la litière constituée principalement de ses feuilles riches en azote (2,8 p.c. d'azote) présentes sous sa canopée (**Wang et al., 2015**). Cependant, comme l'ont souligné **Pysek et al. (2004)** ; **Wang et al. (2015)**, les feuilles qui constituent la litière présentent un effet allélopathique dû à la présence d'acides phénoliques, de flavonoïdes, de terpènes et de terpénoïdes. De ce fait, la litière produite est de mauvaise qualité, ce qui se répercute sur la qualité de l'azote. Allant dans le même sens, une étude de l'impact de *L. camara* sur les plantes indigènes a montré que ces composés allélopathiques inhibent la croissance des plantes voisines et diminuent leur biomasse (**Pysek et al., 2004**). Ce qui amène **Rawat et al. (1994)** et **Laungani et Knops (2009)** à conclure que l'augmentation de l'azote dans les milieux envahis par *L. camara* n'est pas profitable aux cultures et aux autres plantes. La deuxième voie est la retranslocation qui est un mécanisme est à travers lequel la quantité d'un élément qui est épuisé par la plante est immédiatement fourni à partir de la sénescence des feuilles (**Shi et al., 2016**). En clair, *L. camara* fournit immédiatement l'azote épuisé à partir de la sénescence des feuilles, ce qui permet une disponibilité continue de l'azote dans le sol. Il s'agit d'une stratégie qui permet de conserver les nutriments, ce qui finit par impacter négativement la capacité concurrence, l'absorption et la productivité des nutriments des plantes voisines (**Salehi et al., 2013**). C'est pourquoi **Salifu et Timmer (2001)** ; **Uddling et al. (2006)** ont conclu que ce mécanisme permet d'améliorer la croissance des plantes invasives ainsi que leurs compétitivités pour les nutriments et permet leurs pérennisations dans le milieu où elles se sont installées. Il est admis qu'en moyenne, 99 p.c. de l'azote dans l'écosystème terrestre est organiquement lié (**Rosswall, 1976** ; **Raghubanshi, 1992**). La teneur du carbone organique dans le sol informe sur le niveau de fertilité du sol (**Lal, 2004**). L'analyse de la teneur du carbone organique a montré qu'elle augmente dans les sols sous cocoteraies envahies par *L. camara*. Dans la même veine, des recherches antérieures, notamment celles de **Sharma et al. (1995)** et

Osunkoya et Perrett (2011) ont aussi relevé une augmentation du carbone organique dans les milieux envahis par *L. camara*. Cette augmentation s'explique par le fait que la décomposition de la litière des plantes envahissantes s'accompagne de la libération de nutriments et de la formation de la matière organique qui contient 50 p.c. de carbone organique (**Sharma et al., 1995 ; Sharma et Raghubanshi, 2006, 2009 ; Osunkoya et Perrett, 2011 ; Wang et al., 2015**). Quoi qu'il en soit, ce processus est valable pour *L. camara* qui utilise le carbone organique pour mieux exprimer son caractère invasif (**Ruwanza et Shackleton, 2016**). Par ailleurs, la teneur en carbone du sol est fortement liée à la teneur en azote du sol (**Rosswall, 1976 ; Raghubanshi, 1992**). En effet, la teneur en azote du sol s'interprète essentiellement avec la teneur en carbone au travers du rapport C/N (**Bouvier, 2012**). Le rapport C/N renseigne sur la dynamique de décomposition de la matière organique du sol (**Bouvier, 2012**). Il est admis que pour $C/N > 12$: la matière organique a des difficultés à se décomposer voire s'accumule et pour $C/N < 10$: la décomposition est rapide et le stock en matière organique diminue (**Bouvier, 2012**). Les résultats de cette étude ont montré que le rapport C/N, a été plus élevé sous cocoteraies non envahies (15) que sous cocoteraies envahies (3.57). Cela traduit une décomposition rapide des litières et de bonne possibilité d'alimentation en azote dans les sols sous cocoteraies envahies. Alternativement, ce processus de décomposition, permet la libération d'élément minéral tel que le potassium, qui devient disponible pour les plantes (**Lefèvre, 2015**). Le potassium par sa présence dans les suc vacuolaires, augmente la pression osmotique, ce qui permet un bon fonctionnement des stomates et donc un bon contrôle de la transpiration (**N'doum, 2010**). Il intervient également dans la synthèse des protéines et accroît la résistance des végétaux contre les maladies cryptogamiques (**N'doum, 2010**). C'est l'un des éléments qui assurent la croissance végétative des cocoteraies, l'augmentation du nombre et de la longueur des feuilles présentes sur l'arbre, favorisant, ainsi, leur reverdissement (**Ouvrier, 1984a**). Les résultats de cette étude ont révélé que la concentration du potassium diminue dans les sols sous cocoteraies envahies par *L. camara*. Cela est compatible avec les études antérieures de **Simba et al. (2013)** qui ont rapporté une diminution du potassium à l'issue des études traitant de l'impact de *L. camara* sur les propriétés physiques et chimiques du sol au Kenya. Plusieurs raisons pourraient expliquer cette diminution. D'abord la phénologie de l'espèce (**Thomas et Ellison, 2000 ; Sharma et al., 2005**). En effet, la floraison et la fructification (12 000 fruits chaque année qui contiennent 1 à 2 graines) qui s'étend sur toute l'année nécessitent une consommation importante du potassium. Ensuite, suivant **N'doum (2010)**, l'espèce pourrait utiliser le potassium pour accroître sa résistance lors de la compétition afin de supplanter les

espèces natives. Enfin, l'espèce consomme le potassium pour maintenir la turgescence de sa surface foliaire, de sa tige et ses racines (UNIFA, 2020). Toutes ses raisons suggèrent que la diminution du potassium dans les sols sous cocoteraies envahies est due au fait que *L. camara* consomment énormément de potassium. Au nombre des éléments minéraux des sols sous cocoteraies impactés par l'invasion de *L. camara*, figure le sodium. Le sodium fournit une indication sur la salinité du sol (Saidi *et al.*, 2004). Selon Diakhaté (1986) et Diallo *et al.* (2015), un fort taux de sodium dans le sol indique une forte salinité de ces sols tandis qu'un faible taux de sodium dans le sol indique une faible salinité de ces sols. Une diminution du sodium a été observée dans les sols sous cocoteraies envahies. Ce résultat est en accord avec l'étude d'Osunkoya et Perrett (2011), qui ont aussi signalé une baisse de la concentration de sodium dans les milieux envahis par *L. camara*. Cette diminution amène à conclure que les sols sous cocoteraies envahies ont une faible salinité. L'on pourrait penser qu'il s'agit d'une capacité adaptative de *Lantana camara* pour se maintenir et proliférer dans son milieu. En effet, Negi *et al.* (2019) rapportent que l'espèce ne supporte pas les sols très salins. Il est donc possible que lors de son implantation dans les cocoteraies, *L. camara* aurait développé un mécanisme pour réduire la salinité du sol, lui offrant ainsi des conditions idéales pour se maintenir et proliférer. Cette hypothèse est en accord avec celle de Marvier *et al.* (2004) ; Snyder et Evans (2006), qui stipule que l'envahisseur est capable d'adapter son mode d'acquisition des ressources et de modifier sa phénologie pour bénéficier d'un avantage compétitive sur les espèces natives. Cette situation de désalinisation de sol peut à la longue être préjudiciable pour le développement des cocoteraies qui sont des halophytes et donc adapté aux sols ayant un taux élevé de sodium donc de fortes salinités (de Taffin et Quencez, 1980 ; Van der Vossen et Chipungahelo, 2007 ; CABI, 2020). La forte salinité des sols sous cocoteraies non envahies est en accord avec les résultats précédents de cette étude qui ont indiqué une plus grande valeur du pHeau sous cocoteraies non envahies. En effet, comme l'ont indiqué LANO (2021) et UNIFA (2021), la forte salinité des sols entraîne une élévation significative du pH du sol. Cette forte salinité est due au fait que la zone d'étude se situe au niveau de la zone littorale. En effet, selon Diakhaté (1986) et Diallo *et al.* (2015), l'irrigation avec les eaux salées des nappes souterraines et les apports des embruns marins au niveau du littoral entraînent la salinisation des sols.

Il existe une corrélation entre la flore et les éléments minéraux des sols sous cocoteraies. Cela est conforme aux travaux de Clegg (1999) et Chatanga (2007) qui ont démontré que la diversité floristique d'un biotope est liée aux propriétés du sol. Selon ces

mêmes auteurs, la relation est telle que la plupart des changements observés dans la composition d'une communauté végétale reflètent la disponibilité des éléments minéraux du sol. Cette disponibilité peut être altérée par l'introduction d'une espèce végétale exotique envahissante qui cause des changements au niveau des propriétés du sol (**Herrera et Dudley, 2003**). Ces changements sont dus aux impacts négatifs de cette espèce végétale exotique envahissante sur l'activité des bactéries dénitrifiantes et à la mauvaise qualité de la litière des sites envahis (**Herrera et Dudley, 2003**). Les résultats ont montré que la diversité floristique et la concentration en éléments chimiques du sol sont plus faibles dans les cocoteraies envahies que dans les cocoteraies non envahies. Ce résultat est en accord avec les études de **Sharma et Raghubanshi (2011)** et **Nhokovedzo (2013)** qui ont signalé une réduction de la diversité floristique et de la concentration en éléments chimiques dans les milieux envahis par *L. camara*. La différence s'explique par la capacité de *L. camara* à modifier le micro-environnement lors de son invasion en libérant à partir de ses racines, des exsudats allélochimiques qui altèrent la physiologie des espèces indigènes, la structure de la communauté végétale, la litière, la dynamique des nutriments de l'écosystème et la disponibilité des éléments minéraux du sol (**Rice, 1992 ; Dukes et Mooney, 2004 ; Sharma et Raghubanshi, 2010**). Ainsi, l'allélopathie peut être un moyen chimique de compétition où la nature fondamentale des substrats est modifiée, ce qui affecte l'absorption des éléments minéraux du sol par les plantes indigènes et donc leur croissance (**Rice, 1992 ; Dukes et Mooney, 2004 ; Simba et al., 2013**). Plusieurs auteurs comme **Callaway et Aschehoug (2000) ; Hierro et Callaway (2003)** ont fait remarquer que les interactions allélopathiques constituent de nouvelles armes pour les espèces invasives nouvellement apparues dans des communautés végétales. Cela rime avec l'hypothèse des nouvelles armes (Novel weapons hypothesis) selon laquelle certaines plantes peuvent produire et libérer des substances biochimiques ayant un effet négatif sur les plantes voisines en inhibant leur développement (croissance, germination). Par ailleurs, au fur et à mesure que la densité *L. camara* augmente, les interactions allélopathiques augmentent et, par conséquent, la richesse des espèces indigènes et des éléments minéraux du sol diminue drastiquement (**Day et al., 2003**). De fait, cela devient un problème majeur dans les écosystèmes au point où une fois établie, *L. camara* forme des fourrés denses et impénétrables qui surpassent les espèces indigènes et empêche la régénération de ces dernières. Elle constitue donc une menace pour la sauvegarde durable de nos écosystèmes (**Qin et al., 2016**). A côté de cette modification du tandem flore et éléments minéraux du sol, des spécificités ont été observées au cours de l'évolution de la flore des cocoteraies suite à l'invasion de *L. camara*. Ces spécificités se traduisent par la résilience, la

disparition ou l'apparition des espèces végétales. Les espèces présentes à la fois dans les cocoteraies non envahies et envahies ont été considérées comme les espèces résilientes à l'invasion de *L. camara*. Ce sont pour la plupart des espèces très complétives. A l'exemple d'*Acacia mangium*, une légumineuse qui réduit l'enherbement (**Allou et al., 2001 ; Djaha et al., 2009**). *A. mangium* a été introduit dans les cocoteraies du Sud-Est de la Côte d'Ivoire depuis 1986 pour améliorer l'azote et la matière organique du sol. Cette espèce, envahissante dans d'autres pays (**Koutika et Richardson, 2019**), n'est pas envahissante en Côte d'Ivoire. Les espèces présentes dans les cocoteraies non envahies et absentes dans les cocoteraies envahies ont été considérées comme les espèces disparues au cours de l'invasion de *L. camara*. Cela peut être lié à leur faible compétitivité et à l'ombrage créé par les touffes de *L. camara*. En effet, l'ombrage créé par le feuillage étalé de *L. camara* contribue à l'élimination des espèces herbacées et autres espèces héliophiles de la flore (**Mwoleka, 2019**). Les espèces absentes dans les cocoteraies non envahies et présentes dans les cocoteraies envahies ont été considérées comme les espèces apparues au cours de l'invasion de *L. camara*. Plusieurs interprétations peuvent être faites pour expliquer cette situation. La première, est que la présence d'une espèce exotique envahissante favoriserait l'implantation de nouvelles espèces envahissantes dans la zone (**Ricciardi et Maclsaac, 2000**). La présence d'*Imperata cylindrica* qui figure sur la liste des "100 espèces exotiques envahissantes parmi les plus néfastes au monde" définie par **Lowe et al. (2000)** et le Programme Mondial sur les Espèces Envahissantes (Global Invasive Species Programme - GISP) confirme l'hypothèse. La deuxième, stipule qu'une espèce végétale exotique envahissante peut être l'hôte des plantes parasites (**Maxwell et al., 2016**). La présence de *Tapinanthus bangwensis*, un hémiparasite qui se fixe sur la tige des plantes ligneuses (**Koffi et al., 2014**) confirme cette hypothèse. La troisième, est que certaines espèces apparaissent spontanément dans un environnement en régénération après des perturbations répétées (**Gnahoua et al., 2003**). Au regard de tout ce qui précède, **Taylor et Kumar (2013)** indique que la connaissance des zones de prolifération de l'espèce dans les pays va permettre d'engager des mesures pour une gestion durable des services écosystémiques.

CHAPITRE XIII : Distribution actuelle et future de *Lantana camara* en Côte d'Ivoire

Les modèles de distribution des espèces sont largement utilisés pour déterminer leurs habitats sur de grandes échelles spatiales et produire des cartes utiles pour identifier les zones prioritaires d'efforts de protection (Schwartz, 2012). Selon Guisan et Thuiller (2005), les modèles sont des représentations simplifiées de la réalité, construits à partir d'un nombre restreint de paramètres du système réel, jugés pertinents pour répondre à une problématique donnée. En effet, Lahoz-Monfort *et al.* (2010) soulignent que l'un des modèles qui s'est avéré efficace en remplissant toutes les caractéristiques adéquates est le modèle MaxEnt, employé de plus en plus par de nombreux auteurs pour les études de distribution géographique actuelle et future des espèces envahissantes. D'autres auteurs ont également montré que ce modèle génère des résultats significatifs dans la distribution des espèces en Côte d'Ivoire (Gnagbo *et al.*, 2015 ; Asseh *et al.*, 2019 ; Akaffou *et al.*, 2020). La petite taille de notre échantillonnage a guidé le choix de la présente étude vers le modèle MaxEnt car les travaux de Phillips *et al.* (2006) ont démontré que ce modèle est performant avec de petits échantillons. Les meilleures valeurs de l'AUC enregistrées dans l'étude sont analogues à celles obtenues par les travaux de Saurabh *et al.* (2019) et Akaffou *et al.* (2020) en Inde et en Côte d'Ivoire, indiquant une excellente qualité prédictive des modèles générées par MaxEnt. Des auteurs comme Saliou *et al.* (2014), Kumar et Stohlgren (2009) et Moukrim *et al.* (2018) recommandent l'utilisation des variables bioclimatiques dans l'exécution des modèles pour évaluer la distribution potentielle d'une espèce envahissante sur un territoire donné. En effet, les travaux de Djotan *et al.* (2018) ont particulièrement mentionné la pluviométrie et la température comme deux variables bioclimatiques qui jouent un rôle important dans la distribution géographique des espèces invasives. D'après Guisan et Zimmermann (2000), la température et les précipitations sont des paramètres directs qui affectent le plus la distribution des espèces lorsque la modélisation concerne un large territoire. Ces observations sont en accord avec les résultats de l'étude qui ont démontré que la température et les précipitations sont les deux facteurs déterminants dans la modélisation de la distribution de *L. camara* à l'échelle de la Côte d'Ivoire. De même, Priyanka et Joshi (2013) ; Taylor et Kumar (2014) et de Mungi *et al.* (2018) ont démontré que la température et les précipitations représentent des variables bioclimatiques qui contribuent majoritairement à l'exécution de modèles mettant en évidence la distribution spatiale de *L. camara*. Day *et al.* (2003) et CABI (2020) ont aussi fait remarquer que les descripteurs climatiques liés à la pluviométrie et à la température jouent un rôle efficient dans la délimitation de l'aire géographique de *L. camara*.

Dans cette étude, les probabilités de présence actuelle de *L. camara* sont plus élevées dans les zones de faibles températures et de fortes précipitations. Ces résultats sont similaires aux travaux de **Day et al. (2003)** réalisés en Australie qui ont montré que *L. camara* est une espèce qui préfère les faibles températures et les fortes précipitations. Les résultats ont montré que dans les conditions climatiques actuelles, l'espèce occupe environ 20 p.c. de la superficie totale du territoire ivoirien et est plus présente le long de la zone littorale. Ces zones de prolifération, sont sous l'influence d'un climat de type subéquatorial, caractérisé par des températures de faibles amplitudes, une forte humidité et des précipitations abondantes (**Avenard et al., 1971 ; Brou et al., 2005 ; Missa et al., 2015**). En effet, ces conditions climatiques associées à la pénétration de la lumière sont à l'origine de la prolifération de *L. camara* dans de nombreuses plantations du littoral ivoirien. **McGranahan et al. (2007)** ont fait remarquer que le littoral de façon générale, est l'une des zones les plus exposées aux invasions biologiques dans le monde. Selon ces auteurs, le grand nombre d'activités exercées sur la côte (urbanisation, circulation de personnes et de marchandises, etc.) s'accompagnent d'une importante arrivée de propagules d'espèces exotiques, introduites de manière accidentelle ou à des fins ornementales, alimentaires, etc. Les résultats ont montré que l'année 2050 sera marquée par une augmentation des températures et une baisse des précipitations. Ce résultat est conforme à celui de **Riahi et al. (2007)** qui indiquent que le climat du futur sera marqué par une augmentation sans fin des gaz à effet de serre, contribuant ainsi davantage au réchauffement de la terre. Aussi, à l'horizon 2050, le **GIEC (2007)** indique la hausse de température et la baisse du niveau des précipitations en Afrique, particulièrement en Côte d'Ivoire (**Goula et al., 2006 ; Oga et al., 2016**). Les résultats l'étude ont aussi montré que *L. camara* davantage s'adaptera à ce changement climatique pour conquérir de nouveaux territoires en Côte d'Ivoire. Cette affirmation corrobore les résultats de **Zhang et al. (2014)** qui rapportent que des températures élevées résultant du changement climatique facilitent l'invasion de *L. camara* dans de nouvelles zones. Ces observations sont également en accord avec les prédictions de **McClean et al. (2005)** qui stipulent que les aires favorables des espèces envahissantes sont en perpétuelle mutation en raison des changements climatiques. Par ailleurs, les observations de la présente étude ont montré que *L. camara* constitue une menace actuelle et future pour les Parcs Nationaux et Réserves Naturelles de Côte d'Ivoire. L'**UICN/PACO (2013)** dans une étude dans le sanctuaire de la faune sauvage de Bomfobiri et du Parc National de Kakum au Ghana a fait les mêmes observations. D'après cette institution, *L. camara* constitue une réelle menace pour la diversité biologique de ces aires protégées. En effet, plusieurs études ont montré que les zones rudérales constituent des points de départ

pour l'envahissement des écosystèmes naturels par les plantes invasives (**Tyser et Worley, 1992 ; Tiébré et al., 2008**). Ainsi comme *L. camara* est une espèce qui se propage dans les zones rudérales (la lisière des forêts, le long des routes, les voies ferrées, des canaux etc...), à la suite des pressions anthropiques exercées sur les aires protégées, l'espèce pourrait occuper les niches vacantes pour ensuite se propager. Il ressort de l'étude, un taux de changement positif non négligeable à l'horizon 2050 de la zone prédisposée à l'invasion de cette espèce. D'après **Toyi et al. (2013)**, le taux de changement de l'aire de distribution des espèces permet d'évaluer les changements opérés dans le temps dans une période définie. Le Sud de la Côte d'Ivoire, identifié comme une zone vulnérable à l'invasion de *L. camara*, a enregistré un gain d'habitats de plus 18 p.c. ayant de fortes probabilités de présence de cette espèce dans les 50 années à venir. L'explication donnée par **Qin et al. (2016)** est que la tolérance physiologique à la température et aux précipitations de cette espèce accroît la disponibilité d'habitats favorables à sa prolifération. En outre, l'accroissement non négligeable du taux de changement de la zone favorable ne s'explique pas uniquement pour des raisons climatiques, mais pourrait être le fait du littoral où a lieu l'essentiel des échanges commerciaux internationaux du pays par le biais de l'Océan atlantique. Au vue de tout ce qui précède, l'on peut conclure que la modélisation des niches écologiques a souvent été citée comme un puissant outil pour cartographier la distribution actuelle et future des espèces et prédire l'impact des changements climatiques sur leur distribution (**Van Zonneveld et al., 2009**). Cependant, ces modèles ont aussi été très critiqués compte tenu de leurs faiblesses quant à prédire l'impact des changements climatiques sur la répartition géographique des espèces (**Schwartz, 2012**). Contrairement à ces derniers, le modèle MaxEnt a permis d'estimer la distribution actuelle, l'impact du changement climatique sur la distribution future de l'espèce modèle et de montrer l'importance de chaque variable intégrée dans le modèle pour expliquer sa distribution. Cela concorde avec les études de **Lahoz-Monfort et al. (2010)** selon lesquelles, le logiciel MaxEnt est l'un des modèles efficace pour les études de distribution géographique actuelle et futures des espèces envahissantes en relation avec le changement climatique.

A decorative border resembling a scroll, with a vertical strip on the left and a horizontal strip at the top, both with rounded ends and a small circular detail at the top-left and top-right corners.

**CONCLUSIONS,
PERSPECTIVES ET
RECOMMANDATIONS**

Conclusion

La présente étude a permis d'analyser la perception, l'impact d'une plante exotique envahissante, *L. camara* sur la flore et la composition physico-chimique du sol des cocoteraies et d'identifier les zones d'invasions potentielles actuelle et future de cette espèce en Côte d'Ivoire. Elle s'inscrit dans le cadre d'une meilleure connaissance de *L. camara* en vue d'élaborer des stratégies de lutte efficaces.

Sur le volet de la perception, les populations enquêtées ont un bon niveau de connaissance sur les Espèces Exotiques Envahissantes (EEE). Cinq espèces ont été les plus citées : *C. odorata* ; *B. vulgaris* ; *P. stratiotes* ; *E. crassipes* ; et *C. peltata*. La majorité de la population considère *L. camara* comme une mauvaise herbe. Les avis sont partagés quant à la lutte contre cette espèce. Les personnes qui en font usage semblent s'opposer à un programme de lutte tandis que celles qui ne l'utilisent pas sont favorables à son éradication. L'hypothèse de départ selon laquelle les populations riveraines ont une bonne connaissance de *L. camara* et de la problématique des Espèces Exotiques Envahissantes est donc vérifiée.

S'agissant de l'impact sur la flore et le sol, il a été recensé 120 plantes, réparties en 101 genres et 41 familles. *L. camara* est très fréquente dans les cocoteraies et agressive pour les espèces indigènes. Les strates des cocoteraies envahies sont dominées par *L. camara* et sa présence entraîne la résilience, la disparition et l'apparition de certaines espèces. Cette prolifération entraîne une perte de diversité spécifique et un potentiel de nuisance très élevé. L'espèce a un impact négatif sur la diversité floristique des cocoteraies. Les sols sous cocoteraies envahies sont plus acides, pauvres en minéraux et floristiquement moins diversifiés. En revanche, les sols sous cocoteraies non envahies sont riches en éléments minéraux et présentent une plus grande diversité floristique. Les minéraux indexés sont l'azote total, le potassium assimilable, le carbone organique, le rapport C/N, et le sodium assimilable. On note une diminution du pHeau, du potassium assimilable, du rapport C/N et du sodium assimilable puis une augmentation de l'azote total et du carbone organique dans les milieux envahis à l'opposé des milieux non envahis. Cela indique que *L. camara* modifie les propriétés chimiques du sol. Ainsi, l'hypothèse de départ selon laquelle *L. camara* diminue la diversité floristique et a un impact sur les propriétés physiques et chimiques du sol est donc vérifiée.

Enfin pour la modélisation de la distribution spatiale, la température et la précipitation sont les variables qui déterminent la distribution actuelle et future (2050) de *L. camara*.

Actuellement 20 p.c. du territoire national sont prédisposés à la prolifération de *L. camara* qui a une préférence pour les milieux de faibles températures et de fortes précipitations. Il y a de fortes probabilités de présences de l'espèce le long de la zone littorale marquée par la présence de nombreuses cocoteraies. Dans le futur (Horizon 2050), l'espèce sera résiliente face aux variations climatiques marquées par de fortes températures et de faibles précipitations. En effet, son aire de répartition passera de 20 p.c. à 24 p.c., soit un accroissement du taux de changement de + 18,6 p.c.. En plus de conserver les habitats actuels, l'espèce progressera vers le Centre, l'Est et le Nord du pays. Les aires protégées comme les parcs nationaux d'Azagny, du Banco et la Réserve Naturelles des Iles Ehotilés présentent de fortes probabilités de présence de l'espèce sous les climats actuelles et futures (Horizon 2050). L'hypothèse de départ selon laquelle dans le futur plusieurs zones géographiques seront vulnérables à l'invasion de *L. camara* est donc vérifiée.

Perspectives

La problématique de l'invasion biologique, traitée avec des approches sociales, floristiques, pédologiques, cartographiques et climatiques, ont permis de mieux appréhender l'invasion de l'espèce *L. camara*. Pour l'élaboration d'une stratégie durable de gestion des plantes exotiques envahissantes en général et de *L. camara* en particulier, il serait pertinent de mener des investigations futures. En effet :

(1) il existe une relation entre la flore et le sol des milieux envahis par *L. camara*. L'analyse de la litière permettrait de mieux comprendre le rôle de l'espèce dans la modification des paramètres physico-chimiques.

(2) des espèces sont résilientes lors de l'invasion de *L. camara*. Il serait important d'approfondir l'étude sur la résilience des espèces végétales à l'invasion de *L. camara* ;

(3) une augmentation des aires favorables à la prolifération de *L. camara* a été observée. Il serait nécessaire de poursuivre les études dans les zones identifiées comme susceptibles d'être menacées par l'invasion de l'espèce et de modéliser la niche écologique de l'espèce. Cela peut aider à la prise de décisions et à la gestion de l'espèce.

(4) enfin, l'approche de gestion de l'espèce dans les zones révélées comme propices à son invasion doit prendre en compte la recherche de plusieurs plantes de substitution qui permettront de réduire l'impact de cette espèce exotique sur la biodiversité. Une plante de substitution est une plante qui ressemble morphologiquement à la plante exotique envahissante, qui croît à peu près dans les mêmes conditions écologiques et que l'on peut

utiliser pour les mêmes fins. Elle est indigène, parfois protégée et non envahissante. Il s'agira de réaliser des germinations comparées de *L. camara* L. (Verbenaceae) et *Lippia multiflora* Moldenke (Verbenaceae).

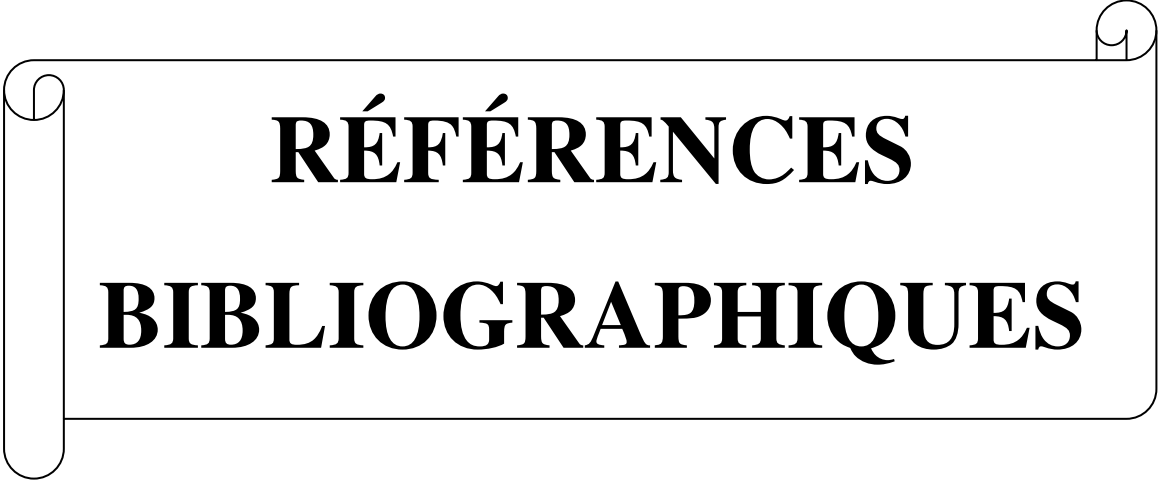
Recommandations

Cette étude a montré que *L. camara* a un impact négatif sur la diversité floristique et la disponibilité des éléments minéraux du sol et qu'elle étendra son aire de prolifération. Il est donc nécessaire d'agir immédiatement pour gérer sa propagation. Ainsi, les recommandations formulées ci-dessous vont à l'endroit des autorités universitaires, de l'Etat, des gestionnaires des cocoteraies du Centre National de Recherche Agronomique, de l'Office Ivoirien des Parcs et Réserves (OIPR) et des organisations de la société civile en charge de la protection des services écosystémiques :

(1) à l'endroit de l'Etat et des autorités universitaires : renforcer les connaissances sur la problématique des invasions biologiques et leur gestion durable en mobilisant toutes les disciplines scientifiques étant donné que cette thématique prend en compte l'aspect écologique, économique et social.

(2) aux gestionnaires des cocoteraies du Centre National de Recherche Agronomique : renforcer les capacités des gestionnaires des cocoteraies industrielles et villageoises en termes de gestion des Espèces Exotiques Envahissantes et les associer aux campagnes de lutte.

(3) à l'endroit de l'Office Ivoirien des Parcs et Réserves (OIPR), des organisations de la société civile en charge de la protection des services écosystémiques et des chercheurs du Centre National de Recherche Agronomique : renforcer les capacités des agents sur l'identification des zones vulnérables aux invasions biologiques dans les aires protégées et milieux cultivés par l'utilisation de l'environnement MaxEnt.

A decorative border resembling a scroll, with a vertical strip on the left and a horizontal strip at the top, both ending in small circular curls.

RÉFÉRENCES
BIBLIOGRAPHIQUES

- Abbott R.J., 1992.** - Plant invasions, interspecific hybridization and the evolution of new plant taxa. *Trends in ecology & evolution*, **7** (12) : 401-405.
- Abé J., 2005.** - Contribution à la connaissance de la morphologie et de la dynamique sédimentaire du littoral ivoirien (cas du littoral d'Abidjan) essai de modélisation en vue d'une gestion rationnelle. Thèse de Doctorat d'État, Université de Cocody, Abidjan, 268 p.
- Abgrall C., 2019.** - Réponse de la flore, de la faune du sol et de leur substrat à l'introduction d'espèces exotiques envahissantes végétales, Thèse de Doctorat de l'Université de Rouen, France, 200 p.
- Abobi A.H.D., Angui T.K.P. & Kouadio Y.J., 2014.** - Influence de la fertilisation à base des coques de cacao sur les paramètres chimiques d'un ferralsol et sur la croissance du maïs (*Zea mays* L.) à Oumé, Côte d'Ivoire. *Journal of Applied Biosciences*, **82** : 7359-7371.
- Adechina O., 2017.** - Définition de la qualité des sols par les bio-indicateurs dans deux zones agroécologiques de la Côte d'Ivoire : cas des sols sous culture arachidière à Ahoué et à Ggbala. Thèse de Doctorat de l'Université Félix Houphouët Boigny Cocody, 171 p.
- Adhikari D., Barik S.K. & Upadhaya K., 2012.** - Habitat distribution modelling for reintroduction of *Ilex khasiana* Purk., a critically endangered tree species of northeastern India. *Ecological Engineering*, **40** : 37- 43.
- Adjakpa J.B., Yedomonhan H., Ahoton L.E., Weesie P.D. & Akpo L.E., 2013.** - Structure et diversité floristique des îlots de forêts riveraines communautaires de la Basse vallée de la Sô au Sud-Est du Bénin. *Journal of Applied Biosciences*, **65** : 4902-4911.
- Adjanohoun E., 1962.** - Étude phytosociologique des savanes de Basse Côte d'Ivoire (Savanes lagunaires), *Vegetatio*, **11** (1-2) : 1-38.
- Adou Yao C.Y., 2005.** - Pratiques paysannes et dynamique de la biodiversité dans la Forêt Classée de Monogaga (Côte d'Ivoire). Thèse de doctorat, Département Hommes Natures Sociétés, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, France, 233 p.
- Adou Yao C.Y., Bakayoko A., Akpatou K.B. & N'guessan K., 2011.** - Impacts de pressions anthropiques sur la flore et la structure de la végétation dans la forêt classée de Monogaga, Côte d'Ivoire. *Journal of Animal & Plant Sciences*, **12** (2) : 1560-1572.

- Agbede T.M., Adekiya O. & Ogeh J.S., 2014.** - Response of soil properties and yam yield to *Chromolaena odorata* (Asteraceae) and *Tithonia diversifolia* (Asteraceae) mulches. *Archives of Agronomy and Soil Science*, **60** (2) : 20924.
- Aïnouche M.L., Fortune P.M., Salmon A., Parisod C., Grandbastien M.A., Fukunaga K. & Misset M.T., 2009.** Hybridization, polyploidy and invasion: lessons from *Spartina* (Poaceae). *Biological invasions*, **11** (5) : 1159-1173.
- Akaffou S.V.E., Ouattara M., Roseline G.G.Z. & Marie-Solange T., 2019.** - Dynamique de Colonisation des Zones Rudérales d'un Massif Forestier Urbain par les Espèces Végétales Exotiques Envahissantes : Cas du Parc National du Banco (Côte d'Ivoire). *European Scientific Journal*, **21** (15) : 40-267
- Akaffou S.V.E., Abrou N.E.J. & Tiébré M.S., 2020.** - Current and future distribution of *Chromolaena odorata* (L.) RM King & H. Roxb (Compositae) and *Hopea odorata* Roxb (Dipterocarpaceae) in the Banco national park. *Journal Of Pharmacy And Biological Sciences (IOSR-JPBS)*, **15** (2) : 06-14.
- Aké-Assi L., 1962.** - Une composée nouvelle pour l'Afrique Occidentale. *Bulletin de l'IFAN*, **24** (1) : 168-170.
- Aké-Assi L., 1970.** - Deux espèces d'introduction récentes en basse Côte d'Ivoire. *Bulletin de l'IFAN*, **32** (4) : 989-995.
- Aké-Assi L., 1977.** - *Salvinia nymphellula* desv : Fléau en extension vers l'ouest de l'Afrique intertropicale. *Bulletin de l'IFAN*, **39** : 555-562.
- Aké-Assi L., 1980.** - *Cecropia peltata* Linné (Moracées): ses origines, introduction et expansion dans l'est de la Côte d'Ivoire. *Bulletin de l'IFAN*, **42** (1) : 23-32.
- Aké-Assi L., 1984.** - Flore de la Côte d'Ivoire. Étude descriptive et biogéographique avec quelques notes ethnobotaniques. Thèse de Doctorat d'Etat, Université d'Abidjan, Côte d'Ivoire, 1206 p.
- Aké-Assi L., 1998.** - Impact de l'exploitation forestière et du développement agricole sur la conservation de la biodiversité biologique en Côte d'Ivoire. *Le Flamboyant*, **46** : 20-21.
- Aké-Assi L., 2001.** - Flore de la Côte d'Ivoire 1, Catalogue, Systématique, Biogéographie et Ecologie. Genève, Suisse : Conservatoire et Jardin Botanique de Genève (Suisse), Boissieria, 57, 396 p.

- Aké-Assi L., 2002.** - Flore de la Côte d'Ivoire 2, catalogue, systématique, biogéographie et écologie. Genève, Suisse : Conservatoire et Jardin Botanique de Genève, *Boisseria*, **58** : 441.
- Aké-Assi E. & Ipou J., 2006.** - *Litsea glutinosa* (Lour.) C. B. Robinson (Lauraceae) : de son introduction en Côte d'Ivoire à la conquête de l'espace. *The Science of Nature*, **3** (2) : 113-220.
- Aké-Assi L., 2011.**- Abrégés de médecine et pharmacopée africaines : Quelques plantes employées traditionnellement dans la couverture des soins de santé primaire, 2ème édition, NEI-CEDA, Abidjan (Côte d'Ivoire), Vol 2, 155 p.
- Akin-Fajiye M. & Akomolafe G.F., 2021.** - Disturbance is an important predictor of the distribution of *Lantana camara* and *Chromolaena odorata* in Africa., 1-8.
- Akpagana K., Guelly K.A. & Gumedzoe Y.M., 1993.** - Une adventice en voie d'envahissement du Territoire togolais : *Eupatorium odoratum* L. [syn. *Chromolaena odorata* (L.) R.M. King & Robinson] (*Compositae*). *Acta Bot. Gallica*, **140** (5) : 535-543.
- Akpavi S., Banoïn M., Batawila K., Vodouhe R. & Akpagana K., 2007.** - Stratégies paysannes de conservation de quelques ressources phytogénétiques dans le Moyen-Mono au Togo. *Agron. Afr.*, **19** (3) : 337-349.
- Akpavi S., Assistant M., Kanda M., Assistante M., Odah K., Assistant M., Akpakpah K.E. & Kossi-Titrikou K., 2013a.** - Valeur socio-culturelle des plantes alimentaires : un facteur de préservation. *Eur. Sci. J.*, **9** (32) : 383-395.
- Alberini A. & Segerson K., 2002.** - Assessing voluntary programs to improve environmental quality. *Environmental and Resource Economics*, **22** (1-2) : 157-184.
- Alexandre D.Y., 1982.** - La dispersion de *Solanum verbascifolium* en Côte d'Ivoire : rôle des céphalophes. *Terre et vie*, **36** (2) : 293-295.
- Alignier A., 2011.**- Distribution des communautés végétales sous l'influence des lisières forestières dans des bois fragmentés. Thèse de Doctorat, Université Toulouse, France, 239 p.
- Allou K., Ake S., Ahoussou N., Ballo K., & Diabate E., 2001.** - Effet de la jachère sur l'expression de la fusariose vasculaire du palmier à huile. *Agronomie Africaine*, **13** (1): 21-33.

- Amagou V. & Brunin C., 1974.** - Le « Plan Cocotier » de Côte d'Ivoire. *Oléagineux*, **29** (7) : 359-364.
- Amevoin K., Sanbena B., Nuto Y., Gomina M., De Meyer M. & Glitho I., 2009.** - Les mouches des fruits (Diptera : Tephritidae) au Togo : inventaire, prévalence et dynamique des populations dans la zone urbaine de Lomé. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **3** (5) : 912-920.
- Andreu J., Vilà M. & Hulme P.E., 2009.** - An assessment of stakeholder perceptions and management of noxious alien plants in Spain. *Environmental Management*, **43** : 1244-1255.
- Anne G., 1945.** - Critères d'analyses chimiques du sol. *Annales Agronomiques*, **2** : 161-172.
- Anning A.K. & Yeboah-Gyan K., 2007.** - Diversity and distribution of invasive weeds in Ashanti Region, Ghana. *African Journal of Ecology*, **45** (3) : 355.
- Anonyme 1, 2002.** Les plantes comestibles : Le cocotier. CIRAD, GRET, Mémento de l'Agronome, Ministère des Affaires Etrangères, Paris : 893-905.
- Antunes N., 2016.** - Application d'algorithmes prédictifs à l'identification de niches écoculturelles des populations du passé : approche ethnoarchéologique. *Bulletin de la Société préhistorique française*, **113** (3) : 609-611.
- APG IV., 2016.** - An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants. *Botanical Journal of the Linnean Society*, **161** : 1-20.
- Aravind N.A., Rao D., Ganeshaiyah K.N., Shaanker R.U. & Poulsen J.G., 2010.** Impact of the invasive plant, *Lantana camara*, on bird assemblages at Malé Mahadeshwara Reserve Forest, South India. *Tropical Ecology*, **51** (2) : 325-338.
- Arbonnier M. 2002.** Arbres, arbustes et lianes des zones sèches d'Afrique de l'Ouest. Ed. ISBN CIRAD, Pont-sur-Yonne (France), 392, 574 p.
- Arora N.K., Tewari S. & Singh R., 2013.** - Multifaceted plant-associated microbes and their mechanisms diminish the concept of direct and indirect PGPRs. In Plant microbe symbiosis: Fundamentals and advances. Springer, New Delhi, pp. 411-449
- Assa R.R., Konan J.L., Nemlin J., Prades A., Agbo N. & Sie R., 2006.** - Diagnostic de la cocoteraie paysanne du littoral ivoirien. *Sciences et Nature*, **3** (2) : 113-120.

- Assa R., 2007.** - Diagnostic de la cocoteraie du littoral ivoirien. Étude physico-chimiques, microbiologiques et organoleptique de l'eau et de l'amande des fruits de quatre cultivars du cocotier (*Cocos nucifera* L.) selon les stades de maturité. Thèse de Doctorat, Université de Cocody, Côte d'Ivoire, 188 p.
- Asseh E.E., Ake-Assi E. & Koffi K.J. 2019.** Diversité biologique et influence des changements climatiques sur la distribution géographique de quelques espèces d'Acanthaceae en Côte d'Ivoire. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **13** (2) : 676-692.
- Atlan A. & Darrot C., 2012.** - Les invasions biologiques entre Écologie et Sciences Sociales: quelles spécificités pour l'Outre -Mer Français ? *Rev. Écol. (Terre Vie)*, **11** : 101-111.
- Atta S., Achard F. & Mohamedou S.O.M., 2010.** - Évolution récente de la population, de l'occupation des sols et de la diversité floristique sur un terroir agricole du Sud-Ouest du Niger. *Sciences & Nature*, **7** (2) : 119-129
- Avenard J.M., Eldin M., Girad G., Sircoulon J., Touchebeuf P., Guillaumet J.L, Adjanooum E. & Perraud A., 1971.** - Le milieu naturel de la Cote d'Ivoire. Mémoire ORSTOM, n°50, Paris France, 392 p.
- Baars J.R. & Heystek F., 2003.** - Geographical range and impact of five biocontrol agents established on *Lantana camara* in South Africa. *BioControl*, **48** (6) : 743-759.
- Bais H.P., Vepachedu R., Gilroy S., Callaway R.M. & Vivanco J.M., 2003.** - Allelopathy and exotic plant invasion: from molecules and genes to species interactions. *Science*, **301** (5638) : 1377-1380.
- Baize D. & Jabiol B., 1995.** - Guide pour la description des sols-INRA éditions, 375 p.
- Baker H.G., 1986.** - Patterns of plant invasion in North America. See Mooney & Drake 1986, pp. 44-57.
- Bangirinama F., Bigendako M.J. & Lejoly J., 2008.** - Écologie du paysage et diversité végétale de la zone environnant la forêt de Mpotsa (Burundi). *Revue de l'Université du Burundi-Série Sciences Exactes*, **23** : 71-89.
- Bangou M.J., 2014.** - Etude phytochimique et activités biologiques des tiges feuillées de *Lantana camara* L. et de *Lippia chevalieri* Moldenke : deux Verbenaceae du Burkina Faso, Thèse de l'Université de Ouagadougou, Ouagadougou, 199 p.

- Barbault R. & Atramentowicz M., 2010.** - Les invasions biologiques, une question de natures et de sociétés. Éditions Quae, 10 p.
- Barbier G., 1962.** - La dynamique du potassium dans le sol ; Potassium Symposium 1962, Intern Potash. Inst., Berne, Switzerland, 231-258.
- Bargain A. & Fabri M-C., 2016.** - Guide méthodologique de modélisation prédictive d'habitats profonds en Méditerranée. Rapport Convention Cadre Agence de l'Eau RM&C / Ifremer, Provence Azur Corse, 128 p.
- Barralis G., 1976.** - Méthode d'étude des groupements adventices des cultures annuelles ; application à la Côte d'Or. In 5. Colloque International sur l'Ecologie et la Biologie des Mauvaises Herbes. COLUMA.
- Barralis G., 1980.** - Longévité des communautés de mauvaises herbes des vignes de France et des rizières de Camargue. Thèse de Doctorat de l'Université de Montpellier, Montpellier, France, 179 p.
- Batten K.M., Scow K.M., Davies K.F. & Harrison S.P., 2006.** - Two invasive plants alter soil microbial community composition in serpentine grasslands. *Biological Invasions*, **8** (2) : 217-230.
- Beaumont L., Lesly H. & Pitman A., 2008.** - Why is the choice of future climate scenarios for species distribution modelling important? *Ecology Letters*, **11** : 1135-1146.
- Benaziza A., 1997.** - Appréciation de la nutrition minérale, de la vigueur et du rendement d'un verger d'abricotier cultivé dans la région de Theniet-El-Abed (W Batna)., Thèse Magistère, Institut d'Agronomie de Batna., 74 p.
- Bentchikou M., 1981.** - Recherche sur la nutrition minérale du vignoble d'appellation d'origine Garantie (V. A. O. G) de la région de Mascara., Thèse Magistère, Institut national Agronomique Hassan-Badi, Alger., 74 p.
- Bernardo-Silva J., Martins-Ferreira C., Maneyro R. & Freitas T.D., 2012.-** Identification of priority areas for conservation of two endangered parapatric species of red-bellied toads using ecological niche models and hotspot analysis. *Natureza & Conservação*, **10** (2) : 207-213.
- Bhagwat S.A., Breman E., Thekaekara T., Thornton T.F. & Willis K.J., 2012.** - A battle lost? Report on two centuries of invasion and management of *Lantana camara* L. in Australia, India and South Africa. *PLoS One*, **7** (3) : e32407

- Birmingham D.M., 2003.** - Local knowledge of soils: the case of contrast in Côte d'Ivoire. *Geoderma*, **111** (3-4) : 481-502.
- Bissou G., 2016.** - Tourisme et structuration de l'espace rural dans la région du Sud Comoé, Thèse unique de l'Université Félix Houphouët Boigny, Abidjan, 348 p.
- Blackburn T.M., Pyšek P., Bacher S., Carlton J.T., Duncan R.P., Jarošík V. & Richardson D.M., 2011.** A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in ecology & evolution*, **26** (7) : 333-339.
- Blackburn T.M., Lockwood J.L. & Cassey P., 2015.** - The influence of numbers on invasion success. *Molecular ecology*, **24** (9) : 1942-1953.
- Blanchet S., Loot G., Bernatchez L. & Dodson J.J., 2007.** - The disruption of dominance hierarchies by a non-native species: an individual-based analysis. *Oecologia*, **152** (3) : 569-581.
- Blondel J., 1979.** - Biogéographie et écologie. 4ème édition, Masson. 120 p.
- Blossey B. & Nötzold R., 1995.** - Evolution of increased competitive ability in invasive nonindigenous plants: a hypothesis. *Journal of Ecology*, **83** : 887-889.
- Boka O.M., Madder M., Achi Y.L., Kaboret Y.Y. & Berkvens D., 2014.** - Modélisation du remplacement de *Rhipicephalus* (Boophilus) decoloratus par *Rhipicephalus* (Boophilus) microplus, une tique émergente en Côte d'Ivoire. *European Scientific Journal*, **10** (30) : 120-132.
- Bongoua D.A.J., 2009.** - Implication des communautés bactériennes ferri-réductrices et des paramètres environnementaux dans le fonctionnement et la qualité des sols de rizières (Thaïlande et Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Université Henri Poincaré, Nancy 1, France, 230 p.
- Bony K.Y., Konan K.F., Edia O.E., N'GC K., Diomande D. & Ouattara A., 2013.** - Anatomie et stratégies de reproduction de *Indoplanorbis exustus* (Deshayes, 1834), un mollusque invasif d'eau douce en Côte d'Ivoire (Afrique de l'Ouest). *Journal of Applied Biosciences*, **71** (1) : 5763-5772.
- Born W., Rauschmayer F. & Bräuer I., 2005.** - Economic evaluation of biological invasions-a survey. *Ecological Economics*, **55** (3) : 321-336.

- Boulet R., Chauvel A., Humbel F.X. & Lucas Y., 1982.** - Analyse structurale et cartographie en pédologie. Prise en compte de l'organisation bidimensionnelle de la couverture pédologie : les études de toposéquences et leurs principaux apports à la connaissance des sols. Cah. ORSTOM, *Sér. Pédol.*, **19** (4) : 309-321.
- Bourdeix R., Konan J.L. & N'cho Y.P., 2005.** - Cocotier : Guide des variétés traditionnelles et améliorées. Edition diversiflora, France, 104 p.
- Bourdeix R., 2018.** - Germplasm and incentives for boosting coconut production : case studies from the Pacific region and some other countries. *CORD*, **34** (1) : 14-14.
- Bourennane H., Dere C., Lamy I., Cornu S., Baize D., van Oort F. & King D., 2006.** - Enhancing spatial estimates of metal pollutants in raw wastewater irrigated fields using a topsoil organic carbon map predicted from aerial photography. *Science of the Total Environment*, **361** (1-3) : 229-248.
- Bouvier E., 2012.** - Adapter les Apports Organiques au sol. Maison des Agriculteurs. Matières Organiques fiche N°3. 8p.
- Bradley B.A. & Wilcove D.S., 2009.** - When invasive plants disappear: transformative restoration possibilities in the western United States resulting from climate change. *Restoration Ecology*, **17** (5) : 715-721.
- Bradley B.A., 2013.** - Distribution patterns of safe invasive plants estimate potential impact. *Biological invasions*, **15** (7) : 1417-1429.
- Bradley B.A., 2014.** - Remote detection of invasive plants: a review of spectral, textural and phenological approaches. *Biological invasions*, **16** (7) : 1411-1425.
- Bremner J.M. & Mulvaney C.S., 1982.** - Methods of soils analysis. Part 2 2nd ed. Agron Monogr.9.ASA and SSSA, 365 Madison WI p595-624 Hall. New Jersey, 539 p.
- Bremner A. & Park K., 2007.** - Public attitudes to the management of invasive non-native species in Scotland. *Biological conservation*, **139** (3-4) : 306-314.
- Broomell S.B., Budescu D.V. & Por H.H., 2015.** - Personal experience with climate change predicts intentions to act. *Global Environmental Change*, **32** : 67-73.
- Brou Y.T, Akindès F. & Bigot S., 2005.** - La variabilité climatique en Côte d'Ivoire : entre perceptions sociales et réponses agricoles. *Cahiers Agricultures*, **14** (6) : 533-540.

- Brown J.H., 1984.** - On the relationship between abundance and distribution of species. *The american naturalist*, **124** (2) : 255-279.
- Buermann W., Saatchi S., Smith T.B., Zutta B.R., Chaves J.A., Milá B. & Graham C.H., 2008.** - Predicting species distributions across the Amazonian and Andean regions using remote sensing data. *Journal of Biogeography*, **35** (7) : 1160-1176.
- Burgess N., Hales J., Underwood E., Dinerstein E., Olson D., Itoua I., Schipper J., Ricketts T. & Newman K., 2004.** - Terrestrial ecoregions of Africa and Madagascar: a conservation assessment. Island Press, Washington, Covelo, London, 500 p.
- Burke M.J. & Grime J.P., 1996.** - An experimental study of plant community invasibility. *Ecology*, **77** (3) : 776-790.
- CABI., 2019.** - Invasive Species Compendium. Wallingford, UK: CAB International. www.cabi.org/isc
- CABI., 2020.** - Invasive Species Compendium. CAB International, Wallingford, UK, <https://www.cabi.org/isc/datasheet/29771>
- Callaway R.M. & Aschehoug E.T., 2000.** - Invasive Plants Versus Their New and Old Neighbors: A Mechanism for Exotic Invasion. *Science*, **290** : 521-523.
- Callaway R.M. & Ridenour W.M., 2004.** - Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **2** (8) : 436-443.
- Callaway R.M., Cipollini D., Barto K., Thelen G.C., Hallett S.G., Prati D. & Klironomos J., 2008.** - Novel weapons: invasive plant suppresses fungal mutualists in America but not in its native Europe. *Ecology*, **89** (4) : 1043-1055.
- Carboni M., Münkemüller T., Lavergne S., Choler P., Borgy B., Violle C., Essl F., Roquet C., Munoz F., Consortium DivG. & Thuiller W., 2015.** - What it takes to invade grassland ecosystems: traits, introduction history and filtering processes. *Ecology Letters*, **19** : 219-229.
- Chabrerie O., Verheyen K., Saguez R. & Decocq G., 2008.** - Disentangling relationships between habitat conditions, disturbance history, plant diversity, and American black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) invasion in a European temperate forest. *Diversity and Distributions*, **14** (2) : 204-212.

- Chatanga P., 2007.** - Impact of the invasive alien plant species, *Lantana camara* (L.) on native vegetation in northern Gonarezhou National Park, Zimbabwe. Thèse de l'Université de Zimbabwe, Zimbabwe, 84 p.
- Chatelain C., Gautier L. & Spichiger R., 2001.** - Application du SIG IVOIRE à la distribution potentielle des espèces en fonction des facteurs écologiques. *Systematics and Geography of Plants*, **71** (2) : 313-326.
- Chaudhary B.L. & Bhansali E., 2002.** - Effect of different concentration of *Lantana camara* Linn. extract on spore germination of *Physcomitrium japonicum* Hedw. in half Knop's liquid medium and double distilled water. *Res. Bull. Punjab. Univ. Sci.*, **52** : 161-165.
- Chauvel B., 2019.** - Quand les plantes envahissantes se promènent aussi dans les champs. <https://www.encyclopedie-environnement.org/vivant/plantes-envahissantes-se-promenent-aussi-dans-champs/>. Consulté le 20 Janvier 2020.
- Chaves M.M., 1991.** - Effects of water deficits on carbon assimilation. *Journal of experimental Botany*, **42** (1) : 1-16.
- Chen B.M., Peng S.L. & Ni G.Y., 2009.** - Effects of the invasive plant *Mikania micrantha* HBK on soil nitrogen availability through allelopathy in South China. *Biological Invasions*, **11** (6) : 1291-1299.
- Chevalier A., 1951.** - Mauvaises herbes envahissantes, fléaux redoutables pour l'Agriculture en Afrique tropicale. *Journal d'agriculture traditionnelle et de botanique appliquée*, **31** (345) : 390-399.
- CILSS., 2016.** - Landscapes of West Africa : A window on a changing world. CILSS, Ouagadougou, Burkina Faso, 219 p.
- Clavel J., Julliard R. & Devictor V., 2011.** - Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization?. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **9** (4) : 222-228.
- Clegg S., 1999.** - Effect of perennial water on soil, vegetation and wild herbivore distribution in Southeastern Zimbabwe. Master de l'Université de Natal, Pietermaritzburg, 157 p
- Cleland E.E., Clark C.M., Collins S.L., Fargione J.E., Gough L., Gross K.L., Pennings S.C. & Suding K.N., 2011.** - Patterns of trait convergence and divergence among native and Composition and Soil of the Invaded Vegetation in Ile-Ife, South-Western Nigeria. *The Polytechnic Journal of Science and Technology*, **7** :1-16.

- Costea M., Weaver S.E. & Tardif F.J., 2005.** - The biology of invasive alien plants in Canada. 3. *Amaranthus tuberculatus* (Moq.) Sauer var. *rudis* (Sauer) Costea & Tardif. *Canadian journal of plant science*, **85** (2) : 507-522.
- Cronk Q.C. & Fuller J.L., 1995.** - Plant invaders: the threat to natural ecosystems. Chapman & Hall, London, 15-24p.
- Cucherousset J. & Olden J.D., 2011.** - Ecological impacts of nonnative freshwater fishes. *Fisheries*, **36** (5) : 215-230.
- Czarnecki D.M. & Deng Z., 2009.** - Occurrence of unreduced female gametes leads to sexual polyploidization in *Lantana*. *Journal of the American Society for Horticultural Science*, **134** (5) : 560-566.
- Daget P. & Poissonet J., 1969.** - Analyse phytologique des prairies, applications agronomiques, CNRS-CEPE, Montpellier (France), Doc. 48, 67 p.
- D'Antonio C.M. & Vitousek P.M., 1992.** - Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual review of ecology and systematics*, **23** (1) : 63-87.
- Dash G.K., Suresh P. & Ganapaty S., 2001.** - Studies on hypoglycaemic and wound healing activities of *Lantana camara* Linn. *Journal of Natural Remedies*, **1** (2) : 105-110.
- Dassonville N., Vanderhoeven S., Gruber W. & Meerts P., 2007.** - Invasion by *Fallopia japonica* increases topsoil mineral nutrient concentration. *Ecoscience*, **14** : 230-240.
- Dassonville N., Vanderhoeven S., Vanparrys V., Hayez M., Gruber W. & Meerts P., 2008.** - Impacts of alien invasive plants on soil nutrients are correlated with initial site conditions in NW Europe. *Oecologia*, **157** (1) : 131-140.
- Davies K.W. & Sheley R.L., 2007.** A conceptual framework for preventing the spatial dispersal of invasive plants. *Weed Science*, **55** (2) : 178-184.
- Davis M.A., 2009.** - Invasion biology. Oxford University Press, New York, 243p.
- Davis M.A., Chew M.K., Hobbs R.J., Lugo A.E., Ewel J.J., Vermeij G.J., Brown J.H., Rosenzweig M.L., Gardener M.R. & Carroll S.P., 2011.** - Don't judge species on their origins. *Nature*, **474** (7350) : 153-154.

- Day M.D. & Nesar S., 2000.** - Factors influencing the biological control of *Lantana camara* in Australia and South Africa. In Proceedings of the X Symposium on Biological Control of Weeds. Spencer, Montana (USA), pp 897-908.
- Day M.D., Wiley C.J., Playford J. & Zalucki M.P., 2003.** - *Lantana*: current management status and future prospects, **435** : 2016-33733.
- Day M. D. & Zalucki M.P., 2009.** - *Lantana camara* Linn. (Verbenaceae). Biological Control of Tropical Weeds Using Arthropods. *Cambridge University Press, Cambridge, UK*, **12** : 211-246.
- de Carrara S., Germaine M.A., Girard S., Grégoire F., Sacca C. & Valy J., 2015.** - Pour identifier les acteurs et leurs attentes. In : Connaître les perceptions et les représentations : quels apports pour la gestion des milieux aquatiques ? Onema, Lyon, 180 p.
- De Foresta H., 1996.** - *Chromolaena odorata* : Calamité ou Chance pour l'Afrique Tropicale.(*Chromolaena odorata*: Disaster or Hope for Tropical Africa). Atelier international sur *Chromolaena*. 3 Novembre 1993, Abidjan, Côte d'Ivoire, pp. 45-53.
- De Marsac T.G., 1987.** - Pédologie forestière, défense et restauration des sols. Département de Foresterie, ENSA/CUD, 163 p.
- de Rouw A., 1991.** - « The Invasion of *Chromolaena odorata* (L.) King & Robinson (ex *Eupatorium odoratum*), and Competition with the Native Flora, in a Rain Forest Zone, South-West Cote d'Ivoire ». *Journal of Biogeography*, **18** (1) : 13-23.
- Decout S., 2007.** - Effets des patrons d'organisation spatiale du paysage sur l'habitat d'une espèce animale à gestion conservatoire : le cas de l'habitat de reproduction du Tétrasylyre (*Tetrao tetrix* L.) dans un contexte d'expansion des aulnaies vertes (*Alnus alnabetula* (Ehrh.) C. Koch). Thèse de l'Université Joseph Fourier, France, 235 p.
- Deh S.K., Kouame K.J., Saley, M.B., Tanoh K.J., Anani E.K.A., Signo K.H. & Biemi J., 2012.** - Evaluation de la vulnérabilité spécifique aux nitrates (NO₃) des eaux souterraines du District d'Abidjan (Sud de la Côte d'Ivoire). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **6** (3) : 1390-1408.
- Delville P.H., Boucher L. & Vidal L., 1996.** - Les bas-fonds en Afrique tropical humide : stratégie paysannes, contraintes agronomiques et aménagements. CIRAD, 19 p.

- De Taffin G. et Quencez P., 1980.** - Aspect de la nutrition anionique chez le palmier à huile et le cocotier. Problème de chlore. *Oléagineux*, **35** : 539-544.
- Devineau J.L., 1984.** - Structure et dynamique de quelques forêts tropicales de l'Ouest africain (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat de l'Université Pierre et Marie Curie-Paris VI, Paris, France, 280 p.
- Dewis J. & Freitas F., 1984.** - Méthodes d'analyse physique et chimique des sols et des eaux. Bulletin pédologique de la FAO, N° 10, 280 p.
- DGE-BIODIV., 2018.** - Berce du Caucase *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier. Info Flora : <http://www.infoflora.ch> Direction générale de l'environnement, Division Biodiversité et paysage : <http://www.vd.ch/themes/environnement/biodiversite-et-paysage>. Consulté le 05 Août 2020.
- Diallo M.D., Ndiaye O., Saleh M.M., Tine A., Diop A. & Guisse A., 2015.** - Étude comparative de la salinité de l'eau et des sols dans la zone nord des Niayes (Sénégal). *African Crop Science Journal*, **23** (2) : 101-111.
- Diakhate M., 1986.** - Le barrage de Diama : essai sur l'évaluation de ses impacts potentiels. *Revue de Géographie de Lyon*, **61** : 43-61.
- Diarrassouba A., Gnagbo A., Célestin Kouakou Y., Campbell G., Tiedoué M.R., Tondossama A., Kühl H.S. & Koné I., 2019.** - Differential response of seven dipterocarpaceae species to human activities in Taï National Park, Côte d'Ivoire. *African Journal of Ecology*, **58** (1) : 58-68.
- Dibong S.D., Mpondo Mpondo E., Ngoye A., Kwin M.F. & Betti J.L., 2011.** - Ethnobotany and phytomedicine of medicinal plants sold in Douala markets (Cameroon). *J. of Appl. Biosc.*, **37** : 2496-2507.
- Diomandé S., Danon A., Amba A.J.G., Mangara A. & Bakayoko A., 2018.** - Flore Adventices Des Jardins Potagers Des Établissements Pénitentiaires De Côte d'Ivoire : Cas Des Maisons d'Arrêt Et De Correction d'Abidjan Et De Gagnoa. *European Scientific Journal*, **14** (36) : 1857-7881.
- Diouf N., Mbaye M.S., Gueye M., Diouf J., Ka S.L., Cissoko M.K., ... & Noba K. 2020.** Degré d'infestation des adventices dans le bassin cotonnier du Sénégal. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **14** (3) : 916-927.

- DiTommaso A., Lawlor F.M. & Darbyshire S.J. 2005.** - The biology of invasive alien plants in Canada. 2. *Cynanchum rossicum* (Kleopow) Borhidi [= *Vincetoxicum rossicum* (Kleopow) Barbar.] and *Cynanchum louiseae* (L.) Kartesz & Gandhi [= *Vincetoxicum nigrum* (L.) Moench]. *Canadian Journal of Plant Science*, **85** (1) : 243-263.
- Djaha B.A.O., N'Guessan A.K., Djaha J.B.A. & Traoré D., 2009.** - Impact des jachères à Légumineuses arborescentes sur la flore adventice au Sud de la Côte d'Ivoire. *Agronomie Africaine*, **21** (2) : 143-154.
- Djotan A.K.G., Aoudji A.K.N, Gbaguidi G.C.R., Akouehou I.G. & Ganglo J.C., 2018.** - Vulnérabilité des aires protégées du Bénin à l'invasion de *Ageratum conyzoides* L. (Asteraceae) en rapport avec les changements climatiques. *European Scientific Journal*, **33** (14) : 3313-3330.
- Dobhal P.K., Kohli R.K. & Batish D.R., 2011.** - Impact of *Lantana camara* L. invasion on riparian vegetation of Nayar region in Garhwal Himalayas (Uttarakhand, India). *Journal of Ecology and the Natural Environment*, **3** (1) : 11-22.
- Dogba M., Malan D.F., Neuba D.F.R. & Konan A.S., 2018.** - Biologie et écologie de *Porophyllum rudérale* (Jacq.) Cass., une Compositae nouvellement apparue en Côte d'Ivoire. *Journal of Animal & Plant Sciences*, **36** (3) : 5907-5918.
- Dogra K.S., Kohli R.K. & Sood S.K., 2009.** - An assessment and impact of three invasive species in the Shivalik hills of Himachal Pradesh, India. *International Journal of Biodiversity and Conservation*, **1** (1) : 4-10.
- Drouet T., 2010.** - Pédologie. BING-F-302, 137 p.
- Duby C. & Robin S., 2006.** - Analyse en composantes principales. Institut National Agronomique, Paris-Grignon, 80, 53 p.
- Dukes J.S. & Mooney H.A., 2004.** - Disruption of ecosystem processes in western North America by invasive species. *Revista chilena de historia natural*, **77** (3) : 411-437.
- Duvigneaud P., 1949.** - Classification phytosociologique des tourbières de l'Europe. *Bull. Soc. Roy. Bot. Belg.*, **81** : 59-122.
- Early R., Bradley B.A., Dukes J.S., Lawler J.J., Olden J D., Blumenthal D.M. & Sorte C.J., 2016.** - Global threats from invasive alien species in the twenty-first century and national response capacities. *Nature communications*, **7** (1) : 1-9.

- ECZ., 2004.** - Implementation of invasive plant prevention and control programmes in Zambia. Report submitted to the CAB International Africa Regional Centre under the PDF-B phase of the UNEP/GEF Project: Removing Barriers to Invasive Plant Management in Africa (RBIPMA), ECZ, Lusaka, Zambia.
- Égnankou W.M., 1985.** - Étude des mangroves de Côte d'Ivoire : aspect écologique et recherches sur les possibilités d'aménagement. Thèse de 3^e cycle de l'Université Paul Sabatier de Toulouse, Toulouse, France, 167 p
- Égnankou W.M., 2006.** - Suivre l'état d'invasion des plans d'eau par les VAE. Rapport de Synthèse. Lettre du projet VAE. 2, CIAPOL, 6-7.
- Égnankou W.M., Tiébré M.S., Komoé K., Kouadio Y.JC. & N'guessan K.É., 2016.** - Lutte chimique à base de chlorure de sodium : une solution à l'invasion des zones estuariennes du Sud de la Côte d'Ivoire par *Salvinia molesta* Mitchell (Salviniaceae) et *Pistia stratiotes* L. (Araceae). *REB-PASRES*, **1** (1) : 3 - 15
- Ehrenfeld J.G., 2003.** - Effects of Exotic Plant Invasions on Soil Nutrient Cycling Processes. *Ecosystems* , **6** : 503-523.
- Ehrenfeld J.G., 2010.** - Ecosystem Consequences of Biological Invasions. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, **41** : 59-80.
- Elith J., Graham C., Anderson R., Dudik M., Ferrier S., Guisan A., Hijmans R., Huettmann F., Leathwick J., Lehmann A., Li J., Lohmann L., Loiselle B., Manion G., Moritz C., Nakamura M., Nakazawa Y., Jacob M., Peterson T., Phillips P., Richardson K., Pereira R., Schapire R., Soberon J., Williams S., Wisz M. & Zimmermann N. E., 2006.** - Novel methods improve prediction of species distributions from occurrence data. *Ecography*, **29** (2) : 129-151.
- Elith J., Phillips S.J., Hastie T., Dudík M., Chee Y.E. & Yates C.J., 2011.** - A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and distributions*, **17** (1) : 43-57.
- Ellstrand N.C. & Schierenbeck K.A., 2000.** - Hybridization as a stimulus for the evolution of invasiveness in plants?. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **97** (13) : 7043-7050.
- Elton C.E., 1958.** - The Ecology of Invasions by Animals and Plants. The University of Chicago Press, Chicago, 196 p.

- Escadafal R., Girard M-C. & Courault D., 1988.** - La couleur des sols : appréciation, mesure et relations avec les propriétés spectrales. *Agronomie, EDP Sciences*, **8** (2) : 147-154.
- Ethnopharmacologia., 2009.** - Pratiques traditionnelles de santé à travers le monde. Bulletin de la Société Française d’Ethnopharmacologie et de la Société Européenne d’Ethnopharmacologie. N° 44, 91 p. ISSN : 1261-4572.
- FAO., 2003.** - Gestion de la fertilité des sols pour la sécurité alimentaire en Afrique subsaharienne, FAO, 63 p.
- Falk-Petersen J., Bøhn T. & Sandlund O.T., 2006.** - On the Numerous Concepts in Invasion Biology. *Biol. Invasions*, **8** (6) : 1409-1424.
- Fan, L., Chen, Y., Yuan, J. G., & Yang, Z. Y. (2010).** - The effect of *Lantana camara* Linn. invasion on soil chemical and microbiological properties and plant biomass accumulation in southern China. *Geoderma*, 154 (3-4) : 370-378.
- Fandohan B., Gouwakinnou G.N., Fonton N.H., Sinsin B. & Liu J. 2013.** - Impact des changements climatiques sur la répartition géographique des aires favorables à la culture et à la conservation des fruitiers sous-utilisés : cas du tamarinier au Bénin. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, **17** (3) : 450-462
- Fandohan A.B., Koko I.K.E.D., Avocevou-Ayisso C., Gouwakinnou G.N., Savi M.K., Assogbadjo A.E. & Kakai R.G., 2015.** - *Lantana camara* (Verbenaceae): a potential threat to the effectiveness of protected areas to conserve flora and fauna in Benin. *Agronomie Africaine*, **27** (2) : 115-126.
- Felfili J.M., Silva Júnior M.C., Sevilha A.C., Fagg C.W., Walter B.M.T., Nogueira P.E. & Rezende A.V., 2004.** - Diversity floristic and structural patterns of cerrado vegetation in Central Brazil. *Plant Ecology*, **175** : 37-46.
- Finnoff D., Shogren J.F., Leung B. & Lodge D., 2007.** - Take a risk: preferring prevention over control of biological invaders. *Ecological Economics*, **62** (2) : 216-222.
- Fischer A. & van der Wal R., 2007.** - Invasive plant suppresses charismatic seabird: The construction of attitudes towards biodiversity management options. *Biol. Conserv*, **135** : 256-267.

- Floret C., Galan M.J., Lefloc'h E., Orshan G. & Romane F., 1990.** - Growth forms and phenomorphology traits along an environmental gradient: tools for studying vegetation? *Journal of Vegetation Science*, **1** : 71-80.
- Fournier A., 2018.** - Modéliser et prédire les invasions biologiques. Thèse de Doctorat de l'Université Paris-Saclay, Paris, France, 265 p.
- Franklin J., 2010.** - Mapping species distributions: spatial inference and prediction. Cambridge University Press, Volume 44, N°4, pp. 613-615.
- Fraser A., 2006.** - Public attitudes to pest control: a literature review. Department of Conservation, Wellington, New Zealand, 36 p.
- Fried G., 2019.** - Apports des approches fonctionnelles pour l'évaluation des risques associés aux changements de végétation induits par les activités humaines. Habilitation à diriger des recherches, Université de Montpellier, 159 p.
- Fukushima A., 2013.** – DiffCorr : an R package to analyze and visualize differential correlations in biological networks. *Gene*, **518** (1) : 209-214.
- Gbesso F.H.G., Tente B.H.A., Gouwakinnou G.N. & Sinsin B.A., 2013.** - Influence des changements climatiques sur la distribution géographique de *Chrysophyllum albidum* G. Don (Sapotaceae) au Bénin. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **7** (5) : 2007-2018.
- Géhu J.M., 2006.** - Dictionnaire de sociologie et synécologie végétales. *Phytocoenologia*, **38** : 1-2.
- Gerber E., Krebs C., Murrell C., Moretti M., Rocklin R. & Schaffner U., 2008.** - Exotic invasive knotweeds (*Fallopia* spp.) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats. *Biological conservation*, **141** (3) : 646-654.
- Ghabrit S.B., Bouhache M., Birouk A. & Bon, M. C., 2019.** - Quand les plantes exotiques envahissantes menacent l'agriculture et les écosystèmes. Onzième Congrès de l'Association Marocaine de Protection des plantes. 26-27 mars 2018, Rabat, Maroc, 33p.
- Ghisalberti E.L., 2000.** - *Lantana camara* L. (Verbenaceae). *Fitoterapia*, **71** : 467-486.
- Gianessi L.P., 2009.** - Solving Africa's weed problem: increasing crop production & improving the lives of women. *Aspects of Applied Biology*, **96** : 9-23.

- GISIN., 2011.** - Réseau mondial d'information sur les espèces envahissantes. Disponible: http://www.niiss.org/cwis438/Websites/GISINDirectory/SpeciesStatus_TopInvasives.php?WebSiteID=4. Du 02 févr. 2012.
- Gnagbo A., Kpangui K.B., Yao C.A., 2015.** - Distribution des épiphytes de Côte d'Ivoire : effets des zones phytogéographiques et des variations pluviométriques. *Afrique Science : Revue Internationale des Sciences et Technologie*, **11** (1) : 175-186.
- Gnahoua G.M., 1997.** - Étude de la flore adventice des cultures après jachère améliorée dans la région d'Oumé (Côte d'Ivoire). *La jachère et maintien de la fertilité*, Christian F, Roger P (ed). Coraf/IRD/Union européenne : Paris, 107-118.
- Gnahoua G.M., Konan A. & Louppe D., 2003.** - Dèdè, *Ficus exasperata* un arbre fourrager : Fiche technique. Montpellier : CIRAD-Forêt, 1 p.
- Gobat J.M., Aragno M. & Matthey W., 2010.** - Le sol vivant : bases de pédologie, biologie des sols, (Vol. 14). PPUR Presses polytechniques, 783p.
- Gonde R. & Jussiaux M., 1980.** - Cours d'agriculture moderne. Éditions La Maison Rustique., 619 p.
- Gooden B., French K., Turner P. J. & Downey P.O., 2009.** - Impact threshold for an alien plant invader, *Lantana camara* L., on native plant communities. *Biological conservation*, **142** (11) : 2631-2641.
- Goudard A., 2007.** - Fonctionnement des écosystèmes et invasions biologiques : importance de la biodiversité et des interactions interspécifiques. Université Pierre et Marie Curie, Paris VI, France, 216 p.
- Goulson D. & Derwent L.C., 2004.** - Synergistic interactions between an exotic honeybee and an exotic weed : pollination of *Lantana camara* in Australia. *Weed Research*, **44** (3) : 195-202.
- Gray L.C. & Morant P., 2003.** - Reconciling indigenous knowledge with scientific assessment of soil fertility changes in southwestern Burkina Faso. *Geoderma*, **111** (3-4) : 425-437.
- Gritti E.S., Smith B. & Sykes M.T. 2006.** - Vulnerability of Mediterranean Basin ecosystems to climate change and invasion by exotic plant species. *Journal of Biogeography*, **33** (1) : 145-157.

- Groves R.H. & Burdon J.J., 1986.** - Ecology of biological invasions: an Australian perspective. Canberra: Australian Academy of Science and Cambridge University Press, pp. 1986.
- Guan B.C., Guo H.J., Chen S.S., Li D.M., Liu X., Gong X. & Ge G. 2020.** - Shifting ranges of eleven invasive alien plants in China in the face of climate change. *Ecological Informatics*, **55** : 101024.
- Guarino L., Jarvis A., Hijmans R.J. & Maxted N., 2002.** - Geographic Information Systems (GIS) and the Conservation and Use of Plant Genetic Resources. In: Managing plant genetic diversity, Engels JMM, Ramanatha RV, Brown AHD, Jacson MT(éd). International Plant Genetic Resources Institute (IPGRI) Rome : Italie ; 387-404.
- Guillaumet J.-L. & Adjanohoun E., 1971.-** Le milieu naturel de la Côte d'Ivoire. Paris, France, ORSTOM, collection Mémoires, 50 : 161-262.
- Guillaumet J.L. & Morat P.H., 1990.** - Menaces sur la flore. *In* : Cahiers d'Outre-mer. Vol. 43, N°72, pp 343-362.
- Guillaumet J., Laques A.E., Lena P. & De Robert P., 2009.** - La spatialisation de la biodiversité : Pour la gestion durable des territoires. Nouvelle édition [en ligne]. Montpellier : IRD Éditions, 2009 (généré le 23 juillet 2016). Disponible sur Internet : <<http://books.openedition.org/irdeditions/1157>>. ISBN : 9782709918008.
- Guisan A. & Zimmermann N.E., 2000.** - Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological modelling*, **135** (2-3) : 147-186.
- Guisan A., Edwards Jr T.C. & Hastie T., 2002.** - Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological modelling*, **157** (2-3) : 89-100.
- Guisan A., Thuiller W., 2005.** - Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology letters*, **8** (9) : 993-1009.
- Gulezian P.Z. & Nyberg D.W. 2010.** - Distribution of invasive plants in a spatially structured urban landscape. *Landscape and Urban Planning*, **95** (4) : 161-168.
- Gurevitch J., Fox G.A., Wardle G.M. & Taub D., 2011.** - Emergent insights from the synthesis of conceptual frameworks for biological invasions. *Ecology letters*, **14** (4) : 407-418.

- Hakizimana P., 2012.** - Analyse de la composition, de la structure spatiale et des ressources végétales naturelles prélevées dans la forêt dense de Kigwena et dans la forêt claire de Rumonge au Burundi. Thèse de Doctorat, Université libre de Bruxelles, Belgique, 141 p.
- Hauhouot C., 2002.** - Les problèmes de l'aménagement de l'estuaire du fleuve Comoé à Grand-Bassam. *Les cahiers d'Outre-Mer*, **219** : 307-324.
- Hawkes C.V., Wren I.F., Herman D.J. & Firestone M.K., 2005.** - Plant invasion alters nitrogen cycling by modifying the soil nitrifying community. *Ecology letters*, **8** (9) : 976-985.
- Hawthorne W.D. 1995.** Ecological profiles of Ghanaian forest trees. Oxford, UK: University of Oxford. 6^{ème} édition, vi, Bodleian Libraries, Oxford (Angleterre), Vol 29, 345p.
- Hejda M., Pyšek P. & Jarošík V., 2009.** - Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of ecology*, **97** (3) : 393-403.
- Helfer V. & Métral F., 2000.** - Construction de cartes d'habitat potentiel : Comparaison et évaluation de l'ENFA et du GLM à l'aide d'une espèce virtuelle : le marsupilami. Travail de certificat -Module d'Écologie Institut de Zoologie et d'Écologie Animale, Université de Lausanne (Suisse), 19p+Annexe.
- Hellmann J.J., Byers J.E., Bierwagen B.G. & Dukes J.S., 2008.** - Five potential consequences of climate change for invasive species. *Conservation biology*, **22** (3) : 534-543.
- Herr C., Chapuis-Lardy L., Dassonville N., Vanderhoeven S. & Meerts P., 2007.** - Seasonal effect of the exotic invasive plant *Solidago gigantea* on soil pH and P fractions. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, **170** (6) : 729-738.
- Hernandez P.A., Graham C.H, Master L.L. & Albert D.L., 2006.** - The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, **29** : 773-785.
- Hernandez P.A., Franke I., Herzog S.K., Pacheco V., Paniagua L., Quintana H.L., Soto A., Swenson J.J., Tovar C., Valqui T.H., Vargas J. & Young B.E., 2008.** - Predicting species distributions in poorly-studied landscapes. *Biodiv. & Conserv.*, **17** : 1353-1366.

- Herrera A.M. & Dudley T.L., 2003.** - Reduction of riparian arthropod abundance and diversity as a consequence of giant reed (*Arundo donax*) invasion. *Biological Invasions*, **5** (3) : 167-177.
- Hierro J.L. & Callaway R.M., 2003.** - Allelopathy and exotic plant invasion. *Plant and Soil*, **256** : 29-39.
- Higgins S.I. & Richardson D.M., 2014.** - Invasive plants have broader physiological niches. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **111** (29) : 10610-10614.
- Hijmans R.J., Cameron S.E., Parra J.L., Jones P.G. & Jarvis A., 2005.** - Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology: A Journal of the Royal Meteorological Society*, **25** (15) : 1965-1978.
- Hijmans R.J. & Graham C.H., 2006.** - The ability of climate envelope models to predict the effect of climate change on species distributions. *Global Change Biology*, **12** : 2272–2281.
- Hiremath A.J. & Sundaram B., 2005.** - The fire-lantana cycle hypothesis in Indian forests. *Conservation and Society*, **3** (1) : 26-42.
- Hirzel A. & Guisan A., 2002.** - Which is the optimal sampling strategy for habitat suitability modelling. *Ecological Modelling*, **157** (2-3) : 331-341.
- Holway D.A., Lach L., Suarez A.V., Tsutsui N.D. & Case T.J., 2002.** - The causes and consequences of ant invasions. *Annual review of ecology and systematics*, **33** (1) : 181-233.
- Hooper D.U. & Dukes J.S., 2010.** - Functional composition controls invasion success in a California serpentine grassland. *Journal of Ecology*, **98** : 764-777.
- Huang Q.Q., Wang G.X., Hou Y.P. & Peng S.L., 2011.** - Distribution of invasive plants in China in relation to geographical origin and life cycle. *Weed Research*, **51** (5) : 534-542.
- Hulme P.E., 2007.** - Biological invasions in Europe : drivers, pressures, states, impacts and responses. *Biodiversity under threat*, **25** : 56-80.
- Hulme P.E, Bacher S., Kenis M., Klotz S, Kühn I., Minchin D., Nentwig W., Olenin S., Panov V., Pergl J., Pysek P., Roques A., Sol D., Solarz. & Vila M., 2008.** -

- Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy. *Journal of Applied Ecology*, **45** : 403-414.
- Hutchinson G.E., 1957.** - Concluding remarks. In Cold Spring Harbor. *Symposia on Quantitative Biology*, **22** : 415-427.
- Inderjit S. & Duke S.O., 2003.** - Ecophysiological aspects of allelopathy. *Planta*, **217** (4) : 529-539.
- Inderjit S., 2005.** Invasive plants: Ecological and agricultural aspects. Springer Science & Business Media, 107p.
- Inoussa T.M., Ismaila T.I., Gbègbo M.C., & Sinsin B., 2013.** - Structure et composition floristiques des forêts denses sèches des Monts Kouffé. *Journal of Applied Biosciences*, **64** : 4787-4796.
- IPBES., 2019.** - Rapport de la plénière de la plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques sur les travaux de sa septième session. Plénière de la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques Septième session, Paris, 29 avril-4 mai 2019, 53 p.
- IPCC., 2013.** - Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Intergovernmental Panel on Climate Change: New York, 122 p.
- IPCC., 2018.** - Global warming of 1.5 °C: An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5 °C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. Cambridge, UK, Cambridge University Press, 562 p. <https://www.ipcc.ch/sr15/>
- Isbell R.F., 2002.** - The Australian Soil Classification (Revised ed.). Collingwood. Victoria: CSIRO Publishing., 144 p.
- ISSG., 2005.** - Annex 2. Select alien invasive species affecting forests and forestry Annex 3. International and regional instruments and programmes. <http://www.issg.org>.
- IUSS Working Group WRB. 2006.** - World Reference Base for Soil Resources 2006, first update 2007. World Soil Resources, Reports N°. 103, FAO, Rome, 128 p.

- IUSS Working Group WRB., 2014.** - Base de référence mondiale pour les ressources en sols 2014. Système international de classification des sols pour nommer les sols et élaborer des légendes de cartes pédologiques. Rapport sur les ressources en sols du monde N° 106. FAO, Rome, 216 p.
- Jama B., Palm C.A., Buresh R.J., Niang A.I., Gachengo C. & Nziguheba G., 2000.** - *Tithonia* as a green manure for soil fertility improvement in Western Kenya : a review. *Agroforestry Systems*, **49** : 201-221
- Jeschke J.M. & Strayer D.L., 2006.** - Determinants of vertebrate invasion success in Europe and North America. *Global Change Biology*, **12** (9) : 1608-1619.
- Jevon T. & Shackleton C.M., 2015.** - Integrating local knowledge and forest surveys to assess *Lantana camara* impacts on indigenous species recruitment in Mazeppa Bay, South Africa. *Human Ecology*, **43** (2) : 247-254.
- Jiagho E.R., 2018.** - Flore et végétation ligneuse à la périphérie du Parc National de Waza (Cameroun): Dynamiques et implications pour une meilleure gestion, Thèse de Doctorat de l'Université de Yaoundé I, 354 p.
- Joly P., 2000.** - Invasions biologiques : état de l'art et perspectives. *Revue d'écologie. Supplément*, **7** : 21-35.
- Jongkind C.C.H., 2004.** - Checklist of Upper Guinea forest species, In Biodiversity of west African Forests: An Ecological Atlas of Woody Plant Species. Poorter, L.; F. Bongers, F. N., Kouamé, W.D., Hawthorne, Cabi Publishing, London, pp 447-477.
- Jordan N.R., Larson D.L. & Huerd S.C., 2011.** - Evidence of qualitative differences between soil-occupancy effects of invasive vs. native grassland plant species. *Invasive Plant Science and Management*, **4** (1) : 11-21.
- Jordanova N., 2016.** - Soil Magnetism: Applications in Pedology, Environmental Science and Agriculture. Academic Press, 466 p.
- Kandwal R., Jeganathan C., Tolpekin V. & Kushwaha S.P.S., 2009.** - Discriminating the invasive species, '*Lantana*' using vegetation indices. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, **37** (2) : 275-290.
- Kannan R., Shackleton C.M., Krishnan S. & Shaanker R.U., 2016.** - Can local use assist in controlling invasive alien species in tropical forests? The case of *Lantana camara* in southern India. *Forest ecology and management*, **376** : 166-173.

- Kariyawasam C.S., Kumar L. & Ratnayake S.S., 2019.** - Invasive plants distribution modeling: A tool for tropical biodiversity conservation with special reference to Sri Lanka. *Tropical Conservation Science*, **12** : 1-12.
- Kassi N., Aké-Assi E. & Tiebre M.S., 2010.** - Biodiversité végétale et vitesse de la régénération de la forêt classée de Sanaimbo (Côte d'Ivoire). *Sciences & Nature*, **7** (2) : 195-206.
- Kazi T.Ch., Le Bourgeois Th. & Munoz F., 2010.** - Aspects floristiques des agrophytocenoses du domaine phytogéographique oranais (Nord-Ouest algérien) et persistance d'espèces rares et endémiques. *Fl. Med.*, **20** : 5-22.
- Keane R.M. & Crawley M.J., 2002.** - Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology & Evolution*, **17** : 164-170.
- Kearns C.A., Inouye D.W. & Waser N.M., 1998.** - Endangered mutualisms: the conservation of plant-pollinator interactions. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, **29** (1) : 83-112.
- Keller R.P., Geist J., Jeschke J.M. & Kühn I., 2011.** - Invasive species in Europe: ecology, status, and policy. *Environmental Sciences Europe*, **23** (1) : 23.
- Kelly L.R., 2014.** - Plant nutrients in the soil, Primary Industries Agriculture. www.dpi.nsw.gov.au/agriculture/resources/soils/improvement/plant-nutrient. [28/04/2020]. Consulté le 28 Mars 2020.
- Koffi A.A., Kouassi F.A., N'Goran S.B.K. & Soro D., 2014.** - Les Loranthaceae, parasites des arbres et arbustes : cas du département de Katiola, au nord de la Côte d'Ivoire. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **8** (6) : 2552-2559.
- Kohli R.K., Batish, D.R., Singh, H.P., & Dogra K.S., 2006.** - Status, invasiveness and environmental threats of three tropical American invasive weeds (*Parthenium hysterophorus* L., *Ageratum conyzoides* L., *Lantana camara* L.) in India. *Biological Invasions*, **8** (7) : 1501-1510.
- Kojima M., 1962.** - Relationships between soil colour and iron minerals contained in the soil. *J. Sei. Soil Manure, Tokyo*, **33** : 311-316.
- Konan J.L., 2005.** - The International Coconut Genebank for Africa and Indian Ocean (Côte d'Ivoire). In : Pons Batugal, V Ramanatha Rao and Jeffrey Oliver (Editors), Coconut Genetic Resources, International Genetic Resources Institute. Regional office for Asia, the Pacific and Oceania (IPGRI-APO), Serdang, Selangor DE, Malaysia, pp. 121-122.

- Konan J.L., 2006.** - Le programme cocotier : Pilier du développement de la filière cocotier. Atelier bilan des programmes de recherches, CNRA DREG, Abidjan, 7 p.
- Konan J.L., Allou K., Lekadou T.T., Tahouo O., 2013.** - Etude de la maladie du cocotier identifiée dans le département de GrandLahou. Projet FIRCA/Cocotier CNRA – COC NO 588. Rapport final, Mai 2012-Septembre 2013, 34 p.
- Kone B., 2007.** - La couleur comme indicateur de la fertilité des sols : utilisation des données pour l'étude de la fertilité potentielle des sols ferrallitiques au-dessus de la latitude 7 de la Côte d'Ivoire. Thèse de Doctorat, Université de Cocody, Abidjan, 166 p.
- Koné F., 2011.** - Agronomie générale. Cours sur les relations plantes-sol-climat, pdf, 28 p.
- Kouadio Y. J-C., Vroh B. T. A., Goné Bi Z. B., Adou Yao C. Y. & N'Guessan K. E, 2016.-** Évaluation de la diversité et estimation de la biomasse des arbres d'alignement des communes du Plateau et de Cocody (Abidjan - Côte d'Ivoire), *Journal of Applied Biosciences*, **97**: 9141-9151.
- Kouadio K.P., Yoboue K.E., Kouadio K.K.H., Bini Y.Y.P. & Albert Y.K., 2019.** - Caractéristiques morpho-pédologiques des sols d'Ahoué dans la Sous-Préfecture de Brofodoumé, Sud-Est Côte d'Ivoire. *Afrique SCIENCE*, **15** (5) : 140-150.
- Kouakou K. J., 2017.** - Incidence des peuplements des *Imperata cylindrica* (L.) Beauv. (Poaceae) sur les caractères morphopédologiques des sols et le développement des cultures en Côte d'Ivoire : cas de deux zones agro écologiques, Abidjan (Sud) et Bouaké (Centre). Thèse de Doctorat, Université Félix Houphouët Boigny de Cocody, 159 p.
- Kouakou L.M.M., 2018.** - Distribution et biodiversité des fourmis anthropophiles exotiques et potentiels invasifs en Côte d'Ivoire. Thèse Doctorat, Université Nangui Abrogoua, Côte d'Ivoire, 215 p.
- Kouamé F.N'., 1998.** - Influence de l'exploitation forestière sur la végétation et la flore de la forêt classée du Haut-Sassandra (Centre Ouest de la Côte-d'Ivoire). Thèse de l'Université Félix Houphouët-Boigny, Abidjan, 227 p.
- Kouamé M.L.O., 2013.** - Typologie, végétation et flore des zones humides du Sud-Est de La Côte d'Ivoire. Thèse de Doctorat de l'Université Félix Houphouët Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire, 225 p.

- Kouamelan E.P., Teugels G.G., Ndouba V., Goore B.G. & Kone T., 2003.** - Fish diversity and its relationships with environmental variables in West African basin. *Hydrobiologia*, **505** : 139-146.
- Kouassi A., Adou Y., Ipou I. & Kamanzi K., 2010.** - Diversité floristique des zones côtières pâturées de la Côte d'Ivoire : cas du cordon littoral Port-Bouët-Grand-Bassam (Abidjan). *Sciences & Nature*, **7** (1): 69 -86.
- Kourtev P., Ehrenfeld J. & Haggblom M., 2002.** - Exotic Plant Species Alter the Microbial Community Structure and Function in the Soil. *Ecology* , **83** : 3152-3166.
- Koutika L.S., Vanderhoeven S., Chapuis-Lardy L., Dassonville N. & Meerts P., 2007.** - Assessment of changes in soil organic matter after invasion by exotic plant species. *Biology and Fertility of Soils*, **44** (2) : 331-341.
- Koutika L.S. & Richardson D.M., 2019.** - *Acacia mangium* Willd : benefits and threats associated with its increasing use around the world. *Forest Ecosystems*, **6** (1) : 2.
- Kubiena L., 1956.** - Red earth formation and laterization (their differentiation by micromorphological characteristics). *Congr. Int. Sei. Sol.*, **6** : 24-249.
- Kumar S., Stohlgren T.J., 2009.** - Maxent modeling for predicting suitable habitat for threatened and endangered tree *Canacomyrica monticola* in New Caledonia. *Journal of Ecology and natural Environment*, **1** (4) : 94-98.
- Lahoz-Monfort J.J, Guillera-Arroita G., Milner-Gulland E.J., Young R.P. & Nicholson E., 2010.** - Satellite imagery as a single source of predictor variables for habitat suitability modelling: how Landsat can inform the conservation of a critically endangered lemur. *Journal of Applied Ecology*, **47** (5) : 1094-1102.
- Largiadèr C.R., 2008.** - Hybridization and introgression between native and alien species. In *Biological invasions* (pp. 275-292). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Lamanda N., 2005.** - Caractérisation et évaluation agroécologique de systèmes de culture agroforestiers : une démarche appliquée aux systèmes de culture à base de cocotiers (*Cocos nucifera* L.) sur l'île de Malo, Vanuatu, Thèse de l'institut National Agronomique Paris-Grignon, France, 200 p.
- Lamarque P., Tappeiner U., Turner C., Steinbacher M., Bardgett R.D., Szukics U., Schermer M. & Lavorel S., 2011.** - Stakeholder perceptions of grassland ecosystem

- services in relation to knowledge on soil fertility and biodiversity. *Regional Environmental Change*, **11** : 791-804.
- Langeland K.A., Ferrell J.A., Sellers B., MacDonald G.E. & Stocker R.K., 2011.** - Integrated management of nonnative plants in natural areas of Florida. Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida, Gainesville, FL. SP, 242p.
- LANO., 2021.** - Sodium / Na₂O échangeable. LANO - Laboratoire Agronomique NOrmand - Sodium / Na₂O échangeable. Consulté le 11 Février 2021.
- Largiadèr C.R., 2008.** - Hybridization and introgression between native and alien species. In *Biological invasions* (pp. 275-292). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Laungani R. & Knops J.M., 2009.** - Species-driven changes in nitrogen cycling can provide a mechanism for plant invasions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **106** (30) : 12400-12405.
- Le Bourgeois T. & Guillerm J.L., 1995.** - Étendue de distribution et degré d'infestation des adventices dans la rotation cotonnière au Nord-Cameroun. *Weed Research*, **35** (2) : 89-98.
- Le Bourgeois T., 2008.** - Les plantes envahissantes, une contrainte majeure des cultures tropicales : connaître les adventices pour une gestion durable des milieux cultivés ou naturels. In: Canne à sucre. CIRAD, Montpellier, 2.
- Le Loeuff P., Intès A., 1968.** - La faune benthique du plateau continental de Côte d'Ivoire, récoltes au chalut, abondance, répartition, variations saisonnières (mars 1966, février 1967). Doc. Sci. Prov. Cent. Rech. Océanogr. Abidjan, 25, 78 pages.
- Le Loeuff P. & Intès A., 1993.** - La faune benthique du plateau continental de Côte d'Ivoire. In : LE LOEUFF (P.), MARCHAL (É.), AMON KOTHIAS (J. B.) édés, Environnement et ressources aquatiques de Côte-d'Ivoire, tome1-Le milieu marin, ORSTOM, Paris: 195-236.
- Lebrun J.P. & Stork A.L., 1991-1997.** - Enumération des plantes à Fleurs d'Afrique Tropicale. Conservatoire et Jardin Botaniques de la Ville de Genève, Genève (Suisse). Vol. 1 (249 pp.), vol. 2 (257 pp.), vol. 3 (341 pp.) et vol. 4 (711 pp.).
- Lee C.E., 2002.** - Evolutionary genetics of invasive species. *Trends in ecology & evolution*, **17** (8) : 386-391.

- Lefèvre R., 2015.** - Matière organique stable du sol : dynamique et mécanismes de (dé) stabilisation. Doctorat de l'Université Pierre et Marie Curie-ParisVI, Paris, France, 131 p.
- Lekadou T.T., 2009.** - Effet de la densité des légumineuses arborescentes sur la croissance et la production du cocotier (*Cocos nucifera* L.). Thèse de Doctorat, Université de Cocody, 188 p.
- Lekakeny E.K., 2020.** - Spatial distribution modelling of *Lantana camara*. Case : Nyeri town constituency. **URI** : <http://repository.dkut.ac.ke:8080/xmlui/handle/123456789/1187>
- Lemasson L. & Rebert J.P., 1973b.** - Courants marins dans le Golfe ivoirien. *Cahier ORSTOM, Serie Océanographie*, **11** : 67-95.
- Leung B., Lodge D.M., Finnoff D., Shogren J.F., Lewis M.A. & Lamberti G., 2002.** - An ounce of prevention or a pound of cure: bioeconomic risk analysis of invasive species. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, **269** (1508) : 2407-2413.
- Levine J.M. & D'Antonio C.M., 1999.** - Elton Revisited : A Review of Evidence Linking Diversity and Invasibility. *Oikos*, **87** : 1-15.
- Levine J.M., Vila M., D'Antonio C.M, Dukes J.S., Grigulis K. & Lavorel S., 2003.** - Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *P. Roy. Soc. Lond. B*, **270** : 775-781.
- Levine J.M., Adler P.B. & Yelenik S.G., 2004.** - A meta-analysis of biotic resistance to exotic plant invasions. *Ecology Letters*, **7** : 975-989.
- Li J., Fan G. & He Y., 2020.** - Predicting the current and future distribution of three Coptis herbs in China under climate change conditions, using the MaxEnt model and chemical analysis. *Science of The Total Environment*, **698** : 134141.
- Lim H.C., Rahman M.A., Lim S.L., Moyle R.G. & Sheldon F.H., 2011.** - Revisiting Wallace's haunt : Coalescent simulations and comparative niche modeling reveal historical mechanisms that promoted avian population divergence in the Malay Archipelago. *Evolution : International Journal of Organic Evolution*, **65** (2) : 321-334.
- Liu C.R., Berry P.M., Dawson T.P. & Pearson R.G., 2005.** - Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography*, **28** : 385-393.

- Lockwood J.L., Cassey P. & Blackburn T., 2005.** - The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in ecology & evolution*, **20** (5) : 223-228.
- Lonsdale W.M., 1999.** - Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology*, **80** (5) : 1522-1536.
- Lowe S., Browne M., Boudjelas S. & De Poorter M., 2000.** - 100 Espèces Exotiques Envahissantes parmi les plus néfastes au monde : une sélection de la global invasive species database. Première. Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN), Gland, Switzerland, 12 p.
- Lundberg A., 2010.** - Conflicts between Perception and Reality in the Management of Alien Species in Forest Ecosystems: A Norwegian Case Study . *Landscape Research*, **35** (3): 319-338.
- Mack R.N., Simberloff D., Mark L.W., Evans H., Clout M. & Bazzaz FA., 2000.** - Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological applications*, **10** (3) : 689-710.
- MacDougall A. S. & Turkington R. 2005.** - Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems?. *Ecology*, **86** (1) : 42-55.
- Maignien R., 1980.** - Manuel pour la description des sols sur le terrain. ORSTOM, Paris, 1 vol., 112 p.
- Maillet J., 1992.-** Constitution et dynamique des communautés de mauvaises herbes des vignes de France et des rizières de Camargue, Doctorat de l'Université de Montpellier 2.
- Malan D.F., Assi L.A., Bi F.H.T. & Neuba D., 2007.** - Diversité floristique du Parc National des Iles Ehotilé (littoral est de la Côte d'Ivoire). *BOIS & FORETS DES TROPIQUES*, **292** (292) : 49-58.
- Mallik A.U. & Pellissier F., 2000.** - Effects of *Vaccinium myrtillus* on spruce regeneration: testing the notion of coevolutionary significance of allelopathy. *Journal of Chemical Ecology*, **26** (9) : 2197-2209.
- Mandal G. & Joshi S.P., 2014.** - The role of habitat types and soil physicochemical properties in the spread of a non native shrub *Lantana camara* in the Doon valley, Western Himalaya, India. *Journal of Environmental Geography*, **7** (3-4) : 31-42.

- Mangara A., 2010.** - Les adventices en cultures d'ananas : *Ananas comosus* (L.) Merr. (Bromeliaceae), dans les localités d'Anguédédou, de Bonoua et de N'Douci, en basse Côte d'Ivoire : Inventaire et essai de lutte. Thèse de Doctorat de l'Université de Cocody, Abidjan, 207 p.
- Marnotte P., 1989.** - Plante nuisible, désherbage, herbicide, au complexe sucrier de la SOSUCO. Rapport de mission de Malherbologie à Banfora (Burkina-Faso), Montpellier, 23 p.
- Maroun L., 2017.** - Étude de la perception des mauvaises herbes et des espèces végétales exotiques par la population des milieux agricoles en Côte d'Ivoire, l'exemple de *Chromolaena odorata*, Master de l'Université de Liège, Belgique, 61p.
- Martin-Lopez B., Iniesta-Arandia I., Garcia-Llorente M., Palomo I., Casado-Arzuaga I., Del Amo D.G., Gomez-Baggethun E., Oteros-Rozas E., Palacios-Agundez I., Willaarts B., Gonzalez J.A., Santos-Martin F., Onaindia M., Lopez-Santiago C. & Montes C., 2012.** - Uncovering ecosystem service bundles through social preferences. *PLoS one*, **7** (6) : 1-11.
- Martino P., Sassaroli J.C., Calvo J., Zapata J. & Gimeno E., 2008.** - A mortality survey of free range nutria (*Myocastor coypus*). *European Journal of Wildlife Research*, **54** (2) : 293-297.
- Marvier M., Kareiva P. & Neubert M.G., 2004.** - Habitat destruction, fragmentation, and disturbance promote invasion by habitat generalists in a multispecies metapopulation. *Risk Analysis: An International Journal*, **24** (4) : 869-878.
- Matienzo Y., Ramos B. & Rijo E., 2003.** - Revisión bibliográfica sobre *Lantana camara* L. una amenaza para la ganadería. *Fitosanidad*, **7** (4) : 45-55
- Matilde C.R. & Humberto C.R., 2008.** - Manual para el aprovechamiento integral de la palma de coco : productos, subproductos y asociaciones el cultivo. Publication tecnica. Instituto nacional de investigaciones forestales, agricolas y pecuarias, Centro de Investigacion Regional del Sureste, Campo experimental chetumal, Chetumal QRAO, Mexico, 52 p.
- Matilde C.R., Felix R.F. & Manuel F.D.A.I., 2010.** - Proceso productivo de la « Tuba » de coco : Una nueva alternativa economica para los cococultores del sureste mexicano.

Centro de Investigacion Regional Sureste mexicano. Centro de Investigacion Regional Sureste, Campo experimental chetumal, Chetumal, Mexico, 43 p.

Maxwell S.L., Fuller R.A., Brooks T.M. & Watson J.E., 2016. - Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature News*, **536** (7615) : 143.

McClellan C.J., Lovett J.C., Küper W., Hannah L., Sommer J.H., Barthlott W. & Taplin, J.R., 2005. - African plant diversity and climate change. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, **92** (2) : 139-152.

McGeoch M.A., Butchart S.H., Spear D., Marais E., Kleyhans E.J., Symes A. & Hoffmann M., 2010. - Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. *Diversity and Distributions*, **16** (1) : 95-108.

McGranahan G., Balk D., Anderson B., 2007. - The rising tide: assessing the risks of climate change and human settlements in low elevation coastal zones. *Environment & Urbanization*, **19** : 17-37.

Medhi L., 2010. - Structure verte et biodiversité urbaine : l'espace vert : analyse d'un écosystème anthropisé. 2010. Thèse de doctorat, Université de Tours, 240 p.

Meinshausen M., Smith S.J., Calvin K., Daniel J.S, Kainuma M.L.T., Lamarque J.F., Matsumoto K., Montzka S.A, Raper S.C.B, Riahi K., Thomson A., Velders G.J.M. & van Vuuren D.P.P., 2011. - The RCP greenhouse gas concentrations and their extensions from 1765 to 2300. *Climatic change*, **109** (1-2) : 213-241.

Mémento de l'agronome, 2000. - Cirad, Gret. Ministère des affaires étrangères. Paris Jouves, 1063 p.

Mengel K. & Kirby E.A., 1982. - Principes of plant nutrition. International potash institute 3rd édition, 655 p.

Messou A., Coulibaly L., Doumbia L. & Gouren G., 2013. - Plants diversity and phytoaccumulators identification on the Akouedo landfill (Abidjan, Côte d'Ivoire). *African journal of biotechnology*, **12** (3) : 253-264.

Mévanly O., 2018. - Flore, végétation aquatique et riveraine du canal artificiel d'Assinie et évaluation des services écosystémiques dans les terroirs connexes (région du Sud-Comoé, Côte d'Ivoire). Thèse de l'Université Félix Houphouët-Boigny, Abidjan, 215 p.

- Meyer J., Y. 2002.** La lutte biologique contre les espèces introduites envahissantes : solution miracle ou méthode risquée. Fiche technique, 16 p.
- Middelburg H.A., 1955.** - Potassium in Tropical soils : Indonesian archipelago. Potassium Symposium 1955, Intern. Potash. Inst., Bern, Switzerland, 223-257.
- Milne R.I. & Abbott R.J., 2000** – Origin and evolution of invasive naturalized material of *Rhododendron ponticum* L. in the British Isles. *Molecular Ecology*, **9** : 541–556
- Missa K., Ouattara D., Koné M. & Bakayoko A., 2015.** - Etude floristique et diversité de la forêt des Marais Tanoé-Ehy (Sud-Est de la Côte d'Ivoire). *Journal of Animal & Plant Sciences*, **25** (3) : 3917-3938.
- Molloy S.W., Davis R.A. & Van Etten E.J., 2014.** - Species distribution modelling using bioclimatic variables to determine the impacts of a changing climate on the western ringtail possum (*Pseudocheirus occidentals*; Pseudocheiridae). *Environ. Conserv*, **41** : 176-186.
- Morales C.L. & Traveset A., 2009.** - A meta-analysis of impacts of alien vs. native plants on pollinator visitation and reproductive success of co-flowering native plants. *Ecology letters*, **12** (7) : 716-728.
- Morlière A., 1970.** - Les saisons marines devant Abidjan, *Doc. Sci. CRO Abidjan*, **1** : 1-15.
- Morton J.F., 1994.** - *Lantana*, or red sage (*Lantana camara* L., [Verbenaceae]), notorious weed and popular garden flower; some cases of poisoning in Florida. *Economic Botany*, **48** (3) : 259.
- Moss R., Scarlett P L., Kenney, M.A., Kunreuther H., Lempert R., Manning J. & Patton L. 2014.** - Decision support: Connecting science, risk perception, and decisions. Climate change impacts in the United States: *The third national climate assessment*, 620-647.
- Mossu G., 1990.** - Le cacaoyer. Maisonneuve et Larousse, Paris, 159 p.
- Moukrim S., Lahssini S., Mharzi Alaoui H., Rifai N., Arahou M. & Rhazi L., 2018.** - Modélisation de la distribution spatiale des espèces endémiques pour leur conservation : cas de l'*Argania spinosa* (L.) Skeels. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, **73** (2) : 153-166.

- Moyo G.H., 2000.** - Invasion of *L. camara* L. (Verbenaceae) In the Upper Zambezi Riverine, Vegetation Community of the Zambezi/Victoria Falls National Park. Msc Thesis. Tropical Resources Ecology Programme, University of Zimbabwe.
- Mungi N.A., Coops N.C., Ramesh K. & Rawat G.S., 2018.** - How global climate change and regional disturbance can expand the invasion risk? Case study of *Lantana camara* invasion in the Himalaya. *Biological Invasions*, **20** (7) : 1849-1863.
- Mwangi E., & Swallow B., 2008.** - *Prosopis juliflora* invasion and rural livelihoods in the Lake Baringo area of Kenya. *Conservation and Society*, **6** (2) : 130-140.
- Mwoleka E., 2019.** - Effect of *Lantana camara* on plant structure and diversity in Bumanya Sub County Kaliro District. Master de l'Université de Makerere, Makerere, 32 p.
- Myers J.H., Simberloff D., Kuris A.M. & Carey J.R., 2000.** - Eradication revisited : dealing with exotic species. *Trends in ecology & evolution*, **15** (8) : 316-320.
- Myers N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., Da Fonseca G.A. & Kent J. 2000.** - Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, **403** (6772) : 853-858.
- N'Dah E. & Arfi R., 1996.** - Les macrophytes aquatiques dans les eaux continentales ivoiriennes. *Archives scientifiques*, **15** (2) : 1-26.
- N'Guessan KE., 2010.** - Etudes d'impact environnemental et social du projet d'expansion de la mine de Bonikro sur les gisements satellites de Hiré. Rapport d'étude floristique, CNF, 61 p.
- N'guessan K., Soro D. & Amon A.D.E., 2011.** - Plantes utilisées en médecine traditionnelle dans le traitement des maladies cardiovasculaires, en pays Abbey et Krobou, dans le Sud de la Côte-d'Ivoire. *Phytothérapie*, **9** (4) : 199-208.
- N'Guessan KE., 2017.** - Extension des superficies de canne à sucre à SUCAF CI (Ferkessédougou), CNF 67p.
- N'Guessan KE., 2019a.** - Etude d'impact environnemental et social du projet de construction de l'Université de Bondoukou, CNF 74p.
- N'Guessan KE., 2019b.** - Rapport d'étude de la végétation et la flore de la zone d'emprise de la voie d'acheminement du minerai (nickel) à l'usine de Sipilou, CNF, 22p.

- N'guessan A.E., Akpa Y.L., Yao N'GO. & Kassi J.N'D., 2019.** - Cartographie de la dynamique du couvert végétal de la forêt Classée d'Agbo 1 Côte d'Ivoire. *Agronomie Africaine*, **31** (1) : 88-99.
- Nang'alelwa M.M., 2010.** - Effects of treatment on *Lantana camara* (L.) and the restoration potential of riparian seed banks in cleared areas of the Victoria Falls World Heritage Site, Livingstone, Zambia
- Nanjappa H.V., Saravanane P. & Ramachandrappa B.K., 2005.** - Biology and management of *Lantana camara* L.–a review. *Agricultural Reviews*, **26** (4) : 272-280.
- Nassiri L., 2018.** - Flore et Végétation du Maroc In *Aperçu sur la flore et la végétation du Maroc*, Filière des Sciences de la Vie / Module Ecologique II / SV5/ Université Moulay-Ismaïl, Rabat (Maroc), pp 1-35.
- Ncube B., Shekede M.D., Gwitira I. & Dube T., 2020.-** Spatial modelling the effects of climate change on the distribution of *Lantana camara* in Southern Zimbabwe. *Applied Geography*, **117** : 102172.
- Ndoum N.M.F., 2010.** - Etude des facteurs du sol favorables à la croissance de *Pericopsis elata* (Harms) Var. Meeuwen (Assamela) dans trois unités forestières d'aménagement à l'Est du Cameroun. Mémoire D'Ingénieur des Eaux, Forêts et Chasses, Université de Dschang, Cameroun, 90 p.
- Negi G.C., Sharma S., Vishvakarma S.C., Samant S.S., Maikhuri R.K. Prasad, R. C., & Palni, L.M., 2019.** - Ecology and use of *Lantana camara* in India. *The Botanical Review*, **85** (2) : 109-130.
- Neuba D.F., Malan D.F., Koné M. & Kouadio Y.L., 2014.** - Inventaire préliminaire des plantes envahissantes de la Côte d'Ivoire. *Journal of Animal and Plant Sciences (JAPS)*, **22** (2) : 3439-3445.
- Nhokovedzo H., 2013.** - Distribution of the invasive *Lantana camara* (L) and its influence on soil chemical properties and herbaceous species diversity in Chibi Farm, Chivi, Zimbabwe. Thèse de Doctorat de l'Université de Bindura, Bindura, Zimbabwe, 50 p.
- Nicolle M., Egnankou W.M. & Schmidt M. 1987.** - Les zones humides côtières de Côte d'Ivoire. Rapport IUCN, 73 p.

- Niral V. & Jerard B.A., 2018.** Botany, Origin and Genetic Resources of Coconut. In The Coconut Palm (*Cocos nucifera* L.)-Research and Development Perspectives (pp. 57-111). Springer, Singapore.
- Nix H.A. 1986.** - A biogeographic analysis of Australian elapid snakes. In : Atlas of Elapid Snakes of Australia. (Ed.) R. Longmore. *Australian Flora and Fauna Series*, 7: 4-15.
- Njofang C., Matschullat J., Amougou A., Tchouankoué J.P. & Heilmeier H., 2009.** - Soil and plant composition in the Noun river catchment basin, Western Cameroon: a contribution to the development of a biogeochemical baseline. *Environmental geology*, 56 (7) : 1427-1436.
- Noba K., Bassene C., Ngom A., Gueye M., Camara A.A., Kane M., Ndoye F., Dieng B., Rmballo R., Ba N., Bodian M.Y., Sane S., Diop D., Gueye M., Konta I.S., Kane A., Mbaye M.S. & Ba A.T., 2017.** - Invasive Plants of West Africa: Concepts, Overviews and Sustainable Management. *Advances in Recycling & Waste Management*, 2 : 121.
- Obiakara M.C. & Fourcade Y., 2018.** - Climatic niche and potential distribution of *Tithonia diversifolia* (Hemsl.) A. Gray in Africa. *PloS one*, 13 (9) :1-18
- Olayossimi A., Amidou O., Sylvestre A.K., Estelle N. & Albert Y.K., 2018.** - Caractérisation chimique et physico-chimique des sols de Mamlanso à Aboisso Comoé au Sud-Est de la Côte d'Ivoire. 15 p. <https://www.researchgate.net/publication/329211568>
- Ollagnier M., Wahyuni M., 1984.** - Nutrition et fumure minérale du cocotier hybride Nain de x Grand Ouest Africain (PB-121 MAWA). *Oléagineux*, 39 (8-9) : 409-416.
- Omokhua A.G., McGaw L.J., Finnie J.F. & Van Staden J., 2016.** - *Chromolaena odorata* (L.) RM King & H. Rob. (Asteraceae) in sub-Saharan Africa : A synthesis and review of its medicinal potential. *Journal of ethnopharmacology*, 183 : 112-122.
- Ontario.ca/especesenvahissante., 2012.** - *Nerprun cathartique (Rhamnus cathartica)*. www.invasivespeciescentre.ca/ontario.ca/especesenvahissanteshttp://nhic.mnr.gov.on.ca/MNR/nhic/about_f.html www.fgca.net www.invadingspecies.com. Consulté le 05 Août 2020.
- ORSTOM, 1969.** - Glossaire de Pédologie. Description des horizons en vue du traitement informatique. Initiat. Docum. Techn. n° 13. ORSTOM-Paris, 82 p.

- Osbahr H. & Allan C., 2003.** - Indigenous knowledge of soil fertility management in southwest Niger. *Geoderma*, **111** (3-4) : 457-479.
- Osunkoya O.O. & Perrett C., 2011.** - *Lantana camara* L.(Verbenaceae) invasion effects on soil physicochemical properties. *Biology and Fertility of Soils*, **47** (3) : 349-355.
- Oumorou M., Aboh B. A., Babatounde S., Houinato M. & Sinsin B., 2010.** - Valeur pastorale, productivité et connaissances endogènes de l'effet de l'invasion, par *Hyptis suaveolens* L. Poit., des pâturages naturels en zone soudano-guinéenne (Bénin). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **4** (4) : 1262-1277.
- Ouvrier M., 1984a.** - Le cocotier. Edité par l'Institut de Recherche sur les Huiles et Oléagineux et le Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement, Abidjan, Côte d'Ivoire, 181 p.
- Padalia H., Srivastava V. & Kushwaha S.P.S. 2014.** - Modeling potential invasion range of alien invasive species, *Hyptis suaveolens* (L.) Poit. in India: Comparison of MaxEnt and GARP. *Ecological informatics*, **22** : 36-43.
- Pagès J., Lemasson L. & Dufour P. 1979.** - Éléments nutritifs et production primaire dans les lagunes de Côte d'Ivoire : cycle annuel. Archives Sciences Centre de Recherches Océanographie Abidjan, Volume 5, N°1, 60 p.
- Pagès J., 2002.-** Analyse factorielle multiple appliquée aux variables qualitatives et aux données mixtes. *Revue de statistique appliquée*, **50** (4) : 5-37.
- Paini D.R., Sheppard A.W., Cook D.C., De Barro P.J., Worner S.P. & Thomas M.B., 2016.** Global threat to agriculture from invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **113** (27) : 7575-7579.
- Palm R., 2007.** - « L'analyse des correspondances multiples : principes et application ». *Notes de Statistique et d'Informatique*, **2** : 1-28.
- Parsons W.T. & Cuthbertson E.G., 1992.** - Noxious Weeds of Australia. 2^{ème} édition, Inkata Press, Melbourne (Australie), Vol 7, 698 p.
- Pascal M., Vigne J.-D., Tresset A., 2009.** - L'homme, maître d'œuvre des invasions biologiques. *Doss. Pour Sci.*, **65** : 8-13.

- Pauwels J., Van Ranst E., Verloo M. & Mvondo Z.A., 1992.** - Manuel d'Analyses de sols et de plantes. Équipements, Gestion de stocks, de verrerie et produits chimiques. Publications agricoles-28, AGCD, Bruxelles, Belgique, 265 p.
- Pearson R.G. & Dawson T.P., 2003.** - Predicting the impacts of climate change on the distribution of species : are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography*, **12** : 361-371.
- Pearson S.J., Burgess K. & Onambele G.N., 2007.** - Creep and the in vivo assessment of human patellar tendon mechanical properties. *Clinical Biomechanics*, **22** (6) : 712-717.
- Perdrial N. 2012.** - Le sol, une interface fonctionnelle. Cours géodynamique externe 2, pdf, 60 p.
- Perrings C., Williamson M.H. & Dalmazzone S., 2000.** - The Economics of Biological Invasions. Edward Elgar, Cheltenham, United Kingdom, 264pp.
- Perrings C., 2005.** - The socioeconomic links between invasive alien species and poverty. Report to the Global Invasive Species Program, Global Invasive Species Programme, Nairobi, Kenya <http://www.gisp.org/publications/reports/Perrings.pdf>, 179 p.
- Peterson A.T. & Kluza A.D., 2005.** - Ecological Niche Modeling as a new Paradigm for large-scale Investigations of Diversity and Distribution of Birds. *USDA Forest Service Gen. Tech. rep.*, **191** : 1201-1204.
- Peterson A.T., Papeş M. & Eaton M., 2007.** - Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: a comparison of GARP and Maxent. *Ecography*, **30** (4) : 550-560.
- Petit R. 2004.** - Biological Invasions at the gene level. *Diversity Distributions*, **10** : 159-165.
- Phillips S.J., Anderson R.P. & Schapire R.E., 2006.** - Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological modelling*, **190** (3-4) : 231-259.
- Phillips S.J. & Dudík M., 2008.** - Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, **31** (2) : 161-175.
- Pielou E.C., 1966.** - Species diversity and pattern diversity in the study of ecological succession. *Journal of theoretical biology*, **10** : 370-383.

- Potts D.L., Scott R.L., Bayram S. & Carbonara J., 2010.** - Woody plants modulate the temporal dynamics of soil moisture in a semi-arid mesquite savanna. *Ecohydrology: Ecosystems, Land and Water Process Interactions, Ecohydrogeomorphology*, **3** (1) : 20-27.
- Pratt C.F., Constantine K.L. & Murphy S.T., 2017.** - Economic impacts of invasive alien species on African smallholder livelihoods. *Global Food Security*, **14** : 31-37.
- Priyanka N., Shiju M.V. & Josh P.K., 2003.** - A framework for management of *Lantana camara* in India, *International academy of ecology and environmental science*, **3** (4) : 306-323.
- Priyanka N. & Joshi P.K., 2013.** - A review of *Lantana camara* studies in India. *International Journal of Scientific and Research Publications*, **3** (10) : 1-11.
- Pyšek P., Davis M.A., Daehler C.C. & Thompson K., 2004.** - Plant Invasions and Vegetation Succession: Closing the Gap. *Bull. Ecol. Soc. Am.*, **85** (3) : 105-109.
- Pyšek P., Richardson D.M., Pergl J., Jarošík V., Sixtova Z. & Weber E., 2008.** - Geographical and taxonomic biases in invasion ecology. *Trends in ecology & evolution*, **23** (5) : 237-244.
- Pyšek P., Hulme P.E. & Nentwig W., 2009.** - Glossary of the Main Technical Terms Used in the Handbook. *Diversity*, **3** : 375-379.
- Pyšek P., Jarošík V., Hulme P.E., Pergl J., Hejda M., Schaffner U. & Vilà M., 2012.** - A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology*, **18** (5) : 1725-1737.
- Qian H. & Ricklefs R.E. 2006.** - The role of exotic species in homogenizing the North American flora. *Ecology Letters*, **9** (12) : 1293-1298.
- Qin Z., Zhang J.E., DiTommaso A., Wang R.L. & Wu R.S., 2015.** - Predicting invasions of *Wedelia trilobata* (L.) Hitchc. with Maxent and GARP models. *Journal of Plant Research*, **128** (5): 763-775.
- Qin Z., Zhang J.E., DiTommaso A., Wang R.L. & Liang K.M., 2016.** - Predicting the potential distribution of *Lantana camara* L. under RCP scenarios using ISI-MIP models. *Climatic change*, **134** (1-2) : 193-208.

- Ragubanshi A.S., 1992.** - Effect of topography on selected soil properties and nitrogen mineralization in a dry tropical forest. *Soil Biol. Biochem.*, **24** (2) : 145-150.
- Radji R., Klu K. & Kokou K., 2010a.** - Forest invasion by alien plant species: The case of neem tree (*Azadirachta indica* A. Juss.) in Southern Togo. *Int. J. Biodivers. Conserv.*, **2** (10) : 300-307.
- Raizada P. & Raghubanshi A., 2010.** - Seed germination behaviour of *Lantana camara* in response to smoke, *Tropical Ecology*, **51** (2) : 347-352.
- Ramade F., 1994.** - Qu'entend-t-on par Biodiversité et quels sont les problématiques et les problèmes inhérents à sa conservation?. *Bulletin de la Société entomologique de France*, **99** (1) : 7-18.
- Ranarijaona H.L.T., Zainabo F., Herilala A. & Simon A., 2013.** - Évaluation de la prolifération de la Jacinthe d'eau du lac Ravelobe Ankarafantsika et plan de restauration. [*VertigO*] *La revue électronique en sciences de l'environnement*, **13** (1) : 9-10.
- Raunkiaer S., 1905.** - Types biologiques pour la géographie botanique. *Bull. Acad. R. Sc. Danemark*, **5** : 347-437.
- Raunkier C., 1934.** - The life forms of plants and statistical plant of geography, Oxford Londres, Angleterre, 632 p.
- Ravault F., 1980.** - Papeari. In : l'organisation de l'espace dans un district de la côte du Sud de Tahiti. Travaux et Documents de l'ORSTOM, 126, Paris, France, 50p.
- Rawat Y.S., Bhatt Y.D., Pande P. & Singh S.P., 1994.** - Production and nutrient cycling in *Arundinaria falcata* and *Lantana camara* : The two converted ecosystems in central Himalaya. *Trop. Ecol.*, **35** (1) : 53-67.
- Raybaud V., Beaugrand G., Dewarumez J.M. & Luczak C., 2015.** - Climate-induced range shifts of the American jackknife clam *Ensis directus* in Europe. *Biological invasions*, **17** (2) : 725-741.
- Reaser J.K., Meyerson L.A., Cronk Q., De Poorter M.A.J., Eldrege L.G., Green E., & Vaiutu, L. 2007.** - Ecological and socioeconomic impacts of invasive alien species in island ecosystems. *Environmental Conservation*, **34** (2) : 98-111.

- Reinhart K.O. & Callaway R.M., 2006.** -Soil biota and invasive plants. *New Phytol.*, **170** : 445-457.
- Rejmánek M. & Richardson D.M., 1996.** - What attributes make some plant species more invasive?. *Ecology*, **77** (6) : 1655-1661.
- Rejmánek M., Richardson D.M., Barbour M.G., Crawley M.J., Hrusa G.F., Moyle P.B. & Williamson M. 2002.** - Biological invasions: politics and the discontinuity of ecological terminology. *Bulletin of the Ecological Society of America*, **83** (2) : 131-133.
- RGPH., 2014.** Recensement Général de la Population et de l'Habitat. Institut National De Statistiques, 49 p.
- Riahi K., Grübler A., Nakicenovic N., 2007.** - Scenarios of long-term socio-economic and environmental development under climate stabilization. *Technological Forecasting and Social Change*, **74** (7) : 887-935.
- Rice E.L., 1992.** - Allelopathic effects on nitrogen cycling. *In* : Allélopathie. Springer, Dordrecht, pp. 31-58.
- Ricciardi A. & MacIsaac H.J., 2000.** - Recent mass invasion of the North American Great Lakes by Ponto–Caspian species. *Trends in Ecology & Evolution*, **15** (2) : 62-65.
- Ricciardi A. & Cohen J., 2007.** - The invasiveness of an introduced species does not predict its impact. *Biological Invasions*, **9** (3) : 309-315.
- Richardson D.M., Pyšek P., Rejmánek M., Barbour M.G., Panetta F.D. & West C.J., 2000.** Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and distributions*, **6** (2) : 93-107.
- Richardson D.M. & Pyšek P., 2006.** - Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in physical geography*, **30** (3) : 409-431.
- Richardson D.M., & Pyšek P., 2007.** - Elton, CS en 1958 : Elton, C.S. 1958 : The ecology of invasions by animals and plants. London : Methuen. *Progress in Physical Geography*, **31** (6) : 659-666.

- Richardson D.M., Pyšek P. & Carlton J.T., 2011.** - A compendium of essential concepts and terminology in invasion ecology. *Fifty years of invasion ecology: the legacy of Charles Elton*, pp. 409-420.
- Rico-Gray V., Oliveira P.S. & Oliveira P.S., 2007.** - The ecology and evolution of ant-plant interactions. University of Chicago Press, 313 p.
- Rotenberry J.T., Preston K.L. & Knick S.T., 2006.** - GIS-based niche modelling for mapping species' habitat. *Ecology*, **87** (6) : 1458-1464.
- Roque J., 2007.** - Carte pédologique de la France à moyenne échelle. Feuille Meaux. Notice explicative. FAO Orléans, 196 p.
- Rossel R.V., Minasny B., Roudier P. & Mcbratney A.B., 2006.** - Colour space models for soil science. *Geoderma*, **133** (3-4) : 320-337.
- Rosswall T., 1976.** - The internal nitrogen cycle between microorganisms, vegetation and soil. In: Svensson B H, Soderlund R (eds): Nitrogen, Phosphorous and Sulfur-Global Cycle, Ecol. Bull., Stockholm. pp 157-167.
- Rouzière A., 1994.** - Quelles technologies le CIRAD peut-il proposer pour redynamiser la filière cocotier ? *Oléagineux*, **49** (3) : 115-124.
- Ruwanza S. & Shackleton C.M. 2016.** - Effects of the invasive shrub, *Lantana camara*, on soil properties in the Eastern Cape, South Africa. *Weed biology and management*, **16** (2) : 67-79.
- Sabourin C., 1985.** - Le tourisme dans les régions rurales du Québec : bilan et perspectives, Thèse de Doctorat de l'Université d'Aix-Marseille III, Marseille, France, 726 p.
- Saggar S., McIntosh P.D., Hedley C.B. & Knicker H., 1999.** - Changes in soil microbial biomass, metabolic quotient, and organic matter turnover under *Hieracium* (*H. pilosella* L.). *Biology and Fertility of Soils*, **30** (3) : 232-238.
- Sako N., Beltrando G., Atta K.L., Dibi N.H. & Brou T., 2013.** - Dynamique forestière et pression urbaine dans le Parc national du Banco (Abidjan, Côte d'Ivoire). *Vertigo*, **13** (2) : 1-12.
- Saidi D., Le Bissonnais Y., Duval O., Daoud Y. & Halitim A., 2004.** - Effet du sodium échangeable et de la concentration saline sur les propriétés physiques des sols de la plaine du Cheliff (Algérie). *Étude et Gestion des Sols*, **11** (20): 81-92.

- Salehi A., Ghorbanzadeh N. & Salehi M., 2013.** - Soil nutrient status, nutrient return and retranslocation in poplar species and clones in northern Iran. *iForest -Biogeoscience and Forestry*, 6: 336-341.
- Salifu K.F. & Timmer V.R., 2001.** - Nutrient retranslocation response of *Picea mariana* seedlings to nitrogen supply. *Soil Science Society of American Journal*. **65** : 905-913.
- Saliou A.R.A., Oumorou M. & Sinsin A.B., 2014.** - Variabilités bioclimatiques et distribution spatiale des herbacées fourragères dans le Moyen-Bénin (Afrique de l'Ouest). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **8** (6) : 2696-2708.
- Salvaudon A., 2006.** - Mémento de terrain : Gestion des milieux et des espèces. ATEN, N° 83, 5 p.
- Saurabh P., Neelam R., Govind S. & Durgesh P., 2019.** - Predicting potential invasion of *Lantana camara* using species distribution modelling in the part of Central Himalaya : Case study of Garhwal Division of Uttarakhand. <https://www.researchgate.net/publication/336603516>
- Sax D.F. & Gaines S., 2003.** - Species diversity: from global decreases to local increases. *Trends in Ecology & Evolution*, **18** (11) : 561-566.
- Sax D.F. & Gaines S.D. 2008.** - Species invasions and extinction: The future of native biodiversity on islands. - *Proc. Natl. Acad. Sci.*, **105** : 11490-11497.
- Scheldeman X. & van Zonneveld M., 2012.** - Manuel de formation à l'analyse spatiale de la diversité et de la distribution des plantes. Bioersivity International, Rome, Italia. 186p.
- Scheurer M., Heß S., Lüddeke F., Sacher F., Güde H., Löffler H. & Gallert C., 2015.** - Removal of micropollutants, facultative pathogenic and antibiotic resistant bacteria in a full-scale retention soil filter receiving combined sewer overflow. *Environmental Science: Processes & Impacts*, **17** (1) : 186-196.
- Schreck Reis C., Marchante H., Freitas H. & Marchante E., 2013.** - Public Perception of Invasive Plant Species: Assessing the impact of workshop activities to promote young students' awareness. *International Journal of Science Education*, **35** (4) : 690-712.
- Schwartz M.W., 2012.** - Using niche models with climate projections to inform conservation management decisions. *Biological Conservation.*, **155** : 149-156.

- Seastrom M.M., 2001.** - Taux de réponse comme outil de gestion de la qualité des données. In *Recueil du symposium de statistique au Canada*, Statistique Canada, pp 1-8.
- Senarathne S.H.S., Samarajeewa A.D. & Perera K.C.P., 2003.** - Comparison of different weed management systems and their effects on yield of coconut plantations in Sri Lanka. *Weed biology and management*, **3** (3) : 158-161.
- Senou I., Gnankamary Z., Some A.N. & Sedogo P.M., 2014.** - Projection de trois espèces de plantes locales pour la phytoextraction de métaux lourds à partir de deux types de sols au Burkina Faso. *Agronomie Africaine*, **26** (2) : 155-166.
- Senouci K., Bendaoud A., Tilmatine A., Medles K., Das S. & Dascalescu L., 2009.** - Multivariate statistical process control of electrostatic separation processes. *IEEE Transactions on Industry Applications*, **45** (3) : 1079-1085.
- Shackleton C.M. & Shackleton R.T. 2016.** - Knowledge, perceptions and willingness to control designated invasive tree species in urban household gardens in South Africa. *Biological Invasions*, **18** (6) : 1599-1609.
- Shackleton R.T., Shackleton C.M. & Kull C.A., 2019.** - The role of invasive alien species in shaping local livelihoods and human well-being: A review. *Journal of environmental management*, **229** : 145-157.
- Shafroth P.B. & Briggs M.K., 2008.** - Restoration ecology and invasive riparian plants: an introduction to the special section on Tamarix spp. in western North America. *Restoration Ecology*, **16** (1) : 94-96.
- Shannon C.E., 1948.** - A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal*, **27** : 379-423.
- Sharma P.K., Verma T.S. & Bhagat R.M. 1995.** - Soil structural improvements with the addition of *Lantana camara* biomass in rice-wheat cropping. *Soil Use and Management*, **11** (4) : 199-203.
- Sharma P.K., Ladha J.K., Verma T.S., Bhagat R.M. & Padre A.T., 2003.** - Rice wheat productivity and nutrient status in a *Lantana* (*Lantana* sp.) amended soil. *Biol. Fert. Soils*, **37** : 108–114
- Sharma G.P., Raghubanshi A.S. & Singh J.S., 2005.** - *Lantana* invasion: an overview. *Weed Biology and Management*, **5** (4) : 157-165.

- Sharma G.P. & Raghubanshi A.S., 2006.** - Tree population structure, regeneration and expected future composition at different levels of *Lantana camara* L. invasion in the Vindhyan tropical dry deciduous forest of India. *Lyonia*, **11** (1) : 27-39.
- Sharma G.P. & Raghubanshi A.S., 2007.** - Effect of *Lantana camara* L. cover on local depletion of tree population in the Vindhyan tropical dry deciduous forest of India. *Applied Ecology and Environmental Research*, **5** (1) : 109-121.
- Sharma G.P. & Raghubanshi A.S., 2009.** - *Lantana* invasion alters soil nitrogen pools and processes in the tropical dry deciduous forest of India. *Applied Soil Ecology*, **42** (2) : 134-140.
- Sharma G.P. & Raghubanshi A.S., 2010.** - How *Lantana* invades dry deciduous forest: a case study from Vindhyan highlands, India. *Tropical Ecology*, **51** (2) : 305-316.
- Shea K. & Chesson P., 2002.** - Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends Ecol. Evol.*, **17** (4) : 170-176.
- Shi C., Eguchi N., Meng F., Watanabe T., Satoh F. & Koike T., 2016.** - Retranslocation of foliar nutrients of deciduous tree seedlings in different soil condition under free-air O₃ enrichment. *iForest-Biogeosciences and Forestry*, **9** (5) : 835.
- Shrestha U.B., Sharma K.P., Devkota A., Siwakoti M. & Shrestha B.B., 2018.** - Potential impact of climate change on the distribution of six invasive alien plants in Nepal. *Ecological Indicators*, **95** : 99-107.
- Si C., Liu X., Wang C., Wang L., Dai Z., Qi S. & Du D., 2013.** - Different degrees of plant invasion significantly affect the richness of the soil fungal community. *PLoS One*, **8** (12) : e85490.
- Siemens T.J. & Blossey B., 2007.** - An evaluation of mechanisms preventing growth and survival of two native species in invasive Bohemian knotweed (*Fallopia*× *bohemica*, Polygonaceae). *American Journal of Botany*, **94** (5) : 776-783.
- Simba Y.R., Kamweya A.M., Mwangi P.N. & Ochora J.M., 2013.** - Impact of the invasive shrub, *Lantana camara* L. on soil properties in Nairobi National Park, Kenya. *International Journal of Biodiversity and Conservation*, **5** (12) : 803-809.
- Simberloff D. & Von Holle B., 1999.** - Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown?. *Biological invasions*, **1** (1) : 21-32.

- Simelane D.O., 2002.** - Biology and host range of *Ophiomyia camarae*, a biological control agent for *Lantana camara* in South Africa. *BioControl*, **47** (5) : 575-585.
- Smith R.M., Thompson K., Hodgson J.G., Warren P.H. & Gaston K.J., 2006.** - Urban domestic gardens (IX): composition and richness of the vascular plant flora, and implications for native biodiversity. *Biological conservation*, **129** (3) : 312-322.
- Snyder W.E. & Evans E.W., 2006.** - Ecological effects of invasive arthropod generalist predators. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, **37** : 95-122.
- Soberón J. & Nakamura M., 2009.** - Niches and distributional areas : concepts, methods, and assumptions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **106** (2) : 19644-19650.
- Soltner D., 2000.** - Les bases de la production végétale, T I : le sol et son amélioration. 22e Édition, Éditions Sciences et techniques agricoles "Le Clos Lorelle"- 49130 Saint Gemmes-Sur-Loire., 472 p.
- Soubeyran Y., 2008.** - Espèces exotiques envahissantes dans les collectivités françaises d'outre-mer. État des lieux et recommandations. Collection Planète Nature. Comité français de l'UICN, Paris, France, 202p.
- Standish R.J., Williams P.A., Robertson, A.W., Scott N.A. & Hedderley D.I., 2004.** - Invasion by a perennial herb increases decomposition rate and alters nutrient availability in warm temperate lowland forest remnants. *Biological Invasions*, **6** (1) : 71-81.
- Sundaram B., Krishnan S., Hiremath A.J. & Joseph G., 2012.** - Ecology and impacts of the invasive species, *Lantana camara*, in a social-ecological system in South India: perspectives from local knowledge. *Human Ecology*, **40** (6) : 931-942.
- Sutherland S., 2004.** - What makes a weed a weed: life history traits of native and exotic plants in the USA. *Oecologia*, **141** (1) : 24-39.
- Tani C.K., Le Bourgeois T. & Munoz F. 2010.** Aspects floristiques des adventices du domaine phytogéographique oranais (Nord-Ouest algérien) et persistance d'espèces rares et endémiques. *Flora Medit.*, **20** : 29-46.
- Tassin J., Sarrailh J.M. & Rivière J.N., 2007.** - Essences forestières et invasions: des systèmes de prédiction toujours plus fiables. *Bois & forêts des tropiques*, **292** (292) : 71-79.

- Tassin J., 2015.** - Les plantes invasives : un ajustement du vivant à notre monde. *CIHEAM Watch Lett.*, **33** : 99-103.
- Tassin J., Thompson K., Carroll S.P. & Thomas C.D., 2017.** - Determining whether the impacts of introduced species are negative cannot be based solely on science: a response to Russell and Blackburn. *Trends Ecol. Evol.*, **32** (4) : 230-231.
- Tastet J.P., 1974.** - L'environnement physique du système lagunaire Ebrié. Série de la Documentation du Département des Sciences de la terre, Université Abidjan, Côte d'Ivoire, Volume 11, N°2, 28 p.
- Taylor S. & Kumar L., 2013.** - Potential distribution of an invasive species under climate change scenarios using CLIMEX and soil drainage: a case study of *Lantana camara* L. in Queensland, Australia. *Journal of environmental management*, **114** : 414-422.
- Taylor S. & Kumar L., 2014.** - Climate Change and Weed Impacts on Small Island Ecosystems: *Lantana camara* L.(Magnoliopsida: Verbenaceae) Distribution in Fiji1. *Pacific Science*, **68** (1) : 117-133.
- Terborgh J., 1985.** - The vertical component of plant species diversity in temperate and tropical forests. *The American Naturalist*, 126 (6) : 760-776.
- Thiombiano N., Ouedraogo R., Belem M. & Guinko S., 2009.** - Dynamique de l'évolution et impact d'une plante envahissante au Burkina Faso: *Hyptis suaveolens* (L.) Poit. *Ann. Univ. Lomé (Togo), série Sciences*, **18** : 97-115.
- Thomas G.W., 1996.** - Soil pH acidity. In methods of soil analysis. Part 3- chemical Methods. Sparks D.L., Helmke P.A. and Leoppert R.H. (Ed.) American Society of Agronomy, Madison, USA. SSSA Book series 5, pp. 475-490.
- Thomas S.E. & Ellison C.A., 2000.** - A century of classical biological control of *Lantana camara* : can pathogens make a significant difference. In *Proceedings of the X international symposium on biological control of weeds*, 4-14 July 1999, Montana State USDA-ARS Bozeman, Montana, USA, pp 97-104.
- Thorpe A.S., Thelen G.C., Diaconu A. & Callaway R.M., 2009.**- Root exudate is allelopathic in invaded community but not in native community: field evidence for the novel weapons hypothesis. *Journal of Ecology*, **97** (4) : 641-645.
- Tié Bi T., 1995.** - Contribution à l'étude de la capacité de fourniture en azote des sols sous climat tropical humide (Côte d'Ivoire) : Application à l'entretien de la productivité des

terres de culture. Thèse de Doctorat de l'Université de Cocody, Abidjana, Côte d'Ivoire, 179 p.

Tiébré M.S., Bizoux J.P., Hardy O.J., Bailey J.P. & Mahy G., 2007. - Hybridization and morphogenetic variation in the invasive alien *Fallopia* (Polygonaceae) complex in Belgium. *American Journal of botany*, **94** (11) : 1900-1910.

Tiébré M.S., Kassi N.J., Kouadio Y.J.C. & N'Guessan K.E., 2012. - Etude de la biologie reproductive de *Tithonia diversifolia* (Hemsl.) Gray (Asteraceae) : Espèce non indigène invasive en Côte d'Ivoire". *Journal of Asian Scientific Research*, **2** (4) : 200-211.

Tiébré M.S., Djaha K., Vroh B.T.A., N'Da K.D. & Adou Yao C.Y., 2014. - Stratégies et potentiel d'invasion des massifs forestiers par *Hopea odorata* Roxb. (Dipterocarpaceae) : cas du Parc National du Banco en Côte d'Ivoire. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **8** (2) : 666-679.

Tiébré M.S., Vroh B.T.A., Kouamé D., Dibi K.D. & Adou Yao C.Y., 2015. - Effets d'un arbre exotique envahissant *Hopea Odorata* Roxb. (Dipterocarpaceae) sur la diversité floristique et le stockage de carbone du Parc National du Banco en Côte d'Ivoire. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, **10** (1) : 207-216.

Tiébré M.S. & Gouli Gnanazan Z.R., 2018. - Impact of *Chromolaena odorata* (L.) R.M. King & H. Rob. (Asteraceae) on the floristic composition and the physico-chemical properties of the soil of a coastal relict forest. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, **24** (2) : 773-788.

Tiébré M.S., Pagny F.P.J., Kouadio Y.J.C., Gouli Gnanazan Z.R., 2018. - Étude de la perception de *Lantana camara* L. (Verbenaceae), une espèce végétale exotique envahissante, par les populations riveraines des cocoteraies du Sud-Est de la Côte d'Ivoire. *REB - PASRES*, **3** (3) : 68-77.

Toyi M.S., Barima Y.S.S., Mama A., André M., Bastin J.F., De Cannière C., Sinsin B., Bogaert J., 2013. - Tree plantation will not compensate natural woody vegetation cover loss in the Atlantic Department of Southern Benin. *Tropicult.*, **31** : 62-70.

Traoré D. 1985. - Contribution à l'étude des milieux hydrophytiques ouverts de la Côte d'Ivoire. Thèse de l'Université de Bordeaux III, Bordeaux, France, 394 p.

- Traoré H., 1991.** - Influence des facteurs agroécologiques sur la constitution des communautés adventices des cultures céréalières (sorgho, mil, maïs) du Burkina Faso, Thèse de Doctorat de l'Université de Montpellier, Montpellier, France, 180 p.
- Traoré K., Pene C.B., Kadio G.A. & Akeé S., 2005.** - Phyto sociologie et diversité floristique du périmètre élaéicole de La Mé en basse Côte d'Ivoire forestière. *Agronomie africaine*, **17** (3) : 163-178.
- Traoré K. & Péné C.B., 2016.** - Étude phytoécologique des adventices dans les agroécosystèmes élaéicoles de la Mé et de Dabou, en basse Côte d'Ivoire. *Journal of Applied Biosciences*, **104** (1) : 10005-100018.
- Traore K. & Djaha K., 2019.** - Analyse de la flore aquatique envahissante dans les plans d'eau de la ville de Daloa (Centre Ouest de la Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*, **142** (1) : 14509-14518.
- Turbelin A.J., Malamud B.D. & Francis R.A., 2017.** - Mapping the global state of invasive alien species: patterns of invasion and policy responses. *Global Ecology and Biogeography*, **26** (1) : 78-92.
- Tyser R.W. & Worley C.A., 1992.** - Alien flora in grasslands adjacent to road and trail corridors in Glacier National Park, Montana (USA). *Conservation Biology*, **6**(2), 253-262.
- UICN., 2000.** - Lignes directrices de l'UICN pour la prévention de la perte de la diversité biologique causée par les espèces exotiques envahissantes. UICN, Commission de sauvegarde des espèces, 25 p.
- UICN., 2014.** - The IUCN Red List of Threatened Species Version 3. <www.iucnredlist.org>. Consulté le 28 Avril 2020.
- UICN., 2018.** IUCN Red List of Threatened Species. <www.iucnredlist.org>. Consulté le 13 Janvier 2021.
- UICN/PACO., 2013.** - Plantes invasives affectant les aires protégées d'Afrique de l'Ouest : gestion pour la réduction des risques pour la biodiversité. Ouagadougou : UICN/PACO, 84 p.
- Uddling J., Karlsson P.E., Glorvigen A. & Sellden G., 2006.** - Ozone impairs autumnal resorption on nitrogen from birch (*Betula pendula*) leaves, causing an increase in whole-tree nitrogen loss through litter fall. *Tree Physiology*, **26** : 113-120.

- UNIFA., 2020** - Parlons Fertilisation. <https://fertilisation-edu.fr/nutrition-des-plantes/le-role-des-elements-nutritifs/potassium.html>. Consulté le 30 Août 2020.
- UNIFA., 2021** – Nutrition des plantes (fertilisation-edu.fr). Consulté le 11 Février 2021.
- Untalan M.Z.G., Burgos D.F.M. & Martinez K.P. 2019.** - Species distribution modelling of two species endemic to the philippines to show the applicability of MaxEnt. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing & Spatial Information Sciences*, **42** : 14–15.
- Valéry L., Fritz H., Lefeuvre J.C. & Simberloff D., 2008.** - In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. *Biological invasions*, **10** (8) : 1345-1351.
- Valéry L., Fritz H., Lefeuvre J.C. & Simberloff D., 2009.** - Invasive species can also be native.... *Trends in Ecology & Evolution*, **24** (11) : 585.
- Valéry L., Fritz H. & Lefeuvre J.C., 2013.** - Another call for the end of invasion biology. *Oikos*, **122** (8) : 1143-1146.
- Van der Linden S., 2015.** - The social-psychological determinants of climate change risk perceptions: Towards a comprehensive model. *Journal of Environmental Psychology*, **41** : 112-124.
- Van Der Maarel E., 1979.** - Transformation of Cover-Abundance Values In Phytosociology and Its Effects On Community Similarity. *Vegetation*, **39** (2) : 97-114.
- Van der Vossen H.A.M. & Chipungahelo G.S.E., 2007.** - *Cocos nucifera* L. In : Van der Vossen H.A.M et Mkamilo G.S. (Editeurs). PROTA 14 : Végétale oils/Oléagineux [CD- ROM]. PROTA, Wagenigen, Pays Bas, 237 p.
- Van Oosterhout E., Clark A., Day M.D. & Menzies E., 2004.** - *Lantana* Control Manual. Current Management and Control. Options for *Lantana* (*Lantana Camara*) in Australian State of Queensland. Department of Natural Resources, Mines and Energy, Brisbane, Qld, Australia. Available from URL: <http://www.nrm.qld.gov.au/pests/wons/Lantana>. Consulté le 28 Avril 2020.
- Van Wilgen B.W. & Gorgens A.H.M., 2004.** - Invasive alien plants and water resources in South Africa: current understanding, predictive ability and research challenges: working for water. *South African Journal of Science*, **100** (1) : 27-33.

- van Zonneveld M., Jarvis A., Dvorak W., Lema G. & Leibing C., 2009.** - Climate change impact predictions on *Pinus patula* and *Pinus tecunumanii* populations in Mexico and Central America. *Forest ecology and Management*, **257** (7) : 1566-1576.
- Vanderhoeven S., Chapuis-Lardy L., Dassonville N., Koutika L.S. & Meerts P., 2006.** - Effect of the exotic invasive plant *Solidago gigantea* on soil phosphorus status. *Biology and Fertility of Soils*, **42** (6) : 481-489.
- Vanderhoeven S., Branquart E., Grégoire J.C. & Mahy G., 2007.** - Les invasions biologiques. *Forêt. Nature*, **89**: 24-43.
- Vanderhoeven S., Halford M., Heemers L., Mathys C. & Mahy G., 2011.** - Enquête socioéconomique sur les plantes ornementales invasives en Belgique. Rapport Alter IAS des alternatives aux plantes invasives, Liège, Belgique, 14 p.
- Vanderhoeven S., Piqueray J., Halford M., Nulens G., Vincke, J. & Mahy G., 2011.** - Perception and understanding of invasive alien species issues by nature conservation and horticulture professionals in Belgium. *Environmental Management*, **47** (3) : 425-442.
- Vanga A. F., 2013.** - Acteurs locaux et pêche lagunaire aux produits toxiques dans la Sous-Préfecture de Grand-Bassam (Côte d'Ivoire). *Agronomie Africaine*, **25** (3) : 299-308.
- Vardien W., Richardson D.M., Foxcroft L.C., Thompson G.D., Wilson J.R.U. & Le Roux J.J., 2012.** - Invasion dynamics of *Lantana camara* L. (sensu lato) en Afrique du Sud. *South Afr J Bot*, **81** : 81-94
- Verbrugge L.N., Van den Born R.J., & Lenders H.R., 2013.** - Exploring public perception of non-native species from a visions of nature perspective. *Environmental management*, **52** (6) : 1562-1573.
- Verger F., 1976.** - Les techniques d'analyse granulométrique. Paris, CNRS, 5 p.
- Vilà M., Weber E. & Antonio C.M., 2000.** - Conservation implications of invasion by plant hybridization. *Biological invasions*, **2** (3) : 207-217.
- Vilà M., Espinar J. L., Hejda M., Hulme P.E., Jarošík V., Maron J.L. & Pyšek P. 2011.** - Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology letters*, **14** (7) : 702-708.

- Vilatte J.C., 2007.** - Méthodologie de l'enquête par questionnaire. Laboratoire Culture & Communication Université d'Avignon, 54 p.
- Vitousek P.M., 1988.** - Diversity and biological invasions of oceanic islands. *Biodiversity*, **20** : 181-189.
- Vranjic J.A., Woods M.J. & Barnard J., 2000.** - Soil-mediated effects on germination and seedling growth of coastal wattle (*Acacia sophorae*) by the environmental weed, bitou bush (*Chrysanthemoides monilifera* ssp. *rotundata*). *Austral Ecology*, **25** : 445-453.
- Wagh V.V. & Jain A.K., 2018.** - Status of ethnobotanical invasive plants in western Madhya Pradesh, India. *South African Journal of Botany*, **114** : 171-180.
- Walworth J.L., 2006.** - Soil Sampling and Analysis, College of Agriculture and life sciences, University of Arizona. Arizona
- Wang C., Xiao H., Liu J., Wang L. & Du D., 2015.** - Insights into ecological effects of invasive plants on soil nitrogen cycles. *American Journal of Plant Sciences*, **6** (01) : 34-46.
- Wango T.E, Moussa M., N'Guessan Y.A. & Mondé S., 2013.-** Hydrodynamique du complexe lagunaire Grand-Lahou, Ebrié et Aby (Côte d'Ivoire) : Impacts des forçages fluviaux et de la marée. *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, Section Sciences de la Terre*, **35** : 27–38.
- Wekhanya M.N.N., 2016.** - The effect of invasive species *Lantana camara* on soil chemistry at Ol-DonyoSabuk National Park, Kenya. Doctorat de l'Université de Kenyatta, Kenyatta, 98 p.
- Wekhanya M.N., Mbugua P.K. & Mworira J.K., 2020.** - The effect of invasive species *Lantana camara* L. on soil nutrients at Ol-Donyo Sabuk National Park, Kenya. *African Journal of Pure and Applied Sciences*, **1** (1) : 25-32.
- White F. 1983.** The vegetation of Africa. Natural Resources Research, UNESCO, Vol.20 pp.356 pp. ref.50 pp.
- Wicklender L., 1954.** - Forms of potassium in the soil. Potassium symposium 1954, Intern. Potash Inst., Bern, Switzerland, 109-421.
- William P., 2017.** - Enquête sur les plantes invasives. Master de l'Université de Liège, Belgique, 82p.

- Williamson M., 1996.** - Biological Invasions, Chapman and Hall London, 244 p.
- Williamson M. & Fitter A., 1996.** - The varying success of invaders. *Ecology*, **77** (6) : 1661-1666.
- Wilson J.R., Richardson D.M., Rouget M., Procheş Ş., Amis M.A., Henderson L. & Thuiller W., 2007.** - Residence time and potential range: crucial considerations in modelling plant invasions. *Diversity and Distributions*, **13** (1) : 11-22.
- Witt A., 2010.** - Impacts of invasive plants and their sustainable management in agro-ecosystems in Africa: A review. *CABI Africa, NRB*, 1102-1109.
- Woegan Y. A., Akpavi S., Dourma M., Atato A., Wala K. & Akpagana K., 2013.** - État des connaissances sur la flore et la phytosociologie de deux aires protégées de la chaîne de l'Atakora au Togo : Parc National Fazao-Malfakassa et Réserve de Faune d'Alédjo. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **7** (5) : 1951-1962.
- Wolf J.J., Beatty S.W. & Seastedt T.R., 2004.** - Soil characteristics of Rocky Mountain National Park grasslands invaded by *Melilotus officinalis* and *M. alba*. *Journal of Biogeography*, **31** (3) : 415-424.
- Yao-Kouamé A., 2008.** - Etude des sols brunifiés dérivés des matériaux volcanosédimentaires de Toumodi en moyenne Côte d'Ivoire. Thèse de l'Université de Cocody, Abidjan, Côte d'Ivoire, 210 p.
- Yi Y.J., Zhou Y., Cai Y.P., Yang W., Li Z.W. & Zhao X., 2018.** - The influence of climate change on an endangered riparian plant species: the root of riparian *Homonoia*. *Ecol. Indic.*, **92** : 40-50.
- Yoboue K.E., Kouadio K.P., Ble L.O. & Yao-Kouame A., 2018.** - Caractéristiques Morphopédologiques et Géochimiques des Sols Brunifiés de Anikro et de Kahankro (Centre-Sud de la Côte d'Ivoire), *European Scientific Journal*, **14** : 281-300.
- Yoka J., Amiaud B., Epron D., Loumeto J.J. & Voudibio J., 2013.** - Analyse de la diversité floristique du sous-bois de la palmeraie de Mboobo dans la cuvette congolaise (République du Congo). *Annales des Sciences Agronomiques*, **17** (2) : 161-178.

- Yost R.S. & Uchida R., 2000.** - Interpreting Soil Nutrients Analysis Data definition of the 'Low,' 'Sufficient' and 'High' Nutrient levels Chapter 7. College of Tropical Agriculture and Human Resources, University of Hawaii at Monoa, 87-89p.
- Zabi S.G., 1982a.** - Répartition et abondance des espèces de la macrofaune benthique de la lagune Ebrié (Côte d'Ivoire), Document Scientifique du Centre de Recherche d'Océanographie, Abidjan, ORSTOM, 12 p.
- Zabi S.G., 1982b.** - Les peuplements benthiques lagunaires liés à la pollution en zone urbaine d'Abidjan (Côte d'Ivoire) ; *Océanologica Acta Numéro Spéciale*, pp. 441 - 455.
- Zakra A.N., 1997.** - Contribution à l'étude de la restauration et du maintien de la fertilité des sables quaternaires du littoral ivoirien : Cas de l'utilisation d'arbres fixateurs biologiques d'azote comme plantes associatives avec les cocotiers. Thèse de Doctorat de l'Université de Cocody, Abidjan, Côte d'Ivoire, 152 p.
- Zalucki M.P., Day M.D. & Playford J., 2007.** - Will biological control of *Lantana camara* ever succeed? Patterns, processes & prospects. *Biological Control*, **42** (3) : 251-261.
- Zan-Bi T., 2014.** - Biologie de reproduction et Dynamique d'exploitation du Pelon *Brachydeuterus auritus* (Valenciennes, 1831) à Grand-Bassam (Côte d'Ivoire). Master de l'Université Polytechnique de Bobo-Dioulasso, Bobo-Dioulasso, Burkina-Faso, 49 p.
- Zavaleta E.S., Hobbs R.J. & Mooney H.A., 2001.** - Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *Trends in Ecology & Evolution*, **16** (8) : 454-459.
- Zende M., 2016.** - Impact of *Lantana camara* invasion on a cattle/wildlife ranch: A case of Imire Ranch, Wedza District, Zimbabwe.
- Zhang Q., Zhang Y., Peng S., Zobel K., 2014.** - Climate warming may facilitate invasion of the exotic shrub *Lantana camara*. *PloS one*, **9** (9) : 1-8.
- Zhang W., Parker K.M., Luo Y.T., Wan S., Wallace L.L. & Hu S., 2005.** - Soil microbial responses to experimental warming and clipping in a tallgrass prairie. *Global change biology*, **11** (2) : 266-277.



ANNEXES

Annexe 1: Fiches d'enquête utilisées pour la collecte des données.

QUESTIONNAIRES DESTINES AUX POPULATIONS LOCALES

N° 26 Date de l'enquête... Mardi 21/06/2016

I.1-REGION.....
I.2-DEPARTEMENT.....
I.3-VILLE.....
I.4-VILLAGE... Campement PK 6.....
I.5-NOMBRE D'HABITANTS.....

IDENTIFICATION DE L'ENQUETE

NOM ET PRENOM... Quattara Zié..... ETHNIE... Sénoufo.....
AGE... 45 ans..... SITUATION MATRIMONIALE :... Marie.....
NOMBRE D'ENFANTS :... 5..... NIVEAU D'ETUDE... Maître en Arabe
NUMERO DE TELEPHONE... 07 - 69 - 10 - 31.....

1

N°	Questions	Code	Aller a
I/ Description de l'activité			
001	Quelle est votre activité principale ? 1/ Agriculteur 2/ Commerçant 3/ Fonctionnaire 4/ Hôtelier Autre à préciser..... <u>cocoteraie</u>	<input type="checkbox"/>	
002	Avez-vous une activité secondaire ? 1/ Oui 2/ <u>Non</u>	<input type="checkbox"/>	
	Si oui laquelle ? A/ Pêcheur B/ Fermier C/ Maçon Autre à préciser.....	<input type="checkbox"/>	
003	Depuis quand exercez-vous votre activité principale ? 1/ Moins de 5 ans 2/ 6-10 ans 3/ 11-15 ans 4/ plus de 15 ans <u>8 ans</u>	<input type="checkbox"/>	
II/ Niveau de connaissance du Lantaniér (<i>Lantana camara</i>)			
004	Connaissez-vous le Lantaniér (<i>Lantana camara</i>)? 1/ <u>Oui</u> 2/ Non	<input type="checkbox"/>	
	Si oui comment l'avez-vous connu ? 1/ <u>Observation personnelle</u> 2/ Population locale 3/ Médias 4/ Etudes Autre(s).....	<input type="checkbox"/>	
005	Actuellement, où peut-on rencontrer cette plante dans la localité ? A/ Bord des cours d'eau B/ <u>Plantations</u> <u>cocoteraie</u> C/ Marécages D/ Bords des maisons E/ Bords des routes Autre(s).....	<input type="checkbox"/>	
006	Selon vous, comment cette plante est arrivée dans votre localité ? μ / Agriculture χ / Horticulture α / <u>Elevage</u> β /Aucune idée Autre(s).....	<input type="checkbox"/>	
007	Pouvez-vous si possible nous faire l'historique de cette arrivée du Lantaniér dans votre localité?		

III/ Usages du Lantaniier (*Lantana camara*)

008	Utilisez-vous le Lantaniier (<i>Lantana camara</i>) dans l'exercice de votre fonction ? A/ Oui B/ Non <u> </u>			<input type="checkbox"/>	
	Si oui, à quelle fin ? 1/ Fertilisant 2/ Aire vive 3/ Empêche la croissance des mauvaises herbes Autre(s).....			<input type="checkbox"/>	
009	Utilisez-vous personnellement cette plante au quotidien ? 1/ Oui 2/ Non <u> </u>			<input type="checkbox"/>	
	Si oui, quels usages en faites- vous ?				
	Usages	Organes utilisés	Mode de préparation ou d'utilisation	Affections traitées	
	Alimentaire	a/ Feuilles b/ Fruits	1/ Cru	<div style="border: 1px solid black; width: 100%; height: 100%; transform: rotate(45deg);"></div>	
		c/ Graines d/ Tiges	2/ Cuit		
e/ Racines f/ Fleurs		Autre(s).....			
Autre(s).....				
Médicinal	a/ Feuilles b/ Fruits	1/ Cru 2/ Décoction	μ/ Paludisme		
	c/ Graines d/ Tiges	3/ Infusion	\$/ Fièvre		
	e/ Racines f/ Fleurs	4/ Macération	Autre(s).....		
	Autre(s).....	Autre(s).....		
Artisanal	a/ Feuilles b/ Fruits	1/ Chaises 2/Cases	<div style="border: 1px solid black; width: 100%; height: 100%; transform: rotate(45deg);"></div>		
	c/ Graines d/ Tiges	3/ Balais 4/ Paniers			
	e/ Racines f/ Fleurs	Autre(s).....			
	Autre(s).....			
Ornemental	a/ Feuilles b/ Fruits	1/ Embellissement	<div style="border: 1px solid black; width: 100%; height: 100%; transform: rotate(45deg);"></div>		
	c/ Graines d/ Tiges	Autre(s).....			
	e/ Racines f/ Fleurs			
	Autre(s).....			

IV/ Impact du Lantaniier (*Lantana camara*)

010	Pensez-vous que le Lantaniier (<i>Lantana camara</i>) a un impact sur certaines composantes du milieu ? 1/ Oui 2/ Non <u> </u>			<input type="checkbox"/>	
------------	---	--	--	--------------------------	--

Si oui, quelles sont les impacts sur ces composantes ?			
Composantes	Impacts		
	Positifs	Négatifs	
011 <u>Hommes</u> <i>Décoratif tous</i> <i>Piqures</i>	Alimentaire Médicinal Artisanal Ornemental	1/ Maladie Autre(s)..... <i>Figures</i>	
<u>Animaux</u> <i>Cabri mange</i> <i>les fleurs</i>	A/ Fourrage B/ Thérapeutique Autre(s).....	a/ Maladie Autre(s) :	
<u>Sols</u>	C/ Enrichissement D/ Humidité Autre(s).....	b/ Appauvrissement c/ Sécheresse Autre(s).....	
<u>Eaux</u>	E/ Epuration Autre(s).....	d/ Pollution Autre(s).....	
<u>Plantes</u>	F/ Croissance Autre (s).....	e/ Mortalité Autre(s).....	<i>Étanche les autres</i> <i>plantes</i>
Autre(s).....			
012	En cas d'impact du Lantaniér sur des plantes, pouvez-vous nous citer les plantes concernées ? <i>Cocos nucifera</i> <i>Chromolaena odorata</i>		<input type="checkbox"/>
V/ Moyens de luttés contre le Lantaniér (<i>Lantana camara</i>)			
013	Pensez-vous qu'il soit important de lutté contre le Lantaniér (<i>Lantana camara</i>)? 1/ oui 2/ non		<input type="checkbox"/>
	Si oui, quelles méthodes de luttés utilisez-vous ? 1/ Lutté mécanique (Daba ; machette ...) 2/ Lutté chimique (Herbicide ...) 3/ Re-végétalisation et remplacement des espèces disparues Autre(s).....		<input type="checkbox"/>
014	Seriez-vous prêt à participer à un programme de lutté contre le Lantaniér ? A/ Oui B/ Non		<input checked="" type="checkbox"/>

	<p>Si oui, comment comptez-vous procéder ?</p> <p>1/ <u>Respect des lois d'introduction ou de commercialisation</u></p> <p>2/ <u>Sensibilisation et information de la population</u></p> <p>3/ <u>Participations à des programmes de reboisements</u></p> <p>4/ <u>Contribution financière : < 2000 ; 2000 à 5000 ; 5000 à 10000 ; + de 10000</u></p> <p>Autre à préciser..... <u>10000</u> <u>2000</u></p>	<input type="checkbox"/>	
VI/ Généralités sur les plantes envahissantes			
	<p>Connaissez-vous des plantes autres que le Lantanière qui envahissent votre localité ?</p> <p>1/ <u>Oui</u> 2/ Non</p> <p>Si oui, pouvez-vous les citer ?</p> <p>015 <u>Bambusa vulgaris (Bambou) ; Caladium bicolor ; Cecropia peltata (Parasolier) ; Chromolaena odorata (Sékou-Touré) ; Eichornia crassipes (Jacinthe d'eau) ; Heliconia psittacorum ; Hopea odorata (Sao) ; Lantana camara (Lantanière) ; Leucaena leucocephala ; Litsea glutinosa ; Pistia stratiotes (Salade d'eau) ; Syngonium podophyllum...</u></p> <p>Autre(s).....</p>	<input type="checkbox"/>	
	<p>Pensez-vous que les plantes envahissantes constituent un problème majeur pour la biodiversité ?</p> <p>1/ <u>Oui</u> 2/ Non</p> <p>016 Si oui, expliquez comment: <u>car ce sont des espèces qui menacent l'équilibre.</u></p>	<input type="checkbox"/>	
	<p>Vous sentez-vous concerner par ce problème ?</p> <p>1/ <u>Oui</u> 2/ Non</p> <p>017</p>	<input type="checkbox"/>	
	<p>Ce sujet mérite-il de faire l'objet d'un programme au niveau national ?</p> <p>1/ <u>Oui</u> 2/ Non</p> <p>18</p>	<input type="checkbox"/>	

Spécifiquement pour le personnel du CNRA

Si oui, quelles sont les impacts sur ces composantes ?		
Composantes	Impacts	
	Positifs	Négatifs
<u>Hommes</u>	Alimentaire Médicinal Artisanal Ornemental	1/ Maladie(s) <u>(Fièvre, Blessure)</u> Autre(s) :
<u>Animaux</u>	A/Fourrage <u>(Ornemental par les glands)</u> B/Thérapeutique Autre(s) :	a/ Maladie(s) Autres :
<u>Sols</u>	C/ Enrichissement D/ Humidité Autre(s) :	b/ Appauvrissement c/ Sécheresse Autre(s) :
<u>Eaux</u>	E/ Epuration Autre(s) :	d/ Pollution Autre(s) :
<u>Plantes</u>	F/ Croissance Autre :	e/ Mortalité <u>(Étouffe les cocoteraies)</u> Autres :
Autre(s)		
012	En cas d'impact du Lantnier sur des plantes , pouvez-vous nous citer les plantes concernées ? <u>Cocos nucifera</u>	
013	Pensez-vous que le Lantnier a une influence sur le rendement des cocoteraies ? 1/ Oui 2/ Non Si oui, préciser le pourcentage de perte ou de gain économique qu'entraîne sa présence dans ces cocoteraies ? A/ Moins de 5% B/ 5 – 10% C/ 10 – 20% D/ 20 – 30% E/ 30 – 50% F/ Plus de 50% G/ Aucune idée	
014	Pensez-vous que les cocoteraies soient menacées par la présence du Lantnier ? A/ Oui B/ Non <u>- Ne donne pas bien</u> Si oui, expliquez	

Spécifiquement pour les horticulteurs

	Si oui expliquez ?.....		
III/ Usages du Lantnier (<i>Lantana camara</i>)			
010	Achetez-vous ou cultivez-vous le Lantnier (<i>Lantana camara</i>)? Achat: 1/ Oui 2/ Non Culture: A/ Oui B/ Non	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
011	En cas de culture, quel est le substrat employé ? 1/ Sable 2/ Argile 3/ Limon 4/ Terreau..... 5/ Compost Autre(s) à préciser.....	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
012	Quels sont les proportions des composés de ce substrat utilisées pour la mise en culture du Lantnier? a/ 2/3 sable b/ 1/3 argile Autre(s).....	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
013	Depuis combien de temps le Lantnier a été introduit dans votre activité? A/ 1 ans B/ 2 ans C/ 3 ans Autre(s) à préciser.....	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
014	Quel est le prix d'achat et de vente d'un pied de Lantnier? A/ Achat : 1/ 250 2/ 500 3/ 750 Autre(s) à préciser..... B/ Vente : a/ 500 b/1000 c/1500 Autre(s) à préciser	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	Cette plante est-elle économiquement rentable pour votre activité ? 1/ Oui 2/ Non	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
015	Si oui quelle part de votre chiffre d'affaire représente la vente de cette plante ? A/ Moins de 5 % B/ 5 – 10 % C/ 10 – 20 % D/ 20 -30 % E/ 30 – 50 % F/ Plus de 50 % G/ Aucune idée	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
016	Utilisez-vous cette plante au quotidien ? 1/ Oui 2/ Non	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Annexe 2: Liste générale des espèces végétales inventoriées dans les cocoteraies.

Types biologiques (MP = mégaphanérophytes ; mP = mésophanérophytes ; mp = microphanérophytes ; np = nanophanérophytes ; Lmp = lianes microphanérophytes ; Ch = chaméphytes ; Ep = épiphytes ; H = hémicryptophytes ; Th = thérophytes) ;

Types phytogéographiques (i = introduite ; SZ = Région phytogéographique Soudano-Zambézieme ; GC = Région phytogéographique Guinéo-Congolaise ; GC- SZ = Région phytogéographique Soudano-Zambézieme et Guinéo-Congolaise ; GCW = forêts de l’Afrique de l’Ouest ; GCi = Territoire ivoirien) ;

HG : forêts de la Haute Guinée ;

LC : Espèces classées comme préoccupation mineure

UICN : Union international pour la conservation de la nature (2015) ; AA : Aké-Assi (1988).

Espèces	Familles	Types biologiques	Types phytogéographiques	HG	UICN-AA
<i>Acacia mangium</i> Willd.	Fabaceae	mp	i		
<i>Acroceras zizanooides</i> (Kunth) Dandy	Poaceae	np	GC-SZ		LC
<i>Agelaea pentagyna</i> Radlk.	Connaraceae	Lmp	GC		
<i>Albertisia cordifolia</i> (Mangenot & J.Miège) Forman	Menispermaceae	np	GCi	HG	
<i>Albertisia scandens</i> (Mangenot & Miede) Forman	Menispermaceae	Lnp	GCW	HG	
<i>Albizia adianthifolia</i> (Schumach.) W.F. Wright	Fabaceae	mP	GC		LC
<i>Alchornea cordifolia</i> (S.& Th) Müll.Arg.Macbr	Euphorbiaceae	mp	GC-SZ		
<i>Anacardium occidentale</i> L.	Anacardiaceae	mp	i		
<i>Ancistrocladus abbreviatus</i> Airy Shaw	Ancistrocladaceae	Lmp	GC		
<i>Ancistrocladus barteri</i> Scott-Elliot	Ancistrocladaceae	LmP	GCW	HG	
<i>Andropogon auriculatus</i> Stapf	Poaceae	H	GC-SZ		
<i>Anthocleista djalonensis</i> A. Chev.	Loganiaceae	mp	GC-SZ		
<i>Anthocleista nobilis</i> G. Don.	Gentianaceae	mp	GCW	HG	
<i>Axonopus compressus</i> Sw. P. Beauv.	Poaceae	H	GC		

<i>Baphia nitida</i> Lodd	Fabaceae	mp	GC	LC
<i>Boerhavia diffusa</i> L.	Nyctaginaceae	Ch	GC-SZ	
<i>Borreria verticillata</i> (L.) G.Mey.	Rubiaceae	np	i	
<i>Calopogonium mucunoides</i> Desv.	Fabaceae	Lmp	GC	
<i>Carpolobia lutea</i> G. Don	Polygalaceae	np	GC	
<i>Cassia occidentalis</i> L.	Fabaceae	np	GC-SZ	
<i>Cassipourea barteri</i> N.E. Br.	Rhizophoraceae	mp	GC	
<i>Cassytha filiformis</i> L.	Lauraceae	Lmp	GC-SZ	
<i>Catharanthus roseus</i> (L.) G. Don	Apocynaceae	np	GC	
<i>Centrosema pubescens</i> Benth.	Fabaceae	Lmp	GC	
<i>Cephaëlis peduncularis</i> Salisb.	Rubiaceae	np	GC	
<i>Chloris pilosa</i> Schumach. & Thonn.	Poaceae	Th	GC-SZ	
<i>Chromolaena odorata</i> (L.) King & H.E. Robins.	Compositae	np	GC	
<i>Chrysobalanus icaco</i> L. <i>subsp. Icaco</i> L.	Chrysobalanaceae	mp	GC	
<i>Chrysopogon aciculatus</i> Trin.	Poaceae	Ch	GC-SZ	
<i>Clerodendrum splendens</i> G. Don	Lamiaceae	Lmp	GC	
<i>Clerodendrum volubile</i> P. Beauv.	Lamiaceae	np	GC	
<i>Croton hirtus</i> L'Hérit.	Euphorbiaceae	np	GC	
<i>Cucumis sativus</i> L.	Cucurbitaceae	Lmp	i	
<i>Cyclosorus striatus</i> (Schum.) Ching	Thelypteridaceae	rh	GC	
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers	Poaceae	Ch	GC-SZ	
<i>Cyperus dilatatus</i> Schum.	Cyperaceae	H	GC-SZ	
<i>Cyperus distans</i> L. f.	Cyperaceae	H	GC-SZ	LC
<i>Cyperus rotundus</i> L.	Cyperaceae	Gr	GC-SZ	LC
<i>Cyperus sphacelatus</i> Rottb.	Cyperaceae	H	GC-SZ	
<i>Cyrtosperma senegalense</i> (Schott) Engl.	Araceae	Gr	GC	
<i>Dalbergia afzeliana</i> G. Don	Fabaceae	Lmp	GC	

<i>Dalbergia ecastaphyllum</i> (L.) Taubert	Fabaceae	mp	GC	
<i>Daniellia thurifera</i> Bennett	Fabaceae	mP	GCW	
<i>Desmodium ascendens</i> (Sw.) DC.	Fabaceae	Ch	GC	LC
<i>Desmodium ramosissimum</i> G.Don	Fabaceae	np	GC-SZ	
<i>Diodia rubricosa</i> Hiern	Rubiaceae	Ch	GC	
<i>Disperos ferrea</i> (Willd.) Bakh.	Ebenaceae	mp	GC	
<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.	Arecaceae	mP	GC	
<i>Eleocharis complanata</i> Boeckeler	Cyperaceae	Th	GC-SZ	
<i>Emilia coccinea</i> (Sims) G.Don	Compositae	Th	GC	
<i>Eragrostis ciliaris</i> (L.) R.Br.	Poaceae	Th	GC-SZ	
<i>Eragrostis domingensis</i> (Pers.) Steud.	Poaceae	H	GC-SZ	
<i>Eriosema glomeratum</i> Hook.f.	Fabaceae	H	GC-SZ	
<i>Eucalyptus camaldulensis</i> Dehnh.	Myrtaceae	np	i	
<i>Eugenia whytei</i> Sprague	Myrtaceae	mp	GC	
<i>Ficus trichopoda</i> Baker	Moraceae	mp	GC-SZ	
<i>Fimbristylis ferruginea</i> Vahl.	Cyperaceae	H	SZ	LC
<i>Fimbristylis littoralis</i> Gaudich.	Cyperaceae	Th	GC	LC
<i>Fuirena umbellata</i> Rottb.	Cyperaceae	Gr	GC-SZ	LC
<i>Funtumia africana</i> Stapf	Apocynaceae	mP	GC	
<i>Funtumia elastica</i> Stapf	Apocynaceae	mP	GC	
<i>Gaertnera paniculata</i> Benth.	Rubiaceae	mp	GC	
<i>Heterotis rotundifolia</i> Smith	Melastomataceae	Ch	GC	
<i>Imperata cylindrica</i> (L.) P.Beauv.	Poaceae	Gr	GC-SZ	
<i>Ipomoea asarifolia</i> Roem. & Schult.	Convolvulaceae	Lmp	GC-SZ	
<i>Ipomoea involucrata</i> P. Beauv.	Convolvulaceae	Th	GC-SZ	
<i>Isonema smeathmannii</i> Roem. & Schult.	Apocynaceae	Lmp	GCW	HG
<i>Kyllinga peruviana</i> Lam.	Cyperaceae	Gr	GC	

<i>Lannea welwitschii</i> (Hiern) Engl	Anacardiaceae	MP	GC	
<i>Lantana camara</i> L.	Verbenaceae	np	GC-SZ	
<i>Leptoderris ledermannii</i> Harms	Fabaceae	LmP	GC	
<i>Macaranga barteri</i> Müll.Arg.	Euphorbiaceae	mp	GC	
<i>Machaerium lunatum</i> (L.f.) Ducke	Fabaceae	mp	GC	
<i>Mangifera indica</i> L.	Anacardiaceae	mP	i	
<i>Manotes longiflora</i> Bak.	Connaraceae	Lmp	GC	
<i>Mariscus cylindristachyus</i> Steud.	Cyperaceae	H	GC	
<i>Mariscus dubius</i> (Rottb.) Kük. ex C.E.C.Fisch.	Cyperaceae	H	GC-SZ	
<i>Microgramma owariensis</i> (Desv.) Alston	Polypodiaceae	Ep	GC	
<i>Mimosa pudica</i> L.	Fabaceae	Lnp	GC	
<i>Morinda longiflora</i> G.Don	Rubiaceae	Lmp	GC-SZ	
<i>Napoleonaea vogelii</i> Hook. & Planch.	Lecythidaceae	mp	GC	
<i>Nephrolepis biserrata</i> (Sw.) Schott	Nephrolepidaceae	H	GC	
<i>Oldenlandia affinis</i> DC.	Rubiaceae	Th	GC	
<i>Oldenlandia corymbosa</i> L.	Rubiaceae	Ch	GC-SZ	
<i>Ouratea flava</i> Schum. & Thonn.	Ochnaceae	mp	GC	
<i>Ouratea glaberima</i> (P. Beauv.) Engl.	Ochnaceae	np	GC	
<i>Panicum repens</i> L.	Poaceae	Gr	GC-SZ	LC
<i>Passiflora foetida</i> L.	Passifloraceae	Lmp	GC	
<i>Pennisetum pedicellatum</i> Trin.	Poaceae	Th	GC-SZ	
<i>Pentodon pentandrus</i> Vatke	Rubiaceae	Ch	GC-SZ	LC
<i>Perotis indica</i> (L.) Kuntze	Poaceae	Th	GC-SZ	
<i>Phoenix reclinata</i> Jacq.	Arecaceae	mp	GC-SZ	
<i>Phyllanthus pentandrus</i> Schumach. & Thonn.	Phyllanthaceae	np	GC-SZ	
<i>Phyllanthus amarus</i> Schumacher	Phyllanthaceae	np	GC	
<i>Pouzolzia guineensis</i> Benth.	Urticaceae	np	SZ	

<i>Psycotria elongato-sepala</i> (De Willd.) E. M. A. Petit	Rubiaceae	Lmp	GC	
<i>Psidium guajava</i> L.	Myrtaceae	mp	i	
<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	Dennstaedtiaceae	Gr	GC	
<i>Pycreus lanceolatus</i> (Poir.) C.B. Clarke.	Cyperaceae	H	GC	
<i>Rauvolfia vomitoria</i> Afzel.	Apocynaceae	mp	GC-SZ	
<i>Sauvagesia erecta</i> L.	Ochnaceae	Ch	GC-SZ	
<i>Schrankia leptocarpa</i> DC.	Mimosaceae	Lnp	GC	
<i>Scoparia dulcis</i> L.	Plantaginaceae	np	GC-SZ	
<i>Secamone afzelei</i> (Roem. & Schult.) K.Schum.	Apocynaceae	Lmp	GC	
<i>Sesamum radiatum</i> Schumach. & Thonn.	Pedaliaceae	np	GC	
<i>Sida acuta</i> Burm. f.	Malvaceae	np	GC	
<i>Sida alba</i> L.	Malvaceae	np	GC-SZ	
<i>Smeathmannia pubescens</i> Sol.	Passifloraceae	mp	GC	
<i>Sporobolus pyramidalis</i> Beauv.	Poaceae	H	GC-SZ	
<i>Stachytarpheta cayennensis</i> (Rich.) J. Vahl.	Verbenaceae	np	GC	
<i>Sterculia tragacantha</i> Lindl.	Malvaceae	mP	GC-SZ	
<i>Strophanthus gratus</i> (Wall. & Hook.) Baill.	Apocynaceae	Lmp	GC-SZ	
<i>Strophanthus hispidus</i> DC.	Apocynaceae	Lmp	GC-SZ	
<i>Tapinanthus bangwensis</i> (Engl. and K. Krause) Danser	Loranthaceae	Ep	GC	
<i>Tricalysia discolor</i> Brenan	Rubiaceae	mp	GCW	
<i>Triclisia patens</i> Oliv.	Menispermaceae	Lmp	GCW	HG
<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.	Malvaceae	np	GC-SZ	
<i>Vernonia cinerea</i> (L.) Less.	Compositae	np	GC-SZ	
<i>Waltheria indica</i> L.	Malvaceae	np	SZ	
<i>Zanthoxylum Zanthoxyloides</i> (Lam.) Zepern. & Timler	Rutaceae	mp	GC-SZ	

Annexe 3 : Liste générale des espèces végétales inventoriées par strates dans les différentes cocoteraies.

Espèces des cocoteraies non envahies	Types morphologiques	Espèces des cocoteraies envahies	Types morphologiques
<i>Acacia mangium</i>	Arbuste	<i>Acacia mangium</i>	Arbuste
<i>Acroceras zizanoides</i>	Abrisseau	<i>Acroceras zizanoides</i>	Abrisseau
<i>Agelaea pentagyna</i>	Arbuste	<i>Agelaea pentagyna</i>	Arbuste
<i>Albertisia cordifolia</i>	Arbuste	<i>Albertisia cordifolia</i>	Arbuste
<i>Albertisia scandens</i>	Abrisseau	<i>Albertisia scandens</i>	Abrisseau
<i>Albizia adianthifolia</i>	Arbre	<i>Alchornea cordifolia</i>	Arbuste
<i>Alchornea cordifolia</i>	Arbuste	<i>Ancistrocladus abbreviatus</i>	Arbuste
<i>Anacardium occidentale</i>	Arbuste	<i>Andropogon auriculatus</i>	Herbacée perenne
<i>Ancistrocladus abbreviatus</i>	Arbuste	<i>Axonopus compressus</i>	Herbacée perenne
<i>Ancistrocladus barberi</i>	Arbre	<i>Baphia nitida</i>	Arbuste
<i>Andropogon auriculatus</i>	Herbacée perenne	<i>Boerhavia diffusa</i>	Herbacée annuelle
<i>Anthocleista djalonensis</i>	Arbuste	<i>Borreria verticillata</i>	Abrisseau
<i>Anthocleista nobilis</i>	Arbuste	<i>Calopogonium mucunoides</i>	Herbacée annuelle
<i>Baphia nitida</i>	Arbuste	<i>Cassipourea barberi</i>	Arbuste
<i>Boerhavia diffusa</i>	Herbacée annuelle	<i>Cassytha filiformis</i>	Liane
<i>Borreria verticillata</i>	Abrisseau	<i>Catharanthus roseus</i>	Herbacée perenne
<i>Calopogonium mucunoides</i>	Herbacée annuelle	<i>Centrosema pubescens</i>	Herbacée perenne
<i>Carpolobia lutea</i>	Abrisseau	<i>Chromolaena odorata</i>	Arbuste
<i>Cassipourea barberi</i>	Arbuste	<i>Chrysobalanus icaco</i>	Arbuste
<i>Cassytha filiformis</i>	Liane	<i>Chrysopogon aciculatus</i>	Herbacée perenne
<i>Catharanthus roseus</i>	Herbacée perenne	<i>Croton hirtus</i>	Abrisseau
<i>Centrosema pubescens</i>	Herbacée perenne	<i>Cynodon dactylon</i>	Herbacée vivace
<i>Cephaëlis peduncularis</i>	Abrisseau	<i>Cyperus sphacelatus</i>	Herbacée annuelle
<i>Chloris pilosa</i>	Herbacée annuelle	<i>Cyrtosperma senegalense</i>	Herbacée perenne
<i>Chromolaena odorata</i>	Arbuste	<i>Dalbergia afzeliana</i>	Abrisseau
<i>Chrysobalanus icaco</i>	Arbuste	<i>Desmodium ramosissimum</i>	Abrisseaux
<i>Chrysopogon aciculatus</i>	Herbacée perenne	<i>Diodia rubricosa</i>	Herbacée vivace

<i>Clerodendrum splendens</i>	Arbuste	<i>Elaeis guineensis</i>	Arbre
<i>Clerodendrum volubile</i>	Abrisseau	<i>Eleocharis complanata</i>	Herbacée annuelle
<i>Croton hirtus</i>	Abrisseau	<i>Emilia coccinea</i>	Herbacée annuelle
<i>Cucumis sativus</i>	Herbacée annuelle	<i>Eragrostis ciliaris</i>	Herbacée annuelle
<i>Cyclosorus striatus</i>	Fourgère	<i>Eragrostis domingensis</i>	Herbacée annuelle
<i>Cyperus distans</i>	Herbacée vivace	<i>Eriosema glomeratum</i>	Arbuste
<i>Cyperus rotundus</i>	Herbacée perenne	<i>Fimbristylis littoralis</i>	Herbacée annuelle
<i>Cyperus sphecelatus</i>	Herbacée annuelle	<i>Fuirena umbellata</i>	Herbacée annuelle
<i>Cyrtosperma senegalense</i>	Herbacée vivace	<i>Heterotis rotundifolia</i>	Herbacée pérenne
<i>Dalbergia afzeliana</i>	Abrisseau	<i>Imperata cylindrica</i>	Herbacée vivace
<i>Dalbergia ecastaphyllum</i>	Arbuste	<i>Isonema smeathmannii</i>	Arbuste
<i>Daniellia thurifera</i>	Arbre	<i>Lantana camara</i>	Arbuste
<i>Desmodium ramosissimum</i>	Abrisseaux	<i>Leptoderris ledermannii</i>	Arbre
<i>Diodia rubricosa</i>	Herbacée vivace	<i>Macaranga barteri</i>	Arbuste
<i>Disperos ferrea</i>	Arbuste	<i>Machaerium lunatum</i>	Arbuste
<i>Elaeis guineensis</i>	Arbre	<i>Mariscus dubius</i>	Herbacée pérenne
<i>Eleocharis complanata</i>	Herbacée annuelle	<i>Nephrolepis biserrata</i>	Fourgère
<i>Emilia coccinea</i>	Herbacée annuelle	<i>Oldenlandia affinis</i>	Herbacée annuelle
<i>Eragrostis ciliaris</i>	Herbacée annuelle	<i>Oldenlandia corymbosa</i>	Herbacée annuelle
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	Abrisseau	<i>Ouratea glaberima</i>	Abrisseau
<i>Eugenia whytei</i>	Arbuste	<i>Panicum repens</i>	Herbacée pérenne
<i>Ficus trichopoda</i>	Arbuste	<i>Pennisetum pedicellatum</i>	Herbacée annuelle
<i>Fimbristylis littoralis</i>	Herbacée annuelle	<i>Phoenix reclinata</i>	Arbuste
<i>Fuirena umbellata</i>	Herbacée annuelle	<i>Phyllanthus pentandrus</i>	Herbacée annuelle
<i>Gaertnera paniculata</i>	Arbuste	<i>Phyllanthus amarus</i>	Herbacée annuelle
<i>Heterotis rotundifolia</i>	Herbacée pérenne	<i>Pteridium aquilinum</i>	Abrisseau
<i>Ipomoea asarifolia</i>	Herbacée pérenne	<i>Pycreus lanceolatus</i>	Herbacée perenne
<i>Isonema smeathmannii</i>	Arbuste	<i>Rauvolfia vomitoria</i>	Arbuste
<i>Kyllinga peruviana</i>	Herbacée pérenne	<i>Sauvagesia erecta</i>	Herbacée annuelle
<i>Lannea welwitschii</i>	Arbre	<i>Scoparia dulcis</i>	Abrisseau

<i>Lantana camara</i>	Arbuste	<i>Tapinanthus bangwensis</i>	Arbuste
<i>Leptoderris ledermannii</i>	Arbre	<i>Triclisia patens</i>	Arbuste
<i>Macaranga barteri</i>	Arbuste	<i>Triumfetta rhomboidea</i>	Abrisseau
<i>Machaerium lunatum</i>	Arbuste	<i>Vernonia cinerea</i>	Herbacée annuelle
<i>Manotes longiflora</i>	Arbuste	<i>Waltheria indica</i>	Abrisseau
<i>Mariscus cylindristachyus</i>	Herbacée pérenne		
<i>Mariscus dubius</i>	Herbacée pérenne		
<i>Morinda longiflora</i>	Arbuste		
<i>Nephrolepis biserrata</i>	Abrisseau		
<i>Oldenlandia affinis</i>	Herbacée annuelle		
<i>Oldenlandia corymbosa</i>	Herbacée annuelle		
<i>Ouratea flava</i>	Arbuste		
<i>Passiflora foetida</i>	Herbacée annuelle		
<i>Pennisetum pedicellatum</i>	Herbacé annuelle		
<i>Pentodon pentandrus</i>	Herbacée vivace		
<i>Perotis indica</i>	Herbacée annuelle		
<i>Phoenix reclinata</i>	Arbuste		
<i>Phyllanthus pentandrus</i>	Herbacée annuelle		
<i>Pouzolzia guineensis</i>	Abrisseau		
<i>Psidium guajava</i>	Arbuste		
<i>Pteridium aquilinum</i>	Abrisseau		
<i>Pycreus lanceolatus</i>	Herbacée perenne		
<i>Rauvolfia vomitoria</i>	Arbuste		
<i>Sauvagesia erecta</i>	Herbacée annuelle		
<i>Scoparia dulcis</i>	Abrisseau		
<i>Secamone afzelei</i>	Arbuste		
<i>Sesamum radiatum</i>	Abrisseau		
<i>Sida acuta</i>	Abrisseau		
<i>Sida alba</i>	Abrisseau		
<i>Stachytarpheta cayennensis</i>	Abrisseau		

<i>Sterculia tragacantha</i>	Arbre
<i>Strophanthus hispidus</i>	Arbuste
<i>Tricalysia discolor</i>	Arbuste
<i>Triclisia patens</i>	Arbuste
<i>Triumfetta rhomboidea</i>	Abrisseau
<i>Waltheria indica</i>	Abrisseau
<i>Zanthoxylum Zanthoxyloides</i>	Arbuste

Annexe 4 : Liste générale des points de présences utilisés pour la distribution actuelle et future de *Lantana camara*

Nom scientifique	Latitude	Longitude	Sources
<i>Lantana camara</i> L.	5.333333	-4.116667	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	7.7	-7.066667	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	5.316667	-4.116667	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	5.333333	-4.116667	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	6.383333	-4.883333	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	7.421944	-3.828611	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	5.333333	-4.116667	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	7.421944	-3.828611	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	5.333333	-4.116667	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	5.225936	-3.753666	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	5.333333	-4.116667	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	5.366667	-4.05	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	5.225936	-3.753666	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	5.8	-4.216667	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	5.333333	-4.35	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	5.225936	-3.753666	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	5.225936	-3.753666	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	5.225936	-3.753666	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	5.225936	-3.753666	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	5.225936	-3.753666	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	5.225936	-3.753666	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	5.66667	-4.08889	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	7.62222	-8.41667	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	6.225	-5.01667	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	6.38333	-4.88333	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	5.333333	-4.116667	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	5.316667	-4.383333	GBIF

<i>Lantana camara</i> L.	5.3488889	-4.011666666666667	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	7.62222	-8.41667	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	6.225	-5.01667	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	5.66667	-4.08889	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	7.4166667	-3.8333333333333335	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	7.7	-7.066667	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	6.38333	-4.88333	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	7.86375	-8.10082	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	5.325556	-4.376853	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	4.4229500	-7.3528000	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	4.41832	-7.35699	GBIF
<i>Lantana camara</i> L.	3.1666667	-4.966666666666667	Littérature
<i>Lantana camara</i> L.	6.383333	-5.416667	Littérature
<i>Lantana camara</i> L.	5.4333333	-3.8333333333333335	Littérature
<i>Lantana camara</i> L.	5.4333333	-3.8333333333333335	Littérature
<i>Lantana camara</i> L.	5.25	-3.9166666666666665	Littérature
<i>Lantana camara</i> L.	5.3333333	-4.333333333333333	Littérature
<i>Lantana camara</i> L.	5.3416667	-5.360277777777777	Littérature
<i>Lantana camara</i> L.	5.19328	-3.64356	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	5.19366	-3.64346	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	5.1947	-3.64262	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	5.496111	-3.663611	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	5.19491	-3.64252	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	5.19547	-3.6425	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	5.4727667	-3.76775	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	5.19629	-3.64318	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	5.199598	-3.64339	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	5.19605	-3.64365	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	5.19638	-3.64427	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	5.5154333	-3.7371499999999997	Mission de terrain

<i>Lantana camara</i> L.	5.19716	-3.64467	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	5.19708	-3.64391	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	5.19752	-3.64327	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	6.4333333	-4.616666666666667	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	4.90993	-6.98664	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	6.650000	-4.200000	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	5.20112	-3.64155	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	6.4880833	-6.56285	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	6.4997667	-6.526883333333333	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	6.0733167	-5.835583333333333	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	9.600000	-5.200000	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	6.1620833	-5.831283333333333	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	6.4880833	-6.56285	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	5.19014	-3.64268	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	6.1441667	-5.878055555555556	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	6.3333333	-4.55	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	5.19062	-3.64254	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	5.19068	-3.64244	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	5.350000	-3.900000	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	5.337426	-4.004013	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	5.33	-4.33	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	7.12	-7.01	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	7.06	-3.13	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	6.06	-4.15	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	5.7	-4.1	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	6.2	-5	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	7.6	-8.4	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	6.4	-4.9	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	4.4	-7.4	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	4.41	-7.36	Mission de terrain

<i>Lantana camara</i> L.	5.19	-3.63	Mission de terrain
<i>Lantana camara</i> L.	7.68	5.01	Mission de terrain

SECTION V

ARTICLE 1 : CHARATERIZATION OF THE FLORA AND THE VEGETATION OF RUDERAL AREAS OF BANCO NATIONAL PARK (SOUTH CÔTE D'IVOIRE)

AKAFFOU SEV ¹, MÉVANLY O ¹, KOUADIO YJC ¹, GOULI GNANAZAN ZR ¹, TIÉBRÉ MS ^{1,2}

¹ Laboratory of Natural Environments and Biodiversity Conservation, UFR Biosciences, University Félix Houphouët-Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire

² Laboratory of Systematics, Herbarium and Botanical Museum, University Félix Houphouët-Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire

* Corresponding author : AKAFFOU Sopia Elvire Vanessa, 22 BP 582 Abidjan 22, Côte d'Ivoire, akaffousopia@yahoo.fr, Tel: 0022546415181

AKAFFOU *et al.* (2019). *REB-PASRES* 4 (2) : 64-80

CARACTÉRISATION DE LA FLORE ET DE LA VÉGÉTATION DES ZONES RUDÉRALES DU PARC NATIONAL DU BANCO (SUD CÔTE D'IVOIRE)

AKAFFOU SEV ^{1*}, MÉVANLY O¹, KOUADIO YJC¹, GOULI GNANAZAN ZR¹, TIÉBRÉ MS^{1, 2}

RÉSUMÉ

Les zones rudérales constituent des points de départ pour la prolifération des espèces exotiques envahissantes. L'objectif de cette étude est de contribuer à une meilleure connaissance de la flore et de la végétation des zones rudérales du Parc national du Banco. Il s'agit d'identifier les espèces végétales des milieux rudéraux, les espèces exotiques invasives et de caractériser les groupements végétaux et les espèces caractéristiques de ces milieux. Deux cent trois parcelles (203) de relevés phytosociologiques de 50 m² (10 m x 5 m) ont été installées aux abords des sentiers touristiques, dans la zone d'emprise des lignes de haute tension, dans les campements et à la périphérie du parc. Toutes les espèces végétales présentes ont été relevées et affectées d'un coefficient d'abondance-dominance. Les résultats ont montré que 302 espèces végétales réparties en 220 genres et 93 familles colonisent ces milieux. Dix-neuf espèces exotiques envahissantes dont une espèce avérée invasive ont été identifiées. Sept groupements végétaux ont été déterminés, dont quatre colonisés par les plantes invasives comme *Hopea odorata*, *Chromolaena odorata* et *Lantana camara*. Cette étude constitue une base préliminaire de la connaissance des groupements végétaux des zones rudérales du Parc national du Banco. Ces milieux méritent plus d'attention dans la stratégie de conservation des aires protégées en Côte d'Ivoire.

Mots clés : Espèces exotiques envahissantes, Côte d'Ivoire, Groupements végétaux, Parc national du Banco, Zones rudérales.

CHARACTERIZATION OF THE FLORA AND THE VEGETATION OF RUDERAL AREAS OF BANCO NATIONAL PARK (SOUTH CÔTE D'IVOIRE)

ABSTRACT

Ruderal areas are starting points for proliferation of invasive alien species. The objective of this study is to contribute to a better understanding of flora and vegetation of ruderal areas of Banco national Park. It's about identifying the plant species of the ruderal areas, the invasive exotic species and characterizing the plant groupings and the species characteristic of these environments. Two hundred and three (203) phytosociological plots of 50 m² (10 m x 5 m) has been installed near tourist trails, under of high voltage lines, in camps and on the outskirts of the park. All the plant species present were noted and assigned an abundance-dominance coefficient. The results showed that 302 plant species divided into 220 genera and 93 families colonize these environments. Nineteen invasive alien species, including one known to be invasive, have been identified. Seven plant groups have been identified, four of which have been colonized by invasive plants such as *Hopea odorata*, *Chromolaena odorata* and *Lantana camara*. This study constitutes a preliminary basis for understanding the plant groups in the ruderal zones of the Banco National Park. These environments deserve more attention in the conservation strategy for protected areas in Côte d'Ivoire.

Key words : Alien species, Banco national Park, Côte d'Ivoire, Plant groups, Ruderal areas.

¹Laboratoire de Botanique, UFR Biosciences, Université Félix Houphouët-Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire

²Centre National de Floristique, UFR Biosciences, Université Félix Houphouët-Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire

*Auteur de correspondance : akaffousopie@yahoo.fr

Introduction

L'urbanisation crée de nouveaux écosystèmes qui abritent une flore spécialisée adaptée aux milieux anthropiques (Neto *et al.*, 2015). La spécialisation des plantes dans les écosystèmes altérés a entraîné la croissance d'une population végétale appelée "espèces rudérales" qui s'adaptent mieux aux conditions environnementales (Neto *et al.*, 2015). En effet, les espèces rudérales sont des plantes qui poussent spontanément dans des milieux perturbés appelés zones rudérales qui se définissent comme des milieux influencés par l'homme, à savoir les bordures de routes, de pistes, les friches, les voies ferrées, les terrains vagues, les voies électriques de haute tension, les décharges, les décombres, les dépotoirs, les bordures de routes, de chemins, de massifs forestiers etc. (Uchida *et al.*, 2014). Les espèces rudérales, aussi appelées «mauvaises herbes» caractérisent le plus souvent des milieux « caractérisent le plus souvent des milieux non productifs (Culat et Celle, 2015). Tout de même, la végétation rudérale revêt une importance capitale pour la conservation de la biodiversité des écosystèmes car la ré-végétalisation spontanée de ces habitats anthropisés s'accompagne de nombreuses espèces héliophiles qui y trouvent les conditions idéales pour leur développement (Uchida *et al.*, 2014). Certaines plantes rudérales ont des valeurs médicinales, tandis que d'autres n'ont pas d'utilité connue. Sur le plan écologique, la flore rudérale croît rapidement, assure une couverture rapide des sols dénudés et contribue ainsi à la fixation des sols et à la lutte contre l'érosion (Nyakabwa, 1981). Des travaux scientifiques révèlent que les zones rudérales contribuent aux services écosystémiques comme la réduction de la température et du ruissellement, la création d'un habitat pour la faune et la séquestration du carbone (Robinson et Lundholm, 2012). Bowen *et al.* (2009) ont montré que les milieux rudéraux favorisent la richesse et l'abondance de certaines espèces d'oiseaux forestiers. D'ailleurs, la conversion de ces milieux rudéraux en environnements forestiers entraîne souvent une perte de la diversité floristique et faunique (Uchida *et al.*, 2016). Par

conséquent, le maintien de ces milieux est de plus en plus préconisé dans certains pays (Kowarik, 2011). Toutefois, d'autres études scientifiques ont aussi montré que les milieux rudéraux constituent des zones d'introduction des espèces non indigènes exotiques envahissantes (Tiébré *et al.*, 2008). Ces plantes modifient non seulement la richesse et la composition floristique des milieux envahis mais aussi les services écosystémiques (Vilà *et al.*, 2011). Elles engendrent de nombreux impacts négatifs sur le plan écologique, environnemental, économique et social (Maxwell *et al.*, 2016). De ce fait, ces plantes sont une réelle menace pour de nombreuses aires protégées comme les parcs nationaux et les forêts classées (Pellerin *et al.*, 2017).

En Côte d'Ivoire, le Parc National du Banco est un massif forestier urbain relique du littoral ivoirien. Il est caractérisé par une diversité de micro-habitats naturels (Sako et Beltrando, 2014) et est en proie aujourd'hui à de nombreuses pressions anthropiques, notamment l'urbanisation, l'agriculture périphérique et l'écotourisme (Akoue *et al.*, 2017). De nombreux chemins et voies d'accès ont été créés pour faciliter la gestion et la circulation des biens et des personnes. Le long de ces sentiers s'est développée une végétation rudérale. Actuellement, le Parc National du Banco renferme des espèces végétales invasives (Tiébré et Gouli Gnanazan, 2018 ; Akaffou *et al.* 2019). Dans l'optique de contribuer à une meilleure gestion de ce parc, les questions suivantes ont été posées : (1) Quelles sont les espèces végétales qui colonisent les milieux rudéraux du Parc National du Banco ? (2) quel est l'état d'envahissement des zones rudérales par les plantes exotiques invasives ? et (3) quels sont les groupements végétaux qui les caractérisent.

La présente étude s'est fixée comme objectif général de contribuer à une meilleure connaissance de la flore et de la végétation des zones rudérales du Parc National du Banco. De façon spécifique, il s'est agi (1) d'identifier les espèces végétales des milieux rudéraux et les espèces exotiques invasives, et (2) de caractériser les groupements végétaux et les espèces caractéristiques de ces milieux.

Matériel et Méthodes

Site d'étude

L'étude s'est déroulée au Parc national du Banco. Il est situé dans le district autonome d'Abidjan entre 5°21' et 5°25' de latitude Nord et entre 4°01' et 4°05' de longitude Ouest (figure 1). Conformément au décret N°2018-510 du 30 mai 2018, le Parc national du Banco couvre actuellement une superficie de 3438,34 ha. Le climat est de type tropical (Peel *et al.*, 2007). La courbe ombrothermique obtenue à partir des données de la station météorologique SODEXAM pour la période de 2008 à 2018 montrent que le climat est caractérisé par quatre saisons : deux saisons sèches, décembre à février et d'août à septembre et deux saisons de pluies, mars à juillet et d'octobre à novembre. La moyenne de la température annuelle avoisine 26 °C. La hauteur

maximale moyenne de pluies obtenue est de 453,43 mm en juin et la hauteur minimale est de 13,66 mm en janvier. Le sol du parc est de type ferrasol (FAO, 2006) caractérisé par un sol sableux, ferrallitique et fortement désaturé (Perraud, 1971). Le Parc national du Banco est une forêt sempervirente. C'est une relique de forêt littorale primaire psammohygrophile (Lauginie, 2007). Les arbres dominants la strate supérieure sont *Turraeanthus africanus* (Welw. ex C. DC.) Pellegr., *Synsepalum afzelii* (Engl.) T. D. Penn., *Berlinia confusa* Hoyle, *Blighia welwitschii* (Hiern) Radlk., *Coula edulis* Baill., *Dacryodes klaineana* (Pierre) H.J. Lam, *Lophira alata* Banks ex Gaertn.f., *Petersianthus macrocarpus* (P. Beauv.) Liben et *Piptadeniastrum africanum* (P. Beauv.) Liben. (De Koning, 1983 ; Lauginie, 1996).

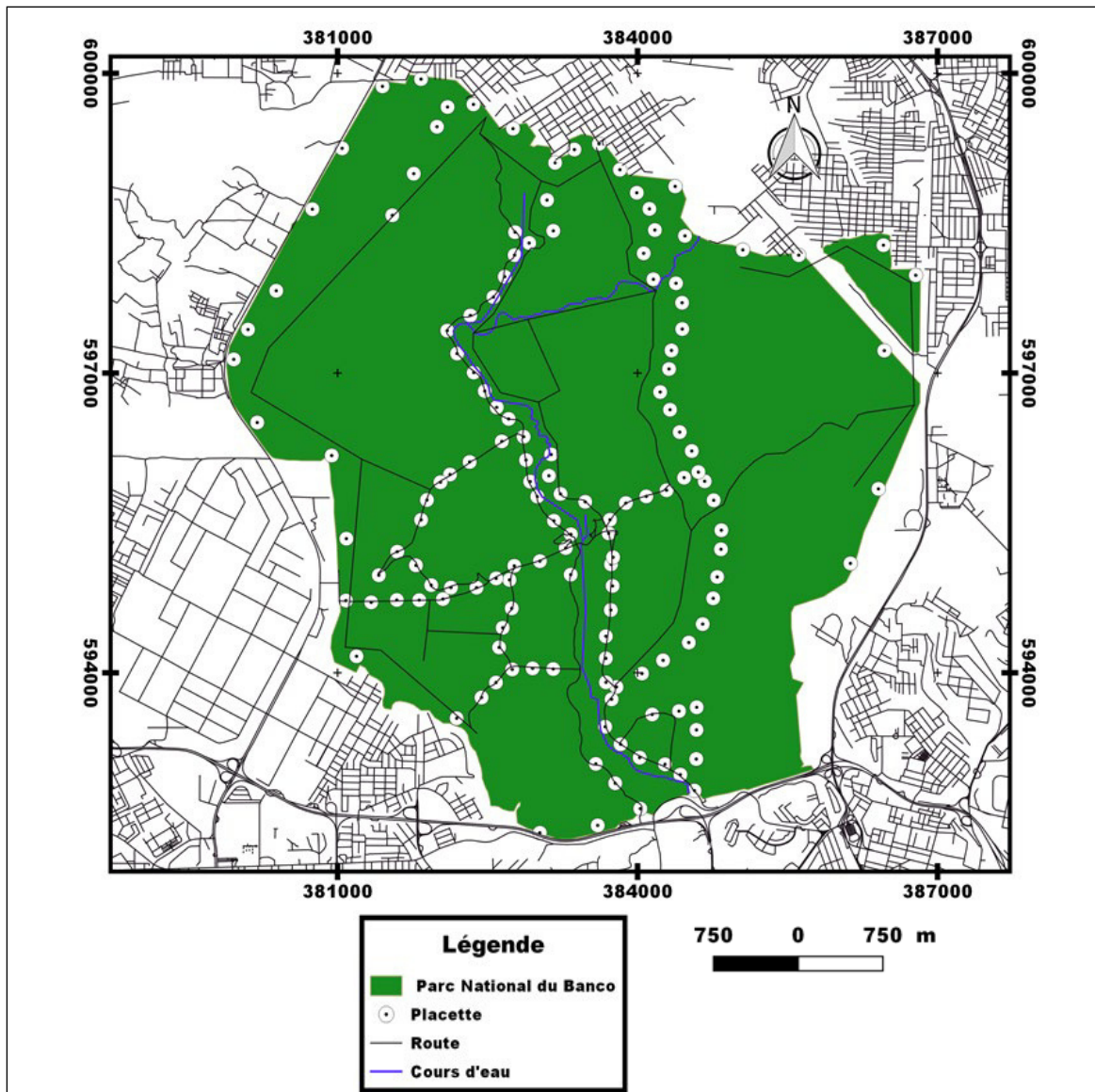


Figure 1 : Localisation et répartition des placettes d'échantillonnage dans le Parc national du Banco

Collecte des données

À l'issue des travaux de prospection, quatre types d'habitats ont été sélectionnés : les bordures des sentiers touristiques, les zones d'emprise des lignes de haute tension, la périphérie du parc et les campements détruits et actuels. Deux cent trois placettes de 50 m² (10 m x 5 m) ont été disposées soit 80 placettes en bordure des sentiers touristiques, 35 dans les zones d'emprise des lignes de haute tension, 46 à la périphérie du parc et 42 dans les campements. À l'intérieur de chaque placette, toutes les espèces végétales ont été identifiées et leurs coefficients d'abondance-dominance estimés suivant l'échelle de Van der Maarel (1979). Le recouvrement des plantes invasives a été estimé en suivant l'échelle de Vahrameev et Nobilliaux (2013). Selon ces auteurs, le niveau d'envahissement est nul lorsqu'aucune plante invasive n'est observée et il est de 5 pour un envahissement supérieur à 75%. Les paramètres environnementaux comme l'altitude et l'éclairement ont également été notés. L'éclairement a été apprécié à partir des travaux de Rameau *et al.* (1989) qui définissent trois types d'éclairement (milieu éclairé, demi-ombre et ombragé).

La nomenclature adoptée pour les espèces végétales est celle de APG IV (2016). Les noms des espèces ont été actualisés grâce aux travaux de Lebrun et Stork (1991-1997). Les espèces végétales invasives ont été identifiées sur la base des listes existantes d'espèces exotiques envahissantes. En effet, des ouvrages et articles sur les plantes invasives ont été consultés et synthétisés (De Foresta, 1995 ; Gautier *et al.*, 1999 ; Chatelain *et al.*, 2001 ; Neuba *et al.*, 2014 ; UICN/PACO, 2013 ; Noba *et al.*, 2017). La base de données mondiale des espèces invasives (www.issg.org/database/welcome), le recueil d'espèces invasives de CABI www.cabi.org/isc/ et la liste des plantes invasives de l'Afrique de l'Ouest (<http://issg.org/pdf/publications/GISP/Resources/wAfrica-EN.pdf>) ont été également consultés et synthétisés. Ces données ont été complétées par des communications d'experts locaux (Aké-Assi, communications personnelles) et des observations sur le terrain. Cette liste provisoire a servi de support pour l'inventaire des espèces invasives du Parc national du Banco (Akaffou *et al.*, 2019). Ces espèces ont ensuite été classifiées selon la méthode de Dortal et Geslin (2016) et Quere et Geslin (2016). Ces auteurs ont défini trois catégories de plantes invasives. Les invasives avérées (IA) qui sont des plantes non indigènes montrant une dynamique d'extension rapide du fait d'une reproduction

sexuée ou d'une multiplication végétative intenses, et formant localement, des populations denses et bien installées; les invasives potentielles (IP) qui sont des espèces non indigènes ne présentant pas actuellement de caractère envahissant avéré dans le territoire considéré mais dont la dynamique à l'intérieur de ce territoire et/ou dans les régions limitrophes ou climatiquement proches, est telle qu'il existe un risque de les voir devenir à plus ou moins long terme des espèces invasives avérées; les plantes à surveiller (AS) qui sont des espèces non indigènes ne présentant actuellement pas (ou plus) de caractère envahissant avéré mais dont la possibilité de développer un caractère envahissant n'est pas totalement écartée, compte tenu notamment du caractère envahissant de cette plante dans d'autres régions du monde.

Analyse des données

La diversité spécifique a été évaluée à l'aide de l'indice de diversité de Shannon (1949). La répartition équitable des individus au sein des espèces a été évaluée à partir de l'indice d'équitabilité de Pielou (1966). Pour comparer les moyennes des indices de diversité, le test non paramétrique de Kruskal-Wallis a été réalisé en raison de l'absence de normalité dans la distribution des données. Des tests de comparaison par paire ont été effectués grâce au test de Dunn à 5 %. Le logiciel XLSTAT version 2016 a été utilisé pour réaliser ces tests.

Pour discriminer les espèces végétales et les facteurs environnementaux responsables de la distribution de ces espèces dans les zones rudérales, les données floristiques et environnementales ont été soumises à l'ordination canonique des correspondances (ACC) avec le logiciel CANOCO (Canonical Community Ordination). Cette méthode, déjà utilisée par Ouattara *et al.* (2017), a permis de discriminer les groupes écologiques distincts. L'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) couplée à la classification ascendante hiérarchique (CAH), réalisée à l'aide du logiciel R-3.5.1, a permis d'identifier les groupements végétaux issus des groupes écologiques mis en évidence par l'ACC. La méthode IndVal de Dufrêne et Legendre (1997) a permis de déterminer les espèces indicatrices de chaque groupement végétal. La valeur indicatrice (IV) de toutes les espèces a été calculée avec le logiciel IndVal.2.0 (Dufrêne, 2004) et chaque groupement végétal a été nommé par les deux espèces présentant les plus fortes Valeurs Indicatrices (IV).

Résultats

Gradients environnementaux et typologie des habitats rudéraux

L'analyse canonique des correspondances (ACC) a permis de discriminer trois groupes écologiques (Figure 2). Les deux premiers axes du plan factoriel expliquent 74,30 % de la variance totale de la relation entre les espèces et les variables environnementales. L'axe 1, fortement corrélé (92 %) à l'éclaircissement, traduit un gradient de luminosité. Cet axe, fortement corrélé (70 %) au niveau d'envahissement, traduit également un gradient d'invasion. L'axe 1 individualise dans le plan positif, les groupes (G2) et (G3) et, dans le plan négatif, le groupe (G1). Le groupe (G1), composé

par la quasi-totalité des placettes des bordures de sentiers touristiques, se caractérise par un faible éclaircissement et une absence de plantes invasives. Le groupe (G2) renferme en majorité les placettes des campements et de la périphérie du parc. Il est caractérisé par un fort éclaircissement et degré élevé d'envahissement. Quant au groupe (G3), il est constitué de toutes les placettes des fils de haute tension et de quatre placettes de la périphérie du parc. Il se distingue par un fort éclaircissement et un niveau moyen d'envahissement. La dispersion des placettes s'est faite également selon l'axe 2 lié au type d'habitat. Cet axe discrimine alors du haut vers le bas, les groupes (G2), (G1) et (G3).

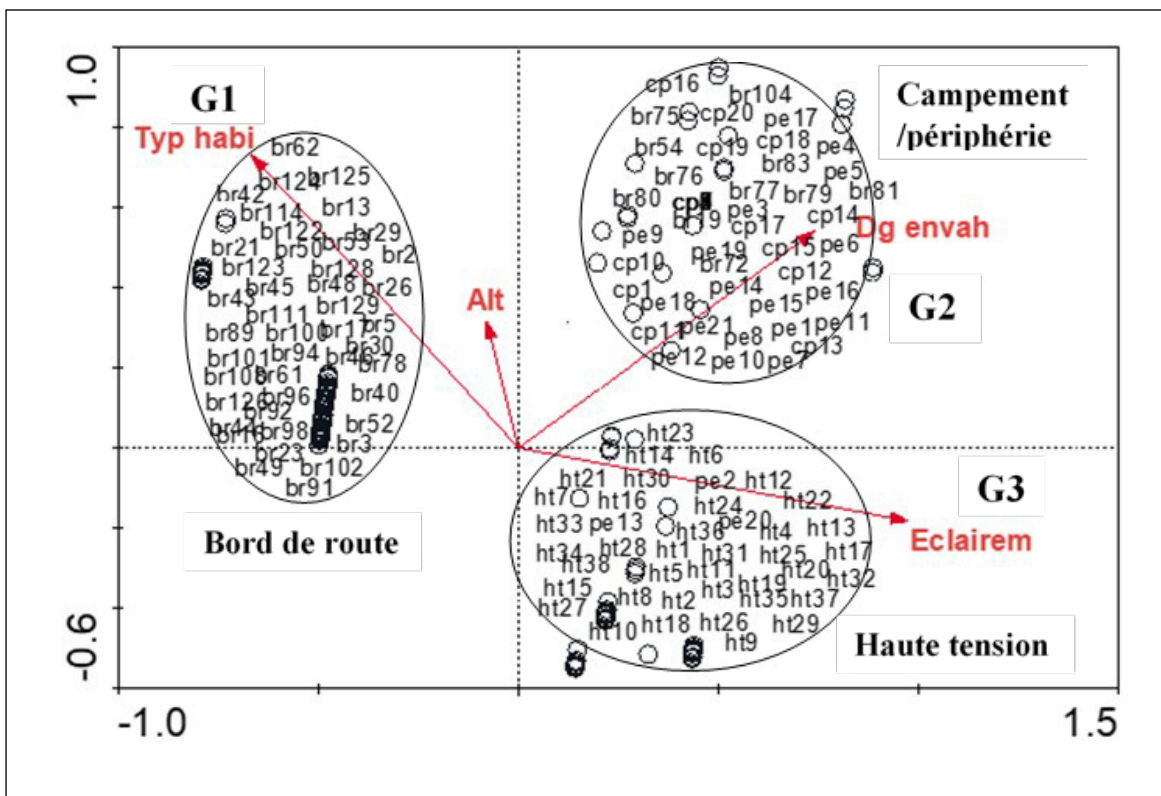


Figure 2 : Ordination des parcelles par l'Analyse Canonique de Correspondance (ACC).

br : Parcelles des Bords de routes ; cp : Parcelles des Campements ; pe : Parcelles de la Périphérie ; ht : Parcelles sous les fils à Haute-tension ; Dg envah : Degré d'envahissement ; Eclairc : Eclaircissement ; Typ habi : Type habitat, Alt : Altitude.

Richesse et diversité spécifique des groupes écologiques

Cette étude a permis de recenser 302 espèces végétales réparties en 220 genres et 93 familles (Annexe 1). Dix-neuf espèces exotiques envahissantes ont été identifiées dont une avérée invasive et dix-huit invasives potentielles (Annexe 2). La richesse spécifique varie d'un groupe écologique à un autre. Le groupe (G1) est le plus riche en espèces (212

espèces) tandis que le groupe (G2) est le plus pauvre (53 espèces). Le tableau 1 montre une différence significative entre les groupes écologiques ($X^2=70,77$, $P < 0,0001$). Le groupe (G1) présente en moyenne $16,9 \pm 5$ espèces par placette, le groupe (G3) $12,8 \pm 4,8$ espèces par placette et le groupe (G2) $9,2 \pm 1,7$ espèces par placette. Les trois groupes écologiques sont peu diversifiés avec des valeurs moyennes de l'indice de diversité de Shannon de

l'ordre de $H' = 2,6 \pm 0,3$ pour le groupe (G1), $H' = 2,0 \pm 0,4$ pour le groupe (G3) et $H' = 1,0 \pm 0,1$ pour le groupe (G2). Les différences entre ces moyennes sont significatives ($X^2 = 103,25$; $P < 0,0001$). Quant à l'indice d'Équitabilité de Pielou, il existe également une différence significative entre les valeurs moyennes des différents groupes écologiques ($X^2 = 148,36$; $P < 0,0001$). Le groupe (G1) enregistre la plus forte valeur ($E = 0,9 \pm 0,0$) tandis que le groupe (G2) la plus faible ($E = 0,6 \pm 0,0$).

Caractérisation des groupements végétaux

Groupements végétaux du groupe écologique 1 (bordures des sentiers touristiques)

L'ordination et la classification hiérarchique reprenant tous les relevés des bordures de sentiers touristiques ont permis de distinguer deux groupements végétaux (figures 3 et 4) : Il s'agit du groupement à *Heterotis rotundifolia* et *Asystasia gangetica* (G1_1). C'est une association de plantes herbacées sciaphiles des régions tropicales ou subtropicales. Ce groupement est quelque fois monospécifique. Le second groupement est le groupement à *Aneilema beniniense* et *Amaranthus spinosus* (G1_2). On y rencontre également *Microdesmis keayana* et *Baphia nitida* qui sont des espèces arbustives caractéristiques

des milieux perturbés. Quelques espèces herbacées et lianescentes telles que *Cyathula prostrata*, *Salacia nitida*, *Neuropeltis acuminata* et *Lastreopsis subsimilis* y sont également présentes. *Lastreopsis subsimilis* est une espèce sciaphile qui s'adapte au milieu ouvert.

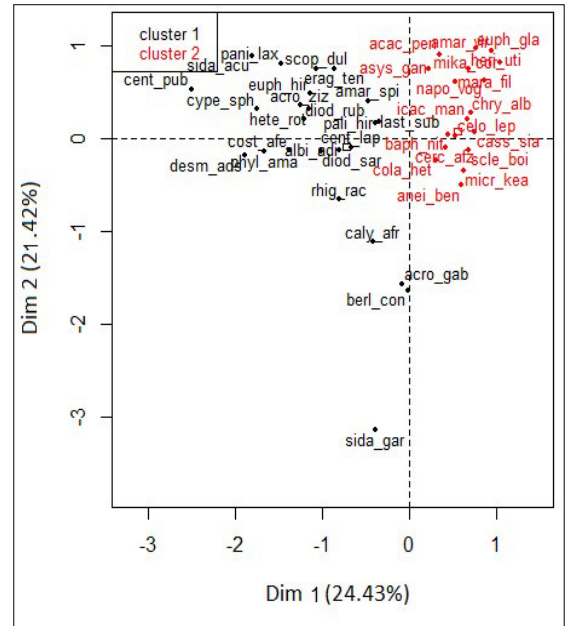


Figure 3 : Ordination des groupements végétaux des abords de sentiers touristiques

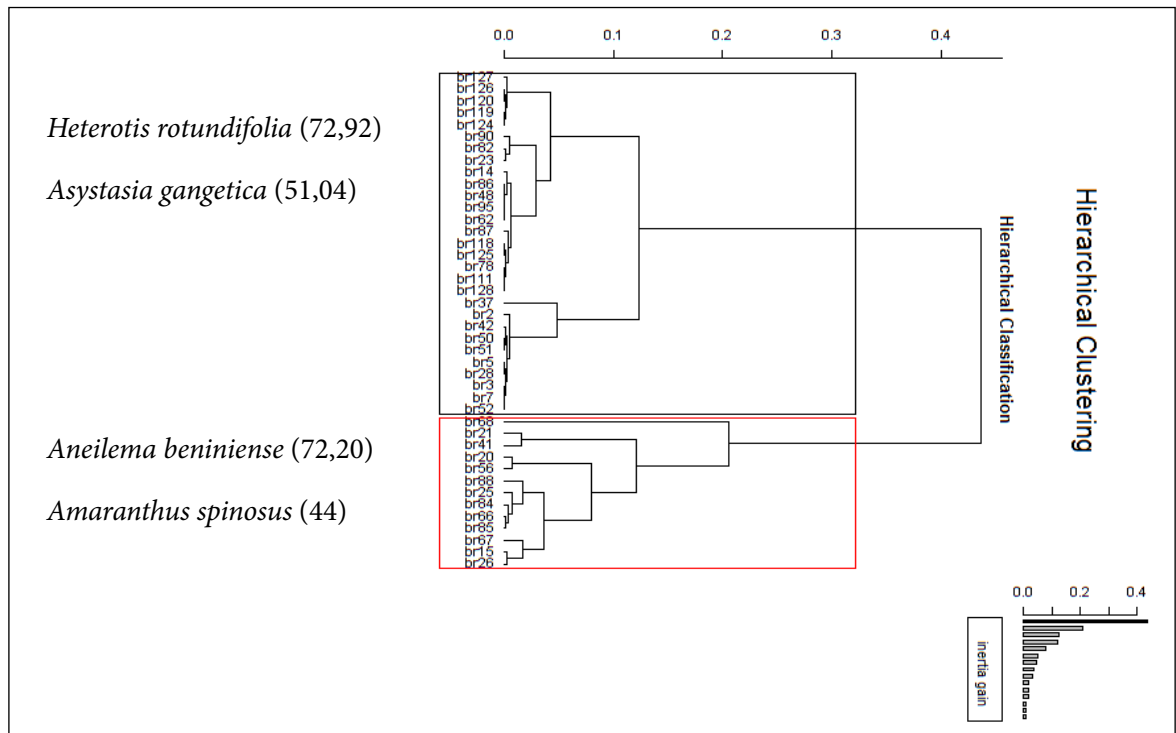


Figure 4 : Dendrogramme de la classification hiérarchique des placettes aux abords des sentiers touristiques montrant les groupements végétaux, avec quelques espèces caractéristiques

Groupements végétaux du groupe écologique 2 (campements et périphérie du parc)

Dans les sites des campements et de la périphérie du parc, trois groupements végétaux ont été individualisés (figures 5 et 6) : Le premier groupement est celui à *Synedrela nodiflora* et *Amaranthus viridis* (G2_1). *Synedrela nodiflora* est une plante annuelle thérophyte avec un système racinaire pivotant et ramifié et *Amaranthus viridis* est une herbacée également présente dans les milieux nitrophiles. Dans cette communauté, des espèces invasives potentielles de faible abondance ont été identifiées. Ce sont *Ageratum conizoides* et *Hopea odorata*. Le second groupement est celui à *Chromolaena odorata* (G2_2). C'est un groupement strictement héliophile caractérisé par *C. odorata* qui est une espèce invasive avérée. Dans cette communauté, de nombreuses espèces invasives potentielles d'abondance élevée ont été identifiées. Ce sont : *Lantana camara*, *Croton hirtus*, *Cecropia peltata*, *Leuceuna leucocephala*, *Diffenbachia picta* et *Stenotaphrum secundatum*. Le troisième groupement est celui à *Mimosa invisa* et *Pueraria phaseoloides* (G2_3). *Pueraria phaseoloides* est une espèce invasive potentielle lianescente sciaphile qui s'adapte bien aux milieux perturbés. Dans ce groupement,

l'on trouve également d'autres espèces invasives potentielles avec de forte abondance. Il s'agit de *Tithonia diversifolia*, *Euphobia heterophylla*, *Turnera ulmifolia*, *Syngonium podophyllum* et *Bambusa vulgaris*. Des espèces cultivées telles que *Colocasia esculenta*, *Xanthosoma mafaffa*, *Ipomoea batatas*, *Manihot exculenta* et la légumineuse *Talinum triangulare* y sont rencontrées.

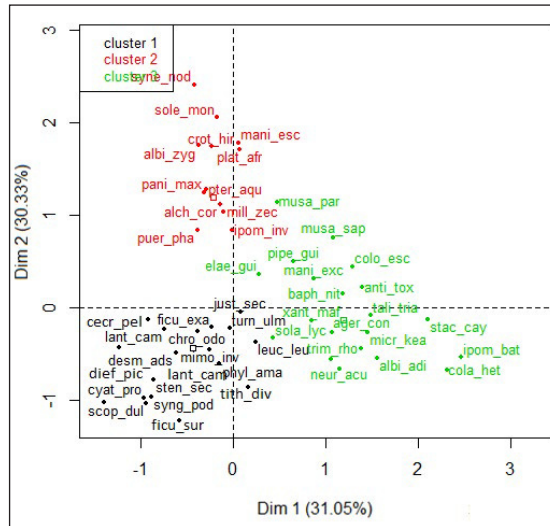


Figure 5 : Ordination des groupements végétaux des sites du campement et la périphérie du parc

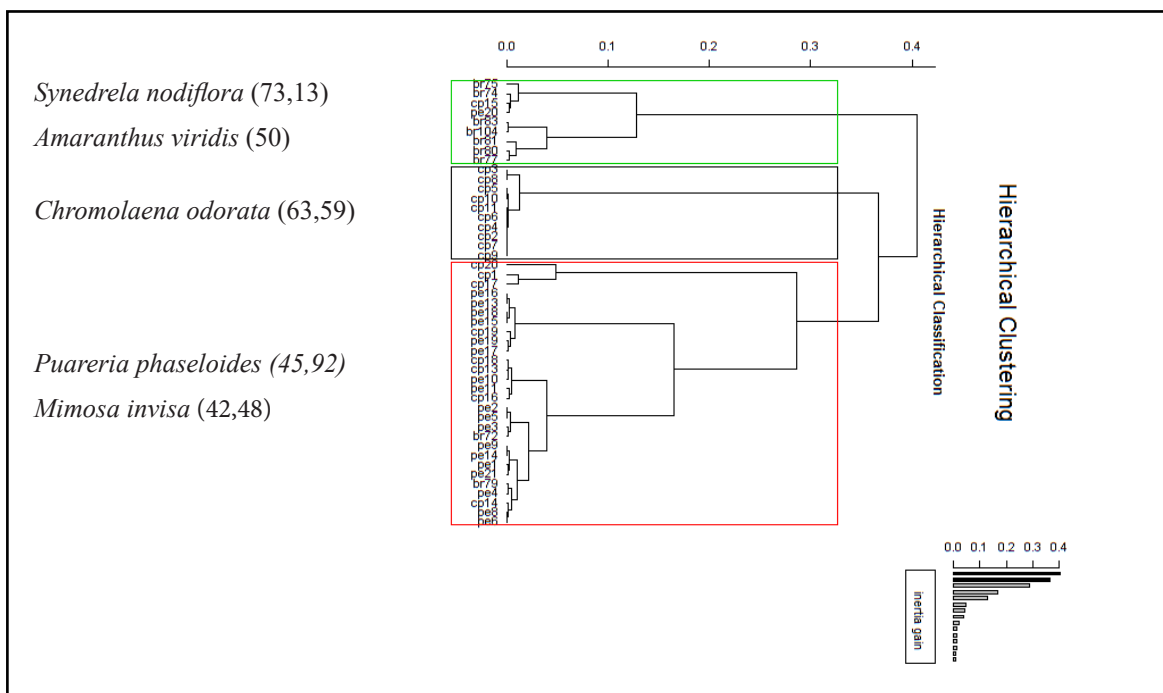


Figure 6 : Dendrogramme de la classification hiérarchique des placettes des sites Campement-périphérie du parc montrant les groupements végétaux, avec quelques espèces caractéristiques.

Groupements végétaux du groupe écologique 3 (sous les fils de haute tension)

Deux groupements végétaux ont été discriminés dans la zone d'emprise des fils de haute tension (figures 7 et 8) : Le premier groupement est celui à *Thaumatococcus danielli* et *Calycobolus africanus* (G3_1). *Thaumatococcus danielli* est une plante vivace herbacée des clairières forestières. *Calycobolus africanus* est une espèce lianescente des milieux ombragés et demi-ombragés. Dans ce groupement, des espèces ligneuses comme *Cola heterophylla* et *Pentaclethra macrophylla* y sont trouvées. Le second groupement est celui à *Strychnos camptoneura* et *Combretum dolichopetalum* (G3_2). Il s'agit d'espèces lianescentes des forêts secondaires et des clairières forestières. Dans ce groupement, l'espèce invasive avérée *Chromolaena odorata* et des espèces invasives potentielles comme *Breynia disticha*, *Ageratum conizoides*, *Bambusa vulgaris*, *Alternanthera brasiliana* et *Euphorbia heterophylla* y sont fréquentes. On y trouve aussi *Microdesmis keayana*, *Baphia nitida*, *Cola heterophylla* et *Baphia bancoense* qui sont des espèces arbustives.

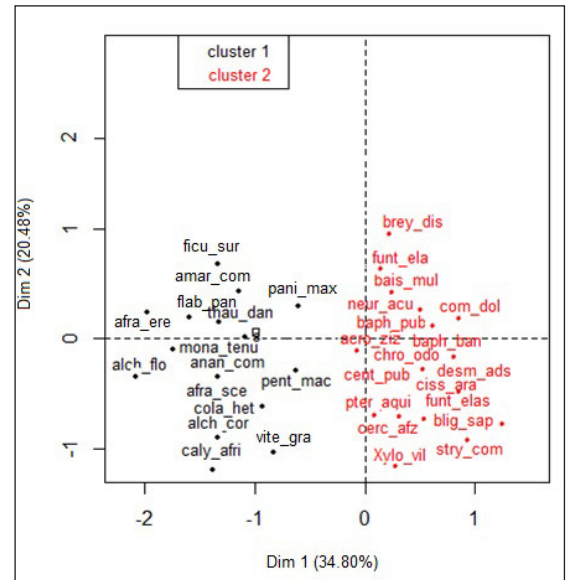


Figure 7 : Ordination des groupements végétaux dans la zone d'emprise des fils de haute-tension.

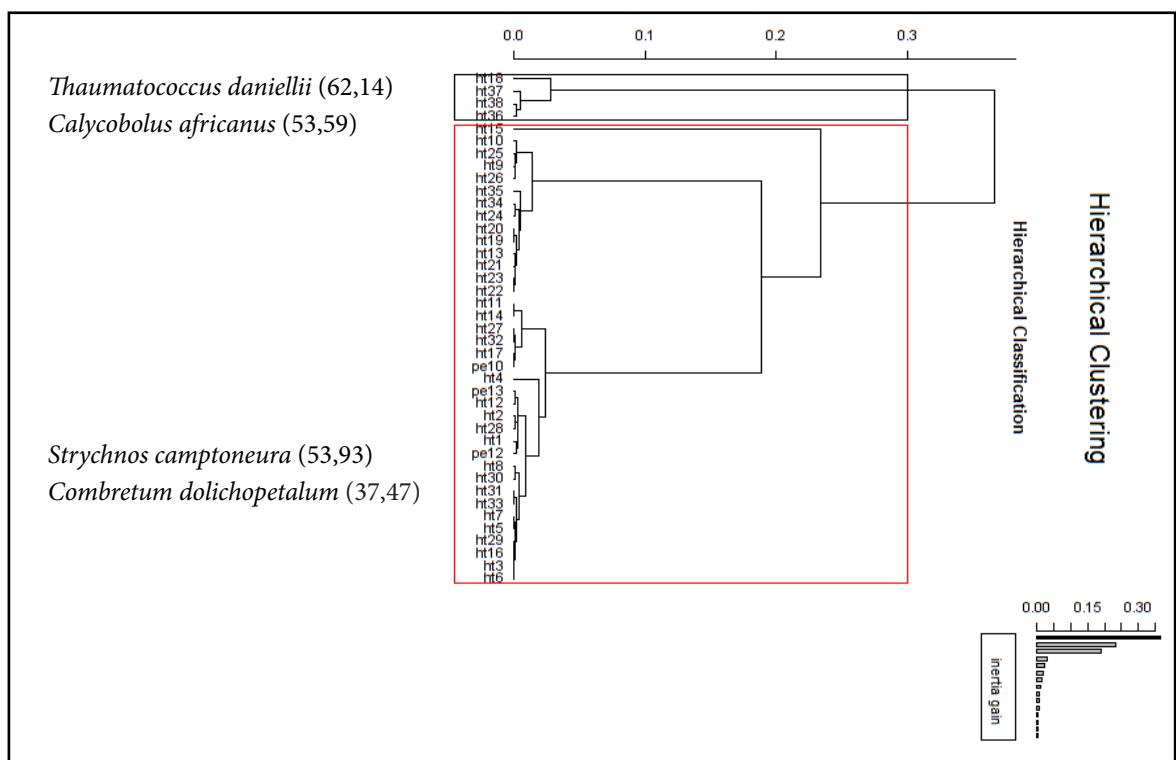


Figure 8 : Dendrogramme de la classification hiérarchique des placettes sous les fils à haute-tension montrant les groupements végétaux, avec quelques espèces caractéristiques.

Discussion

Le recensement floristique réalisé dans les zones rudérales du Parc national du Banco a montré une richesse floristique importante. Ces milieux, d'apparence peu attrayante, détiennent 57,39 % de la flore du parc estimée à 622 espèces (De Koning, 1983). Plusieurs auteurs, notamment Kouakou *et al.* (2015), ont démontré que ces milieux perturbés détiennent une diversité spécifique importante. L'abondance en espèces serait liée aux adaptations écologiques car ces habitats anthropisés renferment de nombreuses espèces héliophiles qui y trouvent les conditions idéales pour leur développement (Uchida *et al.*, 2014). Ce sont souvent des espèces avec une croissance et un cycle de vie rapides (Vidal, 1998). Trois groupes écologiques ont été discriminés dans les zones rudérales du Parc National du Banco. Le premier groupe est caractérisé par un faible éclaircissement et une absence de plantes invasives. On le rencontre le long des sentiers touristiques. Le deuxième groupe se distingue par un fort éclaircissement et un degré élevé d'envahissement. Il se situe dans les campements et à périphérie du parc. Enfin, le troisième groupe se définit par un fort éclaircissement et un niveau moyen d'envahissement. Il est localisé sous les fils de haute tension. Ainsi, les facteurs environnementaux interviennent de manière significative dans la discrimination des groupes écologiques (Ababou *et al.*, 2009). Ces résultats sont en accord avec ceux de Baret et Strasberg (2005) dans les aires protégées de la Réunion et ceux de Akodéwou *et al.* (2019) dans l'aire protégée Togodo au Sud-Est du Togo. La présente étude a aussi démontré un gradient décroissant de diversité floristique des bordures des sentiers touristiques vers les campements et la périphérie du parc. Le principal facteur explicatif serait l'anthropisation de plus en plus accrue de ces zones. En effet, les zones rudérales avec un fort éclaircissement présentent un degré élevé d'envahissement. Au sein du Parc National du Banco, on les rencontre dans les campements, à la périphérie du parc et sous les fils

de haute tension. Les espèces invasives y trouvent les conditions favorables à leur prolifération et concurrencent fortement les plantes indigènes (Gouli Gnanazan et Tiébré, 2018 ; Akodéwou *et al.*, 2019). Des auteurs comme Powell *et al.* (2011) ont démontré que les perturbations observées au niveau des zones habitées s'accompagnent de l'introduction d'un grand nombre d'espèces non-indigènes qui peuvent par la suite devenir invasives. Ces espèces forment des peuplements denses qui étouffent les plantes indigènes confirmant ainsi l'hypothèse selon laquelle plus un milieu est envahi moins il est diversifié (Connell, 1978 ; Global Invasive Species Database, 2019).

Sept groupements végétaux ont été identifiés dans les zones rudérales du Parc National du Banco. Trois groupements à espèces non invasives ont été rencontrés en bordure des sentiers touristiques et dans les zones ombragées et semi-ombragées sous les fils de haute tension. Le premier groupement à *Heterotis rotundifolia* et *Aneilema beniniense* a également été décrit par Nyakabwa (1981) sur les bords des chemins et les terrains régulièrement piétinés de Kisangani au Congo. Les deux autres groupements végétaux n'ont jamais été répertoriés dans la littérature. Des études complémentaires devront être menées afin de mettre en lumière les groupements végétaux qui les caractérisent. Quatre autres groupements végétaux contenant des espèces invasives ont été identifiés. On les rencontre dans les campements, à la périphérie du parc et sous les fils de haute tension. Trois renferment des espèces invasives potentielles ; un groupement à *Chromolaena odorata*, une espèce invasive avérée a été défini. Ce résultat est conforme à celui de Gouli Gnanazan et Tiébré (2018) qui ont isolé un tel groupement dans les zones rudérales du Parc National du Banco. N'Guessan (2018) a aussi décrit ce groupement dans les jachères de la Forêt classée d'Agbo 1 au Sud-Est de la Côte d'Ivoire.

Conclusion

Il ressort de cette étude que la flore des zones rudérales du Parc national du Banco est très diversifiée, tant au niveau des espèces que de la végétation. L'étude phytosociologique a permis de déceler sept groupements végétaux. Dix-neuf espèces invasives ont été localisées principalement

dans les campements, à la périphérie du parc et sous les fils de haute tension. L'abondance de ces espèces constitue une menace pour le parc. La stratégie de gestion du parc doit prendre en compte les espèces invasives des zones rudérales pour une gestion durable de sa biodiversité.

Remerciements

Nous remercions la Fondation Internationale pour la Science (IFS) pour le projet de recherche «Individual Grant Number J / 5728-1» et le prix Carolina Mac Gillavry attribués au Professeur TIÉBRÉ Marie-Solange Épouse RENSONNET et pour le projet IFS N° I1_D_6075-1 attribué au

docteur GOULI Gnanazan Zinsi Roseline. Nos remerciements vont également à l'endroit de Monsieur TÉRÉ Henri pour la détermination des échantillons d'herbier et à l'Office Ivoirien des Parcs et Réserves (OIPR) pour l'autorisation de conduite de cette étude au parc national du Banco.

Références Bibliographiques

Ababou A, Chouieb M, Khader M, Mederbal K, Bentayeb Z, Saidi D. 2009. Analyse des associations végétales de la plaine salée du Bas-Cheliff, Algérie. *Acta Biologica paranaense*, Curitiba, 38 (1-2) : 75-91.

Akaffou SEV, Mévanly O, Gouli Gnanazan ZR, Tiébré M-S, 2019. Dynamique de colonisation des zones rudérales d'un massif forestier urbain par les espèces végétales exotiques envahissantes : cas du Parc National du Banco (Côte d'Ivoire). *European Scientific Journal*, 15 (24): 1857 – 7881 (Print) e - ISSN 1857- 7431.

Akodéwou A, Oszwald J, Akpavi S, Gazull L, Akpagana K, Gond V. 2019. Problématique des plantes envahissantes au sud du Togo (Afrique de l'Ouest) : apport de l'analyse systémique paysagère et de la télédétection. *Biotechnologie, Agronomie. Société et Environnement* 23(2), URL : <https://popups.uliege.be/443/1780-4507/index.php?id=17750>.

Akoue YC, Adaman S, Zon DA. 2017. Parc National Du Banco, Un Patrimoine Entre Destruction Et Conservation : Réalité Et Enjeux D'une Gestion Durable. *European Scientific Journal*, 13(2): 1857 – 7881.

APG IV. 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 161 :1-20.

Baret S, Strasberg D. 2005. The effects of opening trails on exotic plant invasion in Protected Areas on Reunion Island (Mascarene Archipelago, Indian Ocean). *Revue Écologie. (Terre Vie)* 60 : 325-332.

Bowen ME, Mc Alpine CA, Seabrook LM, House APN, Smith GC. 2009. The age and amount of regrowth forest in fragmented brigalow landscapes are both important for woodland dependent birds. *Biological Conservation*, 142 : 3051-3059.

Chatelain C, Gautier L, Spichiger R. 2001. Application du SIG ivoire à la distribution potentielle des espèces en fonction des facteurs

écologiques. *Systematics and Geography of Plants* 71: 313– 326.

Connell JH. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199(4335), 1302-1310.

Culat A, Celle J. 2015. Inventaire floristique, typologie et cartographie de la végétation du site des Arboras géré par le SMIRIL. Conservatoire botanique national du Massif central \ Syndicat mixte du Rhône, des îles et des lones, 62p.

De Foresta H. 1995. Systèmes de culture, adventices envahissantes et fertilité du milieu : le cas de *Chromolaena odorata*. In : Pichot J, Sibelet N, Lacoevilhe JJ (éds). Fertilité du milieu et stratégies paysannes sous les tropiques humides. Montpellier (FRA), Paris, CIRAD : 236-244.

De Koning J. 1983. La forêt du Banco. Thèse de Doctorat, Université de Wageningen, Pays-Bas, 1500 p.

Dortel F, Geslin J. 2016. Liste des plantes vasculaires invasives des Pays de la Loire. Liste 2015. DREAL Pays de la Loire. Brest : *Conservatoire botanique national de Brest*, 36 p., 3 annexes.

Dufrène M, Legendre P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecoogical Monographs*, 67: 345-366.

Dufrène M. 2004 The IndVal program version 2.0 <http://mrw.wallonie.be/dgrne/sibw/outils/home.html>. Consulté en Janvier 2018.

FAO. 2006. World reference base for soil resources. A framework for international classification, correlation and communication. World soil resources reports 103, 145 p.

Gautier L, Aké-Assi L, Chatelain C, Spichiger R. 1999. African Plants: Biodiversity Taxonomy and uses, chapter Ivory: a geographic information system for biodiversity management in Ivory Coast, *Royal Botanic Garden* : 183–194.

- Global Invasive Species Database. 2019.** Species profile: *Urochloa maxima*, <http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=398>, (28/04/2019).
- Gouli Gnanazan ZR, Tiébré M-S. 2018.** Identification of Indicator plant species of the invade Ecosystems: case of *Chromolaena odorata* (L.) King & Robinson (Asteraceae) in the Banco National Park (Côte d'Ivoire). *Revue de L'environnement et de la Biodiversité- Pasres*, 3 (2) : 57 -71.
- Kouakou KA, Barima YSS, Kouakou ATM, Sangne YC, Bamba I, Kouamé NF. 2015.** Diversité végétale post-conflits armés de la Forêt Classée du Haut-Sassandra (Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire). *Journal of Animal & Plant Sciences*, 26 (2): 4058-4071
- Kowarik I. 2011.** Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution*, 159 : 1974-1983.
- Lauginie F. 1996.** Propositions pour l'avenir des parcs nationaux et réserves naturelles de Côte d'Ivoire. DDC/MINAGRA/WWF, Abidjan, 86p.
- Lauginie F. 2007.** Conservation de la nature et aires protégées en Côte d'Ivoire, NEI / Hachette et Afrique Nature, Abidjan, xx + 668p.
- Lebrun JP, Stork AL. 1991-1997.** Énumération des plantes à Fleurs d'Afrique Tropicale. Conservatoire et Jardin Botaniques de la Ville de Genève, Genève (Suisse). Vol. 1 (249 pp.), vol. 2 (257 pp.), vol.3 (341 pp.) et vol. 4 (711 pp).
- Maxwell S, Fuller RA, Brooks TM, Watson JEM. 2016.** The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature*, 536 (7615): 143-145.
- Neto M- J, Otsubo H de CB, Scabora MH, Kátia L, Maltoni LM, Cassiolato A-MR. 2015.** A Floristic Survey, Origin and Mycorrhization of Ruderal Plants in Remaining Cerrado Areas Publishing Agreement. *Journal of Agriculture and Life science*, 2 (2): 2375-4214 (Print): 2375-4222 (Online).
- Neuba DFR, Malan DF, Koné M, Kouadio YL. 2014.** Inventaire préliminaire des plantes envahissantes de la Côte d'Ivoire. *Journal of Animal & Plant Sciences*, 22(2): 3439-3445.
- N'Guessan AE. 2018.** Dynamique de la végétation et facteurs de reconstitution de la biomasse dans les forêts secondaires : cas de la forêt classée d'AGBO 1 (Sud-Est de la Côte d'Ivoire), Thèse de doctorat, Université Félix Houphouët- Boigny, Abidjan Côte d'Ivoire, 149p.
- Noba K, Bassene C, Ngom A, Gueye M, Camara AA, Kane M, Ndoye F, Dieng B, Rmballo R, Ba N, Bodian MY, Sane S, Diop D, Gueye M, Konta S, Kane A, Mbaye MS, Ba AT. 2017.** Invasive Plants of West Africa: Concepts, Overviews and Sustainable Management. *Adv Recycling Waste Manag* 2 121. DOI : 10.4172/2475-7675.1000121.
- Nyakabwa M. 1981.** Flore et végétations rudérales de la zone Makiso à Kisangani (Haut-Zaïre) étude floristique, phytosociologiques et écologique, DEA, Université de Kisangani République Démocratie du Congo, faculté des sciences, 216p.
- Quattara M, Tiébré M-S, N'Guessan KE. 2017.** Etude de la végétation d'un canal artificiel de navigation soumis aux pressions anthropiques, la rivière Assinie, Côte d'Ivoire. *Afrique Science* 13 (5): 130-149.
- Peel MC, Finlayson BL, McMahon TA. 2007.** "Updated world map of the koppen- Geiger climate classification". *Hydrology and Earth System Sciences*, 11, (5):1633-1644.
- Pellerin S, Duquesne T, Omelczuk Walter C, Pasquet S. 2017.** La richesse floristique des friches du Parc national de Frontenac. *Le Naturaliste canadien*, 141(1) :15-23. Doi :10.7202/1037933ar.
- Perraud A. 1971.** Les sols. In : Le milieu naturel de la Côte d'Ivoire. Mémoire ORSTOM, 50, Paris (France): 157-263.
- Piélou EC. 1966.** The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13: 131-144.
- Powell KI, Chase JM, Knight TM. 2011.** A synthesis of plant invasion effects on biodiversity across spatial scales. *American Journal of Botany*, 98 : 539-548
- Quere E, Geslin J. 2016.** Liste des plantes vasculaires invasives de Bretagne. DREAL Bretagne, Région Bretagne. *Conservatoire botanique national de Brest*, 27 p. + annexes 3.
- Rameau JC, Mansion D, Dume G. 1989.** Flore forestière française, guide écologique illustré, tome 1 : plaines et collines. Paris, Institut pour le développement forestier, 1785p.
- Robinson SL, Lundholm JT. 2012.** Ecosystem services provided by urban spontaneous vegetation. *Urban Ecosystem*, 15: 545-557.
- Sako N, Beltrand G. 2014.** « Dynamiques spatiales récentes du Parc National du Banco (PNB) et stratégie de gestion communautaire durable de ses ressources forestières (District d'Abidjan en Côte d'Ivoire) » *Echo Géo* [En ligne], 30 | 2014, mis en ligne le 17 septembre 2014, consulté le 04 Août 2018. URL: <http://echogeo.revues.org/13904>; DOI: 10.4000/echogeo.13904.
- Shannon CE. 1949.** A mathematical theory of communication. Correction, from the *Bell System Technical Journal*, 37: 10-21.
- Tiébré M-S, Saad L, Mahy G. 2008.** Landscape

dynamics and habitat selection by alien invasive *Fallopia* (Polygonaceae) in Belgium. *Biodiversity Conservation* 17(10) :2357-2370.

Tiébré MS, Gouli Gnanazan ZR. 2018. Impact of *Chromolaena odorata* (L.) R.M. King & H. Rob. (Asteraceae) on the floristic composition and the physico-chemical properties of the soil of a coastal relict forest. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 24 (2): 773-788.

Uchida T, Xue JH, Hayasaka D, Arase T, Haller TW, Gettys LA. 2014. The relation between road crack vegetation and plant biodiversity in urban landscape. *International Journal of Geomate6* (2): 885-891.

Uchida K, Hiraiwa MK, Ushima A. 2016. Plant and herbivorous insect diversity loss are greater than null model expectations due to land-use changes in agro-ecosystems. *Biological Conservation*, 201 : 270-276.

UICN/ PACO. 2013. Plantes invasives affectant les aires protégées de l'Afrique de l'Ouest : gestion

pour la réduction des risques pour la biodiversité. UICN/PACO: Ouagadougou, Burkina- Fasso, 52p.

Vahrameev P, Nobilliaux S. 2013. Liste des espèces végétales invasives de la région Centre, version 3. Conservatoire botanique national du Bassin parisien, délégation Centre, 41p.

Van Der Maarel E. 1979. Transformation of cover-abundance value in Phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetation* 39 (2) : 97-114.

Vidal E. 1998. Organisation des phytocénoses en milieu insulaire méditerranéen perturbés. Analyse des inters relations entre les colonies de Goéland Leucophé et la végétation des îles de Marseille. Thèse doctorat en Biologie des populations et écosystèmes, Aix-Marseille III, 243p.

Vilà M, Espinar JL, Hejda M, Hulme PE, Jarosik V, Maron JL, Pergl J, Schaffner U, Sun Y, Pyšek P. 2011. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters*, 14: 702-708.

Annexe 1 : Liste générale des espèces végétales des zones rudérales du Parc national du Banco.

Espèces	Familles	Types biologiques	Phytochorie	UICN (2018)	AA (1998)	H G
<i>Acacia mangium</i> Willd.	Fabaceae	mesop	Intro			
<i>Acacia pentagona</i> (Schumach. & Tonn.) Hook.f.	Fabaceae	mesop	PanT			
<i>Acridocarpus longifolius</i> (G. Don) Hook.f.	Malpighiaceae	microp	GC			HG
<i>Acroceras amplexans</i> Stapf	Poaceae	nanop	GC-SZ			
<i>Acroceras gabunense</i> (Hack.) Clayton	Poaceae	Chaméph	GC			
<i>Acroceras zizanoides</i> (Kunth) Dandy	Poaceae	Chaméph	GC-SZ			
<i>Adenia cissampeloides</i> (Planch. & Hook.) Harms	Passifloraceae	mesop	GC			
<i>Adenia gracilis</i> Harms	Passifloraceae	mesop	GC			
<i>Adenia lobata</i> (Jacq.) Engl.	Passifloraceae	mesop	GC			
<i>Adenia mannii</i> (Mast.) Engl.	Passifloraceae	nanop	GC			
<i>Aframomum sceptrum</i> (Oliv. & Hanb.) K. Schum.	Zingiberaceae	Geoph	GC-SZ			
<i>Afrobrunnichia erecta</i> (Asch.) Hutch. & Dalziel	Polygonaceae	microp	GC			
<i>Afzella bella</i> Harms var. <i>gracillor</i> Keay	Fabaceae	mesop	GCW			
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	Compositae	théroph	PanT			
<i>Albertisia cordifolia</i> (Mangenot & Miège) Forman	Menispermaceae	nanop	GCi			HG
<i>Albizia adianthifolia</i> (Schum.) W. F. Wright	Fabaceae	mesop	GC			
<i>Albizia zygia</i> (DC.) J. F. Macbr.	Fabaceae	mesop	GC-SZ			
<i>Alchornea cordifolia</i> (Schum. & Thonn.) Müll. Arg.	Euphorbiaceae	mesop	GC-SZ			
<i>Alstonia congensis</i> Engl.	Apocynaceae	microp	GC			
<i>Alternanthera brasiliensis</i> (L.) Kuntze	Amaranthaceae	Chaméph	PanT			
<i>Alternanthera sessilis</i> (Linn.) DC.	Amaranthaceae	Chaméph	GC-SZ			
<i>Amaranthus spinosus</i> L.	Amaranthaceae	théroph	GC-SZ			
<i>Amaranthus viridis</i> Linn.	Amaranthaceae	théroph	GC-SZ			
<i>Ananas comosus</i> L.	Bromeliaceae	Hemicrip	Intro			
<i>Androsiphonia adenostegia</i> Stapf	Passifloraceae	microp	GCW			HG
<i>Aneilema beniniense</i> (P. Beauv.) Kunth	Commelinaceae	Chaméph	GC			
<i>Angylocalyx oligophyllus</i> (Bak.) Bak.	Fabaceae	nanop	GC			
<i>Anthocleista djalonensis</i> A. Chev.	Gentianaceae	mesop	AT			
<i>Anthothona macrophylla</i> Pal. Beauv.	Fabaceae	microp	GC			
<i>Antiaris toxicaria</i> Lesch. var. <i>africana</i> Engl.	Moraceae	mesop	GC			
<i>Antidesma membranaceum</i> Müll. Arg.	Phyllanthaceae	microp	GC-SZ			
<i>Aporrhiza urophylla</i> Gilg	Sapindaceae	microp	GC			
<i>Asystasia gangetica</i> (L.) T. Anders.	Acanthaceae	nanop	Aam			
<i>Baïssa zygodioides</i> (K. Schum.) Stapf	Apocynaceae	mesop	GC			HG
<i>Bambus vulgaris</i> Schrad. ex Mendel	Poaceae	Hemicrip	PanT			
<i>Baphia bancoensis</i> Aubrév.	Fabaceae	microp	GCi			
<i>Baphia nitida</i> Lodd.	Fabaceae	microp	GC			
<i>Baphia pubescens</i> Hook.f.	Fabaceae	microp	GC			
<i>Berlinia confusa</i> Hoyle	Fabaceae	mesop	GC			
<i>Berlinia grandiflora</i> (Vahl) Hutch. & Dalz. var. <i>grandiflora</i>	Fabaceae	mesop	GC-SZ			
<i>Bertiera bracteolata</i> Hiern	Rubiaceae	microp	GC			
<i>Bertiera breviflora</i> Hiern	Rubiaceae	nanop	GC			
<i>Blighia sapida</i> Koenig	Sapindaceae	mesop	GC-SZ			
<i>Blighia unijugata</i> Bak.	Sapindaceae	mesop	GC			
<i>Blighia welwitschii</i> (Hiern) Radlk.	Sapindaceae	mesop	GC			
<i>Breynia disticha</i> J. R. & G. Forst	Phyllanthaceae	nanop	paléoT			
<i>Bridelia micrantha</i> (Hochst.) Baill.	Euphorbiaceae	microp	GC			
<i>Buxus acutata</i> Friis	Buxaceae	nanop	GC		RDR/VE	
<i>Byrsocarpus coccineus</i> Thonn. ex Schumach.	Connaraceae	microp	GC			
<i>Caloncoba echinata</i> (Oliv.) Gilg	Flacourtiaceae	microp	GCW			
<i>Calpocalyx brevibracteatus</i> Harms	Fabaceae	mesop	GC			HG
<i>Calycobolus africanus</i> (G. Don) Heine	Convolvulaceae	mesop	GC			
<i>Calycobolus heudelotii</i> (Bak. ex Oliv.) Heine	Convolvulaceae	mesop	GC			
<i>Canna indica</i> L.	Cannaceae	Hemicrip	Aam			
<i>Carapa procera</i> DC. De Wilde	Meliaceae	microp	GC-SZ			
<i>Cardiospermum grandiflorum</i> Sw.	Sapindaceae	nanop	GC			
<i>Carica papaya</i> L.	Caricaceae	microp	GC			
<i>Carpolobia lutea</i> G. Don	Polygalaceae	nanop	GC			
<i>Cassia siamea</i> Lam.	Fabaceae	microp	Intro			
<i>Cathormion altissimum</i> (Hook.f.) Hutch. & Dandy A	Fabaceae	microp	GC			
<i>Cecropia peltata</i> L.	Urticaceae	microp	paléoT			
<i>Cedrela toona</i> Rox. ex Wild	Meliaceae	microp	Intro			
<i>Celosia leptostachya</i> Benth.	Amaranthaceae	théroph	GC			
<i>Centotheca lappacea</i> (Linn.) Desv.	Poaceae	théroph	GC			
<i>Centrosema pubescens</i> Benth.	Fabaceae	Chaméph	Aam			
<i>Cercestis afzelii</i> Schott	Araceae	microp	GC			
<i>Chassalia afzelii</i> (Hiern) K. Schum.	Rubiaceae	microp	GCW			
<i>Chassalia corallifera</i> (A. Chev. ex De Wild.) Hepper	Rubiaceae	nanop	GCW			HG
<i>Chassalia kolly</i> (Schumach.) Hepper	Rubiaceae	nanop	GCW			
<i>Chidlowia sanguinea</i> Hoyle	Fabaceae	théroph	GC			
<i>Chlorophytum macrophyllum</i> (A. Rich.) Asch.	Asparagaceae	Hemicrip	GC-SZ			
<i>Chromolaena odorata</i> (L.) R. King & H. Robinson	Compositae	nanop	PanT			
<i>Chrysophyllum albidum</i> G. Don	Sapotaceae	microp	GC-SZ			
<i>Chytranthus carneus</i> Radlk.	Sapindaceae	microp	GC			
<i>Chytranthus setosus</i> Radlk.	Sapindaceae	nanop	GC			
<i>Cissus aralioides</i> (Welw. ex Bak.) Planch.	Vitaceae	mesop	GC-SZ			
<i>Citrus limon</i> (L.) Burm. f.	Rutaceae	mesop	Intro			

Annexe 1 : Liste générale des espèces végétales des zones rudérales du Parc national du Banco. (suite)

Espèces	Familles	Types biologiques	Phytochorie	UICN (2018)	AA (1998)	H G
<i>Clerodendrum capitatum</i> (Willd.) Schum. & Thonn.	Lamiaceae	nanop	GC-SZ			
<i>Clerodendrum silvanum</i> Henriq. var. <i>buchholzii</i> (Gürke) Verdc.	Lamiaceae	nanop	GC			
<i>Clerodendrum splendens</i> G. Don	Lamiaceae	microp	GC			
<i>Clerodendrum volubile</i> P. Beauv.	Lamiaceae	nanop	GC-SZ			
<i>Coccinia keayana</i> R. Fern.	Cucurbitaceae	microp	GCW			
<i>Coelocaryon oxycarpum</i> Stapf.	Myristicaceae	microp	GCW			HG
<i>Cola caricaefolia</i> (G. Don) K. Schum.	Malvaceae	microp	GCW			HG
<i>Cola cordifolia</i> (Cav.) R.Br.	Malvaceae	mesop	GC-SZ			HG
<i>Cola heterophylla</i> (P. Beauv.) Schott et Endl.	Malvaceae	microp	GC		RDR/VE	
<i>Cola millenii</i> K. Schum.	Malvaceae	microp	GC		RDR/VE	
<i>Cola nitida</i> (Vent.) Schott & Endl.	Malvaceae	mesop	GCW			
<i>Colocasia esculenta</i> (L.) Schott	Araceae	Hemicrip	GC			
<i>Combretum comosum</i> G. Don	Combretaceae	mesop	GCW			
<i>Combretum grandiflorum</i> G. Don	Combretaceae	mesop	GCW			
<i>Commelina thomasii</i> Hutch.	Commelinaceae	nanop	GC			
<i>Copaifera salikounda</i> Heckel	Fabaceae	mesop	GCW	VU		HG
<i>Costus afer</i> Ker-Gawl.	Costaceae	Geoph	GC-SZ			
<i>Costus dubius</i> (Afzel.) K. Schum.	Costaceae	Geoph	GC-SZ			
<i>Croton hirtus</i> L'Hérit.	Euphorbiaceae	nanop	Aam			
<i>Cyathula prostrata</i> (L.) Blume	Amaranthaceae	nanop	PanT			
<i>Cyperus laxus</i> Lam. subsp. <i>buchholzii</i> (Boeck.) Lye	Cyperaceae	Hemicrip	GC			
<i>Cyperus rotundus</i> L.	Cyperaceae	Geoph	GC-SZ			
<i>Cyperus sphaclatus</i> Rottb.	Cyperaceae	Hemicrip	GC-SZ			
<i>Dacryodes klaineana</i> (Pierre) H.J. Lam,	Burseraceae	mesop	GC			
<i>Dalbergia oblongifolia</i> G. Don	Fabaceae	microp	GCW			
<i>Decorsella paradoxa</i> A. Chev.	Violaceae	microp	GCW			
<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC. var. <i>adscendens</i>	Fabaceae	Chaméph	GC			
<i>Desmodium triflorum</i> (Linn.) DC.	Fabaceae	Chaméph	GC			
<i>Desplatsia chrysochlamys</i> (Mildbr. & Burret) Mildbr. & Burret)	Malvaceae	mesop	GC			
<i>Dialium dinklagei</i> Harms	Fabaceae	microp	GC			
<i>Dichapetalum angolense</i> Chodat	Dichapetalaceae	microp	GC			
<i>Dieffenbachia picta</i> Schott	Araceae	nanop	PanT			
<i>Diodia rubricosa</i> Hiern	Rubiaceae	Chaméph	GC			
<i>Diodia sarmentosa</i> Sw.	Rubiaceae	nanop	GC-SZ			
<i>Dioscorea minutiflora</i> Engl.	Dioscoreaceae	Geoph	GC			
<i>Dioscorea smilacifolia</i> De Wild.	Dioscoreaceae	Geoph	PanT			
<i>Diospyros cooperi</i> (Hutch. & Dalz.) F. White	Ebenaceae	microp	GCW			HG
<i>Diospyros sanza-minika</i> A. Chev.	Ebenaceae	mesop	GC			
<i>Diospyros soubreana</i> White	Ebenaceae	nanop	GC			
<i>Discoglypemma caloneura</i> (Pax) Prain	Euphorbiaceae	mesop	GC			
<i>Drypetes gilgiana</i> (Pax) Pax & Hoffm.	Putranjivaceae	microp	GC			
<i>Echinochloa colona</i> (Linn.) Link.	Poaceae	théroph	GC-SZ			
<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.	Arecaceae	mesop	PanT			
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	Poaceae	Hemicrip	PanT			
<i>Elytraria maritima</i> J. K.Morton	Acanthaceae	Chaméph	GC			HG
<i>Emilia coccinea</i> (Sims) G. Don	Compositae	théroph	GC			
<i>Eragrostis tenella</i> (Linn.) Roem. & Schult. var. <i>tenella</i>	Poaceae	théroph	GC-SZ			
<i>Eryngium foetidum</i> L.	Apiaceae	Hemicrip	GC			
<i>Erythrocca anomala</i> (Juss. ex Poir.) Prain	Euphorbiaceae	nanop	GC			
<i>Euadenia trifoliolata</i> (Schumach. & Thonn.) Oliv.	Capparaceae	microp	GC			
<i>Eugenia gabonensis</i> Amsh.	Myrtaceae	nanop	GC			
<i>Eugenia malaccensis</i> Linn.	Myrtaceae	microp	Intro			
<i>Euphorbia glaucophylla</i> Poir.	Euphorbiaceae	Chaméph	GC			
<i>Euphorbia heterophylla</i> L.	Euphorbiaceae	théroph	paléoT			
<i>Euphorbia hirta</i> Linn.	Euphorbiaceae	Chaméph	GC			
<i>Ficus exasperata</i> Vahl	Moraceae	microp	GC-SZ			
<i>Ficus sur</i> Forssk.	Moraceae	microp	GC-SZ			
<i>Ficus vogeliana</i> (Miq.) Miq.	Moraceae	microp	GC			
<i>Fleurya aestuans</i> (Linn.) Gaudich.	Urticaceae	théroph	GC			
<i>Funtumia africana</i> (Benth.) Stapf	Apocynaceae	mesop	GC			
<i>Funtumia elastica</i> (P. Preuss) Stapf	Apocynaceae	mesop	GC			
<i>Gmelina arborea</i> Roxb.	Lamiaceae	microp	Intro			
<i>Griffonia simplicifolia</i> (Vahl ex DC.) Baill.	Fabaceae	mesop	GC			
<i>Hannoa klaineana</i> Pierre et Engl.	Simaroubaceae	mesop	GC			
<i>Heterotis rotundifolia</i> (Smith) Jac.-Fél.	Melastomataceae	Chaméph	GC			
<i>Hopea odorata</i> Roxb.	Dipterocarpaceae	mesop	paléoT			
<i>Icacina mannii</i> Oliv.	Icacinaceae	microp	GC			
<i>Ipomoea batatas</i> (L.) Lam	Convolvulaceae	microp	PanT			
<i>Ipomoea involucreta</i> P. Beauv.	Convolvulaceae	théroph	GC-SZ			
<i>Ipomoea mauritiana</i> Jacq.	Convolvulaceae	mesop	PanT			
<i>Ipomoea triloba</i> L.	Convolvulaceae	théroph	PanT			
<i>Justicia insularis</i> T. Anders.	Acanthaceae	nanop	GC-SZ			
<i>Khaya ivorensis</i> A. Chev.	Meliaceae	mesop	GC	VU		
<i>Kyllinga erecta</i> Schumach. var. <i>erecta</i>	Cyperaceae	Geoph	GC-SZ			
<i>Kyllinga pumula</i> Michx.	Cyperaceae	Hemicrip	GC-SZ			
<i>Lagenaria guineensis</i> (G. Don.) Jeffrey	Cucurbitaceae	mesop	GCW			
<i>Lannea nigritana</i> (Sc. Elliot) Keay var. <i>nigritana</i>	Anacardiaceae	microp	GC-SZ		RDR/VE	
<i>Lantana camara</i> L. var. <i>camara</i>	Verbenaceae	nanop	Aam			

Annexe 1 : Liste générale des espèces végétales des zones rudérales du Parc national du Banco. (suite)

Espèces	Familles	Types biologiques	Phytochorie	UICN (2018)	AA (1998)	H G
<i>Laportea aestuans</i> (L.) Chew	Urticaceae	théroph	GC			
<i>Lastreopsis subsimilis</i> (Hook.) Tindale	Dryopteridaceae	Geoph	GC			
<i>Lecaniodiscus cupanioides</i> Planch.	Sapindaceae	microp	GC			
<i>Lea guineensis</i> G. Don	Vitaceae	microp	GC-SZ			
<i>Leptaulus daphnoides</i> Benth.	Cardiopteridaceae	mesop	GC			
<i>Leptoderris miegei</i> Aké Assi & Mangenot	Fabaceae	microp	GCI			
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) De Wilt	Fabaceae	microp	Intro			
<i>Lomariopsis guineensis</i> (Underw.) Alston	Lomariopsidaceae	Geoph	GC			
<i>Macaranga barteri</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae	microp	GC			
<i>Macaranga beillei</i> Prain	Euphorbiaceae	microp	GCI	VU		
<i>Macaranga heterophylla</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae	microp	GC			HG
<i>Maesobotrya barteri</i> var. <i>sparsiflora</i> (Sc. Elliot) Keay	Phyllanthaceae	microp	GCW			
<i>Mallotus oppositifolius</i> (Geisel.) Müll. Arg.	Euphorbiaceae	microp	GC-SZ			
<i>Mangifera indica</i> Linn.	Anacardiaceae	mesop	Intro			
<i>Manihot esculenta</i> Crantz	Euphorbiaceae	microp	Intro			
<i>Maranthes glabra</i> (Oliv.) France	Chrysobalanaceae	mesop	GC			
<i>Mariscus cylindristachyus</i> Steud.	Cyperaceae	Hemicrip	GC-SZ			
<i>Mariscus flabelliformis</i> Kunth var. <i>aximensis</i> (C. B. Clarke) S. S. Hooper	Cyperaceae	Hemicrip	GC-SZ			
<i>Microdesmis keyana</i> Léonard	Pandaceae	mesop	GC			
<i>Mikania cordata</i> (Brum. f.) B. L. Robinson	Compositae	mesop	GC			
<i>Milicia excelsa</i> (Welw.) Berg	Moraceae	mesop	GC-SZ		RDR/VE	
<i>Milicia regia</i> (A. Chev.) Berg	Moraceae	mesop	GCW	VU	RDR/VE	HG
<i>Millettia lanne-poolei</i> Dunn	Fabaceae	microp	GCW			
<i>Millettia zechiana</i> Harms	Fabaceae	microp	GC			
<i>Mimosa invisa</i> Mart. Ex Colla	Fabaceae	nanop	PanT			
<i>Momordica charantia</i> L.	Cucurbitaceae	théroph	GC			
<i>Monodora myristica</i> (Gaerth.) Dunal	Annonaceae	mesop	GC			
<i>Monodora tenuifolia</i> Benth.	Annonaceae	microp	GC			
<i>Musa paradisiaca</i> Linn.	Musaceae	Geoph	Intro			
<i>Musa sapientum</i> Linn.	Musaceae	Geoph	Intro			
<i>Musanga cecropioides</i> R. Br.	Urticaceae	mesop	GC-SZ			
<i>Mussaenda chippii</i> Wernham	Rubiaceae	microp	GCW			HG
<i>Mussaenda tristigmatica</i> H. A. Cummins	Rubiaceae	microp	GCW			
<i>Myrianthus libericus</i> Rendle	Moraceae	microp	GCW			
<i>Napoleonaea vogelii</i> Hook. & Planch.	Lecythidaceae	microp	GC			
<i>Nauclea latifolia</i> Sm.	Rubiaceae	microp	GC-SZ			
<i>Nephrolepis biserata</i> (Sw.) Schott	Nephrolepidaceae	Hemicrip	PanT			
<i>Neuropeltis prevosteioides</i> Mangenot	Convolvulaceae	mesop	GCW			
<i>Newbouldia laevis</i> (P. Beauv.) seem. ex Bureau	Bignoniaceae	microp	GC			
<i>Ocimum americanum</i> L. var. <i>americanum</i>	Lamiaceae	nanop	GC-SZ			
<i>Octoknema borealis</i> Hutch. & Dalz.	Olacaceae	microp	GCW		RDR/VE	HG
<i>Okoubaka aubrevillei</i> Pellegr. & Normand var. <i>aubrevillei</i>	Santalaceae	mesop	GCW		RDR/VE	
<i>Oldenlandia affinis</i> (Roem. & Schult.) DC.	Rubiaceae	théroph	GC			
<i>Oldenlandia chevalieri</i> Bremek.	Rubiaceae	nanop	GCW			
<i>Oplismenus burmanii</i> (Retz.) P. Beauv.	Poaceae	Chaméph	PanT			
<i>Oplismenus hirtellus</i> (L.) P. Beauv.	Poaceae	Chaméph	PanT			
<i>Ouratea affinis</i> (Hook.f.) Engl.	Ochnaceae	nanop	GC			
<i>Ouratea reticulata</i> (P. Beauv.) Engl. var. <i>reticulata</i>	Ochnaceae	nanop	GC			
<i>Oxyanthus subpunctatus</i> (Hiern) Keay	Rubiaceae	nanop	GC			
<i>Palisota hirsuta</i> (Thun.) Schum ex Engl.	Commelinaceae	Geoph	GC			
<i>Panicum brevifolium</i> Linn.	Poaceae	Geoph	paléoT			
<i>Panicum laxum</i> Sw.	Poaceae	Hemicrip	Aam			
<i>Panicum maximum</i> Jacq.	Poaceae	Hemicrip	PanT			
<i>Panicum parvifolium</i> Lam.	Poaceae	Chaméph	GC-SZ			
<i>Panicum repens</i> Linn.	Poaceae	Geoph	GC-SZ			
<i>Panicum subalbidum</i> Kunth	Poaceae	théroph	GC-SZ			
<i>Pararistolochia macrocarpa</i> (Dulch.) Poncy	Aristolochiaceae	microp	GC			
<i>Paspalum scobiculatum</i> L. var. <i>scobiculatum</i>	Poaceae	Hemicrip	GC-SZ			
<i>Pavetta corymbosa</i> (DC.) F. N. Willms var. <i>corymbosa</i>	Rubiaceae	microp	GC-SZ			
<i>Pavetta ixorifolia</i> Bremek.	Rubiaceae	nanop	GC			
<i>Penianthus patulinervis</i> Hutch. & Dalz.	Menispermaceae	nanop	GC			
<i>Pentaclethra macrophylla</i> Benth.	Fabaceae	microp	GC			
<i>Pergularia daemia</i> (Forsk.) Chiov.	Apocynaceae	microp	GC			
<i>Persea americana</i> L.	Lauraceae	microp	Intro			
<i>Phaulopsis barteri</i> (T. Anders.) Lindau	Acanthaceae	nanop	GC-SZ			
<i>Phaulopsis ciliata</i> (Willd.) Hepper	Acanthaceae	nanop	GC-SZ			
<i>Phyllanthus amarus</i> Schum. & Thonn.	Phyllanthaceae	nanop	PanT			
<i>Phyllanthus muellerianus</i> (O. Ktze.) Exell	Phyllanthaceae	mesop	GC			
<i>Piper guineense</i> Schum. & Thonn.	Piperaceae	mesop	GC			
<i>Platostoma africanum</i> P. Beauv.	Lamiaceae	théroph	GC			
<i>Pleiocarpa mutica</i> Benth.	Apocynaceae	microp	GC			
<i>Polyalthia oliveri</i> Engl.	Annonaceae	microp	GC			
<i>Porophyllum rudérale</i> (Jacq.) Cass	Compositae	nanop	GC-SZ			
<i>Pseudospondias microcarpa</i> (A. Rich.) Engl.	Anacardiaceae	microp	GC-SZ			
<i>Psidium guajava</i> L.	Myrtaceae	microp	Intro			
<i>Psychotria brachyantha</i> Hiern	Rubiaceae	nanop	GC			
<i>Psychotria calceata</i> E. M. A. Petit	Rubiaceae	nanop	GC			

Annexe 1 : Liste générale des espèces végétales des zones rudérales du Parc national du Banco. (suite et fin)

Espèces	Familles	Types biologiques	Phytochorie	UICN (2018)	AA (1998)	H G
<i>Psychotria vogeliana</i> Benth.	Rubiaceae	nanop	GC-SZ			
<i>Psydrax subcordata</i> (DC.) Bridson	Rubiaceae	microp	GC			
<i>Pteridium aquilinum</i> (Linn.) Kuhn	Dennstaedtiaceae	Geoph	GC			
<i>Pteris burtoni</i> Bak.	Pteridaceae	Hemicrip	GC			
<i>Ptychopetalum anceps</i> Oliv.	Olacaceae	nanop	GC			
<i>Pueraria phaseoloides</i> (Roxb.) Benth.	Fabaceae	mesop	Aam			
<i>Pycnanthus angolensis</i> (Welw.) Warb.	Myristicaceae	mesop	GC			
<i>Rauvolfia mannii</i> Stapf	Apocynaceae	nanop	GC			
<i>Rauvolfia vomitoria</i> Afzel.	Apocynaceae	microp	GC-SZ			
<i>Rhaphiostylis cordifolia</i> Hutch. & Dalz.	Icacinaceae	microp	GCW			
<i>Rhynchosia mannii</i> Baker	Fabaceae	microp	GC			
<i>Rhytachne triaristata</i> (Steud.) Stapf	Poaceae	théroph	GC-SZ			
<i>Rinorea angustifolia</i> var <i>ardisiiflora</i>	Violaceae	nanop	GC			
<i>Rinorea brachypetala</i> (Turez.) O. Ktze.	Violaceae	nanop	GCW			
<i>Rinorea subintegriifolia</i> (P. Beauv.) O. Ktze.	Violaceae	nanop	GCW			
<i>Rothmannia hispida</i> (K. Schum.) Fagerl.	Rubiaceae	microp	GC			
<i>Sabicea cordata</i> Hutch. & Dalziel	Rubiaceae	nanop	GCW			
<i>Sabicea discolor</i> Stapf	Rubiaceae	microp	GCW			HG
<i>Salacia columna</i> var. <i>akeassii</i> N. Hall	Celastraceae	microp	GCi			
<i>Salacia erecta</i> (G. Don) Walp.	Celastraceae	mesop	GC			
<i>Salacia nitida</i> (Benth.) N. E. Br.	Celastraceae	mesop	GC			
<i>Salacia nitida</i> (Benth.) N.E.Br.	Celastraceae	microp	GC			
<i>Sarcophrynium brachystachyum</i> (Benth.) K. Schum.	Marantaceae	nanop	GC			
<i>Scleria boivinii</i> Steud.	Cyperaceae	Geoph	GC			
<i>Setaria chevalieri</i> Stapf	Poaceae	Hemicrip	GC			
<i>Sida acuta</i> Brum. f. subsp. <i>acuta</i>	Malvaceae	nanop	PanT			
<i>Sida garckeana</i>	Malvaceae	nanop	GC			
<i>Solanum erianthum</i> D. Don	Solanaceae	microp	PanT			
<i>Solanum lycopersicum</i> L. var. <i>cerasiforme</i> (Dunal) Voss	Solanaceae	théroph	GC			
<i>Solanum nigrum</i> L.	Solanaceae	nanop	GC-SZ			
<i>Solanum rugosum</i> Dunal	Solanaceae	nanop	PanT			
<i>Solanum torvum</i> Sw.	Solanaceae	nanop	PanT			
<i>Solenostemon monostachyus</i> (P. Beauv.) Briq.	Lamiaceae	théroph	AT			
<i>Sphenocentrum jollyanum</i> Pierre	Menispermaceae	nanop	GC			
<i>Sporobolus pyramidalis</i> P. Beauv.	Poaceae	Hemicrip	GC-SZ			
<i>Stachytarpheta cayennensis</i> (L.C. Rich.) Vahl	Verbenaceae	nanop	GC			HG
<i>Stenotaphrum secundatum</i> (Walter) Kuntze	Poaceae	théroph	PanT			
<i>Sterculia tragacantha</i> Lindl.	Malvaceae	microp	GC-SZ			
<i>Streptogyna crinita</i> P. Beauv.	Poaceae	Geoph	paléoT			
<i>Strombosia pustulata</i> Oliv. var. <i>pustulata</i>	Olacaceae	microp	GC			
<i>Synedrella nodiflora</i> Gaertn.	Compositae	théroph	PanT			HG
<i>Syngonium podophyllum</i> Schott	Araceae	théroph	PanT			
<i>Talinum triangulare</i> (Jacq.) Willd.	Talinaceae	nanop	GC			
<i>Telosma africanum</i> (N. E. Br.) Colville	Apocynaceae	mesop	GC			
<i>Tetrapleura tetraptera</i> (Schum. & Thonn.) Taub. A	Fabaceae	microp	GC			
<i>Tetrochidium didymostemon</i> (Baill.) Pax & K. Hoffm.	Euphorbiaceae	microp	GC			
<i>Thaumatococcus daniellii</i> (Bennet) Benth.	Marantaceae	Geoph	GC			
<i>Thunbergia grandiflora</i> (Roxb. ex Rottl) Roxb.	Acanthaceae	microp	Intro			
<i>Tiliacora dinklagei</i> Engl.	Menispermaceae	mesop	GCW			
<i>Tithonia diversifolia</i> A. Gray	Compositae	nanop	PanT			
<i>Torenia thoursii</i> (Cham. & Schltdl.) Kuntze	Linderniaceae	Chaméph	GC-SZ			
<i>Tricalysia discolor</i> Brenan	Rubiaceae	microp	GCW			
<i>Tricalysia macrophylla</i> K. Schum	Rubiaceae	microp	GC			
<i>Trichilia monadelpha</i> (Thonn.) De Wilde	Meliaceae	mesop	GC			
<i>Trichilia prieureana</i> A. Juss. subsp. <i>prieureana</i>	Meliaceae	mesop	GC			
<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.	Malvaceae	nanop	PanT			
<i>Turnera ulmifolia</i> L.	Passifloraceae	théroph	PanT			
<i>Turraeanthus africanus</i> (Welw. Ex C.DC.) Pellegr.	Meliaceae	microp	GC	VU		
<i>Uria picta</i> (Jacq.) DC.	Fabaceae	nanop	GC-SZ			
<i>Urea oblongifolia</i> Benth.	Urticaceae	mesop	GCW			
<i>Urea repens</i> (Wedd.) Rendle	Urticaceae	microp	GC			
<i>Vismia guineensis</i> (L.) Choisy	Hypericaceae	microp	GC			
<i>Vitex grandifolia</i> Gürke	Lamiaceae	nanop	GC			
<i>Xanthosoma mafaffa</i> Schott	Araceae	Hemicrip	Intro			
<i>Xylopiacutiflora</i> (Dunal) A. Rich.	Annonaceae	microp	GC			
<i>Xylopiaparviflora</i> (A. Rich.) Benth.	Annonaceae	microp	GC-SZ			
<i>Xylopiavillosa</i> Chipp	Annonaceae	microp	GC			HG
<i>Zea mays</i> Linn.	Poaceae	théroph	GC-SZ			
<i>Zehneria hallii</i> Jeffrey	Cucurbitaceae	nanop	GC-SZ			
<i>Zingiber officinale</i> Rosc.	Zingiberaceae	Geoph	Intro			

Types biologiques : (mesop = mésophanérophytes ; microp = microphanérophytes ; nanop = nanophanérophytes ; Chaméph = chaméphytes ; Géop = géophytes ; Hemicrip = hémicryptophytes ; Theroph = thérophytes) ;

Phytochories : PaléoT : paléotropicales ; PanT : Pantropicales ; Aam : Afro-Américaines ; GC : Guinéo-Congolaises ; GCW : Guinéo-Congolaises endémiques ouest-africaines ; GCi : Guinéo-Congolaises endémiques de Côte d'Ivoire ; SZ : Soudano-Zambésiennes ; GC-SZ : transition Guinéo-Congolaises et Soudano-Zambésiennes ; Intro : introduite ;

HG : Haute Guinée : (espèces endémiques des forêts de la Haute Guinée).

Liste Rouge de l'UICN (2018) et d'Aké-Assi (1998) : U : Espèce vulnérable ; RDR/VE = plantes rares, devenues rares et en voie d'extinction ou ne se rencontrant qu'exceptionnellement selon Aké-Assi (1998).

AA : Aké-Assi

Annexe 2 : Liste, forme de vie, origine et statut des plantes invasives avérées et potentielles du Parc national su Banco

Espèces	Familles	Forme de vie	Origine	Statut
<i>Chromolaena odorata</i> (L.) R. M. King & H. Rox.	Compositae	arbuste	Amérique centrale	Avérée invasive
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	Compositae	herbe	Amérique centrale	Invasive potentielle
<i>Alternanthera brasiliana</i> (L.) Kuntze	Amaranthaceae	herbe	Brésil	Invasive potentielle
<i>Bambusa vulgaris</i> Schrad. ex J. C. Wendel.	Poaceae	herbe	Indochine	Invasive potentielle
<i>Breynia disticha</i> J. R. & G. Forst	Euphorbiaceae	arbuste	Iles du pacifique	Invasive potentielle
<i>Cecropia peltata</i> L.	Cecropiaceae	arbre	Amérique tropicale	Invasive potentielle
<i>Croton hirtus</i> L'Hérit.	Euphorbiaceae	herbe	Amérique tropicale	Invasive potentielle
<i>Dieffenbachia picta</i> Schott	Araceae	herbe	Amérique centrale	Invasive potentielle
<i>Euphorbia heterophylla</i> L.	Euphorbiaceae	herbe	Amérique centrale	Invasive potentielle
<i>Hopea odorata</i> Rox.	Dipterocarpaceae	arbre	Asie du Sud-Est	Invasive potentielle
<i>Lantana camara</i> L.	Verbenaceae	arbuste	Antilles	Invasive potentielle
<i>Mimosa invisa</i> Martius ex Colla.	Fabaceae	liane	Amérique du sud	Invasive potentielle
<i>Pueraria phaseoloides</i> (Rox.) Benth.	Fabaceae	liane	Extrême orient	Invasive potentielle
<i>Solanum erianthum</i> D. Don	Solanaceae	arbuste	Amérique centrale	Invasive potentielle
<i>Solanum rugosum</i> Dun.	Solanaceae	arbuste	Amérique du Sud	Invasive potentielle
<i>Stenotaphrum secundatum</i> (Walter) Kuntze	Poaceae	herbe	Europe	Invasive potentielle
<i>Syngonium podophyllum</i> Schott	Araceae	herbe	Amérique centrale	Invasive potentielle
<i>Tithonia diversifolia</i> A. Gray	Compositae	arbuste	Amérique centrale	Invasive potentielle
<i>Turnera ulmifolia</i> L.	Passifloraceae	liane	Amérique centrale	Invasive potentielle

SECTION VI

ARTICLE 2 : CURRENT AND FUTURE DISTRIBUTION OF *Chromolaena odorata* (L.) R. M. KING & H. ROXB (COMPOSITAE) AND *Hopea odorata* ROXB (DIPTEROCARPACEAE) IN THE BANCO NATIONAL PARK

S.V.E. Akaffou ¹, N.E.J. Abrou ¹, M.S. Tiébré ^{1,2}

¹ Laboratory of Natural Environments and Biodiversity Conservation, UFR Biosciences, University Félix Houphouët-Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire

² Laboratory of Systematics, Herbarium and Botanical Museum, University Félix Houphouët-Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire

* Corresponding author : AKAFFOU Sopie Elvire Vanessa, 22 BP 582 Abidjan 22, Côte d'Ivoire, akaffousopie@yahoo.fr, Tel: 0022546415181

Akaffou et al. (2020). *Journal Of Pharmacy And Biological Sciences* 15 (2) : 6-14

Current and future distribution of *Chromolaena odorata*(L.) R. M. King & H. Roxb (Compositae) and *Hopea odorata* Roxb (Dipterocarpaceae) in the Banco national park

S.V.E. Akaffou¹, N.E.J. Abrou¹, M.S. Tiébré^{1,2}

¹ *Laboratoire des Milieux naturels et Conservation de la Biodiversité, Université Félix Houphouët-Boigny Abidjan, Côte d'Ivoire*

² *Laboratoire des Systématiques Herbiers et Musée botanique, Université Félix Houphouët-Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire*

Abstract:

Background: Invasive plant species are today among the greatest threats of protected areas integrity and their fight is a challenge which requires knowledge of the potential areas of distribution. The objective of this study is to draw the spatial distribution and to determine the potential distribution area of the invasive alien species as well as the environmental variables affecting their geographic distribution in Banco national park.

Materials and Methods: The principle of "Maximum Entropy" was used to draw the habitats of *Chromolaena odorata* (L.) R.M. King & H. Roxb (proven invasive species) and *Hopea odorata* Roxb (potential invasive species) under current and future climatic conditions (2050 horizon of RCP 8.5 scenario). These species were chosen on the one hand based on the number of occurrences and on the other hand on their significant proportions in the park. The coordinates of presence of the species were collected and combined with environmental data (bioclimatic and topographical). The distribution surface area of potentially favorable or not zones, was calculated for each species.

Results: The bioclimatic variables contributed the most to the prediction of the species model. The RCP 8.5 scenario indicates an increase of the surface area of potentially favorable zones of 3.44% and 0.27%, respectively for the *Chromolaena odorata* and *Hopea odorata* species up to 2050.

Conclusion: The obtained results could constitute a guide for monitoring biological invasions in the protected areas.

Key words: Modelization, Current potential distribution, Potential future distribution, Alien species, Banco national park, Côte d'Ivoire

Date of Submission: 22-03-2020

Date of Acceptance: 09-04-2020

I. Introduction

Species Distribution Modeling (SDM) is an important predictive tool in conservation ecology^{1,2}. SDM consists to draw a function of environmental parameters which predicts the probability of the presence of the species. The dataset used includes data about species current presence as well as values of certain parameters, essentially environmental, of species observation sites^{3,4}. Several methods for modeling species distribution were developed and used⁵. Those methods differ according to the type of response took into account, the way to weight the observations and incorporate the interactions, and according to their predictive capacity^{3,6}. Today, species distribution models are increasingly used to address the major problems which are understanding, describing and predicting the potential area of species, and identifying the factors determining its distribution⁷. Therefore, they represent a relevant tool for the management and conservation of the environment and biodiversity^{8,9}. Among these models are those of MaxEnt "Maximal Entropy" which is one of the most effective tools because it provides very informative biogeographical information and better discrimination of suitable areas compared to unsuitable areas for species^{3,5}. Therefore, the use of this algorithm is increasingly recommended to determine invasive plant species potential distribution^{10,11}.

Invasive plants are known as one of the direct causes of biodiversity loss worldwide^{12,13}. These plants proliferate, disperse and persist in an environment which is not originally their own, and this to the detriment of the pre-existing ecosystem¹⁴. In fact, invasive species are very competitive and can lead to a decrease in specific richness and / or a decrease in the abundance of certain species. Thus, they modify the structure, composition and quality of indigenous plant communities¹⁵, disrupting the ecosystem running. Once introduced into a new region, the surface area is determined by many factors such as, the residence time of the species, the rate of spread of the species, the suitability of the local climate, the amount of suitable habitats available for

establishment, the reproduction and the use¹⁶. Since climate is one of the main factors of plant distribution, changing climatic conditions can impact distribution area change (expansion or contraction of the distribution area) in invasive plant species¹⁷. This can have important consequences for invaded ecosystems^{18,19}. Therefore, Changes in temperature and precipitation can weaken the biotic resistance of native plant communities and favor the establishment of exotic species¹⁹. Their harmful effects on ecology can be extended to the local biodiversity conservation surface areas¹⁰.

Protected areas are important zones for biodiversity conservation as well as for various ecosystem services supplying¹⁷. However, the integrity of these ecosystems in many parts of the world is currently threatened by invasive alien plant species¹⁶. The Banco National Park is not spared by this phenomenon. It contains many invasive species^{20,21,22,23} which therefore constitute a serious threat for the managers. However, the literature review has shown that managing the threat of invasive alien plants requires distribution information in both current and future climates^{24,10}. The present study therefore proposes to answer the following questions: What is the current and future potential range of invasive alien species in Banco national park? (2) What are the environmental variables that contribute to their distribution in the park? To answer these questions, the study set itself the general objective of modeling the spatial distribution of two alien species: *Chromolaena odorata*(L.) R. M. King & H. Roxb, a proven invasive species in Côte d'Ivoire, et *Hopea odorata* Roxb, a potential invasive species. The choice of these species is based on their number of occurrences and their significant proportions in the park. Specifically, it involved (1) determining the current and future potential distribution of these alien species and, (2) defining the environmental variables affecting their geographic distribution. To achieve these objectives, two hypotheses have been put forward (1) the spatial distribution of *Chromolaena odorata* and *Hopea odorata*, is strongly correlated with environmental parameters, (2) by 2050, climate change will favor the expansion of these invasive species in Banco national park.

II. Material and Methods

Study site

The study took place in Banco national park, located in the autonomous district of Abidjan between 5 ° 21 'and 5 ° 25' north latitude and between 4 ° 01 'and 4 ° 05' west longitude (Figure 1). In accordance with Decree No. 2018-510 from May 30, 2018, Banco National Park currently covers an area of 3438.34 ha. Data from weather station, called SODEXAM, from 2008 to 2018 show that the climate is characterized by four seasons: two dry seasons, from December to February and August to September, and two rainy seasons, from March to July and October until November. The annual temperature average is about 26 °C. The maximum rainfall average obtained is 453.43 mm in June and the minimum height is 13.66 mm in January. The soil of the park, ferrasol type²⁵, is characterized by sandy, ferralitic and highly unsaturated soil²⁶. Banco National Park is an evergreen forest. It is a relic of psammohygrophilous primary littoral forest²⁷. The trees dominating the upper stratum are *Turraeanthus africanus* (Welw. Ex C. DC.) Pellegr, *Synsepalum afzelii*(Engl.) TD Penn., *Berlinia confusa* Hoyle, *Blighiawelwitschii*(Hiern) Radlk. *Coula edulis* Baill., *Dacryodes klaineana*(Pierre) HJ Lam, *Lophira alata* Banks ex Gaertn.f., *Petersianthus macrocarpus*(P. Beauv.) Liben and *Piptadeniastrum africanum*(P. Beauv.) Liben^{28,29}.

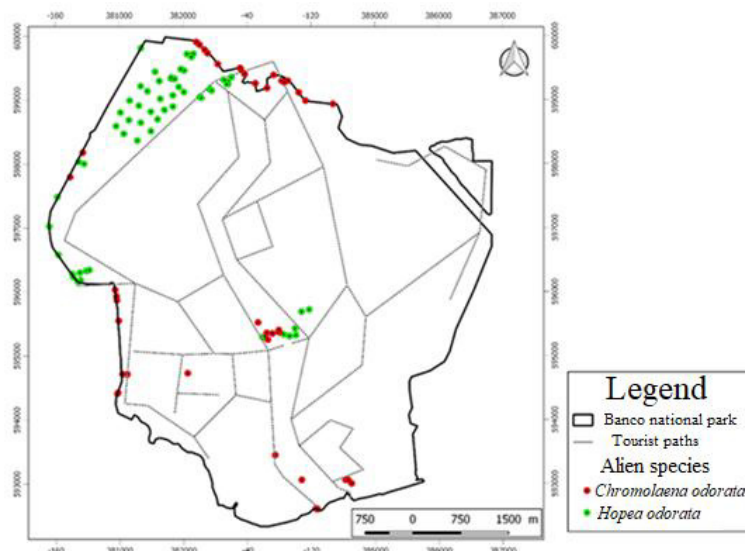


Figure 1: Study environment and geographic distribution of presence points used in the models.

Data collection

The work of ²³ identified 22 invasive plant species in Banco national park. The authors identified one proven invasive species and 21 potentially invasive species. These species were identified on the basis of existing lists of invasive alien species and a field inventory. Indeed, books and papers published have been consulted and synthesized^{30,31;32;33,34,35}. The Global Invasive Species Database (www.issg.org/database/welcome), CABI's invasive species collection (www.cabi.org/isc/) and the West Africa invasive plants list (http://issg.org/pdf/puplications/GISP/Resources/wAfrica-EN.pdf) were also consulted. These data were supplemented by communications from local experts (Aké-Assi, personal communications) and observations done on the field. Subsequently, two alien species served as models for this study. These are *Chromolaena odorata* a proven invasive species, and *Hopea odorata*, a potential invasive species. They were chosen because of their frequency and abundance in Banco national park following the work of ²³. The geographic coordinates (longitude and latitude) of these two invasive species were recorded using a GPS receiver.

The environmental parameters used include climatic variables (precipitation and temperature) and topographic variables (altitude and slope). Current climate data (1950 - 2000) and future climate projections (2000- 2050) were obtained from Worldclim website (https://www.worldclim.org) with a resolution of 30 seconds (spatial resolution of approximately 1 km² in West Africa). These data include 19 bioclimatic variables (Table 1) derived from temperature and precipitation ³⁶. The future projection for 2050 was established according to the RCP 8.5 scenario ³⁷. This scenario is an improved version of scenario A.2 ³⁸. It was chosen because it predicts the most divergent trends for the regions of West Africa compared to other scenarios. It was used in several studies on West African ecosystems ^{39, 1040,41,42}. The Met Office climate model (Hadgem2-ES) was also used ³⁷. This model is currently the most suitable for simulating climate responses in West Africa ^{39,10,41,42}. The topographic parameters (altitude and slope) were extracted from a digital terrain model (DTM) of Banco National Park. Slope and altitude are frequently used as indirect variables in the species distribution⁴³.

Data analysis

Modeling and validation of the model

MaxEnt was used to draw suitable habitats for invasive species. In order to ensure the final model's quality, the environmental variables were subjected to correlation test to select the least correlated ones ($r < 0.85$) taking into account the biases that the strong correlations have on the predictions ⁴⁴. For this, the ENMTools software version 1.4.4 was used ⁴⁵. To assess the model, 25% of the species observation points were used to test the model and 75% of the points were used to calibrate the model. The model performance was assessed using AUC statistics (*Area Under the Curve*,⁵). The AUC values were interpreted following the method proposed by 46 indicating that the model is excellent when $AUC > 0.90$; good when $0.80 < AUC < 0.90$; acceptable when $0.70 < AUC < 0.80$; bad when $0.60 < AUC < 0.70$ and not valid when $0.50 < AUC < 0.60$.

Table 1: Bioclimatic variables used for Maxent test

Codes	Bioclimatic Variables
Bio 1	Average annual temperature
Bio 2	Daytime deviation average (Maximum temperature - Minimum temperature; Monthly average)
Bio 3	Isothermality (Bio 1 / Bio 7)*100
Bio 4	Temperature seasonality (coefficient of variation)
Bio 5	Maximum temperature of the hottest period
Bio 6	Minimum temperature of the coldest month
Bio 7	Annual temperature difference (Bio 5 – Bio 6)
Bio 8	Temperature average of the wettest trimester
Bio 9	Average temperature of the driest trimester
Bio 10	Average temperature of the hottest trimester
Bio 11	Average temperature of the coldest trimester
Bio 12	Annual precipitations
Bio 13	Precipitation of the wettest month
Bio 14	Precipitation of the driest month
Bio 15	Precipitation seasonality (coefficient of variation)
Bio 16	Precipitation for the coldest trimester
Bio 17	Precipitation of the driest trimester
Bio 18	Precipitation of the hottest trimester
Bio 19	Precipitation of the coldest trimester

The results produced by MaxEnt were imported into QGIS 2.18 to classify the different habitat levels of our model species based on presence logical probabilities thresholds generated by the models. The occurrence logistic probability of species is an indicator of the quality of habitats for the species. It varies between 0 and 1 ⁴⁷. Thus, for a probability value less than 0.5, the habitat is supposed to be "potentially unfavorable", and that

greater than 0.5, the habitat is considered as "potentially very favorable". The extent of each habitat level (surface area and percentage), under both current and future conditions, was estimated in order to assess the gain or loss in the potentially favorable area of the species to the park scale. This estimate was made using the "spatial analyst" tool in QGIS software.

The change rates (TC) from currently favorable habitats to potentially unfavorable habitats in the future and vice versa were estimated using the following formula: $TC = (S_f - S_i) \times 100^{48}$, where S_i and S_f are respectively the initial surface area (current climatic condition) and final surface area (future climatic condition) of presence of the species. The positive values of TC indicate a gain in the area of the habitat while the negative values correspond to a loss of surface.

III. Results

Models validation and modeling variable contributions

AUC values for the two species vary from 0.825 and 0.896 for the current climatic conditions and from 0.843 to 0.945 in the future climatic conditions (horizon 2050) under the RCP 8.5 scenario (Table 2). This suggests a good performance of MaxEnt algorithm to predict the favorable area of the studied species.

Table 2: AUC values from the modeling results

Species	AUC (current condition)	AUC (by 2050)
<i>Chromolaena odorata</i>	0.825	0.843
<i>Hopea odorata</i>	0.896	0.945

Regarding *Chromolaena odorata*, the correlation analysis allowed the identification of five less correlated variables ($r < 0.85$) and most contributing to the modeling whether under current or future conditions. These are Bio_5 (maximum temperature of the hottest period), Bio_8 (average temperature of the wettest trimester), Bio_12 (annual precipitation), Bio_19 (precipitation of the coldest trimester) and the altitude below current climatic conditions (Table 3). Bio_5 and Bio_8 are the variables which most contributed to the model. For future climatic conditions, the analysis of the contribution percentages of the different variables to the model prediction (Table 3) suggests that the variables Bio_1 (average annual temperature), Bio_9 (average temperature of the driest trimester), Bio_11 (temperature mean of the coldest trimester), Bio_14 (precipitation for the driest period) and Bio_16 (precipitation for the coldest trimester) more contributed to the model. From the analysis of this table, it can be stated that the variable Bio_9 more contributed to the construction of the model.

As concerning to *Hopea odorata*, six variables were chosen to run the model under current conditions (Table 3). These are Bio_3 (isothermality), Bio_14 (precipitation of the driest month), Bio_16 (precipitation of the wettest trimester), Bio_11 (average temperature of the coldest trimester), Bio_1 (average annual temperature) and Bio_4 (temperature seasonality: coefficient of variation) and Bio_7 (annual temperature difference: Bio_5 - Bio_6). Bio_3 and Bio_7 are the most determining variables of the potential distribution of *Hopea odorata*. For future climatic conditions, seven variables contributed to the modeling (Table 3). Those variables are Bio_18 (precipitation of the hottest trimester), Bio_4 (temperature seasonality: coefficient of variation), Bio_17 (precipitation of the driest trimester), Bio_16 (precipitation of the wettest trimester), Bio_8 (temperature average of the wettest trimester), Bio_19 (precipitation of the coldest trimester). Bio_18 and Bio_16 are the variables which most contributed to the structure of the model.

Table 3 : Environmental variable Contributions to the model

Species	Periods	Bioclimatic Variables	Contribution (%)
<i>Chromolaena odorata</i>	Current	Bio 5	52.6
		Bio 8	38.9
		Bio 19	6.1
		Altitude	2.2
		Bio 12	0.2
	Future (by 2050)	Bio 9	88.3
		Bio 11	6.5
		Bio 1	2.5
		Bio 16	2.4
		Bio 14	0.3
<i>Hopea odorata</i>	Current	Bio_3	48.9
		Bio_14	22.5
		Bio_16	21.8
		Bio 11	5.7
		Bio 1	0.8
		Bio 4	0.4
		Bio 7	45.2
		Bio 18	34.4

Future (by 2050)	Bio 4	3.1
	Bio 17	4.5
	Bio 16	10.4
	Bio 8	2.3
	Bio 19	0.1

Values in bold indicate higher contributions

Current and future distribution of favorable habitats to the model species

The modeling results show that overall, the habitats which are currently very favorable to *Chromolaena odorata* are mainly located in the south and center of the park. By 2050, the species would no longer be willing to practically colonize the southern part of the park. However, note that the center of Banco would remain very favorable for this species (Figure 2). At the end of the analysis of the extent of the different levels of habitats favorable to the species, it appears that approximately 263.2 ha (about 8% of the Banco National Park) are currently very favorable to *C. odorata* (Table 4). Unfavorable habitats occupy 92% of the park (Figure 4). For future projections up to 2050, the model predicts a change rate of about 3.4% in the areas which are currently favorable for it (Table 4).

The potentially favorable area to *Hopea odorata* mainly covers the western part of the park. Projections to 2050 also revealed a movement of the species towards the northern part as well as the center of the park (Figure 3). The habitat analysis gives a surface area of 181.9 ha (about 5% of the park) as a distribution area potentially favorable for the species under current conditions (Table 4). As for the area potentially unfavorable to the distribution of the species, it covers 3,256.4 ha or 93% of the Banco National Park (Figure 5). By 2050, projections revealed an increase of the change rate of about 0.27% of the potentially favorable areas to the species (Table 4). It shifted from 181.9 ha (current climatic conditions) to 231.3 ha (future climatic conditions). From these analyzes it is suggested that climate change will increase the surface area of the current distribution of *C. odorata* and *H. odorata* in Banco National Park. This upward trend in distribution areas would be due to an increase in temperature predicted by the scenario.

Table 4 : Surface variation of *C. odorata et H. odorata* habitats of the Banco National Park

Species	Period	Potentially favorable zone		Change rate (%)	Potentially unfavorable zone		Change rate (%)
		Surface (ha)	Percentage cover		Surface (ha)	Percentage cover	
<i>Chromolaena odorata</i>	Current	263.2	8		3175.2	92	
	By 2050	1170.2	34	+3.44	2268.05	66	-0.28
<i>Hopea odorata</i>	Current	181.8	5	+0.27	3256.4	95	-0.01
	By 2050	231.3	7		3306.9	93	

Sign (-) indicates favorable habitat loss and (+) for a gain.

IV. Discussion

Environmental variables contribution analysis

This study highlights the variables which most contribute to the development of the model and which explain the spatial distribution of invasive species. Indeed, our results have shown that it is the climatic variables which predict the distributions of the species contrary to the biophysical variables. This suppose that at the park scale, *Chromolaena odorata* and *Hopea odorata* distribution is mainly influenced by direct parameters such as temperature and precipitation. This result is in accordance with previous studies which stipulate that climatic descriptors linked to rainfall and temperature play an efficient role in delimiting the geographic area of invasive species^{10,11}. This result seems to invalidate the work of⁸ reporting that indirect parameters such as altitude, topography and plant cover can be effective for predicting plant species over small areas. Concerning the topographic variables, the contribution of the variable "Altitude" to the prediction of the models remains insignificant. This can be explained by the interdependence between climatic parameters and geographic factors such as altitude⁴⁹. Indeed, temperature and altitude are factors that influence flora distribution. According to⁵⁰, these two factors are interrelated since one varies according to the other. Higher is the altitude, lower is the temperature. The present study also invalidates the observations reported by^{51,52} according to which the low slopes are preferential environments for *C. odorata* while *H. odorata* prefers the high slopes.

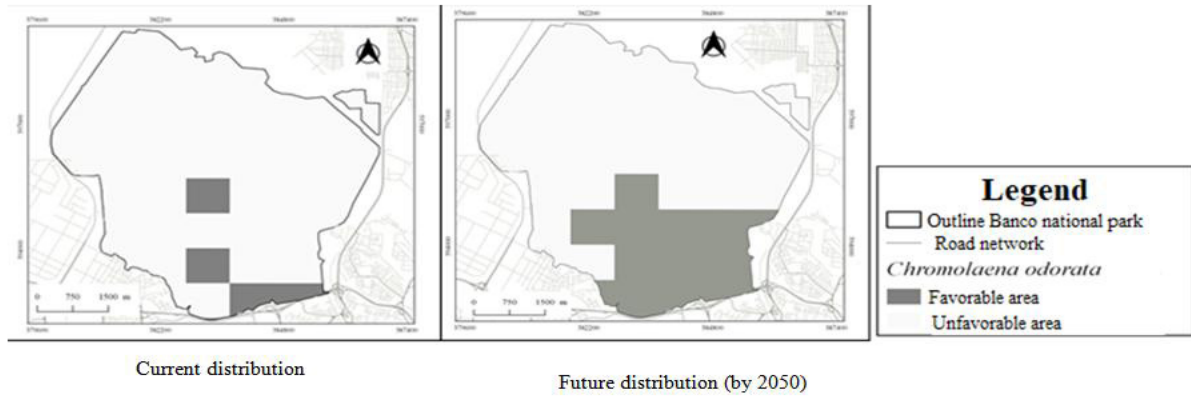


Figure 2: Current and future potential distribution of *Chromolaena odorata*(L.) R. M. King & H. Roxb

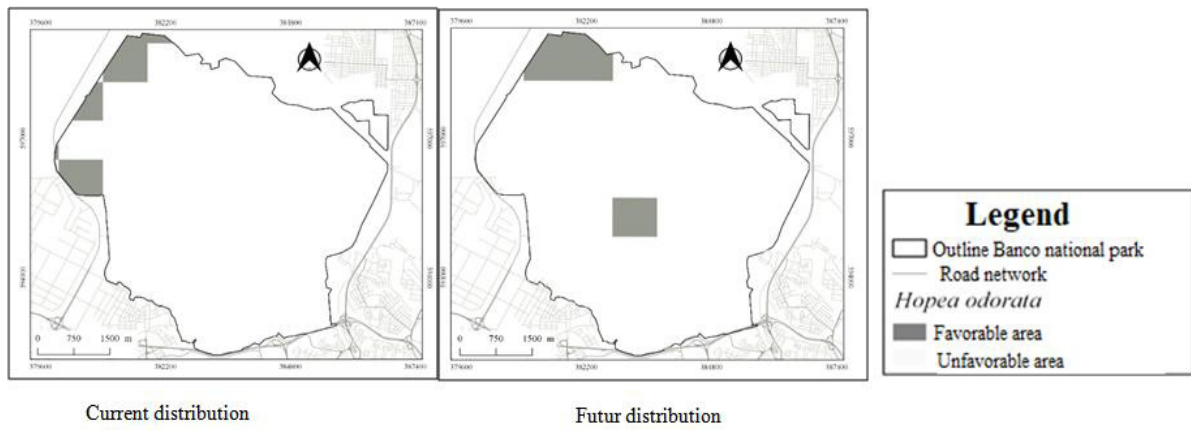


Figure 3:Current and future potential distribution of *Hopea odorata*Roxb.

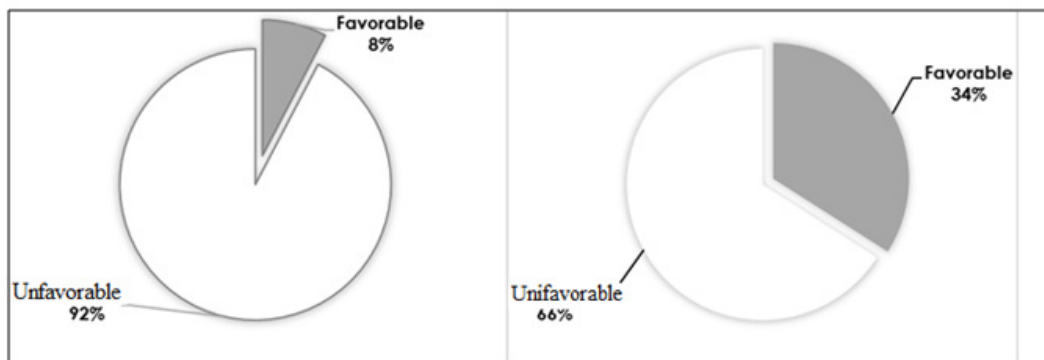


Figure 4: Extend of favorable habitats to the colonization of *Chromolaena odorata* of the Banco national park

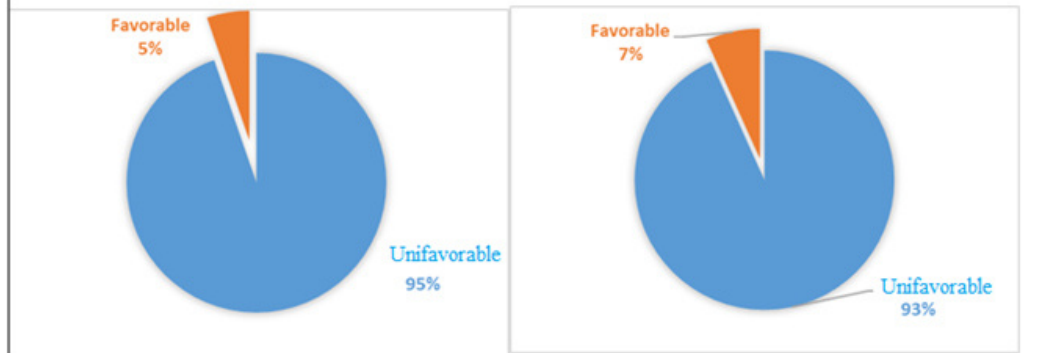


Figure 5: Extend of favorable habitats to the colonization of *Hopea odrata* of the Banco national park

Invasive species potential distribution area

The results indicate an increase of the surface area of the potentially favorable zone to *Chromolaena odorata* and *Hopea odorata* species in Banco national park. This increase would be probably explained by the projection of the raise in temperature and the fall in the level of precipitation according to the RCP 8.5 scenario. These results are in agreement with numerous studies which highlight the progression of favorable zones to the distribution of certain invasive species in conservation areas with this scenario^{10,11}. As a result, the hypothesis according to which climate change could favor the expansion of invasive species seems to be confirmed. Specifically, the results show that by 2050, *Chromolaena odorata* and *Hopea odorata* will be considerably presents in the center of Banco national park. This could largely be linked to demographic pressure and anthropogenic actions. Indeed, with the construction of the forestry school, ecotourism and maintenance of the camp in the center of the park, will potentially increase the anthropic pressure. Thus, the conversion of the vegetation around these anthropic actions will also increase. This might be one of the reasons for the increase in areas favorable to invasive species^{53,54,23}. Ultimately, the distribution areas modeling of invasive species as well as potential projections into the future, by 2050, show that they constitute a threat to Banco National Park.

V. Conclusion

Invasive species distribution modeling remains a relevant way to define the geographic extent of surface areas favorable to invasive species. It allows to identify the environmental variables which affect their distribution in the case of the management of protected areas in front of biological invasions. From this study, it comes out that the bioclimatic variables contribute to the spatial distribution of *Chromolaena odorata* and *Hopea odorata* in the current conditions as well as by 2050. There will be an increase in the area of areas potentially favorable for their distribution. The potential area maps of invasive species developed in this study will improve the knowledge level and allow better management of invasive plants in order to preserve healthy ecosystems in protected areas. This study could serve as the basis for other ecological niche modeling exercises in the protected areas of Côte d'Ivoire.

Acknowledgments

This study was funded by the International Foundation for Science (IFS) through the Carolina Mac Gillavry Award for Dr. Marie-Solange Tiébré within the research project "Individual Grant Number J / 5728-1". We would like to thank the Water-Soil-Plant Exchanges and the Biodiversity and Landscape Unit of the Gembloux Agro-Bio Tech, University of Liege in Belgium, for the help for soil and plant analyses. Our thanks also go to the Ivorian Office of Parks and Reserves (OIPR) for permission to conduct this study in the Banco National Park (BNP).

References

- [1]. Franklin J. Mapping species distribution: spatial inference and prediction. Cambridge University Press, Cambridge. 2009.
- [2]. Padalia H, Srivastava V, Kushwaha SPS. Modeling potential invasion range of alien invasive species *Hyptissuaveolens(L.)* Poit. in India: Comparison of MaxEnt and GARP. *Ecological Informatic*. 2014; 22: 36-43.
- [3]. Elith J, Graham CH, Anderson RP, Dudík M, Ferrier S, Guisan A, Hijmans,R J, Huettmann F, Leathwick JR, Lehmann Ali J, Lohmann LG, Loiselle BA, Manion G, Moritz C, Nakamura M, Nakazawa Y, Overton JMcC, Peterson AT, Phillips SJ, Richardson KS, Scachetti-Pereira R, Schapire RE, Soberon J, Williams S, Wisz MS, Zimmermann NE. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence, data. *Ecography*. 2006 ;29 : 129-151.
- [4]. Sampoux JP, Badeau V. Modélisation de la niche écologique des fétuques à feuilles fines : quels apports pour la conservation et la valorisation des ressources génétiques ? *Innovations Agronomiques*. 2009;7 :79-91.
- [5]. Philips SJ, Anderson RP, Schapire RE. Maximum entropy modelling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*. 2006; 190:231–259.
- [6]. Elith J, Leathwick JR. Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*. 2009; 40: 677-697.
- [7]. Kumar S, Stohlgren TJ. MaxEnt modelling for predicting suitable habitat for threatened and endangered tree *Canacomyricamonticolain* New Caledonia. *Journal of Ecology and Natural Environment*. 2009; 1(4): 94-98.
- [8]. Guisan A, Zimmermann NE. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*. 2000; 135:147–186.
- [9]. Barbosa AM, Real R, Vargas JM. Transferability of environmental favorability models in geographic space: The case of the Iberian desman (*Galemyspyrenaicus*) in Portugal and Spain. *Ecological Modelling*. 2009;220: 747-754.
- [10]. Fandohan AB, Oduor AMO, Sodé AI, Wu L, Cuni-Sanchez A, Assédé E, Gouwakinnou GN. Modeling vulnerability of protected areas to invasion by *Chromolaena odorata* under current and future climates. *EcosystemHealth and Sustainability*. 2015;1(6):20. <http://dx.doi.org/10.1890/EHS15-0003.1>.
- [11]. Djotan A, Kevin G, Augustin AKN, Akouehou GS, Ganglo J. Vulnérabilité des aires protégées du Bénin à l'invasion de *Ageratumconyzoides* L. (Asteraceae) en rapport avec les changements climatiques. *European Scientific Journal*. 2018; 14. 1857-7881.
- [12]. Vitousek PM, D'antonio CM, Loope LL, Westerbrooks R. Biological invasions as global environmental change. *American Scientist*. 1996; 84: 468-478.
- [13]. IPBES. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Díaz S, Settele J, Brondizio ES, Ngo HT, Guèze M, Agard J, Armeth A, Balvanera P, Brauman KA, Butchart SHM, Chan KMA, Garibaldi LA, Ichii K, Liu J, Subramanian SM, Midgley GF,

- Miloslavich P, Molnár Z, Obura D, Pfaff A, Polasky S, Purvis A, Razzaque J, Reyers B, Roy Chowdhury R, Shin YJ, Visseren-Hamakers IJ, Willis KJ, and Zayas CN. (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 2019. 56 p.
- [14] Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM, Evans H, Clout M, Bazzaz FA. Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*. 2000; 10: 689–710.
- [15] D'Antonio CM, Vitousek PM. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 1992; 23: 63–87.
- [16] Foxcroft LC, Rouget M, Richardson DM. Risk assessment of riparian plant invasions into protected areas. *Conservation Biology*. 2007; 21: 412 - 421.
- [17] Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. World Resources Institute, Washington. D. C. 2005; 155p.
- [18] Theoharides KA, Dukes JS. Plant invasion across space and time: factors affecting nonindigenous species success during four stages of invasion. *New Phytologist*. 2007; 176:256–273.
- [19] Diez JM, D'Antonio CM, Dukes JS, Groszholz ED, Olden JD, Sorte CJB, Blumenthal DM, Bradley BA, Early R, Ibáñez I, Jones SJ, Lawler JJ, Miller LP. Will Extreme Climatic Events Facilitate Biological Invasions? *Frontiers in Ecology and Evolution*. 2012 ; 10 : 249 -257.
- [20] Tiébré M-S, Vroh Bi TA, Kouamé D, N'Da KD, Adou YC-Y. Stratégies et potentiel d'invasion des massifs forestiers par *Hopea odorata* Roxb. (Dipterocarpaceae) : cas du Parc National du Banco en Côte d'Ivoire. *International Journal of Biological and Chemical Science*. 2014 ; 8 (2) :666-679.
- [21] Tiébré M-S, Vroh Bi TA, Kouamé D, N'Da KD, Adou YC-Y. Effets d'un arbre exotique envahissant *Hopea odorata* Roxb. (Dipterocarpaceae) sur la diversité floristique et le stockage de carbone du Parc National du Banco en Côte d'Ivoire. *International Journal of Innovation and Applied Studies*. 2015; 10 (1): 207-216.
- [22] Tiébré M-S, Gouli Gnanazan ZR. Impact of *Chromolaena odorata* (L.) R.M. King & H. Rob. (Asteraceae) on the floristic composition and the physico-chemical properties of the soil of a coastal relict forest. *International Journal of Innovation and Applied Studies*. 2018; 24 (2): 773-788.
- [23] Akaffou SEV, Mévanly O, Gouli Gnanazan ZR, Tiébré M-S. Dynamique de colonisation des zones rudérales d'un massif forestier urbain par les espèces végétales exotiques envahissantes: cas du Parc National du Banco (Côte d'Ivoire). *European Scientific Journal*. 2019. 15 (24): 1857 – 7881 (Print) e - ISSN 1857- 7431.
- [24] Taylor S, Kumar L. Potential distribution of an invasive species under climate change scenarios using CLIMEX and soil drainage: a case study of *Lantana camara* L. in Queensland, Australia. *Journal of Environmental Management*. 2013. 114:414–422.
- [25] FAO. World reference base for soil resources. A framework for international classification, correlation and communication. World soil resources reports 103. 2006 ; 145 p.
- [26] Perraud A. Les sols. In : Le milieu naturel de la Côte d'Ivoire. Mémoire ORSTOM, 50, Paris (France). 1971 ; 157-263.
- [27] Lauginie F. Conservation de la nature et aires protégées en Côte d'Ivoire, NEI / Hachette et Afrique Nature, Abidjan, 2007 ; xx + 668p.
- [28] De Koning J. La forêt du Banco. Thèse de Doctorat, Université de Wageningen, Pays-Bas. 1983 ; 1500 p.
- [29] Lauginie F. Propositions pour l'avenir des parcs nationaux et réserves naturelles de Côte d'Ivoire. DDC/MINAGRA/WWF, Abidjan. 1996 ; 86p.
- [30] De Foresta H. Systèmes de cultures adventices envahissantes et fertilité du milieu : le cas de *Chromolaena odorata* : In Pichot J., Sibelet N., Lacoevilhe J.J. (eds) Fertilité du milieu et stratégies paysannes sous les tropiques humides. CIRAD, Ministère Systèmes de culture adventices envahissantes et fertilité du milieu : le cas de *Chromolaena odorata* : In Pichot J., Sibelet N., Lacoevilhe J.J. (eds) Fertilité du milieu et stratégies paysannes sous les tropiques humides. CIRAD, Ministère de la Coopération, Montpellier (FRA), Paris 236–244 de la Coopération, Montpellier (FRA), Paris. 1995; 236–244.
- [31] Gautier L, Aké-Assi L, Chatelain C, Spichiger R. African Plants: Biodiversity Taxonomy and uses, chapter Ivory: a geographic information system for biodiversity management in Ivory Coast, Royal. *Botanic Garden*. 1999 ; 183–194.
- [32] Chatelain C, Gautier L, Spichiger R. Application du SIG ivoire à la distribution potentielle des espèces en fonction des facteurs écologiques. *Systematics and Geography of Plants* 2001 ; 71 : 313– 326.
- [33] UICN/ PACO. Plantes invasives affectant les aires protégées de l'Afrique de l'Ouest : gestion pour la réduction des risques pour la biodiversité. UICN/PACO : Ouagadougou, Burkina-Fasso. 2013 ; 52p.
- [34] Neuba DFR, Malan DF, Koné M, Kouadio YL. Inventaire préliminaire des plantes envahissantes de la Côte d'Ivoire. *Journal of Animal & Plant Sciences*. 2014; 22(2):3439-3445.
- [35] Noba K, Bassene C, Ngom A, Gueye M, Camara AA, Kane M, Ndoye F, Dieng B, Rmballo R, Ba N, Bodian MY, Sane S, Diop D, Gueye M, Konta S, Kane A, Mbaye MS, Ba AT. Invasive Plants of West Africa: Concepts, Overviews and Sustainable Management. *Adv Recycling Waste Manag* 2 121. 2017; DOI: 10.4172/2475-7675.1000121.
- [36] Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG, Jarvis A. Very high-resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatolog*. 2005 ; 25(15) :1965–197.
- [37] GIEC. Résumé à l'intention des décideurs, Changements climatiques. Les éléments scientifiques. Contribution du Groupe de travail I au cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [sous la direction de Stocker TF, Qin D, Plattner G.-K., Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM]. Cambridge University Press, Cambridge, Royaume-Uni et New York (État de New York), États-Unis d'Amérique. 2013.
- [38] GIEC. Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat, Bilan des changements climatiques. Contribution des Groupes de travail I, II et III au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, Genève-Suisse. 2007; 103p
- [39] Panitz H, Schubert-frisius M, Meier-flischer K, Lenzen P, Keuler K, Luethi D, Dosio A CORDEX climate simulations for Africa using COSMO-CLM (CCLM). *Geophysical Research Abstracts*, 15(Cclm), 2013.
- [40] Idohou R, Assogbadjo AE, Kakaï RG, Peterson AT. Spatiotemporal dynamic of suitable areas for species conservation in West Africa: eight economically important wild palms under present and future climates. *Agroforestry System*. 2017a; 91(3):527–540.
- [41] Idohou R, Peterson T, Assogbadjo A, Vihotogbe AE, Padohou RL, Glèlè E, Kakaï R. Identification of potential areas for wild palm cultivation in the Republic of Benin through remote sensing and ecological niche modeling. *Genetic Resources and Crop Evolution* 2017b; 64(6) :1383–1393.
- [42] Guidigan MLG, Azihou F, Idohou R, Okhimamhe AA; Fandohan AB, Sinsin B, Adet L. Modelling the current and future distribution of *Kigelia africana* under climate change in Benin, West Africa. *Modeling Earth Systems and Environment*. 2018; 4. 10.1007/s40808-018-0491-4.
- [43] Murai M, Ruffler H, Berlemont A, Campbell G, Esono F, Agbor A, Kühl HS. Priority areas for large mammal conservation in Equatorial Guinea. *PLoS One*. 2013; 8(9), e75024.

- [44] Elith J, Phillips SJ, Hastie T, Dudík M, Chee YE, Yates CJA. statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*. 2011; 17(1):43–57.
- [45] Warren DL, Seifert SN. Ecological niche modeling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecological Applications*. 2011; 21(2):335–342.
- [46] Araujo MB, Pearson RG, Thuiller W, Erhard M. Validation of species climate impact models under climate change. *Global Change Biology*. 2005;11: 1504 -1513.
- [47] Liu C, White M, Newell G. Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. *Journal of Biogeography*. 2013; 40(4):778–789.
- [48] Toyi MS, Barima YSS, Mama A, André M, Bastin J-F, De Cannière C, Sinsin B, Bogaert J. Tree plantation will not compensate natural woody vegetation cover loss in the Atlantic Department of Southern Benin. *Tropicultura*, 2013 ; 31(1) : 62-70.
- [49] Moukrim S. Lahssini S, Mharzi Alaoui H, Rifa IN, Arahou M, Rhazi L. Modélisation de la distribution spatiale des espèces endémiques pour leur conservation : cas de *Argania Spinosa(L.)* Skeels. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*. 2018 ; 73 (2) : 153-166.
- [50] Délèze M. Température moyenne de l'atmosphère en fonction de l'altitude selon le modèle du nivellement barométrique. https://www.deleze.name/.../pression-altitude/temperature_atm.pdf. 2011;1-3 p.
- [51] Gouli Gnanazan ZR. Impact de l'invasion de *Chromolaenaodorata* (L.) R.M.King&H.Rob. (Compositae) sur la flore et les propriétés physico- chimiques du sol et espèces indicatrices des milieux envahis du Parc National du Banco (Sud de la Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Université Félix Houphouet- Boigny, Côte d'Ivoire. 2019 ; 176 p.
- [52] Satiraphan M. Phytochemical screening of two Thai tropical rainforest Dipterocarps: *Hopeaodorata* Roxb. and *Dipterocarpuscostatus*Gaertn.f.. Other. Université René Descartes – Paris V Silpakorn University. Faculty of Pharmacy (Thailand). 2012; English. ffn: 2012PA05P623ff fel-01124074.
- [53] Williams NS, Hahs AK, Vesk PA. Urbanization, plant traits and the composition of urban floras. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. 2015 ; 17(1) : 78-86.
- [54] Udo N, Darrot C, Tarayre M, Atlan A. « Histoire humaine et naturelle d'une invasion biologique », *Revue d'ethnoécologie* [En ligne], 9 | 2016, mis en ligne le 01 juillet 2016, consulté le 01/11/2018. URL : <http://ethnoecologie.revues.org/2724> ; DOI : 10.4000/ethnoecologie.2724.

S.V.E. Akaffou,etal.“Current and future distribution of *Chromolaena odorata(L.)* R. M. King & H. Roxb (Compositae) and *Hopea odorata* Roxb (Dipterocarpaceae) in the Banco national park.” *IOSR Journal of Pharmacy and Biological Sciences (IOSR-JPBS)*, 15(2), (2020): pp. 06-14.

SECTION VII

ARTICLE 3 : STUDY OF THE PERCEPTION OF *Lantana camara* L. (VERBENACEAE) AN INVASIVE ALIEN PLANT SPECIES BY THE RIPARIAN POPULATIONS OF THE COCONUT PLANTATIONS OF SOUTH-EASTERN CÔTE D'IVOIRE

TIÉBRÉ MS ¹, PAGNY FPJ ¹, KOUADIO YJC ¹, GOULI GNANAZAN ZR ¹

¹ UFR Biosciences, Laboratory of Botanic, University Félix Houphouët-Boigny, Cocody Abidjan,
22 BP 582 Abidjan 22, Côte d'Ivoire.

* Corresponding author : tiebre.ms@skynet.be

TIEBRE *et al.* (2018). *REB-PASRES* 3 (3) : 68-77

ÉTUDE DE LA PERCEPTION DE *Lantana camara* L. (VERBENACEAE), UNE ESPÈCE VÉGÉTALE EXOTIQUE ENVAHISSANTE, PAR LES POPULATIONS RIVERAINES DES COCOTERAIES DU SUD-EST DE LA CÔTE D'IVOIRE

TIÉBRÉ MS^{1*}, PAGNY FPJ¹, KOUADIO YJC¹, GOULI GNANAZAN ZR¹

RÉSUMÉ

L'étude de la perception d'une population permet de comprendre les opinions des personnes sur une problématique donnée afin d'adopter une stratégie de gestion efficace et durable. La présente étude vise à évaluer d'une part, la perception des populations riveraines des cocoteraies des villages de Mondoukou, d'Assouindé et de la ville de Grand-Bassam sur *Lantana camara*, une espèce végétale exotique envahissante et d'autre part, leurs impressions sur les espèces exotiques envahissantes en général. Pour atteindre ces objectifs, 190 personnes ont été interviewées dont 141 parmi les populations locales, 38 agents du Centre National de Recherches Agronomiques (CNRA) en charge de la gestion des cocoteraies industrielles et 11 horticulteurs. Les résultats obtenus montrent que les personnes enquêtées ont une bonne connaissance de *Lantana camara* et des plantes exotiques envahissantes. Les plantes telles que *Chromolaena odorata*, *Bambusa vulgaris*, *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes* et *Cecropia peltata* sont les plus citées par les populations car ayant un impact négatif sur l'environnement. *Lantana camara* est souvent utilisée à des fins thérapeutiques et alimentaires et la moitié des personnes enquêtées est défavorable à un programme de lutte contre l'espèce.

Mots clés : Perception, Plantes exotiques envahissantes, *Lantana camara*, Côte d'Ivoire.

STUDY OF THE PERCEPTION OF *Lantana camara* L. (VERBENACEAE) AN INVASIVE ALIEN PLANT SPECIES BY THE RIPARIAN POPULATIONS OF THE COCONUT PLANTATIONS OF SOUTH-EASTERN CÔTE D'IVOIRE

ABSTRACT

The study of the perception of a population makes it possible to understand people's opinions on a given problem in order to adopt an effective and sustainable management strategy. The aim of this study is to assess, on the one hand, the perception of riparian populations of coconut plantations in the localities of Grand-Bassam, Mondoukou and Assouindé on *Lantana camara*, an alien invasive plant species, and on the other hand, their opinions on the alien invasive species in general. To achieve these objectives, hundred and ninety people were interviewed including hundred and forty-one among the local populations, thirty-eight people from the National Center for Agronomic Research in charge of the management of industrial coconut plantations and eleven horticulturists. The results show that the people surveyed have a good knowledge of *Lantana camara* and invasive alien plants. Plants such as *Chromolaena odorata*, *Bambusa vulgaris*, *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes* and *Cecropia peltata* are the most popular cited species because they have a negative impact on the environment. *Lantana camara* is often used for therapeutic and dietary purposes, and half of those surveyed is against a control program.

Key words : Perception, Exotic invasive plant, *Lantana camara*, Côte d'Ivoire.

¹UFR Biosciences, Laboratoire de Botanique, Université Félix Houphouët-Boigny, Cocody Abidjan, 22 BP 582 Abidjan 22, Côte d'Ivoire.

*Auteur de correspondance : tiebre.ms@skynet.be

Introduction

L'étude de la perception d'une population est une démarche qui permet d'avoir les avis de chaque personne appartenant à la population sur un sujet ou une problématique donnée (de Carrara *et al.*, 2015). Selon ces auteurs, une telle étude permet de constituer une base de données afin d'identifier les différentes personnes ressources à prendre en compte et leurs attentes. La connaissance de la perception des populations et leurs avis assurent une meilleure orientation quant à l'élaboration des plans de gestion. À l'inverse, toujours selon les mêmes auteurs, ne pas connaître les perceptions, c'est prendre le risque de définir des objectifs de gestion en décalage avec les attentes de certains. Cette approche est de plus en plus utilisée en Écologie des Invasions (Atlan et Darrot, 2012).

Les études récentes menées sur la perception des plantes envahissantes auprès des personnes ayant un rôle dans leur dispersion, telles que les personnes travaillant dans l'environnement ou dans l'horticulture, ont permis de conduire des campagnes de sensibilisation auprès de ces derniers, permettant ainsi, de freiner l'introduction des Espèces Exotiques Envahissantes (Vanderhoeven *et al.*, 2011). De ce fait, selon ces auteurs, l'évaluation de la perception des plantes envahissantes a permis la mise en place d'actions de communications, des mesures préventives à adopter pour réduire l'expansion et, aussi, de définir les axes de recherches prioritaires sur la biologie et les impacts de ces plantes pour la préservation de la biodiversité. De plus, si ces mesures ne sont pas comprises par la population, elles peuvent susciter une opposition pouvant constituer un frein aux mesures de gestion et, même, à l'échec.

En Côte d'Ivoire, la destruction des écosystèmes naturels à la suite de l'agriculture, l'urbanisation et l'industrialisation, a

provoqué une modification des écosystèmes forestiers vers un environnement dégradé, propice à l'installation des espèces exotiques envahissantes (Sako *et al.*, 2011 ; Tiébré *et al.*, 2014 ; Tiébré *et al.*, 2015). C'est le cas du Sud-Est de la Côte d'Ivoire, une zone agricole marquée par la présence de nombreuses plantations de cocotiers, d'hévéas et d'ananas. On y observe une prolifération de *Lantana camara* L. (Verbenaceae), qui trouve les conditions favorables à son expansion (Hauhouot, 2002).

Lantana camara est originaire de l'Amérique tropicale et subtropicale. Elle a été importée du Brésil en Hollande au 16^{ème} Siècle et, plus tard, les graines ont été vendues en Europe et en Amérique du Nord. Elle a ensuite été introduite en Australie, en Asie et en Afrique à partir des graines par les oiseaux. En Côte d'Ivoire, selon Neuba *et al.* (2014), son introduction s'est faite par l'horticulture. Elle fait partie des 100 espèces invasives les plus néfastes du monde (UICN, 2000) et, par conséquent, a donc fait l'objet de nombreuses études dont la plupart se sont concentrées sur les vertus thérapeutiques, le potentiel horticole et l'impact sur la biodiversité (Aké-Assi, 1987 ; Sharma et Raghubanshi, 2001 ; Aravind *et al.*, 2010). Très peu de travaux se sont intéressés à la perception des populations sur les programmes de lutte contre cette plante qui possède un potentiel ornemental et horticole énorme (Vanderhoeven *et al.*, 2011 ; Catarina *et al.*, 2013 ; Shackleton et Shackleton 2016 ; Maroun, 2017). La présente étude se propose donc de contribuer à une meilleure connaissance des espèces végétales exotiques envahissantes. De façon spécifique, il s'agit d'étudier la perception des populations riveraines des cocoteraies des villages de Mondoukou, d'Assouindé et de la ville de Grand-Bassam sur l'espèce invasive *Lantana camara* et d'analyser leur niveau de connaissance sur la problématique des espèces exotiques envahissantes (EEE).

Matériel et Méthodes

Site d'étude

L'étude a été conduite au Sud-Est de la Côte d'Ivoire, dans les localités de Grand-Bassam, de Mondoukou et d'Assouindé, situées dans le secteur littoral du domaine guinéen entre 2°70' et 3°88' de longitude Ouest et 5°08' et 6°26' de latitude Nord (Figure 1). La végétation est diversifiée et comprend de nombreuses formations végétales qui subissent, aujourd'hui, de nombreuses pressions anthropiques. Cette végétation est marquée par des forêts sempervirentes caractérisées par *Palisota hirsuta* (Thun.) Schum. ex Engl., *Turraeanthus africanus* (Welw. ex C. DC.) Pellegr., des forêts littorales, des fourrés littoraux, des forêts marécageuses et des mangroves caractérisées par *Raphia hookeri* et de nombreux palétuviers (*Rhizophora racemosa* G.F. Mey., *Avicennia germinans* (L.) L. et *Conocarpus erectus* L.) puis secondairement la végétation des savanes

pré-lagunaires avec plusieurs formations herbacées et des populations de *Borassus aethiopum* Mart. (Guillaumet et Adjanohoun, 1971 ; Hauhouot, 2002 ; Ouattara, 2017).

On y rencontre des sols ferralitiques, des sols hydromorphes, des sols argilo-sableux et des sols sablo-limoneux (Zan-Bi, 2014). Le climat de cette zone est de type tropical caractérisé par une forte chaleur et une importante pluviométrie. En considérant les données plus récentes de 2009 à 2017, fournies par la SODEXAM pour la région du Sud-Comoé, il existe deux saisons de pluies, une grande saison de mars à mi-juillet et une petite saison d'octobre à novembre. Ensuite deux saisons sèches, une grande saison de décembre à février et une petite saison d'août à septembre. La pluviométrie oscille entre 800 et 1 500 mm par an avec des températures qui varient de 22°C à 34°C (Zan-Bi, 2014).

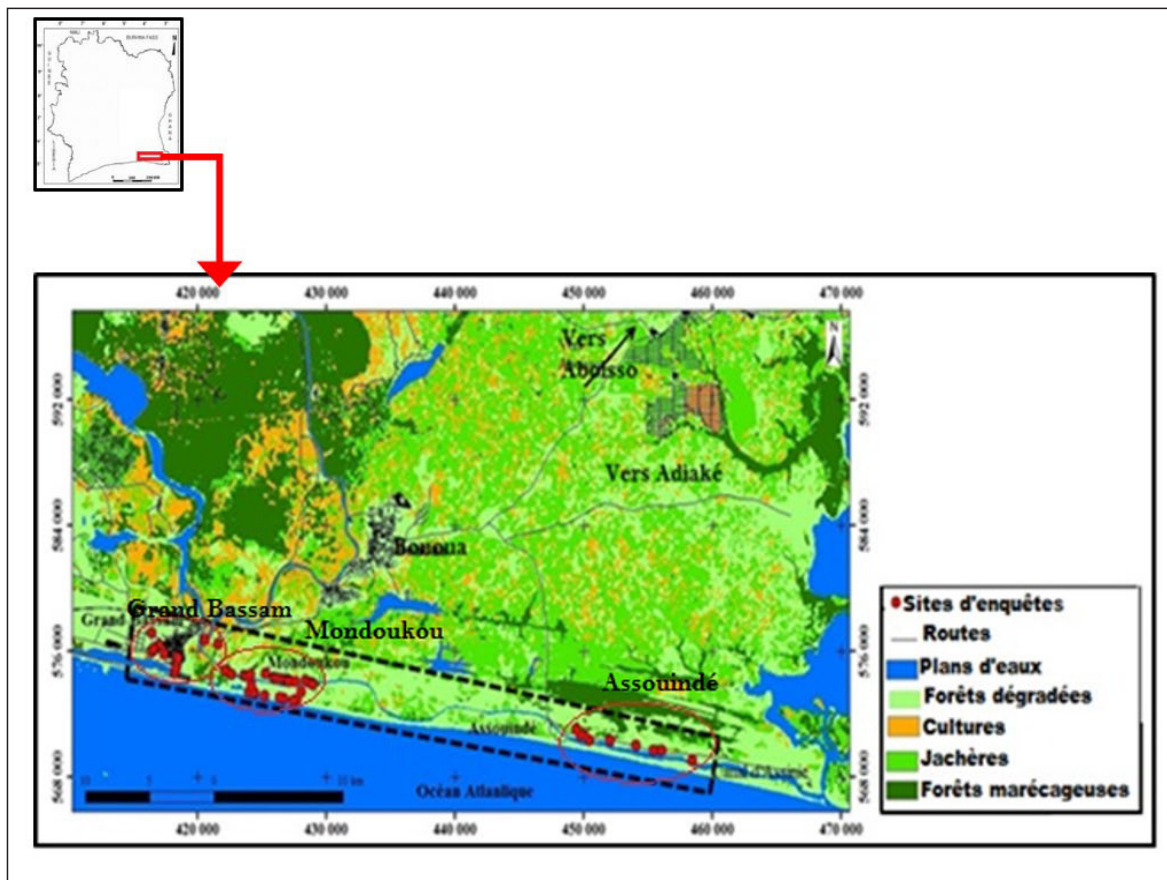


Figure 1: Sites d'enquêtes et formations végétales de la zone d'étude

Collecte des données

La méthode de collecte des données est une enquête semi-structurée réalisée auprès de la population riveraine. Ainsi, des interviews ont été réalisées sur la base d'un questionnaire. Dans chaque localité, les questionnaires destinés à chaque catégorie d'enquêtés visaient en premier lieu à établir le profil des personnes enquêtées. En second lieu, les questions relatives au niveau de connaissance de *Lantana camara* ont été abordées. En troisième lieu, les questions relatives au niveau de connaissance des espèces envahissantes ont été traitées. Ce

questionnaire comportait des questions fermées et ouvertes. Il a été administré à 190 personnes dont 141 appartenant à la population locale en contact avec les Espèces Exotiques Envahissantes (pêcheurs, commerçants et hôteliers), 38 du personnel du Centre National de Recherches Agronomiques (CNRA) en charge de la gestion des cocoteraies industrielles (chercheurs et travailleurs au sein des cocoteraies) et 11 parmi les horticulteurs (pépiniéristes et vendeurs de bouquets). Les horticulteurs ont été retenus parce qu'ils sont reconnus comme un vecteur d'introduction des plantes envahissantes.

Tableau 1: Questions posées pendant l'interview

Parties du questionnaire	Sous-questions
Profil des personnes enquêtées	Genre, Âge, Niveau d'étude
Niveau de connaissance de <i>Lantana camara</i>	Habitat, Origine, Usages, Impact, Moyens de lutte.
Niveau de connaissance des espèces envahissantes	Espèces connues, Problème, Programme national.

Traitement des données

La saisie et le traitement des données ont été réalisés à l'aide du logiciel Excel. Le profil des personnes enquêtées (âge, niveau d'instruction) a été analysé à travers des diagrammes et histogrammes. Il en est de même pour la perception des personnes enquêtées sur les Espèces Exotiques Envahissantes et sur *Lantana camara*. Des analyses statistiques ont aussi été réalisées pour évaluer la pertinence des résultats obtenus. Pour analyser la perception des personnes enquêtées sur les Espèces Exotiques Envahissantes, une Analyse des Correspondances Multiples (ACM) a été effectuée. L'intérêt de l'ACM est de pouvoir visualiser un jeu de données dans

son ensemble (Palm, 2007). Le test de Chi-deux (χ^2) a quant à lui, été utilisé pour tester l'existence de relations entre les différentes variables qualitatives collectées lors de l'enquête. Le niveau de significativité choisi pour ces analyses est de 5 p.c. ($P = 0,05$). En cas de significativité au test de Chi-deux (χ^2), l'Analyse Factorielle de Correspondance (AFC) a été réalisée, pour montrer de façon graphique les relations qui existent entre les différentes variables (Bouzid *et al.*, 2016). Il s'est agi d'établir des relations existantes entre le type d'enquêtés et la connaissance des habitats préférentiels ; l'usage ; et la lutte contre *Lantana camara*. Également, entre le niveau d'étude et la connaissance des vecteurs d'introduction de *L. camara*.

Résultats

Profil des personnes enquêtées

Dans l'ensemble, l'âge des personnes enquêtées se situent majoritairement entre 19 et 39 ans (62,63 p. c.). L'âge moyen est de 37 ans. Les personnes dont l'âge est compris entre 30 et 50 ans (41,57 p.c.) représentent la tranche d'âge la plus enquêtée tandis que la plus faible proportion des enquêtées (1,05 p. c.) rassemble les personnes jeunes dont l'âge est compris entre 12 et 18 ans. Quant au niveau d'instruction, de façon générale, la tranche d'enquêtés n'ayant aucun niveau d'étude vient en tête avec une proportion de 49,5 p.c. suivie par le niveau secondaire avec 25,80 p.c. puis le niveau primaire avec une proportion de 18,90 p.c. et enfin le niveau supérieur avec une proportion de 5,80 p.c.

Nous retenons dans la zone d'étude que les jeunes ont été les plus interrogés et la majorité des enquêtées est non scolarisée.

Perception des espèces végétales exotiques envahissantes

Les résultats des enquêtes ont montré que les personnes enquêtées reconnaissent au moins une plante envahissante. Les 5

plantes envahissantes les plus citées sont *Chromolaena odorata* (L.) R. King. & H. Robinson, localement appelée indépendance ou Sékou-Touré avec une proportion de 95,3 p.c. ; *Bambusa vulgaris* Schrad. (Bambou de récolte ou bambou de Chine) citée à 62,1 p.c. ; *Pistia stratiotes* L. (Salade d'eau) citée à 47,4 p.c. ; *Eichhornia crassipes* Mart. (Jacinthe d'eau) citée à 34,7 p.c. et *Cecropia peltata* L. (Faux parasolier) citée à 24,7 p.c.

L'Analyse en Composantes Multiples (ACM) indique que les deux premiers axes restituent 50,76 p.c. de la variance des données (Figure 2). Il ressort de cette analyse que la majorité de la population locale et le personnel du CNRA pensent que les plantes envahissantes constituent un problème pour la biodiversité. Elles se sentent, de ce fait, concernées par cette problématique contrairement aux horticulteurs qui n'ont pas d'avis sur la question. Toutefois, tous approuvent l'élaboration d'un programme national de lutte contre les Espèces Exotiques Envahissantes. En conclusion, pour la population locale et le personnel du CNRA, les plantes envahissantes représentent un danger pour l'environnement.

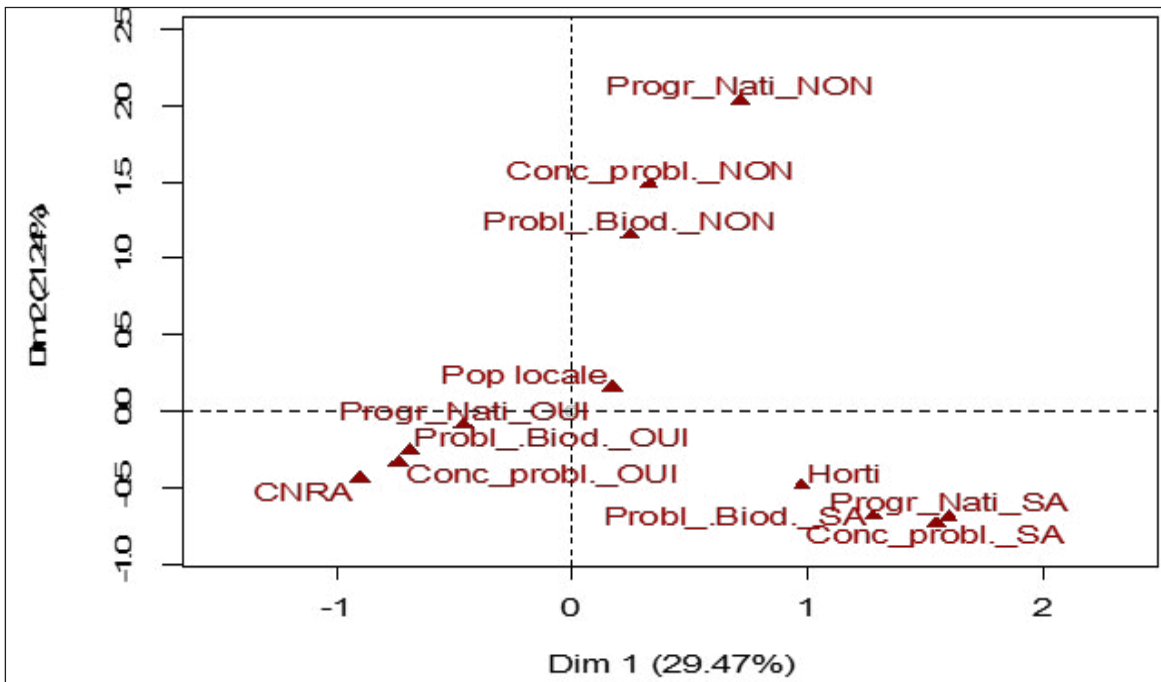


Figure 2: Représentation de la relation entre le type d'enquêté et la problématique des espèces végétales exotiques envahissantes dans un plan factoriel (1 X 2) de l'ACM.

Perception de l'espèce envahissante *Lantana camara*

La carte factorielle de l'AFC indique que toutes les personnes enquêtées ont le même avis sur le type d'habitat colonisé par cette espèce (Figure 3). Elles ont observé la présence de la plante dans les plantations. Cependant, certaines personnes l'ont aussi observée en bordure des routes, des maisons et des cours d'eaux. Le test de Chi-deux montre que la connaissance de son habitat n'est pas liée aux types de personnes enquêtées ($\chi^2 = 8,12$; $P = 0,22$).

La présente étude indique que la majorité de la population interviewée n'a pas une bonne connaissance des vecteurs d'introduction de la plante. Seuls 7,4 p.c. estiment qu'elle a été introduite par les oiseaux. S'agissant de

l'historique de *L. camara*, toutes les personnes enquêtées estiment n'avoir aucune idée.

La majorité des personnes enquêtées n'utilise pas *L. camara* (Figure 4). Il n'en demeure pas moins qu'une partie de la population interviewée reconnaît l'utilisation de cette plante en médecine traditionnelle et/ ou dans l'alimentation. Les pathologies traitées sont le paludisme, la fièvre, la diarrhée, l'hémorroïde, les blessures, le rhume, la grippe, la tension et le diabète. Le paludisme demeure l'affection la plus traitée et la grippe la moins traitée. Le test de Chi-deux montre qu'il existe une relation significative entre les variables type d'enquêtés et usage de la plante ($\chi^2 = 21,83$; $P = 0,0001$). Les feuilles et la tige sont utilisées pour protéger certains aliments (grains d'haricots et d'arachides) contre les attaques de divers insectes.

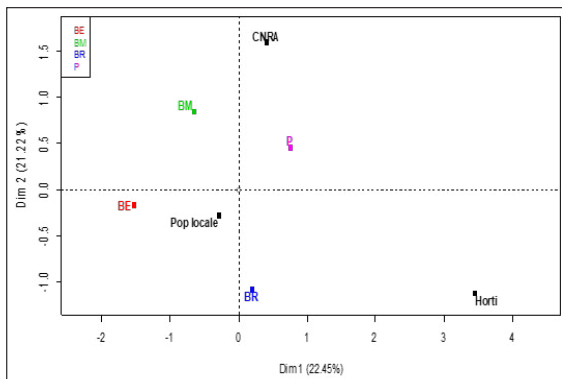


Figure 3: Représentation de la relation entre le type d'enquêté et la connaissance des habitats préférentiels de *Lantana camara* dans un plan factoriel (1 X 2) de l'AFC.

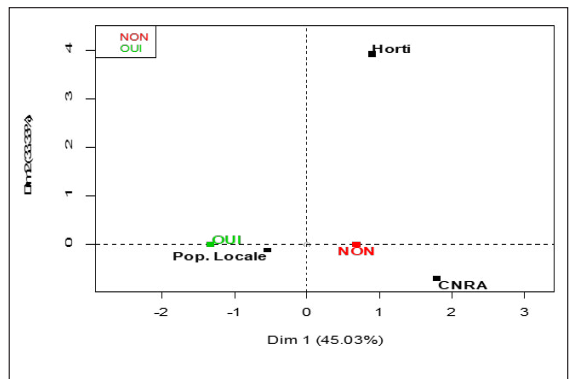


Figure 4: Représentation de la relation entre le type d'enquêté et l'usage de *Lantana camara* dans un plan factoriel (1 X 2) de l'AFC.

Quant à la question des impacts de cette plante, 154 personnes (81,05 p.c.) ont répondu positivement. Les composantes impactées par cette espèce sont les Hommes, les animaux, les plantes et sol (Figure 5). Pour la population locale et le personnel du

CNRA, cette plante a un impact négatif sur les Hommes car elles causent des piqûres et des blessures. Seul 1,6 p.c. de la population locale estime que cette plante a un effet positif sur l'enrichissement du sol.

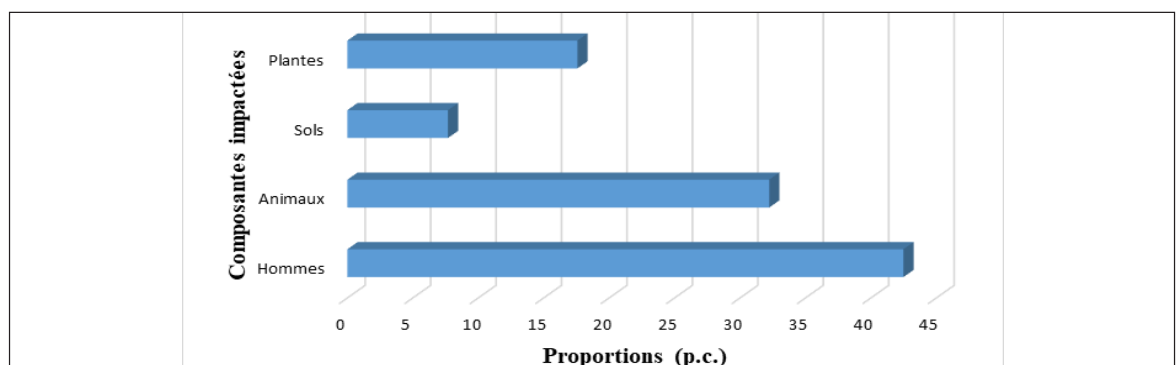


Figure 5: Histogramme représentant les composantes impactées par *Lantana camara* selon les personnes enquêtées.

La majorité du personnel du CNRA adhère à un programme de lutte contre cette espèce, contrairement à la population locale. Les horticulteurs n'ont pas d'avis (Figure 6). Le test de Chi-deux d'indépendance montre qu'il existe une relation significative entre

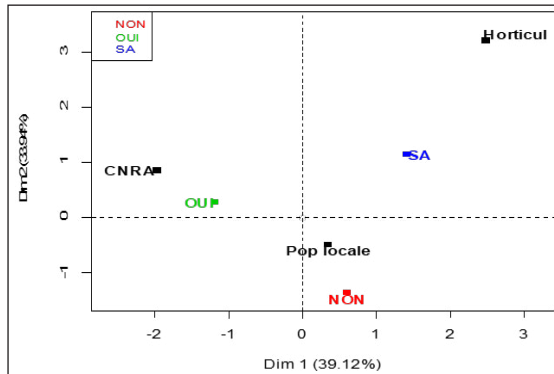


Figure 6: Représentation de la relation entre le type d'enquête et la lutte contre *Lantana camara* dans un plan factoriel (1 X 2) de l'AFC.

Discussion

La présente étude montre que les populations enquêtées ont une bonne connaissance des espèces exotiques envahissantes. Cela pourrait être dû à la proximité de ces populations avec ces plantes. En effet, des études réalisées par Maroun (2017) dans le Sud de la Côte d'Ivoire ont montré que la proximité des populations avec les espèces végétales exotiques envahissantes est un facteur clé de la connaissance de ces plantes.

Cinq espèces invasives ont été les plus citées par les personnes enquêtées (*Chromolaena odorata*, *Bambusa vulgaris*, *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes* et *Cecropia peltata*). La bonne connaissance de ces plantes pourrait être due aux impacts négatifs sur les écosystèmes. Ces travaux corroborent ceux de Neuba *et al.* (2014) qui ont indiqué que ces espèces font parties des espèces les plus invasives de la Côte d'Ivoire. D'autres études réalisées dans différents pays confirment ces présents travaux, à l'exemple de *Chromolaena odorata* qui représente une mauvaise herbe des cultures, des plantations, des savanes, des forêts dans de nombreuses régions du monde (Agbede *et al.*, 2014). Il y'a également *Eichhornia crassipes* qui a envahi

le type d'enquête et la lutte contre *Lantana camara* ($\chi^2 = 62,56$; $P = 0,0001$). La lutte mécanique est la méthode de lutte la plus utilisée aussi bien par la population locale que le personnel du CNRA. (Figure 7).

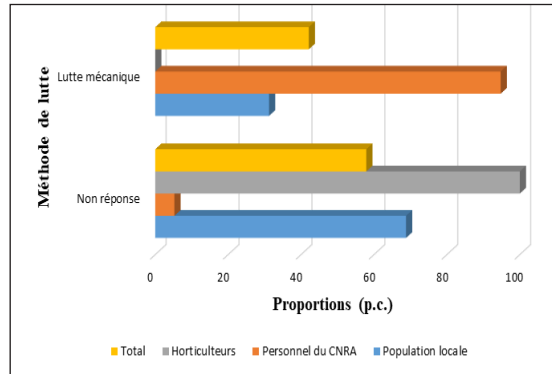


Figure 7: Histogramme se rapportant aux méthodes de lutte utilisées

le lac Ravelobe de Madagascar, causant des dommages économiques (Ranarijaona *et al.*, 2013).

Le manque de connaissance des populations enquêtées sur l'historique de *L. camara* confirme les travaux de Chatelain *et al.* (2001) qui mentionnent que la documentation la plus précise sur l'historique des plantes envahissantes de Côte d'Ivoire ne concerne que *Chromolaena odorata*, *Cecropia peltata*, *Eichhornia crassipes*, *Leucaena leucocephala* et *Salvinia molesta* Mitchell. Shackleton et Shackleton (2016) sont parvenus à des résultats similaires. En effet, ces auteurs ont montré que la majorité de la population Sud-Africaine n'a pas d'information sur l'historique et les vecteurs d'introduction de *L. camara*. Neuba *et al.* (2014) ont indiqué que cette plante a été introduite volontairement en Côte d'Ivoire par l'horticulture. *L. camara* à des usages alimentaire et médicinale. Cela a également été observée en Floride, au Cameroun et en Inde (Chevalier 1951 ; Dibong *et al.*, 2011).

La présente étude a montré qu'une infime partie de la population estime que *L. camara* a un impact positif sur l'enrichissement du sol.

D'autres études ont aussi démontré qu'elle présente des impacts positifs sur le sol par sa capacité à réduire les métaux lourds: Cd, Cu, Zn (Senou *et al.*, 2014). Cette perception est en contradiction avec les études de Raizada et Raghubanshi (2010) qui ont démontré que l'invasion des sites par cette plante modifie négativement la teneur en éléments nutritifs du sol. Des travaux complémentaires doivent être menés pour confirmer ou infirmer cette hypothèse.

L'étude montre aussi que les personnes interviewées sont favorables à un programme de lutte contre les plantes envahissantes. L'approche de lutte qui prend en compte

la perception des populations a donné des résultats très satisfaisants en Belgique. En effet, les enquêtes de perception sur les plantes envahissantes ont permis de freiner l'introduction de *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decr. (la Renouée du Japon), *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levrier (la Berce du Caucase), *Impatiens glandulifera* Royle (la Balsamine de l'Himalaya) et bien d'autres espèces invasives permettant ainsi d'éviter de nouvelles invasions (William, 2017). Il en est de même pour les Pays-Bas où 86 p.c. des répondants sont en faveur d'un programme de lutte contre les espèces invasives (Verbrugge *et al.*, 2013).

Conclusion

Au terme de cette étude, on peut retenir que les populations enquêtées ont un bon niveau de connaissance sur les espèces exotiques envahissantes (EEE). Cinq espèces sont les plus citées : *Chromolaena odorata*; *Bambusa vulgaris*; *Pistia stratiotes*; *Eichhornia crassipes*; et *Cecropia peltata*. Concernant la perception de la population sur *Lantana camara*, cette plante est considérée comme une mauvaise herbe par une majorité de la population. Les avis sont partagés quant à la lutte contre cette espèce. Les personnes qui en font

usage sont opposées à un programme de lutte tandis que celles qui ne l'utilisent pas sont favorables à son éradication. Cette étude nous fournit des données de base sur la perception des populations des Espèces Exotiques Envahissantes en Côte d'Ivoire. Cela permettra de mieux comprendre les avis des populations pour freiner l'introduction de ces espèces par la sensibilisation et assurer une meilleure orientation des plans de gestion.

Remerciements

Cette étude a bénéficié de l'appui financier du Centre d'Excellence Africain sur les Changements Climatiques, la Biodiversité et l'Agriculture Durable (CEA-CCBAD) attribué à Monsieur Pagny Franck Placide Junior. Nous tenons à remercier le Docteur LEKADOU Tacra Thierry, Directeur de la Station Marc Delorme et Chargé de recherche au Centre National de Recherche Agronomique (CNRA) qui a autorisé les

entretiens avec le personnel du Centre National de Recherche Agronomique (CNRA). Nos remerciements vont aussi à l'endroit du Docteur GNAGBO Anthelme qui nous a assisté dans l'élaboration de la carte de localisation de la zone d'étude. Nous remercions également les populations de la ville de Grand-Bassam, des campements de Mondoukou et d'Assouindé qui ont accepté de participer à l'enquête.

Références Bibliographiques

- Agbede TM, Adekiya O, Ogeh JS. 2014. « Response of soil properties and yam yield to *Chromolaena odorata* (Asteraceae) and *Tithonia diversifolia* (Asteraceae) mulches ». *Archives of Agronomy and Soil Science*, 60 (2): 20924.
- Aké-Assi L. 1987. Fleurs d'Afrique Noire, de la Côte d'Ivoire au Gabon, du Sénégal à l'Ouganda : espèces spontanées et introduites. SAEP, Colmar, France, 89 p.
- Aravind NA, Rao D, Ganeshiah KN, Shaanker RU, Poulsen J. 2010. Impact of the invasive plant *Lantana camara* on bird assemblages at Malé Mahadeshwara Reserve Forest South India, *Tropical Ecology*, 51 (2) : 325-338.
- Atlan A, Darrot C. 2012. Les invasions biologiques entre Écologie et Sciences Sociales : quelles spécificités pour l'Outre-Mer Français ? *Rev. Écol. (Terre Vie)*, 11, 101.
- Bouziid A, Ayachi A, Dhaoudi H, Mourali M. 2016. Pertinence des marqueurs sériques du premier trimestre pour prédire les complications de la grossesse : étude prospective tunisienne. *Gynécologie Obstétrique & Fertilité*, 44 (2) : 96-100.
- Catarina SR, Hélia M, Helena F, Elizabete M. 2013. Public perception of invasive plant species: assessing the impact of workshop activities to promote young students' awareness. *International Journal of Science Education*, 35 (4) : 690-712.
- Chatelain C, Gautier L, Spichiger R. 2001. Application du SIG ivoire à la distribution potentielle des espèces en fonction des facteurs écologiques. *Systematics and Geography of Plants*, 71 : 313-326.
- Chevalier A. 1951. Mauvaises herbes envahissantes, fléaux redoutables pour l'Agriculture en Afrique tropicale. *Revue internationale de botanique appliquée et d'agriculture tropicale*, 31 (345) : 390-399.
- de Carrara S, Germaine MA, Girard S, Grégoire F, Sacca C, Valy J. 2015. Pour identifier les acteurs et leurs attentes. In: Connaître les perceptions et les représentations : quels apports pour la gestion des milieux aquatiques ? Onema, Lyon, 180p.
- Dibong SD, Mpondo ME, Ngoye A, Kwin M, Betti J. 2011. Ethnobotanique et phytomédecine des plantes médicinales de Douala, Cameroun. *Journal of Applied Biosciences*, 37: 2496-2507.
- Guillaumet JL, Adjanohoun É. 1971. La végétation de la Côte d'Ivoire. In : Avenard JM, Eldin E, Girard G, Sircoulon J, Touchebeuf P, Guillaumet J.L, Adjanohoun É. & Perraud A (eds). «Le milieu naturel de la Côte d'Ivoire». ORSTOM, Paris, France, pp. 157-266.
- Hauhouot C. 2002. Les problèmes de l'aménagement de l'estuaire du fleuve Comoé à Grand-Bassam. Les cahiers d'Outre-Mer. *Revue de géographie de Bordeaux*, 219 : 307-324.
- Maroun L. 2017. Étude de la perception des mauvaises herbes et des espèces végétales exotiques par la population des milieux agricoles en Côte d'Ivoire, l'exemple de *Chromolaena odorata*, Master de l'Université de Liège, Belgique, 61p.
- Neuba DFR, Malan DF, Koné M, Kouadio Y. 2014. Inventaire préliminaire des plantes envahissantes de la Côte d'Ivoire. *Journal of Animal & Plant Sciences*, 22 (2) : 3439-3445.
- Ouattara M, Tiébré MS, N'Guessan K. 2017. Etude de la végétation d'un canal artificiel de navigation soumis aux pressions anthropiques, la rivière Assinie, Côte d'Ivoire. *Afrique Science*, 13 (5) : 130-149.
- Palm R. 2007. «L'analyse des correspondances multiples : principes et application ». *Notes de Statistique et d'Informatique*, 2 : 1-28.
- Raizada P, Raghubanshi A. 2010. Seed germination behaviour of *Lantana camara* in response to smoke, *Tropical Ecology*, 51(2) : 347-352.
- Ranarijaona HLT, Zainabo F, Herilala A, Simon A. 2013. Évaluation de la prolifération de la Jacinthe d'eau du lac Ravelobe Ankarafantsika et plan de restauration. [VertigO] *La revue électronique en sciences de l'environnement*, 13 (1) : 9-10.
- Sako N, Beltrando G, Atta KL, Dibi NH, Brou T. 2011. Dynamique forestière et pression urbaine dans le Parc national du Banco (Abidjan, Côte d'Ivoire). *VertigO*, 13 (2), 12p.

- Senou I, Gnankambary Z, Some AN, Sedogo PM. 2014. Projection de trois espèces de plantes locales pour la phytoextraction de métaux lourds à partir de deux types de sols au Burkina Faso. *Agronomie Africaine*, 26 (2) : 155-166.
- Shackleton C, Shackleton R. 2016. Knowledge, perceptions and willingness to control designated invasive tree species in urban household gardens in South Africa. *Biol Invasions*, 18 : 1599-1609.
- Sharma GP, Raghubanshi AS. 2001. *Lantana camara* L. Invasion and Impact on herb layer diversity and soil properties in a dry deciduous forest of India. *Applied Ecology and Environmental Research*, 9 (3) : 253-264.
- Tiébré MS, Djaha K, Vroh BTA, N'Da KD, Adou Yao CY. 2014. Stratégies et potentiel d'invasion des massifs forestiers par *Hopea odorata* Roxb. (Dipterocarpaceae) : cas du Parc National du Banco en Côte d'Ivoire. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 8 (2) : 666-679.
- Tiébré MS, Vroh BTA, Kouamé D, Dibi KD, Adou Yao CY. 2015. Effets d'un arbre exotique envahissant *Hopea Odorata* Roxb. (Dipterocarpaceae) sur la diversité floristique et le stockage de carbone du Parc National du Banco en Côte d'Ivoire. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 10 (1) : 207- 278.
- UICN, 2000. Lignes directrices de l'UICN pour la prévention de la perte de la diversité biologique causée par les espèces exotiques envahissantes. UICN, Commission de sauvegarde des espèces, 25 p.
- Vanderhoeven S, Halford M, Heemers L, Mathys C, Mahy G. 2011. Enquête socio-économique sur les plantes ornementales invasives en Belgique. Rapport Alter IAS-des alternatives aux plantes invasives, Liège, Belgique, 14p.
- Verbrugge LNH, Vandeborn RJG, Lenders H. 2013. Exploring public perception of non-native species from avisions of nature perspective. *Ecosyst Serv*; 12 : 200-208.
- William P. 2017. Enquête sur les plantes invasives. Master de l'Université de Liège, Belgique, 82p.
- Zan-Bi T. 2014. Biologie de reproduction et Dynamique d'exploitation du Pelon *Brachydeuterus auritus* (Valenciennes, 1831) à Grand-Bassam (Côte d'Ivoire). Diplôme de Master recherche en Analyse des Populations des Espaces Fauniques et Halieutiques, Université Polytechnique de Bobo-Dioulasso, Bobo-Dioulasso, Burkina-Faso, 49p.

SECTION VIII

ARTICLE 4 : IMPACT OF AN INVASIVE ALIEN PLANT SPECIES *Lantana camara* L. (VERBENACEAE) ON FLORISTIC DIVERSITY AND SOIL PHYSICOCHEMICAL PROPERTIES OF COCONUT GROVES FROM SOUTHEASTERN CÔTE D'IVOIRE

Pagny FPJ ¹, Lekadou TT ², Mévanly O ¹, Gouli Gnanazan ZR ³, Tiébré MS ^{1,3}

¹ Laboratory of Natural Environments and Biodiversity Conservation, UFR Biosciences, University Félix Houphouët-Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire

² Marc Delorme Research Station, National Centre for Agronomic Research of Côte d'Ivoire (CNRA), 13 BP 989 Abidjan 13, Côte d'Ivoire

³ Laboratory of Systematics, Herbarium and Botanical Museum, University Félix Houphouët-Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire

* Corresponding author : tiebre.ms@skynet.be

Pagny et al. (2021). *REB-PASRES* 5(2) 2020 : 72-88

Impact of an invasive alien plant species *Lantana camara* L. (Verbenaceae) on floristic diversity and soil physicochemical properties of coconut groves from Southeastern Côte d'Ivoire

Impact d'une plante exotique envahissante *Lantana camara* L. (Verbenaceae) sur la diversité floristique et les propriétés physicochimiques des sols des cultures de coco du Sud-Est de la Côte d'Ivoire

Pagny FPJ • Lekadou TT • Mévanly O •
Gouli Gnanazan ZR • Tiébré MS

Received: 10 August 2020 / Accepted: 04 December 2020 / Published online: 01 March 2021
© PASRES Abidjan Côte d'Ivoire 2020

Résumé Les espèces végétales exotiques envahissantes constituent une menace pour la biodiversité des plantations. L'objectif principal de cette étude est d'améliorer les connaissances sur *Lantana camara*. Pour cela, des échantillons de plantes et de sols ont été collectés dans des cocoteraies envahies et non envahies afin d'analyser l'impact de *L. camara* sur la diversité floristique et les propriétés physico-chimiques du sol. Des indices de diversité, des fréquences relatives, des contributions spécifiques ont été calculés et un diagramme d'infestation a été réalisé. Les résultats montrent que la flore des cocoteraies envahies est moins diversifiée que celle des cocoteraies non envahies. Dans les cocoteraies envahies, *L. camara* est très régulière et agressive avec une fréquence relative de 96,5 p.c. et une contribution spécifique de 9,2. Le diagramme d'infestation montre que l'espèce a un potentiel de nuisance élevé. Les sols sont caractérisés par une texture sableuse. Les sols sous les cocoteraies envahies sont plus acides et plus riches en azote total. En revanche, les sols des cocoteraies non envahies sont moins acides et plus riches en potassium assimilable. Ces résultats reflètent le potentiel nocif de cette espèce. Des mesures de gestion doivent être mises en place pour freiner son invasion en Côte d'Ivoire.

Mots clés : Espèce exotique envahissante, Diagramme d'infestation, Diversité floristique, Propriétés physico-chimiques du sol, *Lantana camara*, Côte d'Ivoire.

Abstract Invasive alien plant species are threats to biodiversity of plantations. The main objective of this study was to improve knowledge on *Lantana camara*. Plant and soil samples were collected in invaded and non-invaded coconut groves to analyse the impact of *L. camara* on floristic diversity and soil physicochemical properties. Indices of diversity, relative frequencies and, specific contributions were calculated and, an infestation diagram was realized. The results showed that flora of invaded coconut groves had less diversified than that of non-invaded coconut groves. In invaded coconut groves, *L. camara* was very regular and aggressive with a relative frequency of 96.5 p.c. and a specific contribution of 9.2. The infestation diagram showed its high potential of nuisance. Soils had sandy, those beneath coconut groves had more acidic and richer in nitrogen, while those under the uninvaded counterpart had less acid and richer in potassium. These results reflect the noxious potential of this species. Management measures must be developed to curb its invasion in Côte d'Ivoire.

Key words : Alien Invasive species Infestation diagram, Floristic diversity, Soil physicochemical properties, *Lantana camara*, Côte d'Ivoire.

Pagny FPJ • Lekadou TT • Mévanly O •
Gouli Gnanazan ZR • Tiébré MS

Laboratory of Natural Environment and Biodiversity
Conservation, UFR Biosciences, University Félix
Houphouët-Boigny, 22 BP 582 Abidjan 22, Côte
d'Ivoire

Lekadou TT

Marc Delorme Research Station, National Centre for
Agronomic Research of Côte d'Ivoire (CNRA), 13 BP
989 Abidjan 13, Côte d'Ivoire

Tiébré MS (✉)

Laboratory of Systematic, Herbarium and Botanical Museum,
UFR Biosciences, National Floristic Centre, University Félix
Houphouët-Boigny, 22 BP 582 Abidjan 22, Côte d'Ivoire
tiebrems@hotmail.com

Introduction

The phenomenon of biological invasion is the consequence of the extension of anthropogenic activities (Hulme *et al.*, 2008). Currently, 17 p.c. of the terrestrial surface area and 16 p.c. of biodiversity hotspots appear to be extremely vulnerable to biological invasions (Early *et al.*, 2016). Climate and land-use changes imposed by human activities are among the main factors facilitating biological invasion (Pyšek *et al.*, 2010). Biological invasion refers to a process in which an alien species invades a new habitat and establishes its population. This invasion can be facilitated by human activity or occurred in natural way (Richardson and Pyšek, 2008). According to Richardson *et al.* (2000), alien species are considered invasive when, having crossed successive barriers that limit their reproduction, naturalization, and dispersal; they undergo a significant phase of expansion in their new area of introduction. These species are animals, plants or other organisms introduced by humans into distinct environments that threaten ecosystems, native habitats, or species with negative environmental and/or economic and/or health consequences (IUCN, 2000). Worldwide, there is an overabundance of invasive alien species (IAS) such as *Chromolaena odorata* (L.) R.M. King & H. Rob. (Asteraceae), *Hopea odorata* Roxb. (Dipterocarpaceae), *Lantana camara* L. (Verbenaceae), *Tithonia diversifolia* (Hemsl.) (Sharma et Raghubanshi, 2011; Tiébré *et al.*, 2012, 2014, 2015, 2018; Akaffou *et al.*, 2019; Pagny *et al.*, 2020) that affect ecological processes and cause a loss of native ecosystem biodiversity (McNeely, 2001). This includes a myriad of impacts such as alteration of ecosystem processes (Devine and Fei, 2011), decline in the abundance and richness of native flora (Capers *et al.*, 2009), the alteration of community structure (Sanders *et al.*, 2003) and modification of physical and chemical properties of soils (Aravind *et al.*, 2010).

Among these species, *Lantana camara* is native to tropical and subtropical America and one of the 100 most harmful invasive species in the world (IUCN, 2000). It is a perennial evergreen shrub that spreads rapidly by its abundant seed and shallow crown buds. This species is strongly odorous, with a height of 2 to 5 m (Nanjappa *et al.*, 2005). Furthermore, Species Information Network identifies *L. camara* among the top ten invasive species worldwide (GISIN, 2011). In Africa, *Lantana camara* is currently present in 34 countries (CABI, 2019). It has been introduced into several countries through its ornamental seeds and

spread through birds (Ghisalberti, 2000). This species encroaches on agricultural land, reduces grazing capacity and is a threat to many crops (Baars and Heystek 2003). Also, its include loss in biodiversity i.e., a reduction in native species diversity and extinctions. *Lantana camara* causes the fall of soil fertility and alteration of ecosystem processes (Sharma et Raghubanshi, 2011).

Given the many negative impacts of these invasive species on ecosystems and the sustainability of ecosystem services, their control has become a priority for biodiversity conservation planners and country governments (Smith *et al.*, 2006). Numerous studies have therefore been carried out to analyze the impact of *Lantana camara* on flora and soil. For example, in worldwide, the work of Gooden *et al.* (2009) in Australia have shown the impact of this species on native plant communities. Studies of Osunkoya and Perrett (2011) highlighted the effects of *L. camara* invasion on the physico-chemical properties the soil from Australia. In addition, Dobhal *et al.* (2011) assessed the impact of *L. camara* invasion on four large woody shrubs along the Nayar River of the Pauri Garhwal in Uttarakh and the Himalayas (India). Also, in India, Mandal and Joshi (2014) showed the role on habitat types and soil physico-chemical properties. In Africa, Witt (2010) have shown the impact of its proliferation on forage species in Kenya. Simba *et al.* (2013) has highlighted the impact of *L. camara* on soil properties from in the Nairobi National Park. The method used in these studies compares the invaded and uninvaded plots of *Lantana camara*. Indeed, the richness, abundance and composition of plants were analyzed along mountain ranges in areas not invaded and invaded by *Lantana camara* (Gooden *et al.*, 2009). Dobhal *et al.* (2011) assessed the impact of *Lantana camara* on plant frequency and abundance in uninvaded and invaded quadrats in Pauri Garhwal. In their studies, Mandal and Joshi (2014) analyzed the physico-chemical properties of soil in the Don Valley in quadrats heavily and less invaded by *Lantana camara*. The physico-chemical properties of soils in Nairobi National Park were analysed by taking samples from sites invaded and non-invaded by *Lantana camara* (Simba *et al.*, 2013). Osunkoya and Perrett (2011) compared soil physicochemical properties under invaded and non invaded vegetation across four sites west of Brisbane, SE Australia. In these studies, uninvaded plots were used as controls (Gooden *et al.*, 2009; Dobhal *et al.*, 2011; Osunkoya et Perrett, 2011; Simba *et al.*, 2013; Mandal et Joshi, 2014).

In Côte d'Ivoire, *L. camara* was introduced by horticulture (Neuba *et al.*, 2014). Currently, this species occupies 20 p.c. of the national territory, i.e. an area of 65,782.40 km² (Pagny *et al.*, 2020). It proliferates in some localities such as Alépé, Bongouanou, Dimbokro, Gagnoa, Grand-Bassam, Issia and in many coconut plantations in the southeast (Kassi *et al.*, 2010; Maroun, 2017; Tiébré *et al.*, 2018). To date, studies on this species have focused on its perception by riparian populations and its current and future distribution in Côte d'Ivoire (Tiébré *et al.*, 2018; Pagny *et al.*, 2020). Despite the studies carried out and the fact that *Lantana camara* causes damage to invaded ecosystems, work linking its impact on flora and

soil has not yet been conducted (Tiébré *et al.*, 2018). For accessing the impact of this species on floristic diversity and soil management the following questions were stated: what is the degree of congestion of coconuts plantations invaded by *L. camara*? What is the impact of the invasion on the flora and physicochemical properties of the soil of coconut groves? To address these concerns, the main objective of this study was to improve knowledge of the invasion of *L. camara*. Specifically, this involved (1) determining the degree of *L. camara* proliferation in coconut groves, (2) assessing the floristic diversity and the soil composition of invaded plantations.

Materials And Methods

Study area

The department of Grand-Bassam is in the umbrophile sector between 5° 2' and 5° 4' North and between 4° 40' and 4° 55' West (Guillaumet and Adjanohoun 1971). It has a subequatorial climate rhythmized by 4 seasons. Considering the most recent data from 2009 to 2017, provided by SODEXAM for the South Comoe region, there are two rainy seasons, a large season from March to mid-July and a small season from October to November. Then, two dry seasons, the big one from December to February and the small season starts from August to September. The average annual rainfall exceeds 1800 mm (Mévanly 2018). The vegetation of the region belongs to the coastal area of the Guinean estate (Guillaumet and Adjanohoun 1971), characterized by the presence of evergreen forests, coastal forests, coastal thickets, swamp forests and mangroves. This vegetation is now severely degraded due to human activities that are mainly agriculture, crafts, fishing, livestock, and tourism (Mévanly, 2018). As for wildlife, it is home to many animal species, including palearctic and migratory birds (Nicolle *et al.*, 1987). The department of Grand-Bassam has ferrallitic, hydromorphic and sandy soils (Zan-Bi, 2014). That corresponds to Acrisol (AC), Gleysol (GL) and Arenosol (AR) according to FAO classification (FAO, 2015). The soils of littoral are low-developed sandy soils superior à

80 p.c. , mainly composed of quaternary sands, very low natural fertility, degraded and very poor in mineral elements. These soils are 96.42 p.c. , coarse sands (200-2000 µm), pH (4.6), carbon (0.37 p.c.), nitrogen (0.02 mg/100g), potassium (mg/100g), exchangeable cations and very low cationic exchange capacity (1.09 cmol (+) kg⁻¹). Soil organic matter content is 0.41 p.c. , i.e. less than 1 p.c. (Lekadou, 2009). This study was carried out at three sites. These are the PK 5, PK 8 and the Station Marc Delorme of the National Centre for Agricultural Research of Côte d'Ivoire (CNRA). Those sites were chosen according to the level of invasion of the coconut plantations by *Lantana camara* (Figure 1). Coconut groves have been established since the 1950s and 1960s (Lekadou, 2009). The areas of plantations varied from 1 to 5 ha for the sites PK 5 and PK 8 and to 210 ha for the CNRA plantation (Assa *et al.*, 2006). The latter contained 30 varieties of the Assinie collection of "grand" coconuts (Lekadou, 2009). Coconut groves considered to be invaded were those containing many populations of *Lantana camara*. Uninvaded coconut groves were remarkable either by the rare tufts of *L. camara* or no individuals of the species. In each site, invaded and uninvaded plots were identified. Uninvaded plots were used as control such as Gooden *et al.* (2009); Dobhal *et al.* (2011); Osunkoya and Perrett (2011); Simba *et al.* (2013); Mandal et Joshi (2014). In total, three invaded sites and two uninvaded sites were identified.

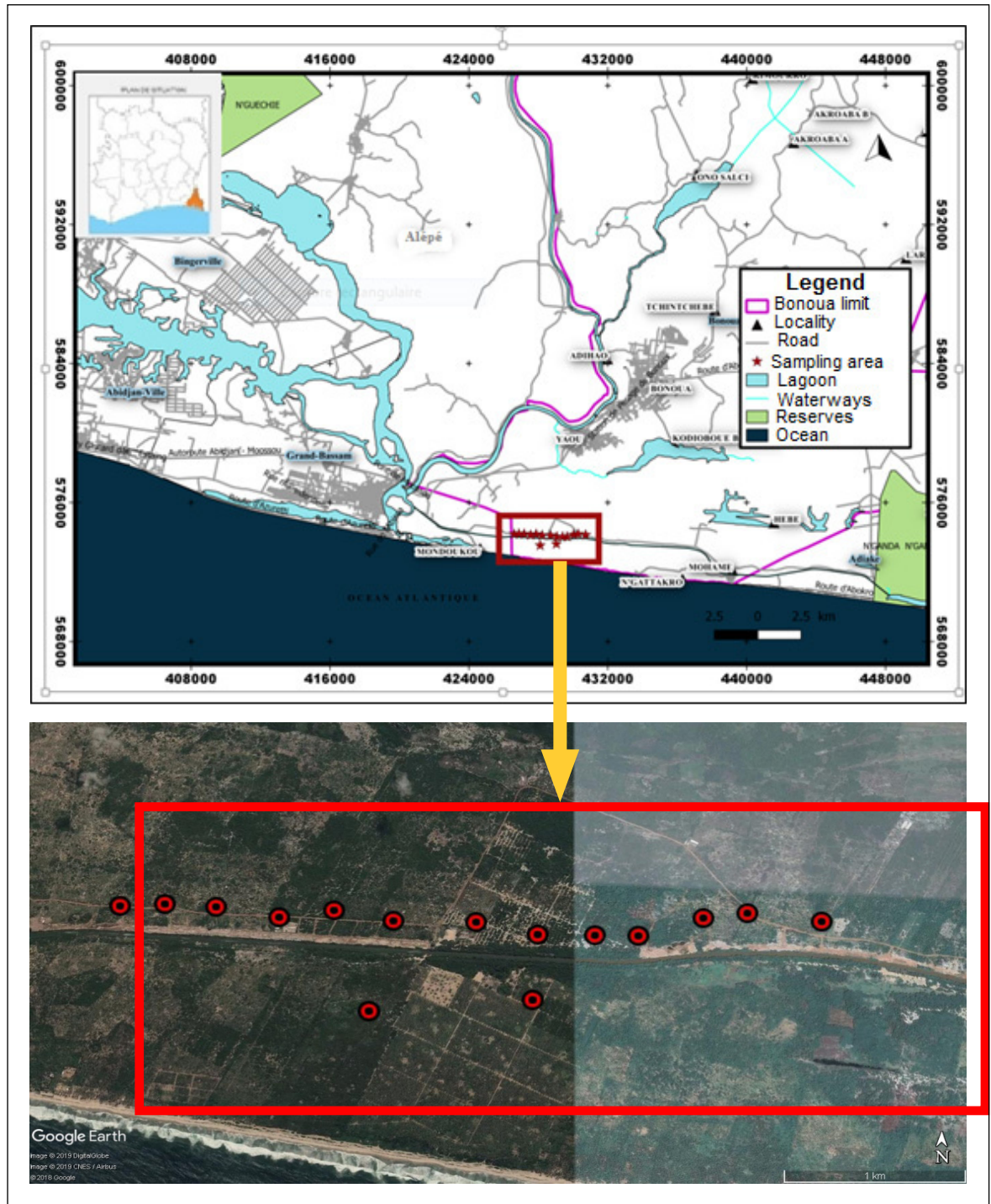


Figure 1: Location map of study area and sampling sites

Description of the vegetation

For the description of vegetation, three strata were defined according to morphological types with reference to the work of Raunkier (1934). These strata were: Herbaceous stratum containing annual and perennial herbaceous plants that were Therophytes (Th), Hemicryptophytes (H), Chamephytes (Ch) and Geophytes (G) which height below 0.25 m;

Shrub stratum composed of a low shrub stratum with the Nanophanerophytes (np) which height was between 0.25 to 2 m and high shrub stratum with the MicroPhanerophyte (mp) which height was between 2 to 8 m; Tree stratum corresponding to Mesophanerophytes (mP) which height was between 8 to 30 m and MegaPhanerophytes (MP) which height is over 30 m.

Collection of floristic data

Twenty-two (22) transects (North-South and East-West) were identified in the three sites. Each transect was subdivided into contiguous plots of 100 m² (10 m x 10 m), for a total of 220 plots. On each plot floristic data were collected by the surface survey method (Duvigneaud, 1949; Yoka *et al.*, 2013). All species were identified. Those that could not be identified in the field were put in herbarium and later identification at the National Floristic Centre of Côte d'Ivoire. Species recovery was subjectively assessed on the abundance-dominance of Van Der Maarel (1979) (Table I).

Table 1: Abundance-dominance coefficient according Van der Maarel (1979)

(Van Der Maarel, 1979) AD	Definition	Average recovery (p.c.)
1	1 individual	1
2	2 individuals	2
3	Dr ≤ 5 p.c.	3.5
4	5 < Dr ≤ 10 p.c.	7.5
5	10 < Dr ≤ 15 p.c.	12.5
6	15 < Dr ≤ 25 p.c.	20
7	25 < Dr ≤ 50 p.c.	37.5
8	50 < Dr ≤ 75 p.c.	62.5
9	Dr > 75 p.c.	87.5

Legend: Dr: Relative abundance; AD: Abundance-Dominance Coefficient

Richness and floristic composition

The floristic richness of coconuts plantations at each site was determined by the number of species, genera, and families (Aké-Assi, 1984). The identification of the plant species was done using the identification key of Lebrun and Stork (1991; 1997); Hawthorne (1995). The family names followed the APG IV (2016). The specific diversity of each site was determined by the Shannon-Weaver diversity index (1948) according to the following formula: with H' : Shannon diversity index; $p_i = n_i/r$, where n_i represented the recovery of species i in the relevant statement and r represented the total sum of the recovery of the species in the statement. The floristic homogeneity at each site was assessed based on the Pielou equitability index (1966), which is derived from the Shannon-Weaver index. This index describes the distribution of the different species of a population and has mathematical expression: $E = H' / \ln S$ where H' represented the Shannon index, S had been the total number of species of a given biotope, and $\ln S$ represented the maximum

diversity of the biotope. The invasive alien species were identified from IUCN (2014); Neuba *et al.* (2014); Noba *et al.* (2017); Dogba *et al.* (2018); Akaffou *et al.* (2019).

Regularity of species

The relative frequency (Fr) is a value that reflects the regularity of the distribution of a species in a plant community (Daget and Poissonet 1969). It was calculated according the formula: $Fr = Fa(e) / N$ with $Fa(e)$: absolute frequency of each species and N : number of plots. To classify the relative frequency of species, Raunkiaer (1905) defined 5 groups of frequent species: Class I included very infrequent species with a relative frequency between 0 and 20 per cent. Class II included irregular species with a relative frequency between 21 and 40 per cent. Classes III, IV and V included regular, very regular and particularly regular species with frequencies between 41 and 60 p.c., 61 and 80 p.c., and 81 and 100 p.c., respectively.

Aggressiveness of species

The specific contribution is a value that reflects the aggressiveness of species in a plant community (Daget and Poissonet 1969). This specific contribution was obtained from the formula: $Cs(e) = [Fs(e) / \sum_1^n FS(e)] \times 100$ where $FS(e)$ represented the specific frequency of the species (e) and $\sum_1^n FS(e)$ represented the sum of the frequencies of all species. For classifying the aggressiveness of species, Daget and Poissonet (1969) adopted the following classification: $Cs(e) < 1$: non-productive species; species with a more or less negligible depressive effect on plants; $1 \leq Cs(e) < 4$: unproductive species with a relatively high depressive effect on plants and aggressive; $Cs(e) \geq 4$: very productive species with a particularly high depressive effect and very aggressive on other plants.

Degree of infestation

The degree of infestation of *Lantana camara* and other species were graphically highlighted by an infestation diagram. This diagram was based on the relative frequencies and the mean abundance of a species (Le Bourgeois et Guillerm, 1995). The mean abundance was obtained following formula (Kazi *et al.*, 2010): $AD\ moy(e) = \sum AD(e) / Nrel(e)$ where $AD(e)$ represented the mean of the species abundance/dominance indices and $Nrel(e)$ represented the number of plots where the

species was present. The infestation diagram allows differentiating groups of species according to their degree of infestation (Le Bourgeois et Guillerm, 1995; Diomandé *et al.*, 2018). Thus, nine groups of species can be discriminated: Group 1 (G1) contained the major general species that were both very frequent ($Fr > 0.5$) and very abundant ($AD\ moy. > 1.5$). They were the most harmful species that could colonize all ecological environments and had the potential for significant invasion; Group 2 (G 2) was composed of general potential species, very frequent ($Fr > 0.5$) and very abundant ($1.25 < AD\ moy. < 1.5$). They were very ubiquitous species; whose infestation was generally less than that of general major species; Group 3 (G 3) contained very frequent general species ($Fr > 0.5$), but never abundant (mean $AD < 1.25$). They were ubiquitous species found in almost all environments; Group 4 (G 4) corresponded to major regional species, very frequent ($Fr > 0.5$) but never abundant ($AD\ moy. < 1.50$). They were ubiquitous species but did not pose any problem in the current phytotechnical context. These species to be monitored because of their wide distribution during cultivation practices. They were species whose presence is linked to a regional ecological factor. It was the original vegetation or agricultural environment; Group 5 (G 5) contained potential regional species. They were very abundant ($AD\ moy. > 1.5$) and moderately frequent ($0.2 < Fr < 0.5$) with a wide ecological range whose presence were linked to a regional ecological factor (soil, climate, topography); Group 6 (G 6) consisted of regional species, moderately frequent ($0.2 < Fr < 0.5$) and less abundance ($AD\ moy. < 0.5$). They had an average ecological range but were not a constraint due to their limited abundance. However, they could be used as indicators of regional ecological conditions; Group 7 (G 7) consisted of the major local species, very abundant ($1.25 < AD\ moy. < 1.5$) and moderately frequent ($0.2 < Fr < 0.5$). They had a narrow ecological range and became an important agronomic constraint on the cultivated parcels in the forest or savannah zone; Group 8 (G 8) were local potential species, infrequent ($Fr 0.2$) and occasionally showed less average dominance indices ($1.25 < AD\ moy. < 1.5$). They had a narrow ecological range; Group 9 (G 9) consisted of minor species infrequent ($Fr < 0.2$) and un-abundant ($AD\ moy. < 1.25$). They were rare, foreign, or pioneering species. They were not harmful to crops. However, the fields should be cleared of these species, especially because of the competition they can engage with the culture for the occupation of space.

Soil sampling and analyses

The soil samples were taken in each plot using an auger at the corner and in the centre at a depth of 0 - 20 cm. The five soil samples were mixed and put into a bag to form a composite sample (Abobi *et al.*, 2014). A total of fifteen (15) composite soil samples were taken. They were then air-dried and sieved with a 2 mm sieve for physicochemical analysis in the laboratory. The water pH was obtained with electrode measurements according to NF-ISO 10390. The concentrations of hydrogen ions (H^+) were determined from the measurement of the soil solution (the water of the soil and its dissolved substances) when measuring soil water pH (McCauley *et al.*, 2017). The method of Walkley and Black (1934) was used for the determination of carbon. Total nitrogen was determined by the Kjeldhal method (Bremner and Mulvaney, 1982). Available phosphorus was determined by the Bray 2 method (Okalebo *et al.*, 2002). Cation exchange capacity was determined by extraction (percolation) in a 1N ammonium acetate-buffered medium, pH 7.0 to saturate the soil with NH_4^+ cations in a mechanical vacuum extractor (Van Ranst *et al.*, 1999). Available magnesium, potassium and sodium were determined in the acetic extract by atomic absorption spectrophotometry (Bertalot *et al.*, 2013). Samples used for texture analysis were dispersed with sodium carbonate solution (Na_2CO_3) and hexametaphosphate sodium and pre-treated according to the ISO11464 method. Particle size analyses of clay and silt were carried out using the Robinson pipette method (AFNOR-NF X 31-107 standard), (Verger, 1976) with a Texusol24B sedimentation machine (LCA Instruments, France). The sand fraction was obtained by wet sieving at 200 μm . These analyses were carried out at the Institute National Polytechnic Félix Houphouët-Boigny of Côte d'Ivoire.

Statistical analysis

Floristic data were submitted to the non-parametric Kruskal-Wallis test to compare water pH, carbon (C), total nitrogen (Nt), available phosphorus (mg P per g of soil), available magnesium (Mg^{2+}) and sodium (Na^+) (Alignier, 2011). Whenever the calculated probability was significant, Dunn's test was used to compare the means in pairs to assess significant differences. Comparison of the means of C/N, cation exchange capacity (CEC), available calcium (Ca^{2+}) and available potassium (K^+) was performed by the Anova test followed by the Tukey pairwise comparison test (Alignier, 2011).

Multiple factor analysis (MFA) was used to describe groups of individuals based on qualitative and quantitative variables (Pagès, 2002). In this study, the qualitative variable was *Lantana camara* cover and the quantitative variables were floristic data (specific richness, Shannon diversity index, Piélou equitability

index, specific contribution) and soil physicochemical parameters (clay, silt, sand, water pH, C, Nt, C/Nt, available P (mg P per g of soil), CEC, available Ca²⁺, available Mg²⁺, available K⁺ and Na⁺). All analyses were performed using XLSTAT software version 2014.5.03 and R Version 3.2.

Results

Vegetation of coconut groves

Vegetation of uninvaded coconut groves was structured in 3 strata: an herbaceous, shrubby and tree stratum. The rarely mowed undergrowth was distinguished by a tree covered layer with an average height of 9 m and a cover of 15-25 p.c. dominated by *Leptoderris ledermannii* Harms (Fabaceae). It also included species with lianaceous characteristics such as *Ancistrocladus barteri* Scott-Elliott (Ancistrocladaceae). A shrub stratum with an average height of 4 m was then encountered. This stratum was subdivided into a low shrub stratum with characteristic species such as *Acroceras zizanioides* (Kunth) Dandy, *Borreria verticillata* (L.) G.Mey. (Rubiaceae), *Triumfetta rhomboidea* Jacq. (Malvaceae), *Waltheria indica* L. (Malvaceae) and a high shrub stratum characterized by *Alchornea cordifolia* (S. & Th.) Müll. Arg. Macbr (Euphorbiaceae), *Baphia nitida* Lodd (Fabaceae), *Rauvolfia vomitoria* Afzel. (Apocynaceae) and *Chrysobalanus icaco* L. subsp. *icaco* L. (Chrysobalanaceae) which was the most dominant species. The herbaceous stratum with an average height of 1 m had a low coverage of 5-15 p.c. It included perennial herbs such as *Andropogon auriculatus* Stapf (Poaceae), *Emilia coccinea* (Sims) G.Don (Compositae), *Cucumis sativus* L. (Cucurbitaceae), *Cyperus sphaclatus* Rottb. (Cyperaceae) and perennial grasses including *Catharanthus roseus* (L.) G. Don (Apocynaceae), *Centrosema pubescens* Benth. (Fabaceae), *Chrysopogon aciculatus* Trin. (Poaceae) and *Heterotis rotundifolia* Smith (Melastomataceae). The dominant species of this herbaceous stratum was *Andropogon auriculatus*.

In case of an invasion by *Lantana camara*, the undergrowth of the coconut groves was regularly mowed. This undergrowth was characterized by a low shrub layer with a wide cover and dominated by *Lantana camara*. Shrubs such as *Acroceras zizanioides* (Kunth) Dandy, *Borreria verticillata* (L.)

G.Mey., *Ouratea glaberima* (P. Beauv.) Engl. were founded in places. We also observed *Dalbergia afzeliana* G., a lianescent species. Sometimes a high shrub stratum developed with rare individuals planted liked *Acacia mangium* Willd. The herbaceous stratum, with an average height of 1 m, included annual herbaceous plants such as *Oldenlandia affinis* (Roem. & Schult.) DC. and perennial herbaceous plants as *Diodia rubricosa* Hiern.

Some species remained present in invaded and uninvaded coconut groves of *Lantana camara*. They were: *Acacia mangium*, *Acroceras zizanioides*, *Agelaea pentagyna*, *Albertisia scandens*, *Alchornea cordifolia*, *Ancistrocladus abbreviatus*, *Andropogon auriculatus*, *Baphia nitida*, *Borreria verticillata*, *Calopogonium mucunoides*, *Chromolaena odorata*, *Chrysobalanus icaco*, *Oldenlandia affinis* and *Waltheria indica*. Among these plants, *Calopogonium mucunoides* and *Chromolaena odorata* were highly invasive species in Côte d'Ivoire. Other species present in uninvaded coconut groves disappeared during the invasion. These plants included: *Albertisia cordifolia*, *Clerodendrum splendens*, *Eucalyptus camaldulensis*, *Eugenia whytei*, *Ficus trichopoda*, *Pentodon pentandrus*, *Perotis indica*, *Phyllanthus pentandrus*, *Pouzolzia guineensis*, *Rauvolfia vomitoria*, *Secamone afzelei*, *Sesamum radiatum*, *Stachytarpheta cayennensis*, *Tricalysia discolor*, *Zanthoxylum Zanthoxyloides*. Some of the species that appeared during the invasion were: *Axonopus compressus*, *Boerhavia diffusa*, *Cassia occidentalis*, *Desmodium ascendens*, *Eragrostis domingensis*, *Fimbristylis ferruginea*, *Imperata cylindrica*, *Micrograma owariensis*, *Mimosa pudica*, *Panicum repens*, *Pennisetum pedicellatum*, *Pteridium aquilinum*, *Phyllanthus amarus*, *Sauvagesia erecta*, *Schrankia leptocarpa*, *Scoparia dulcis*, *Sterculia tragacantha*, *Tapinanthus bangwensis*, *Triclisia patens*, *Vernonia cinerea*. There were not invasive plants among the species that appeared or disappeared during the invasion of *Lantana camara*.

Floristic diversity and physicochemical properties of soil

A total of 120 species were inventoried. Ninety-four (94) species were found in uninvaded coconut groves and sixty-two in invaded coconut groves. These species were divided into 101 genera and 41 families. The important families were Poaceae (13 species), Cyperaceae (12 species), Fabaceae (11 species) and Rubiaceae (10 species). The mean number of species was varied from 13.5 ± 3.4 in uninvaded coconut groves to 10.4 ± 2 in invaded ones. Statistical analyses showed a significant difference ($K = 34.9$; $P < 0.05$) (Table II). The highest mean value of Shannon index was obtained in uninvaded coconut groves (1.4 ± 0.4). The lowest value was obtained in invaded coconut groves (0.8 ± 0.4). The difference between these mean values was statistically significant ($K = 80.5$; $P < 0.05$) (Table III). The Pielou equitability index of uninvaded coconut groves (0.8 ± 0.4) differed significantly from that of invaded coconut groves (0.6 ± 0.05) ($K = 115.7$; $P < 0.05$) (Table III).

In invaded coconut groves, *L. camara* was more frequent (96.5 p.c.) and more aggressive (9.2) (Table IV). In uninvaded coconut groves, *Lantana camara* came in the 29th position with a relative frequency equal to 4 p.c. and a specific contribution equal to 1 (Table IV). Infestation diagram showed that the Group 1 was composed of *Lantana camara* which was very frequent ($Fr > 0.5$) and very abundant (AD moy. > 1.5), (Figure 2). Soil texture did not show significant differences (Table V). Studied soils had sandy texture with $> 95\%$ of sand, around 2% of silt and 1% of clay. Three soils variables showed significant differences in mean concentrations. They were water pH ($K = 11.6$; $P < 0.05$), total nitrogen ($K = 12.9$; $P < 0.05$) and available potassium ($F = 17.1$; $P < 0.0001$). Average soil water pH varied from 5.1 ± 0.05 in uninvaded coconut groves to 3.5 ± 0.2 in invaded coconut groves. Average of total nitrogen varied from 0.032 ± 0.004 mg / 100g in uninvaded coconut groves to 0.14 ± 0.009 mg / 100g in invaded coconut groves. Average of available potassium varied from 0.097 ± 0.001 mg / 100g in uninvaded coconut groves to 0.092 ± 0.001 mg / 100g in invaded coconut groves. The other chemical parameters did not show significant differences among invaded and uninvaded plots (Table VI).

Multiple Factor Analysis (MFA) showed that the three axes explained 77.52 p.c. variance information (Figure 3). First and second axes restored 63.85 p.c. variance information and third axis 13.67 p.c. Factor map showed two groups of coconut groves. Group 1 described in the positive and negative of axis 1 was composed of uninvaded coconut groves with low *Lantana camara* coverage. These groves were characterized by high floristic diversity and high richness of soil chemicals such as available phosphorus, sodium, available potassium, cation exchange capacity and available magnesium. Group 2 described in the positive and negative plan of axis 2 contained invaded coconut groves where *Lantana camara* coverage was high. They were characterized by high specific contribution, low floristic diversity and richness of soil chemical elements. Soil was correlated with total nitrogen, carbon, carbon/nitrogen ratio.

Table 2: Parameters of floristic richness of study sites

Study sites	Number of species	Average number of species
Invaded coconut groves	62	10.4 ± 2.1^a
Non invaded coconut groves	94	13.5 ± 3.4^b
Entire study area	120	11.15 ± 6^{ab}
Statistical test	$K = 34.9$; $P < 0.05$	

The values with same letters within a column are not significantly different.

Table 3: Specific diversity indices of different biotopes

Study sites	Average Shannon Index/Plot	Average Pielou Index/Plot
Invaded coconut groves	0.8 ± 0.4^a	0.6 ± 0.05^a
Non-invaded coconut groves	1.4 ± 0.4^b	0.9 ± 0.1^b
Statistical test	$K = 80.5$; $P < 0.05$	$K = 115.7$; $P < 0.05$

The values with same letters within a column are not significantly different.

Table 4: Relative frequencies and specific contributions of species surveyed at different study sites

N°	Invaded coconut groves				Non-invaded coconut groves						
	Species	Fr	N°	Cs	Species	Fr	N°	Cs			
1	<i>Lantana camara</i>	96.5	1	9.2	1	<i>Andropogon auriculatus</i>	90	1	<i>Andropogon auriculatus</i>	6	
2	<i>Oldenlandia affinis</i>	60.6	2	5.8	2	<i>Chrysobalanus icaco</i>	74	2	<i>Chrysobalanus icaco</i>	5	
3	<i>Acacia mangium</i>	59.4	3	5.7	3	<i>Acacia mangium</i>	60	3	<i>Acacia mangium</i>	4.1	
4	<i>Diodia rubricosa</i>	58.8	4	5.6	4	<i>Zanthoxylum Zanthoxyloides</i>	60	4	<i>Zanthoxylum Zanthoxyloides</i>	4.1	
5	<i>Andropogon auriculatus</i>	58.2	5	5.6	5	<i>Leptoderris ledermannii</i>	58	5	<i>Leptoderris ledermannii</i>	4	
6	<i>Chromolaena odorata</i>	58.2	6	5.6	6	<i>Cassytha filiformis</i>	58	6	<i>Cassytha filiformis</i>	4	
7	<i>Borreria verticillata</i>	57.6	7	5.5	7	<i>Nephrolepis biserrata</i>	58	7	<i>Nephrolepis biserrata</i>	4	
8	<i>Triumfetta rhomboidea</i>	55.9	8	5.3	8	<i>Alchornea cordifolia</i>	56	8	<i>Alchornea cordifolia</i>	4	
			9	4.4	9	<i>Chromolaena odorata</i>	54	9	<i>Chromolaena odorata</i>	4	
			10	4.1	10	<i>Borreria verticillata</i>	54	10	<i>Borreria verticillata</i>	4	
			11	4.1	11	<i>Machaerium lunatum</i>	54	11	<i>Machaerium lunatum</i>	4	
			12	3.7	12	<i>Heterotis rotundifolia</i>	52	12	<i>Heterotis rotundifolia</i>	3.5	
			13	3.1	13	<i>Baphia nitida</i>	50	13	<i>Baphia nitida</i>	3.4	
			14	3	14	<i>Croton hirtus</i>	50	14	<i>Croton hirtus</i>	3.4	
			15	2.5	-				<i>Diodia rubricosa</i>	3	
			16	1.7	-				<i>Ouratea flava</i>	1.3	
			17	1.6	-				<i>Scoparia dulcis</i>	1.2	
			18	1.5	-				<i>Albertisia scandens</i>	1.2	
			19	1.1	-				<i>Clerodendrum splendens</i>	1.2	
			20	1	-				<i>Macaranga barteri</i>	1.2	
			21	1	-				<i>Ancistrocladus abbreviatus</i>	1	
				-	-				-		
				-	-				-		
						29	<i>Lantana camara</i>	14	29	<i>Lantana camara</i>	1

Legend: Fr : Relative frequencies ; Cs : Specific contributions

Table V: Summary statistics of the soil chemical variables by biotope

Soil variables	Invaded coconut groves				Non-invaded coconut groves				Statistical test
	Average	Ec-t	CV	Eten	Average	Ec-t	CV	Eten	
pH_eau	3.5a	0.2	5.7	0.5	5.1b	0.05	1	0.1	$K = 10.6 ; P < 0.05$
C (g/kg)	0.5a	0.3	60	1	0.3a	0.003	1	0.07	$K = 0.12 ; P > 0.05$
Nt(mg/100g)	0.14a	0.009	6.4	6.4	0.02b	0.004	12.5	0.01	$K = 11.74 ; P < 0.05$
P (mg/100g)	32.2a	2.1	6.5	7	44a	27.5	62.5	69	$K = 0.7 ; P > 0.05$
Mg2+ (mg/100g)	0.5a	0.2	40	0.6	0.5a	0.2	40	0.4	$K = 0.087 ; P > 0.05$
Na+ (mg/100g)	0.09a	0.08	88.9	0.22	0.2a	0.1	50	0.4	$K = 2.7 ; P > 0.05$
C/Nt	11.4a	0.5	4.4	2.2	10.8a	0.6	5.5	2.7	$F = 0.6 ; P > 0.001$
CEC (mEq /100g)	1.7a	2	117.6	115.6	1.8a	2.2	122.2	0.9	$F = 0.3 ; P > 0.001$
Ca2+ (mg/100g)	0.6a	0.8	133.3	0.2	0.6a	0.8	133.3	0.3	$F = 0.001 ; P > 0.001$
K+ (mg/100g)	0.092a	0.001	1.09	1.08	0.097b	0.001	1.03	1.03	$F = 5.9 ; P < 0.001$
Clay	0.8a	0.4	50	0.7	1.25a	0.9	72	1.7	$K = 0.8 ; P > 0.05$
Silt	1.9a	0.5	26.3	1.1	2.04a	1.4	68.6	2.8	$K = 1.14 ; P > 0.05$
Sand	97.3a	0.5	0.5	0.6	96.7a	1.7	1.7	1.2	$K = 3.8 ; P > 0.05$

Legend: Ec-t: Standard deviation; CV: Coefficient of variation; Eten: Extent; C: Carbon; Nt: Total nitrogen; P: Available phosphorus; Mg2+: Available magnesium; Na+: Available sodium; C/Nt: Carbon/ Total nitrogen; CEC: Exchangeable bases; Ca2+: Available calcium; K+: Available potassium. The same letter in exposing in a row indicates no significant difference between the variables. Comparisons between variables were made using an ANOVA test to a factor followed by the Tukey test.

Table VI: Statistics of soil parameters with significant differences in inventoried biotopes

Soil parameters	Invaded coconut groves	Non-invaded coconut groves	Test statistics
pH_eau	3.5 ± 0.2^a	5.1 ± 0.05^b	$K = 10.6 ; P < 0.05$
Nt (mg/100g)	0.14 ± 0.009^a	0.032 ± 0.004^b	$K = 11.74 ; P < 0.05$
K+ (mg/100g)	0.092 ± 0.001^a	0.097 ± 0.001^b	$F = 5.9 ; P < 0.001$

Legend: The values with same letters within a column are not significantly different. Comparisons between soil variables were made using an ANOVA at a factor followed by the Tukey-HSD test for potassium. Comparisons between soil variables were made using a Kruskal-Wallis test followed by the Dunn test for water pH and nitrogen. *** P 0.05 for pH water. *** P 0.05 for nitrogen.

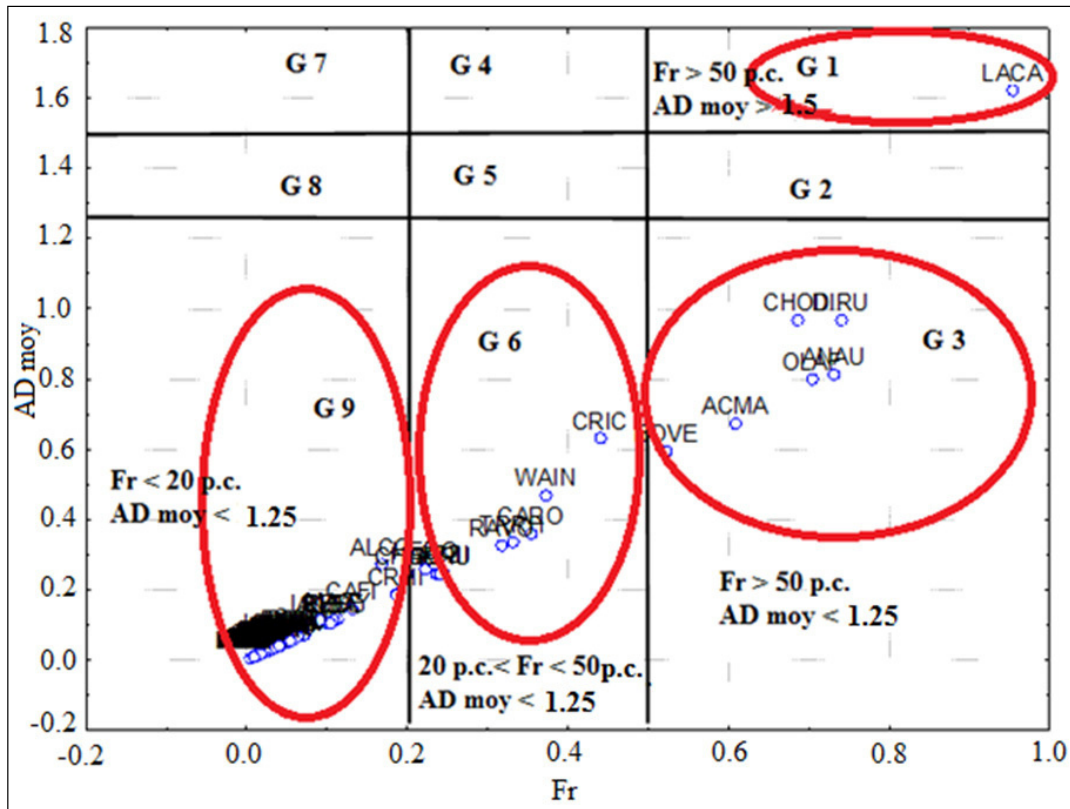


Figure 2: Infestation diagram showing the invasiveness of species at all study sites

Legend: The four letters represent the species names (the first two letters represent the beginning of the genus and the last two letters represent the beginning of the species-specific epithet). **AD moy:** Mean abundance-dominance; **Fr:** Relative frequency

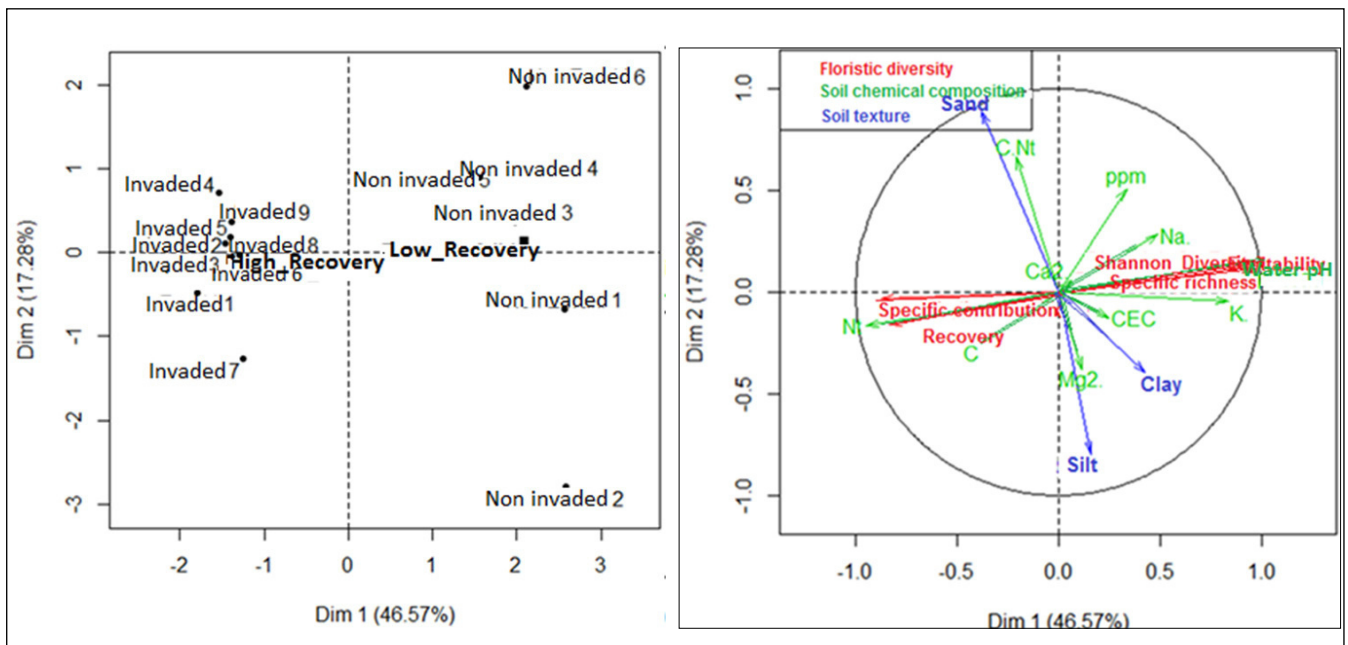


Figure 3: Factorial map and correlation circle of quantitative and qualitative variables used in the AFM

Legend: Dim: Dimensions; C: Carbon; Nt: Total Nitrogen; C.Nt: Carbon/Total Nitrogen; ppm: Available Phosphorus; CEC: Exchangeable Bases; Ca2: Available Calcium; Mg2: Available Magnesium; K: Available Potassium; Na: Available Sodium.

Discussion

A stratum is a set of plants, of a given height, participating in the vertical organization of plant communities (Géhu, 2006). In the present study, a low cover of shrub and tree strata was observed in the coconut groves plantations. These industrial plantations are regularly mowed to facilitate access to the coconut groves. This anthropogenic action provides a good herbaceous conditions conducive to their development (Atta *et al.*, 2010). Adou Yao *et al.* (2011) point out the fact that the maintenance of coconut plantations requires complete clearing to allow the rapid development of seedlings. These disturbances were confirmed by the presence of lianaceous species reflecting disturbed environment (Kouamé, 1998). The abundance of *Lantana camara* in this shrub stratum was related to the ecology of the environment. Sharma *et al.* (2005) point out that invasive species are very present in highly anthropized environments. They also demonstrated that the production of abundant seeds throughout the year allows them having a highly competitive power over native species. Tiébré *et al.* (2018) also reported the proliferation of *Lantana camara* in coconut groves of Mondoukou and Assouindé.

This study also showed that some plant species were resilient to *L. camara* invasion. This could be due to their competitiveness (Djaha *et al.*, 2009). Indeed, species such as *Acacia mangium*, *Calopogonium mucunoides* and *Chromolaena odorata* are alien species that adapted and the two latter have become invasive in Côte d'Ivoire (Maroun, 2017 ; Tiébré and Gnanazan, 2018 ; Akaffou *et al.*, 2019). On the other hand, the disappearance of species in the presence of *L. camara* may be related to their low competitiveness and the shade created by the tufts of *L. camara*. Indeed, the shade created by the foliage contributes to the elimination of herbaceous and other heliophilic species from the flora (Mwoleka, 2019). In addition, the appearance of certain plant species in the presence of *L. camara* can be explained by a spontaneous appearance. This is the case of *Sterculia tragacantha*. Gnahoua *et al.* (2003) have shown that this species appears spontaneously in regenerating environments after repeated disturbances.

In this study the impact of *Lantana camara* on the floristic diversity and physicochemical properties of soil was highlighted by comparing invaded and uninvaded plots, the latter being

used as control. This method was already used by Gooden *et al.* (2009); Dobhal *et al.* (2010); Osunkoya et Perrett (2011); Simba *et al.* (2013); Mandal et Joshi (2014) to analyse the impact of alien invasive species. The results showed that invaded coconut groves (62 species) had fewer species than uninvaded ones (94 species). Invaded coconut groves had fewer species than non-invaded coconut groves. Mwoleka (2019) also showed that areas invaded by *Lantana camara* in Bumanya, Bulima and Wampeewo in Uganda had fewer species than uninvaded. In the study of Mwoleka (2019), the number of species increased from 47 to 19 in Bumanya, from 52 to 20 in Bulima and from 57 to 19 in Wampeewo. High specific contribution of *Lantana camara* was also revealed by Senarathne *et al.* (2003) in coconut groves in Fiji, Trinidad, New Hebrides and Sri Lanka. According to Daget and Poissonet (1969), this reflects the depressive effect of *Lantana camara* on other species. In addition, Sharma *et al.* (2005) indicated that the depressant effect came from the high seed production, homeostatic form and phenotypic plasticity of this species. In this study, plant diversity decreased in the invaded coconut groves. Similar results were found by Zende (2016) in Victoria Falls National Park and Imire Ranch in Zimbabwe. This species produces and releases phenolic acids, flavonoids, terpenes and terpenoids that are known to be inhibitors of plant growth (Pysek *et al.*, 2004). These compounds change soil chemical composition and inhibit plant growth in invaded sites. This affirmation is according with Novel weapons hypothesis which states that certain plants can produce and release biochemical substances that have a negative effect on neighbouring plants by inhibiting their development (growth, germination). The result is a reduction of diversity plants in invaded areas. This study also indicated an inequitable distribution of plants in invaded coconut groves. The same results were revealed by Sax and Gaines (2003). For these authors, invasive alien species cause homogenization when they are dominant in the ecosystem. Results of infestation diagram showed that *Lantana camara* was the most harmful plant in coconut groves. Same results were found by Nanjappa *et al.* (2005) in coconut groves of Rji and Trinidad. *Lantana camara* produces allelochemical compounds that affect the roots, stem, and leave of coconut plants (Chaudhary and Bhansali, 2002). Also, these compounds destroy

the viability of the seeds and prevents the growth of coconut plants (Chaudhary and Bhansali, 2002). The presence of thorns on *Lantana camara* prevents coconut collection and causes yield losses (Day *et al.*, 2003).

Soil mineral analysis showed differences between water pH, total nitrogen and available potassium concentration in invaded and non-invaded coconut groves. These results are identical to those of Simba *et al.* (2013) and mean that they are important for the growth of *L. camara*. Water pH represents the level of acidity or alkalinity of a given soil (Ndoum, 2010). In this study, water pH became lower in invaded sites than non-invaded sites. This was also observed by Ehrenfeld (2003) and means that soil became more acidic during the invasion of *L. camara*. According to Adéchina (2017) acidity can affect the activity of nitrifying bacteria. Acidic soils are toxic, inhibit plant growth and are less fertile for crops. Nitrogen is an essential nutrient for vegetative growth of plants (F.A.O., 2003). As reported by Simba *et al.* (2013) *Lantana camara* being a highly branched species with a lot of leaf biomass. In the current study, the nutrient concentrations of *Lantana camara* leaves were not measured. However, Jama *et al.* (2000) observed concentrations of 2.8% N and 2.1% K in *Lantana camara* leaves. Our study showed that total nitrogen concentration was higher in soil of invaded sites. These results are similar to those of Mandal and Joshi (2014)

that deduced that the increase in nitrogen could be explained by the presence of *Lantana camara*. Indeed, this species drops a large amount of litter under its canopy. After litter decomposition, total nitrogen rate increases in the soil. Wang *et al.* (2015) demonstrated that an increase in total nitrogen allows *Lantana camara* to better express its invasiveness. In addition, it has been demonstrated that high soil nitrogen contents favour the proliferation of invasive plants to the detriment of native plants (Laungani and Knops, 2009). In this study, other alien species have been observed in the presence of *Lantana camara*. There were *Acacia mangium*, *Calopogonium mucunoides* and *Chromolaena odorata*. *Acacia mangium* was introduced in the coconut groves of southeast Côte d'Ivoire since 1986 for soil nitrogen and organic matter improvement. This species, invasive in other countries (Koutika and Richardson, 2019), is not invasive in Côte d'Ivoire. *Calopogonium mucunoides* and *Chromolaena odorata* are two highly invasive species in Côte d'Ivoire (Akaffou *et al.*, 2019). In the current study, available potassium decreased in the invaded sites. These results are similar to those of Simba *et al.* (2013) in Kenya. According to Thomas and Ellison (2000), *Lantana camara* need available potassium for flowering and seed production (12,000 fruits containing 1 to 2 seeds). This positively affect the growth and spread of *Lantana camara* (Simba *et al.*, 2013).

Conclusion

The floristic inventory listed 120 plants, divided into 101 genera and 41 families in coconut groves of Southeast Côte d'Ivoire. *Lantana camara* is the most common species in coconut groves and is aggressive to native species. The low shrub stratum in the invaded coconut groves is dominated by *Lantana camara* and the study highlights the resilience, disappearance, and appearance of certain species. This proliferation causes a loss of

specific diversity and a remarkably high nuisance potential. The soils of the invaded coconut groves are more acidic, poor in minerals and floristic diversity. On the other hand, the soils of uninvaded coconut groves are rich in mineral elements and show a high floristic diversity. This indicates that *L. camara* modifies the chemical properties of the soil. It is therefore necessary to develop strategies to control this invasive alien species.

Acknowledgements

This study received financial support of the African Centre of Excellence on Climate Change, Biodiversity and Sustainable Agriculture (CEA-CCBAD) attributed to Mr. Pagny Franck Placide Junior. The authors wish to acknowledge the International Foundation for Science (IFS) through the Carolina Mac Gillavry Award attribute to

Pr. Marie-Solange TIÉBRÉ (Individual Grant Number J / 5728-1), the National Centre for Agronomic Research of Côte d'Ivoire (CNRA) and the Marc Delorme station for having authorized the collection of data. The authors would like to thank the two anonymous reviewers for helpful suggestions.

References

- Abobi AHD, Angui TKP, Kouadio YJ. 2014.** Influence de la fertilisation à base des coques de cacao sur les paramètres chimiques d'un ferralsole et sur la croissance du maïs (*Zea mays* L.) à Oumé, Côte d'Ivoire. *Journal of Applied Biosciences*, **82** : 7359-7371.
- Adechina O. 2017.** Définition de la qualité des sols par les bio-indicateurs dans deux zones agroécologiques de la Côte d'Ivoire : cas des sols sous culture arachidière à Ahoué et à Ggbala. Thèse de Doctorat. Université Félix Houphouët Boigny Cocody, 171 p.
- Adou Yao CY, Bakayoko A, Akpatou KB, N'guessan K. 2011.** Impacts de pressions anthropiques sur la flore et la structure de la végétation dans la forêt classée de Monogaga, Côte d'Ivoire. *Journal of Animal & Plant Sciences*, **12** (2) : 1560-1572.
- Akaffou SVE, Ouattara M, Roseline GGZ, Tiébré M-S. 2019.** Dynamique de Colonisation des Zones Rudérales d'un Massif Forestier Urbain par les Espèces Végétales Exotiques Envahissantes: Cas du Parc National du Banco (Côte d'Ivoire). *European Scientific Journal*, **21** (15) : 40-267.
- Aké-Assi L. 1984.** Flore de la Côte d'Ivoire. Étude descriptive et biogéographique avec quelques notes ethnobotaniques. Thèse de Doctorat d'État de Université d'Abidjan, Abidjan, p. 1206.
- Alignier A. 2011.** Distribution des communautés végétales sous l'influence des lisières forestières dans des bois fragmentés. Thèse de Doctorat, Université Toulouse, France, 239 p.
- APG IV. 2016.** An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants. *Botanical Journal of the Linnean Society*, **161** : 1-20.
- Aravind NA, Rao D, Ganeshiah KN, Shaanker RU, Poulsen JG. 2010.** Impact of the invasive plant, *Lantana camara*, on bird assemblages at Malé Mahadeshwara Reserve Forest, South India. *Tropical Ecology*, **51** (2) : 325-338.
- Assa RR, Konan JL, Nemlin J, Prades A, Agbo N, Sie R. 2006.** Diagnostic de la cocoteraie paysanne du littoral ivoirien. *Sciences et Nature*, **3** (2) : 113-120.
- Atta S, Achard F, Mohamedou SOM. 2010.** Evolution récente de la population, de l'occupation des sols et de la diversité floristique sur un terroir agricole du Sud-Ouest du Niger. *Sciences & Nature*, **7** (2) : 119-129.
- Baars JR, Heystek F. 2003.** Geographical range and impact of five biocontrol agents established on *Lantana camara* in South Africa. *BioControl*, **48** (6) : 743-759.
- Bertalot MJA, Guerrini IA, Mendoza Rodriguez E, Pinto MSV. 2013.** Influence of Agroforestry and Traditional Management of Maize (*Zea mays* L.) on Soil Fertility. *Journal of Sustainable Forestry*, **32** : 495-511.
- Bremner JM, Mulvaney CS. 1982.** Methods of soils analysis. Part 2 2nd ed. Agron Monogr.9.ASA and SSSA, 365 Madison WI p595-624 Hall. New Jersey, 539 p.
- CABI. 2019.** Invasive Species Compendium. CAB International, Wallingford, UK, <https://www.cabi.org/isc/search/index?q=Lantana%20camara>.
- Capers RS, Selsky R, Bugbee GJ, White JC. 2009.** Species richness of both native and invasive aquatic plants influenced by environmental conditions and human activity. *Botany*, **87** (3) : 306-314.

- Chaudhary BL, Bhansali E. 2002.** Effect of different concentration of *Lantana camara* Linn. extract on spore germination of *Physcomitrium japonicum* Hedw. in half Knop's liquid medium and double distilled water. *Research Bulletin of the Panjab University, Science*, **52** : 161-165.
- Daget P, Poissonet J. 1969.** Analyse phytologique des prairies, applications agronomiques, CNRS-CEPE, Montpellier (France), Doc. 48, 67p.
- Day M, Wiley CJ, Playford J, Zalucki MP. 2003.** *Lantana*: Current Management Status and Future Prospects. ACIAR, Canberra, ACT, Australia, pp 10.
- Devine K, Fei S. 2011.** A review of impacts by invasive exotic plants on forest ecosystem services. In: Fei, S. (Ed.), Proceedings of the 17th Central Hardwood Forest Conference. Newtown Square, Pennsylvania. USDA Forest Service, Northern Research Station, pp. 425-435.
- Diomandé S, Danon A, Amba AJG, Mangara A, Bakayoko A. 2018.** Flore Adventices Des Jardins Potagers Des Établissements Pénitentiaires De Côte d'Ivoire: Cas Des Maisons d'Arrêt Et De Correction d'Abidjan Et De Gagnoa. *European Scientific Journal*, **14** (36) : 1857-7881.
- Djaha BAO, N'Guessan AK, Djaha JBA, Traoré D. 2009.** Impact des jachères à Légumineuses arborescentes sur la flore adventice au Sud de la Côte d'Ivoire. *Agronomie Africaine*, **21** (2) : 143-154.
- Dobhal PK, Kohli RK, Batish DR. 2011.** Impact of *Lantana camara* L. invasion on riparian vegetation of Nayar region in Garhwal Himalayas (Uttarakhand, India). *Journal of Ecology and the Natural Environment*, **3** (1) : 11-22.
- Dogba M, Malan DF, Neuba DFR, Konan AS, 2018.** Biologie et écologie de *Porophyllum rudérale* (Jacq.) Cass., une Compositae nouvellement apparue en Côte d'Ivoire. *Journal of Animal & Plant Sciences*, **36** (3) : 5907-5918.
- Duvigneaud P. 1949.** Classification phytosociologique des tourbières de l'Europe. *Bulletin de la Société Royale de Botanique de Belgique*, **81** : 59-122.
- Early R, Bradley BA, Dukes JS, Lawler JJ, Olden JD, Blumenthal DM, Sorte CJ. 2016.** Global threats from invasive alien species in the twenty-first century and national response capacities. *Nature communications*, **7** (1) : 1-9.
- Ehrenfeld JG, 2003.** Effects of Exotic Plant Invasions on Soil Nutrient Cycling Processes. *Ecosystems* , **6** : 503-523.
- FAO. 2003.** Gestion de la fertilité des sols pour la sécurité alimentaire en Afrique subsaharienne, FAO, p. 63.
- Géhu JM. 2006.** Dictionnaire de sociologie et synécologie végétales. *Phytocoenologia*, **38** : 1-2.
- GISIN. 2011.** Réseau mondial d'information sur les espèces envahissantes. Disponible: http://www.niiss.org/cwis438/Websites/GISINDirectory/SpeciesStatus_TopInvasives.php?WebSiteID=4. Du 20 Septembre 2020.
- Gnahoua GM, Konan A, Louppe D. 2003.** Dèdè, *Ficus exasperata* un arbre fourrager : Fiche technique. Montpellier : CIRAD-Forêt, 1 p.
- Ghisalberti EL. 2000.** *Lantana camara* L. (Verbenaceae). *Fitoterapia*, **71** : 467-486.
- Gooden B, French K, Turner PJ, Downey PO. 2009.** Impact threshold for an alien plant invader, *Lantana camara* L., on native plant communities. *Biological Conservation*, **142** (11) : 2631-2641.
- Guillaumet JL, Adjanohoun E. 1971.** La végétation de la Côte d'Ivoire. In : Avenard J.M., Eldin E., Girard G., Sircoulon J., Touchebeuf P., Guillaumet J.-L., Adjanohoun E. & Perraud A (eds). *Le milieu naturel de la Côte d'Ivoire*. ORSTOM, Paris, France, pp. 157-266.
- Hawthorne WD. 1995.** Ecological profiles of Ghanaian forest trees. Oxford, UK: University of Oxford.
- Hulme PE, Bacher SM, Kenis S, Minchin W, Panov J, Pysek A, Roques D. 2008.** Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy, *Journal of Applied Ecology*, **45** : 403-414.
- Jama B, Palm CA, Buresh RJ, Niang AI, Gachengo C, Nziguheba G. 2000.** *Tithonia* as a green manure for soil fertility improvement in Western Kenya: a review. *Agroforestry Systems*, **49** : 201-221.
- Kassi N, Aké-Assi E, Tiebre MS. 2010.** Biodiversité végétale et vitesse de la régénération de la forêt classée de Sanaimbo (Côte d'Ivoire). *Sciences & Nature*, **7** (2) : 195-206.

- Kazi TCh, Le Bourgeois Th, Munoz F. 2010.** Aspects floristiques des agrophytocenoses du domaine phytogéographique oranais (Nord-Ouest algérien) et persistance d'espèces rares et endémiques. *Flora Mediterranea*, **20** : 5-22.
- Kouamé FN'. 1998.** Influence de l'exploitation forestière sur la végétation et la flore de la forêt classée du Haut-Sassandra (Centre Ouest de la Côte-d'Ivoire). Thèse de l'Université Félix Houphouët-Boigny, Abidjan, 227p.
- Koutika LS, Richardson DM. 2019.** *Acacia mangium* Willd: benefits and threats associated with its increasing use around the world. *Forest Ecosystems*, **6** (1) : 2.
- Laungani R, Knops JM. 2009.** Species-driven changes in nitrogen cycling can provide a mechanism for plant invasions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **106** (30) : 12400-12405.
- Le Bourgeois T, Guillerme JL. 1995.** Etendue de distribution et degré d'infestation des adventices dans la rotation cotonnière au Nord-Cameroun. *Weed Research*, **35** (2) : 89-98.
- Lebrun JP, Stork AL. 1991-1997.** Enumération des plantes à Fleurs d'Afrique Tropicale. Conservatoire et Jardin Botaniques de la Ville de Genève, Genève (Suisse). Vol. 1 (249 pp.), vol. 2 (257 pp.), vol. 3 (341 pp.) et vol. 4 (711 pp.).
- Lékadou TT. 2009.** Effet de la densité des légumineuses arborescentes sur la croissance et la production du cocotier (*Cocos nucifera* L.). Thèse de Docteur ès Sciences Naturelles, Université de Cocody, Abidjan, Côte d'Ivoire, 188 p.
- Mandal G, Joshi SP. 2014.** The role of habitat types and soil physicochemical properties in the spread of a non native shrub *Lantana camara* in the Doon valley, Western Himalaya, India. *Journal of Environmental Geography*, **7** (3-4) : 31-42.
- Maroun L. 2017.** Étude de la perception des mauvaises herbes et des espèces végétales exotiques par la population des milieux agricoles en Côte d'Ivoire, l'exemple de *Chromolaena odorata*, Master de l'Université de Liège, Belgique, 61p.
- McCauley A, Jones C, Olson-Rutz K. 2017.** Soil pH and Organic Matter. Nutrient Management Module N° 8, Extension Publications, MSU Extension, Bozeman, pp. 16
- McNeely JA. 2001.** Global strategy on invasive alien species. IUCN.
- Mévanly O. 2018.** Flore, végétation aquatique et riveraine du canal artificiel d'Assinie et évaluation des services écosystémiques dans les terroirs connexes (région du Sud-Comoé, Côte d'Ivoire). Thèse de l'Université Félix Houphouët-Boigny, Abidjan, 215 p.
- Mwoleka E. 2019.** Effect of *Lantana camara* on plant structure and diversity in Bumanya Sub County Kaliro District. Master de l'Université de Makerere, Makerere, 32 p.
- Nanjappa HV, Saravanane P, Ramachandrapa BK. 2005.** Biology and management of *Lantana camara* L.–a review. *Agricultural Reviews*, **26** (4) : 272-280.
- Ndoum NMF. 2010.** Etude des facteurs du sol favorables à la croissance de *Pericopsis elata* (Harms) Var. Meeuwen (Assamela) dans trois unités forestières d'aménagement à l'Est Cameroun, Mémoire présenté en vue de l'obtention du Diplôme D'Ingénieur des Eaux, Forêts et Chasses, 90 p.
- Neuba DFR, Malan DF, Koné M, Kouadio Y. 2014.** Inventaire préliminaire des plantes envahissantes de la Côte d'Ivoire. *Journal of Animal & Plant Sciences*, **22** (2) : 3439-3445.
- Nicolle M, Egnankou WM, Schmidt M. 1987.** Les zones humides côtières de Côte d'Ivoire. Rapport de l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD), Abidjan, 73 p.
- Noba K, Bassene C, Ngom A, Gueye M., Camara AA, Kane M, Ndoye F, Dieng B, Rmballo R, Ba N, Bodian MY, Sane S, Diop D, Gueye M, Konta IS, Kane A, Mbaye MS, Ba AT. 2017.** Invasive Plants of West Africa: Concepts, Overviews and Sustainable Management. *Advances in Recycling & Waste Management*, **2** : 121.
- Okalebo JR, Gathua KW, Woomer PL. 2002.** Laboratory methods of soil and plant analysis: a working manual second edition. *Sacred Africa, Nairobi*, 21.
- Osunkoya OO, Perrett C. 2011.** *Lantana camara* L.(Verbenaceae) invasion effects on soil physicochemical properties. *Biology and Fertility of Soils*, **47** (3) : 349-355.
- Pagès J. 2002.** Analyse factorielle multiple appliquée aux variables qualitatives et aux données mixtes. *Revue de Statistique Appliquée*, **50** (4) : 5-37.

- Pagny FPJ, Mevanly O, Abrou NEJ, Tiébré MS. 2020.** Prediction of the potential invasion of *Lantana camara* L. (Verbenaceae) an exotic plant species in Côte d'Ivoire from a modeling approach. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **14** (4) : 1241-1261.
- Piélou EC. 1966.** Species diversity and pattern diversity in the study of ecological succession. *Journal of Theoretical Biology*, **10** : 370-383.
- Pyšek P, Richardson DM, Rejmánek M, Webster GL, Williamson M, Kirschner J. 2004.** Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon*, **53** (1) : 131-143.
- Pyšek P, Jarošík V, Hulme PE, Kühn I, Wild J, Arianoutsou M, Genovesi P. 2010.** Disentangling the role of environmental and human pressures on biological invasions across Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **107** (27) : 12157-12162.
- Raunkiaer S. 1905.** Types biologiques pour la géographie botanique. *Bulletin Academy Royal Sciences Danemark*, **5** : 347-437.
- Raunkier C. 1934 .** The life forms of plants and statistical plant of geography, Oxford, Londres, Angleterre, 632 p.
- Richardson DM, Pysek FD, Rejmánek M, Barbour MG, Panetta FD, West CJ. 2000.** Naturalization and invasion of alien plants : concepts and definitions. *Diversity and distributions*, **6** : 93-107.
- Richardson DM, Pyšek P. 2008.** Fifty years of invasion ecology—the legacy of Charles Elton. *Diversity and Distributions*, **14** (2) : 161-168.
- Sanders NJ, Gotelli NJ, Heller NE, Gordon DM. 2003.** Community disassembly by an invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **100** (5) : 2474-2477.
- Sax DF, Gaines S. 2003.** Species diversity: from global decreases to local increases. *Trends in Ecology & Evolution*, **18** (11) : 561-566.
- Senarathne SHS, Samarajeewa AD, Perera KCP. 2003.** Comparison of different weed management systems and their effects on yield of coconut plantations in Sri Lanka. *Weed Biology and Management*, **3** (3) : 158-161.
- Shannon CE. 1948.** A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal*, **27**: 379-423.
- Sharma GP, Raghubanshi AS, Singh JS. 2005.** *Lantana* invasion: An overview. *Weed Biology and Management*, **5** (4) : 157-165.
- Sharma GP, Raghubanshi AS. 2011.** *Lantana camara* L. invasion and impact on herb layer diversity and soil properties in a dry deciduous forest of India. *Applied Ecology and Environmental Research*, **9** (3) : 253-264.
- Simba YR, Kamweya AM, Mwangi PN, Ochora JM. 2013.** Impact of the invasive shrub, *Lantana camara* L. on soil properties in Nairobi National Park, Kenya. *International Journal of Biodiversity and Conservation*, **5** (12) : 803-809.
- Smith RG, Maxwell BD, Menalled FD, Rew LJ. 2006.** Lessons from agriculture may improve the management of invasive plants in wildland systems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **4** (8) : 428-434.
- Thomas SE, Ellison CA. 2000.** A century of classical biological control of *Lantana camara*: can pathogens make a significant difference? In *Proceedings of the X international symposium on biological control of weeds*, 4-14 July 1999, Montana State USDA-ARS Bozeman, Montana, USA, pp 97-104.
- Tiébré MS, Kassi NJ, Kouadio YJC, N'Guessan KE. 2012.** Etude de la biologie reproductive de *Tithonia diversifolia* (Hemsl.) Gray (Asteraceae) : Espèce non indigène invasive en Côte d'Ivoire". *Journal of Asian Scientific Research*, **2** (4) : 200-211.
- Tiébré MS, Djaha K, Vroh BTA, N'Da KD, Adou Yao CY. 2014.** Stratégies et potentiel d'invasion des massifs forestiers par *Hopea odorata* Roxb. (Dipterocarpaceae) : cas du Parc National du Banco en Côte d'Ivoire. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **8** (2) : 666-679.
- Tiébré MS, Vroh BTA, Kouamé D, Dibi KD, Adou Yao CY. 2015.** Effets d'un arbre exotique envahissant *Hopea Odorata* Roxb. (Dipterocarpaceae) sur la diversité floristique et le stockage de carbone du Parc National du Banco en Côte d'Ivoire. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, **10** (1) : 207-278.
- Tiébré MS, Gnanazan ZRG. 2018.** Impact of *Chromolaena odorata* (L.) RM King & H. Rob. (Asteraceae) on the floristic composition and the physico-chemical properties of the soil of a coastal relict forest. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, **24** (2) : 773-788.
- Tiébré MS, Pagny FPJ, Kouadio YJC, Gouli Gnanazan ZR. 2018.** Étude de la perception de *Lantana camara* L. (Verbenaceae), une espèce végétale exotique envahissante, par les

- populations riveraines des cocoteraies du Sud-Est de la Côte d'Ivoire. *REB-PASRES*, **3** (3) : 68-77.
- UICN. 2000.** Lignes directrices de l'UICN pour la prévention de la perte de la diversité biologique causée par les espèces exotiques envahissantes. UICN, Commission de sauvegarde des espèces, 25 p.
- UICN. 2014.** The IUCN Red List of Threatened Species Version 3. <www.iucnredlist.org>. Accessed : 2020 April 28.
- Van Der Maarel E. 1979.** Transformation of Cover-Abundance Values In Phytosociology and Its Effects On Community Similarity. *Vegetation*, **39** (2) : 97-114.
- Van Ranst E, Verloo M, Demeyer A, Pauwels JM. 1999.** Manual for the soil chemistry and fertility laboratory: analytical methods for soils and plants equipment, and management of consumables. Ghent University, Faculty Agricultural and Applied Biological Sciences, 243 p.
- Vergier F. 1976.** Les techniques d'analyse granulométrique. Paris, CNRS, 5 p.
- Walkley A, Black IA. 1934.** An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, **37** (1) : 29-38.
- Wang C, Xiao H, Liu J, Wang L, Du D. 2015.** Insights into ecological effects of invasive plants on soil nitrogen cycles. *American Journal of Plant Sciences*, **6** (01) : 34- 46.
- Witt A. 2010.** Impacts of invasive plants and their sustainable management in agro-ecosystems in Africa: A review. *CABI Africa, NRB*, 1102-1109.
- Yoka J, Amiaud B, Epron D, Loumeto JJ, Voudibio J. 2013.** Analyse de la diversité floristique du sous-bois de la palmeraie de Mbobbo dans la cuvette congolaise (République du Congo). *Annales des Sciences Agronomiques*, **17** (2) : 161-178.
- Zan-Bi T. 2014.** Biologie de reproduction et Dynamique d'exploitation du Pelon *Brachydeuterus auritus* (Valenciennes, 1831) à Grand-Bassam (Côte d'Ivoire). Diplôme de Master recherche en Analyse des Populations des Espaces Fauniques et Halieutiques, Université Polytechnique de Bobo-Dioulasso, Bobo-Dioulasso, Burkina-Faso, 49p.
- Zende M. 2016.** Impact of *Lantana camara* invasion on a cattle/wildlife ranch: A case of Imire Ranch, Wedza District, Zimbabwe. Master de l'Université de Zimbabwe, 69 p.
-

SECTION IX

ARTICLE 5 : PREDICTION OF THE POTENTIAL INVASION OF *Lantana camara* L. (VERBENACEAE) AN EXOTIC PLANT SPECIES IN CÔTE D'IVOIRE FROM A MODELING APPROACH

Franck Placide Junior PAGNY ¹, Ouattara MEVANLY ^{1,2}, N’Gouan Emmanuel Joël ABROU ¹ and Marie-Solange TIÉBRÉ ^{1,2}

¹ Laboratory of Natural Environments and Biodiversity Conservation, UFR Biosciences, University Félix Houphouët-Boigny, 22 BP 582 Abidjan 22, Côte d’Ivoire.

² Laboratory of Systematic, Herbarium and Botanical Museum, National Floristic Center, University Félix Houphouët-Boigny, 22 BP 582 Abidjan 22, Côte d’Ivoire.

*Corresponding author; E-mail: tiebrems@hotmail.com; Tel: (00225) 07578737

PAGNY *et al.* (2021). *International Journal of Biological Chemical Sciences* 14(4): 1241-1261



Original Paper

<http://ajol.info/index.php/ijbcs>

<http://indexmedicus.afro.who.int>

Prediction of the potential invasion of *Lantana Camara* L. (Verbenaceae) an exotic plant species in Côte d'Ivoire from a modeling approach

Franck Placide Junior PAGNY¹, Ouattara MEVANLY^{1,2},
N'Gouan Emmanuel Joël ABROU¹ and Marie-Solange TIÉBRÉ^{1,2*}

¹Laboratory of Natural Environments and Biodiversity Conservation, UFR Biosciences, University Félix Houphouët-Boigny, 22 BP 582 Abidjan 22, Côte d'Ivoire.

²Laboratory of Systematic, Herbarium and Botanical Museum, National Floristic Center, University Félix Houphouët-Boigny, 22 BP 582 Abidjan 22, Côte d'Ivoire.

*Corresponding author; E-mail: tiebrems@hotmail.com; Tel: (00225) 07578737

ABSTRACT

Invasive alien plant species represent a great threat to the integrity of ecosystems. Acquiring information on the dynamics of these species on a cartographic basis constitutes a tool for their sustainable management. Among these species, *Lantana camara* L., known for its environmental and agronomic impacts, is currently reported in several localities of Côte d'Ivoire. The general objective of this study is to model the ecological niche of this species over the entire country. To do so, 89 points occurrences and 19 current and future bioclimatic variables were collected to model the potential distribution of this species on the basis of the RCP 8.5 scenario as part of the HadGEM2-ES climate model. This is 75% of presence data (67 points) used for model calibration and 25% (22 points) for testing. At the end of the modeling carried out with the MaxEnt software, the areas suitable for the species are characterized by low temperatures and heavy rainfall., under current climatic conditions, approximately 65,782.40 km², or 20% of the national territory, is suitable for the invasion of *L. camara*. Azagny National Park, Banco National Park, and the Iles Nature Reserve Ehotiles have distributions with high probability of the presence of the species. By 2050, the climate projects high temperatures and low precipitation in the future. The results show that by adapting to this new climatic range, the *L. camara* proliferation area will increase to 78,036.05 km², or 24% of the national territory. An upward trend, with a rate of change of 18.6, has been observed in the favorable areas of this area. To maintain the normal functioning of ecosystems and the sustainability of ecosystem services, the areas that have been identified as the most vulnerable to the invasion of *L. camara* must be the subject of control strategies of this species.

© 2020 International Formulae Group. All rights reserved.

Keywords: *Lantana camara*, Species modeling, MaxEnt, Côte d'Ivoire, RCP scenario 8.5.

INTRODUCTION

Increased trade and the flow of goods around the world are behind the introduction of several species outside their natural range (Hulme et al., 2008). While most of them are difficult to persist, a few can behave much

more dynamically. They then develop large populations, compete with native species and alter the functioning of ecosystems (Vanderhoeven et al., 2007). They are called Invasive Exotic Species (IAS) or invasive species. These species are currently at the heart

of concerns because of the threat they pose to the biodiversity, ecosystems and economy of countries (Gooden et al., 2009). Indeed, they cause worldwide ecological damage and economic losses estimated in tens of billions of dollars per year (Perrings et al., 2000; Born et al., 2005; Paine et al., 2016).

The problem of invasive alien plant species is worrying in the current context of global warming (Hellmann et al., 2008). Indeed some authors emphasize the potential effect of global warming on biological processes because many invasive alien species adapt to a series of environmental conditions. This is the case in Nepal where the work of Shrestha et al. (2018) have shown an increase in the distribution area of several invasive plants due to their resilience to climatic variations. There were *Ageratum houstonianum* Mill. (Compositae); *Chromolaena odorata* (L.) R. M. King & H. Rob. (Compositae); *Hyptis suaveolens* (L.) Poit. (Lamiaceae); *Mikania micrantha* Kunth. (Compositae) and *Parthenium hysterophorus* L. (Compositae). Similarly, in Sri Lanka, the expansion of *Panicum maximum* Jacq. (Poaceae) following climate change continues to be remarkable in various ecosystems (Kariyawasam et al., 2019).

Given the many negative impacts of these invasive species on ecosystems and the sustainability of ecosystem services, their control has become a priority for biodiversity conservation planners and country governments (Smith et al., 2006). Sustainable management of invasive alien species requires identifying habitats favorable to the proliferation of these species in order to slow their expansion. Several authors have thus developed prevention and control tools, in particular modeling studies to monitor the dynamics of these invasive plants (Padalia et al., 2014). According to Qin et al. (2015), modelling the distribution of invasive plants permits their monitoring as it identifies and predicts areas likely to be invaded by invasive alien plant species.

Lantana camara L. is known for its environmental and agronomic impacts on ecosystems (Taylor et al., 2012). It is a shrub native to the American tropics and one of the worst weeds in the world (IUCN, 2000). It was introduced in the mid-19th century in the tropical regions of Africa, Asia and Oceania as an ornamental (Day et al., 2003). The Global Invasive Species Information Network now identifies *L. camara* among the top ten invasive species in the world (GISIN, 2011). This species leads to the reduction of the diversity of invaded biotopes, the extinction of native species and the deterioration of the physicochemical properties of the soil (Mandal and Joshi, 2014). It encroaches on agricultural land, reduces the carrying capacity of pastures and poses a threat to many crops (Baars and Heystek, 2003). Numerous studies on the modeling of the distribution of *L. camara* have been carried out worldwide to monitor its expansion. Examples include the work of Priyanka and Joshi (2013) in India who predicted the distribution of the species in the western Himalayan regions. Taylor and Kumar (2013) have shown its potential distribution in Queensland, Australia. The impact of climate change on the distribution of *L. camara* at the level of small island ecosystems in Fiji in Oceania was assessed by Taylor and Kumar (2014). Qin et al. (2016) estimated the potential distribution of this species worldwide. As for Mungi et al. (2018), they analyzed the impact of climate change on its distribution in the Himalayas. In Africa, the work of Fandohan et al. (2015) analyzed the distribution of this species in the protected areas of Benin. Analysis of these different works has shown an increase in the range of the species.

Currently, *L. camara* is reported from several localities in Côte d' Ivoire (Alépé, Bongouanou, Dimbokro, Gagnoa, Grand-Bassam and Issia), (Kassi et al., 2010 ; Maroun, 2017 ; Tiébré et al., 2018). It was introduced by horticulture (Neuba et al., 2014). To date, the current and future distribution of *L. camara* in Côte d' Ivoire wasn't analyzed. In order to

provide reliable scientific data on the potential distribution of this species in the various ecosystems of the country, the following questions were asked : What are the bioclimatic factors and the models likely to predict the distribution of *Lantana camara* in Côte d'Ivoire ? What are the ecological characteristics of *L. camara* ? What is the current and future distribution of this species on Ivorian territory ? To address these concerns, the main objective of this study is to model the ecological niche of *Lantana camara* across the Côte d'Ivoire. Specifically, it involved (1) testing the performance of the MaxEnt model for predicting the distribution of *L. camara*, (2) characterizing the bioclimatic variables determining the modeling of the distribution of the species, (3) describe the current and future ecological characteristics of the species and, (4) assess its dynamics of potential distribution on the Ivorian territory. The following hypotheses have been put forward: (1) the MaxEnt model is effective in predicting the current and future distribution of *L. camara* over the territory of Côte d'Ivoire ; (2) there are determining bioclimatic variables in the modeling of the distribution of *L. camara*; (3) this species can adapt to different environmental conditions.

MATERIALS AND METHODS

Study zone

Côte d'Ivoire is located in West Africa, between 4 ° 30' and 10 ° 30' north latitude and 2° 30' and 8° 30' west longitude. It covers an area of 322,462 km² and has 22 671331 (RGPH, 2014). The country is bordered on to the west by Liberia and Guinea Conakry, to the north by Mali and Burkina Faso, to the east by Ghana and to the south by the Atlantic Ocean (Figure 1). Located in the transition zone between the humid equatorial climate and the dry tropical climate, Côte d'Ivoire is characterized by annual average temperatures which vary between 21 and 31 °C and an average annual rainfall between 1100 and 2500 mm (Kassin et al., 2008). With regard to

vegetation, there are two main areas: the Sudanese area located north of the 8th parallel, consisting of open forests, Sudanese and Sub-sudanese savannahs, and the Guinean area consisting of dense evergreen moist forests, dense moist forests semi-deciduous and a forest-savanna mosaic (Guillaumet and Adjanooun, 1971). Agriculture affirms its primacy in the economic activity of Côte d'Ivoire. It is marked by the domination of the "coffee-cocoa" binomial which represents 40% of export earnings and 20% of Gross Domestic Product (Sangare et al., 2009).

Morphological and biological characteristics of *Lantana camara*

Lantana camara, is a species belonging to the class of Magnoliopsida, the order of lamiae and the family of Verbenaceae (Sharma et al., 2005). It is a deciduous shrub, covered with pointed and rigid hairs and with several stems with an average height of 2 m. The stems have a square cross section and a diameter of 24 mm when they are young. They become more rounded, gray or brown and reach 150 mm in diameter at maturity. The inflorescence can be yellow, orange, white, pale purple, pink or red (Figure 2). The flowers are small, multi-colored, in clusters and flat, reaching 4 cm in diameter. The fruit of the species is a round, fleshy, green, hard drupe when young, turning purple or black at maturity (Sharma et al., 2005). The species generally grows best in environments such as wasteland, edges of tropical forests, beaches, agricultural areas, meadows, riparian areas, scrub, urban areas, pastures, protected areas and forests in regeneration (Sharma et al., 2005). According to Sharma et al. (2005), the species has a vegetative mode of reproduction which is stratification. In fact, the horizontal stems produce roots each time they met the soil, eventually giving a new plant. Besides this, there is sucking where the severed stems can take root if they are covered with moist soil, dead leaves or debris. Then the stems can develop roots and develop into plants (Day et

al., 2003). High seed production, which often gives it a competitive advantage over native species, is at the origin of the rapid colonization of the environment (Sharma et al., 2005). Likewise, the secretion of "allelopathic substances" such as triterpenes which inhibit the growth of neighboring plants is a functional feature of the invasiveness of the species (Sharma et al., 2005). In addition, the homeostatic physical form which describes the capacity of an individual or a population to maintain a relatively constant physical form in various environments and the phenotypic plasticity which is the capacity of a genotype to modify its growth and its development in response to environmental changes also increases the invasiveness of *L. camara* (Sharma et al., 2005).

Collection of data

For this study, three categories of occurrence points were used (Figure 1). There were forty-four occurrence points of *Lantana camara* collected from field missions. We also used seven occurrence points from published articles and theses (Traoré and Péné, 2016). We completed our data with thirty-eight occurrence points from Global Biodiversity Information Facility (GBIF) at <https://www.gbif.org/>. All these data made it possible to draw up a list of occurrence points for *Lantana camara*.

The environmental parameters used were climatic variables (precipitation and temperature). Current climate data (1950 - 2000) and future climate projections (2000-2050) were obtained from Worldclim website (<https://www.worldclim.org>) with a resolution of 30 seconds (spatial resolution of approximately 1 km² in West Africa). These data include 19 bioclimatic variables (Table 1) derived from temperature and precipitation (Yi et al., 2018). The future projection for 2050 was established according to the RCP 8.5 scenario (Meinshausen et al., 2011). RCP 8.5 is an third generation scenario and is been preferred by Special Report on Emissions

Scenarios (SRES) because it allow more flexibility in modeling processes (IPCC, 2013). For this scenario, temperature is projected to rise level by 2 °C in West Africa by mid-21st century, with atmospheric CO₂ over 550 ppm (IPCC, 2013). This scenario is an improved version of scenario A.2. It was chosen because it predicts the most divergent trends for the region of West Africa compared to other scenarios (IPCC, 2013). It was used in several studies on West African ecosystems (Meinshausen et al., 2011). The Met Office climate model (HadGEM2-ES) was also used (Meinshausen et al., 2011). This model is chosen because its currently the most suitable for simulating climate responses in West Africa (Fandohan et al., 2015). Furthermore, this model corresponded to the studies of invasive alien plant because it imply impacts, adaptation, and vulnerability (IPCC, 2013).

Data analysis and processing

Modeling process and model validation

MaxEnt V3.3.3 k software was used to model suitable habitats for *L. camara*. In order to ensure the final model's quality, the environmental variables were subjected to correlation test to select the least correlated ones ($r < 0.80$) taking into account the biases that strong correlations have on the predictions. For this, the R software was used (Fukushima, 2013). This value ($r < 0.80$) was chosen because its takes into consideration species ecology and the extreme environmental conditions (Priyanka et Joshi, 2013; Djotan et al., 2018 ; Mungi et al., 2018).

Modeling was performed using occurrence points of *Lantana camara* and current and future bioclimatic variables into the Maxent software (Gbesso et al., 2013). Analysis in Maxent program was performed using 75% of presence data for model calibration and 25% for testing (Diarrassouba et al., 2019). Maxent algorithm graphical interface is equipped with several features aiding the interpretation and validation of the model, namely AUC plots, Jackknife test plots

and response curves (Phillips et al., 2006). Maxent generates maps that estimate the probability of occurrence of the species in a range of 0 to 1, where 0 is the lowest and 1 is the highest probability (Phillips et al., 2006). The maps obtained is used to assess the impact of climate change on the distribution of the model species (Gnagbo et al., 2015).

The AUC scores are interpreted as reflecting the ability of the model to distinguish presence data from background data (Phillips et al., 2006). The AUC values have been interpreted as proposed by Hernandez et al. (2006) : For $0.50 < \text{AUC} < 0.60$, the model is invalid ; for $0.60 < \text{AUC} < 0.70$, the model is bad ; for $0.7 < \text{AUC} < 0.8$, the model is acceptable ; for $0.8 < \text{AUC} < 0.9$, the model is excellent and for $\text{AUC} > 0.9$, the model is exceptional. A Jackknife test was also carried out on bioclimatic variables to determine which ones contribute the most to modeling (Bargain and Fabri, 2016). According to these authors, for each environmental variable, the green bar shows by how much the total contribution of the variables is reduced if this specific variable is excluded from the analysis. As for the blue bar, it indicates the proportion of all the contributions of the variables if a variable is used in isolation and the remaining variables are excluded from the analysis. Also, the response curves of the bioclimatic variables were analyzed to describe the ecological characteristics of *L. camara*. Indeed, a horizontal curve shows that the species does not really have a preference for a given variable. Then, an increasing curve shows an affinity of the species for the largest values of this variable. Then, a decreasing curve shows an affinity of the species for the low values of the variable and finally, a unimodal curve shows an affinity for a certain range of values of the variable (Bargain and Fabri, 2016). All these analyzes were carried out using MaxEnt software.

Arcgis 10.1 software was used to map the current and future geographic distribution of the habitat favorable to the species (Imorou,

2020). The map of the national network of protected areas of Côte d'Ivoire (Asseh et al., 2019) has been superimposed on the potential distribution maps of *L. camara*. This overlapping made it possible to assess the current and future vulnerability of the national network of protected areas to the invasion of this species.

The different habitat levels of the model species were classified using the logistic probability of presence thresholds generated by the model. The logistic probability of occurrence of a species is considered to be an indicator of the quality of habitats for the species (Liu et al., 2005). The logistic probability was obtained in the cumulative format which gives a probability of occurrence between 0 and 1. It was classified into 5 classes: (i) for a value less than 0.19, the probability of the presence of model species is very weak ; (ii) for that between $[0.19-0.339[$, the probability of presence is low ; (iii) value between $[0.339-0.479[$, the probability of presence is moderate ; (iv) value between $[0.479-0.62[$, the probability of presence is high ; and (v) for a value greater than 0.62, the probability of presence is very high (Priyanka and Joshi, 2013).

The extent of each habitat level (area and percentage), both under current and future conditions was estimated in order to assess the gain or loss of the potentially favorable area of the species at scale from Ivory Coast. This estimate was made using the spatial analyst tool in ArcGis software.

The rates of change (T_c) from currently favorable habitats to potentially favorable habitats or not in the future and vice versa were estimated using the following formula, previously used by N'Guessan et al. (2019) : $T_c = ((A_2 - A_1) / A_1) \times 100$ with A_1 and A_2 which respectively represent the initial area (current climatic condition) and final (future climatic condition) of presence of the species. The positive values of T_c indicate a gain in the area of the habitat while the negative values correspond to a loss of surface.

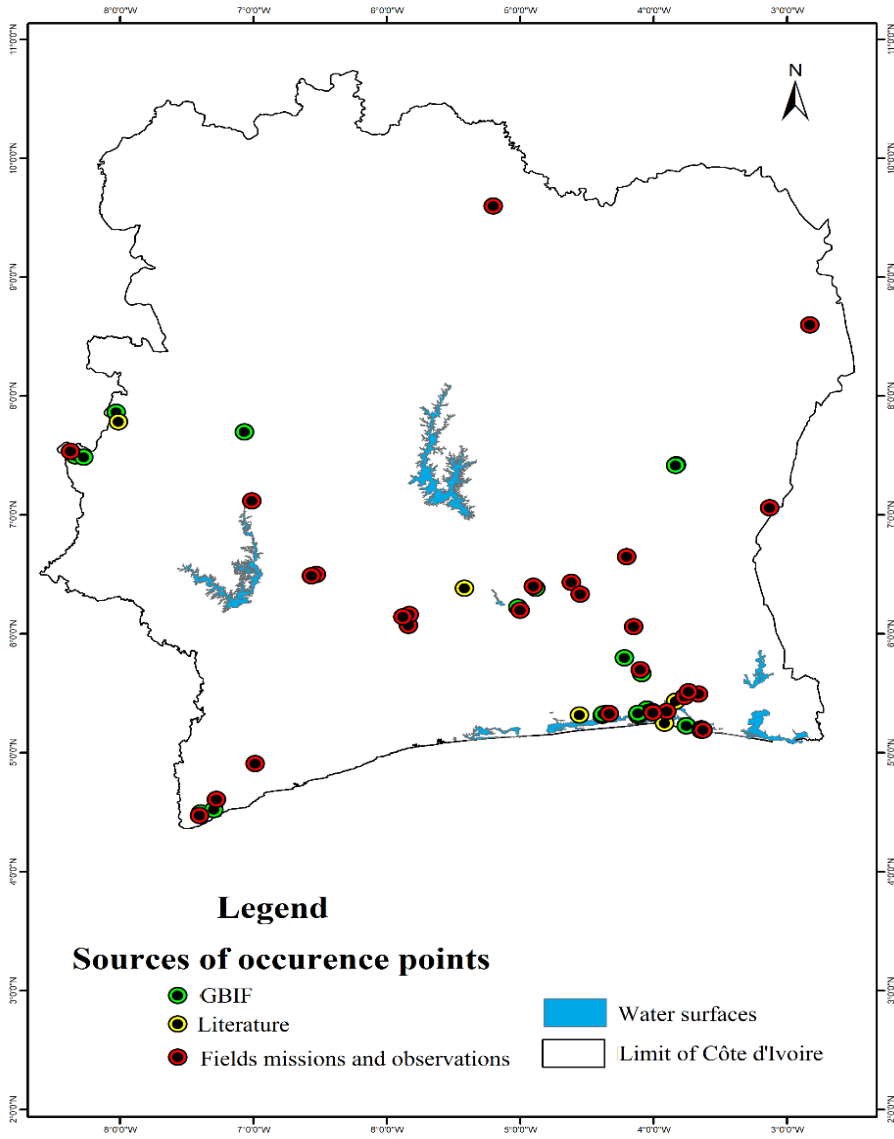


Figure 1: Study area along with occurrence points of *Lantana camara*.



Figure 2: Leaves, stem, fruits and flowers of *Lantana camara*.

Table 1: Bioclimatics variables used for Maxent test.

Abbreviation	Description
BIO 1	Annual Mean Temperature (°C)
BIO 2	Mean Diurnal Range (Mean of monthly (max temp-min temp)) (°C)
BIO 3	Isothermally (Bio1/Bio7) ($\times 100$)
BIO 4	Temperature Seasonality (standard deviation*100) (C of V)
BIO 5	Max Temperature of Warmest Month (°C)
BIO 6	Min Temperature of Coldest Month (°C)
BIO 7	Temperature Annual Range (Bio5–Bio6) (°C)
BIO 8	Mean Temperature of Wettest Quarter (°C)
BIO 9	Mean Temperature of Driest Quarter (°C)
BIO 10	Mean Temperature of Warmest Quarter (°C)
BIO 11	Mean Temperature of Coldest Quarter (°C)
BIO 12	Annual Precipitation (mm)
BIO 13	Precipitation of Wettest Month (mm)
BIO 14	Precipitation of Driest Month (mm)
BIO 15	Precipitation Seasonality (C of V)
BIO 16	Precipitation of Wettest Quarter (mm)
BIO 17	Precipitation of Driest Quarter (mm)
BIO 18	Precipitation of Warmest Quarter (mm)
BIO 19	Precipitation of Coldest Quarter (mm)

RESULTS

Model validation and contribution of bioclimatic variables

Given the AUC value of around 0.877 for current climatic conditions (Figure 3) and 0.861 for future climatic conditions, by 2050 (Figure 4), the performance of the modeling performed is judged excellent.

Under current climatic conditions, the variables that most contribute to the modelling are BIO 3 (Isothermally (BIO 1/BIO 7) ($\times 100$)), BIO 5 (Max Temperature of Warmest Month), BIO 7 (Temperature Annual Range (BIO 5–BIO 6)), BIO 8 (Mean Temperature of Wettest Quarter), BIO 16 (Precipitation of Wettest Quarter), BIO 18 (Precipitation of Warmest Quarter), (Table 2). For the Jackknife test, BIO3 and BIO7 are the variables which most contributed to the model (Figure 5).

Under future climatic conditions, the variables that most contribute to the modelling are BIO 8 (Mean Temperature of Wettest Quarter) ; BIO 9 (Mean Temperature of Driest Quarter) ; BIO 10 (Mean Temperature of Warmest Quarter) ; BIO 15 (Precipitation Seasonality (C of V)) ; BIO 17 (Precipitation of Driest Quarter) ; and BIO 18 (Precipitation of Warmest Quarter), (Table 2). For the Jackknife test, BIO 15 and BIO 17 are the variables which most contributed to the model (Figure 6).

Ecological characteristics of *Lantana camara*

Indeed, there is a positive correlation between the suitability of the habitat for *L. camara* and the average Mean Temperature of Wettest Quarter (BIO 8) which varies from 22 to 28.5 °C (Figure 7a). The temperature Annual Range (BIO 7) of *L. camara* is 7.8 to 16 °C (Figure 7b). *Lantana camara* has an affinity for the values of isothermality (BIO 3), between 57 and 80 (Figure 7c). This species also prefers max Temperature of Warmest Month (BIO 5) varying from 28.4 to 35 °C (Figure 7d). There is also a positive relationship between the suitability of the habitat for *L. camara* and the precipitation for the Precipitation of Wettest Quarter (BIO 16) between 380 and 1040 mm (Figure 7e), as well as the precipitation of

Warmest Quarter (BIO 18) varying from 120 to 590 mm (Figure 7f). Under current climatic conditions, areas of low temperatures and heavy rainfall constitute habitats favorable to the proliferation of *L. camara*.

The response curves of the variables to the prediction of the species under future climatic conditions were also generated. Thus, *L. camara* has an affinity for precipitation of Driest Quarter (BIO 17) between 10 and 430 mm (Figure 8a). Similarly, *L. camara* has an affinity for a precipitation Seasonality (BIO15) ranging from 40 to 130 (Figure 8b). In addition, *L. camara* requires an average mean Temperature of Driest Quarter (BIO 9) of between 24.5 and 30.8 °C, as well as an average mean Temperature of Wettest Quarter (BIO 8) ranging from 22, 3 at 31.2 °C (Figures 8c and 8d). Furthermore, there is a negative correlation between the suitability of the habitat for *L. camara* and the average mean Temperature of Warmest Quarter (BIO 10) varying from 25.1 to 32.5 °C (Figure 8e), as well than the precipitation of Warmest Quarter (BIO 18) between 70 and 470 mm (Figure 8f). These results show that the climate projects low rainfall in the future which will also be favorable for the proliferation of *L. camara*.

Dynamics of potential distribution of *Lantana camara*

The modeling show that the habitats currently favorable to the proliferation of *L. camara* have been found to be distributed in the south of the country. The most favorable areas are concentrated along the littoral zone in contact with the Atlantic Ocean, from the region of San-Pédro in the southwest to the Ghanaian border, in the southeast of the country (Figure 9). Protected areas such as Azagny National Park, Banco National Park, and the Ehotile Islands Natural Reserve located in this part of the country show a distribution with high probability of the presence of the species. In addition, the Tai National Park does not constitute a habitat favorable to the proliferation of *L. camara*. However, there is a low probability of the species being present south of this park. In contrast, the north of Côte d'Ivoire is an area characterized by a very low

probability of the presence of the species. According to forecasts of the distribution by 2050, the habitats favorable to the proliferation of *L. camara* will not experience a decline and will always remain in the southern part of the country (Figure 10), but this time with a slight increase in the area of all classes of favorable areas for *L. camara* (Figure 11). The probability of the presence of the species will always remain very high in the Azagny National Park, the Banco National Park and the Ehotliés Islands Nature Reserve. During this period, almost the southern half of the Taï National Park could face a moderate presence of *L. camara*.

The projections in future climates having revealed a shift in the climatic envelope of the species, *L. camara* could experience a very restricted distribution in the center and

east of the country with a moderate probability of presence of the species as in south of the Marahoué National Park. Furthermore, the analysis of the extent of the different levels of habitats favorable to the species, indicates that approximately 65,782.40 km², or 20% of the national territory, are currently favorable to the proliferation of *Lantana camara* (Table 3). As for the area potentially unfavorable to the distribution of the species, it covers 256,680.70 or 80% of the territory. By 2050, projections have revealed an increase in the rate of change (+18.6) in the area potentially favorable for the species. It went from 65,782.40 km² (current weather conditions) to 78,036.05 km² (future weather conditions). We note an increase in the distribution area of *L. camara* in Côte d'Ivoire, notwithstanding an increase in temperature predicted by the scenario.

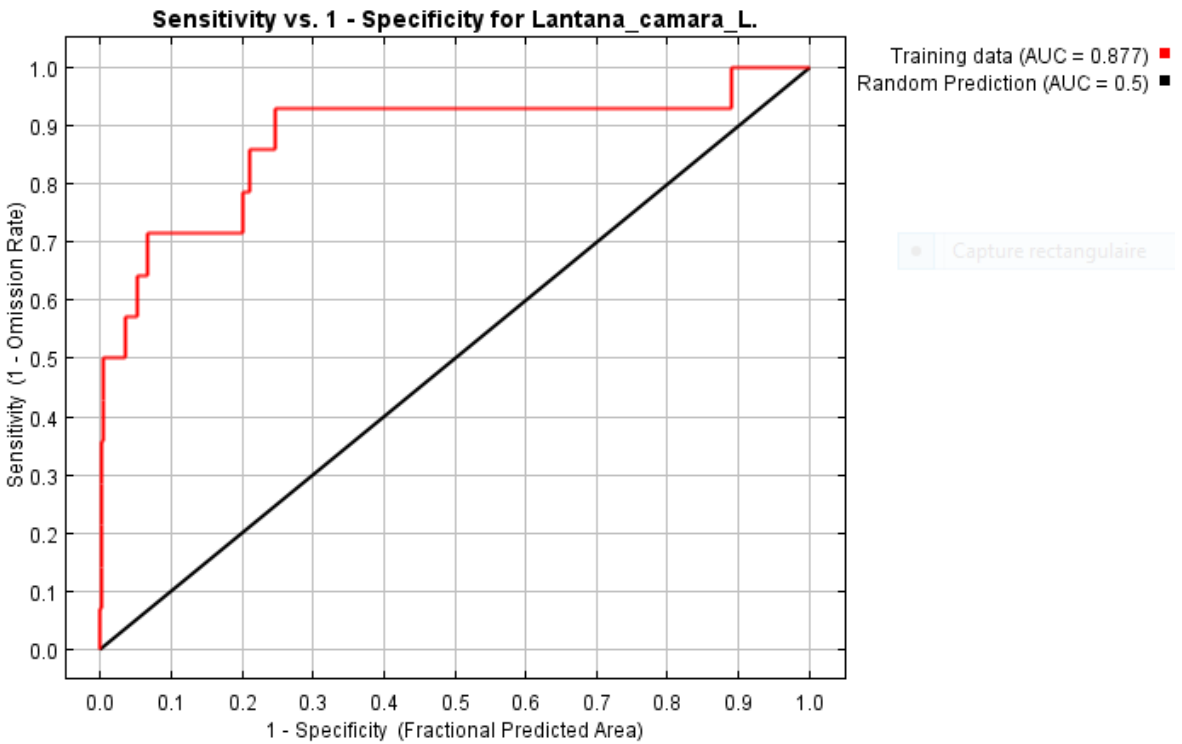


Figure 3 : AUC value for *Lantana camara* under current climate conditions.

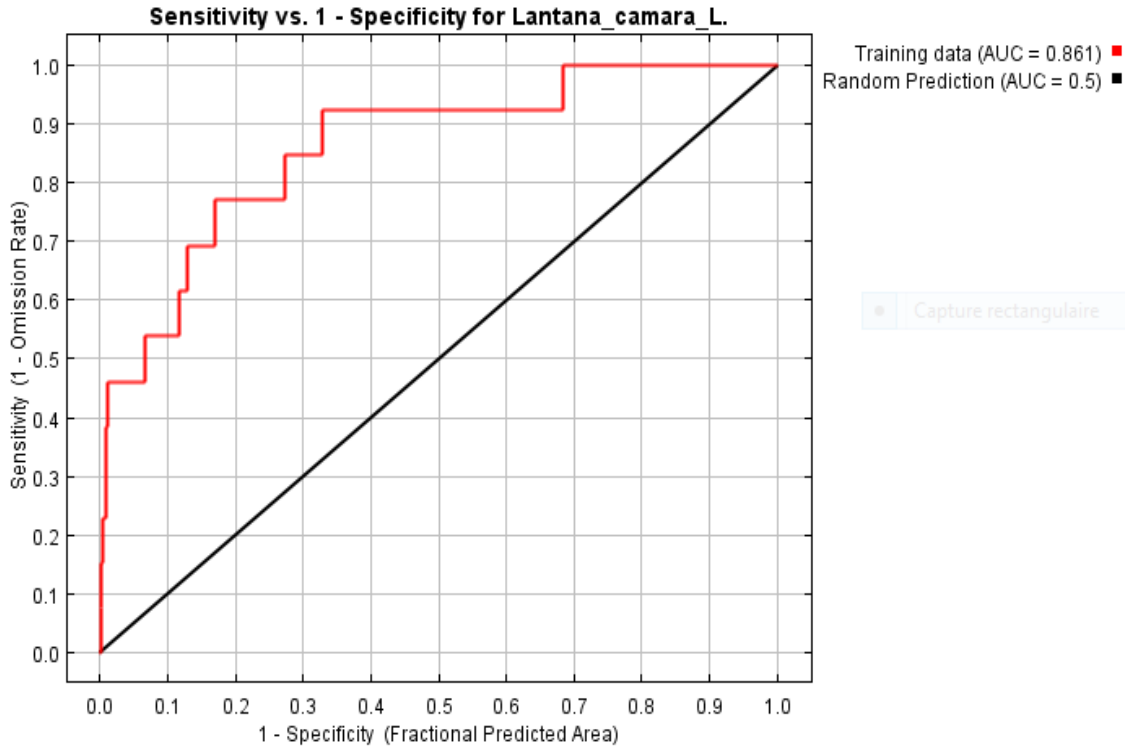


Figure 4 : AUC value for *Lantana camara* under future climate conditions.

Table 2: Bioclimatics variables used in the study and their percentage contribution in predicting the current and future distribution of *Lantana camara*.

Periods	Bioclimatic Variables	Contribution (%)
Curent	BIO 7	56,5
	BIO 3	21,1
	BIO 16	11,7
	BIO 8	6,2
	BIO 18	3,2
	BIO 5	1,3
Future (by 2050)	BIO 17	43
	BIO 15	30,2
	BIO 9	14
	BIO 8	7,7
	BIO 10	3,5
	BIO 18	1,5

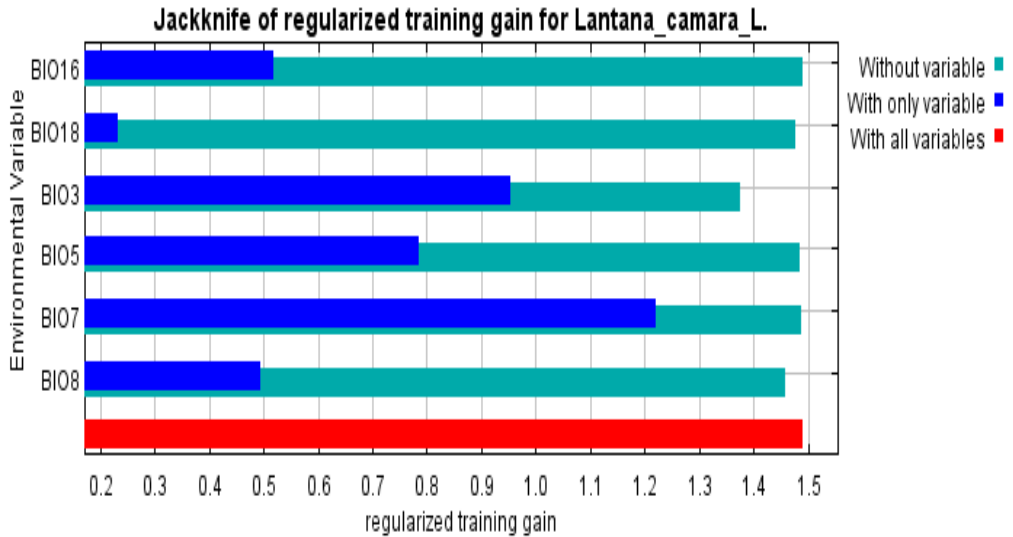


Figure 5: Results of jackknife evaluations of relative importance of predictor variables for *Lantana camara* Maxent model under the current climate conditions.

Legend: The figure shows the bioclimatic variables on the ordinates and their contributions to model calibration on the abscissa. The green bar shows by how much the total contributions of the variables are reduced if this specific variable is excluded from the analysis. The blue bar shows the proportion of the total contributions of the variables if one variable is used in isolation and the remaining variables are excluded from the analysis. The red bar indicates the performance of the model run with all variables.

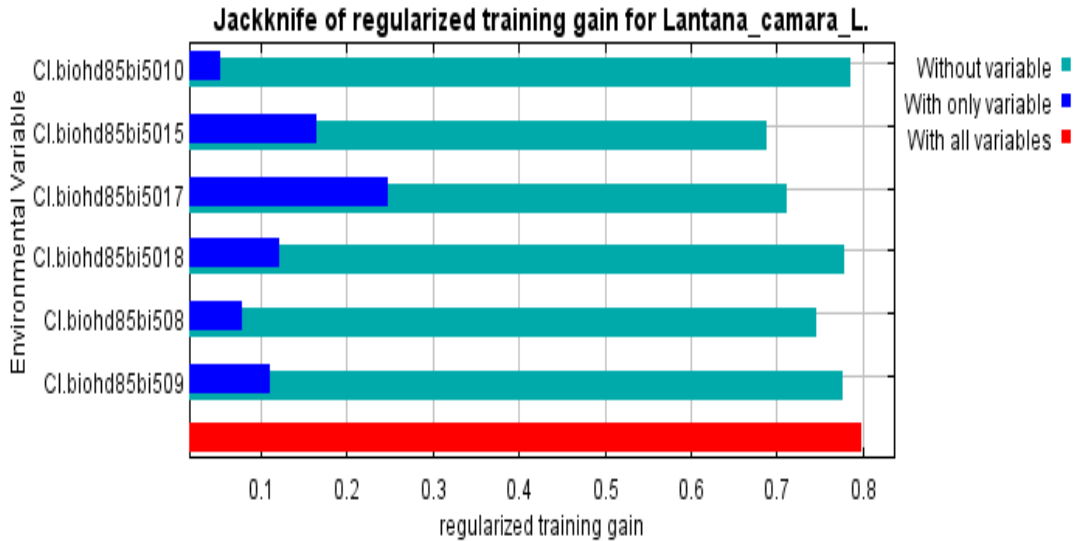


Figure 6: Results of jackknife evaluations of relative importance of predictor variables for *Lantana camara* Maxent model under the future climate conditions.

Legend: The figure shows the bioclimatic variables on the ordinates and their contributions to model calibration on the abscissa. The green bar shows by how much the total contributions of the variables are reduced if this specific variable is excluded from the analysis. The blue bar shows the proportion of the total contributions of the variables if one variable is used in isolation and the remaining variables are excluded from the analysis. The red bar indicates the performance of the model run with all variables.

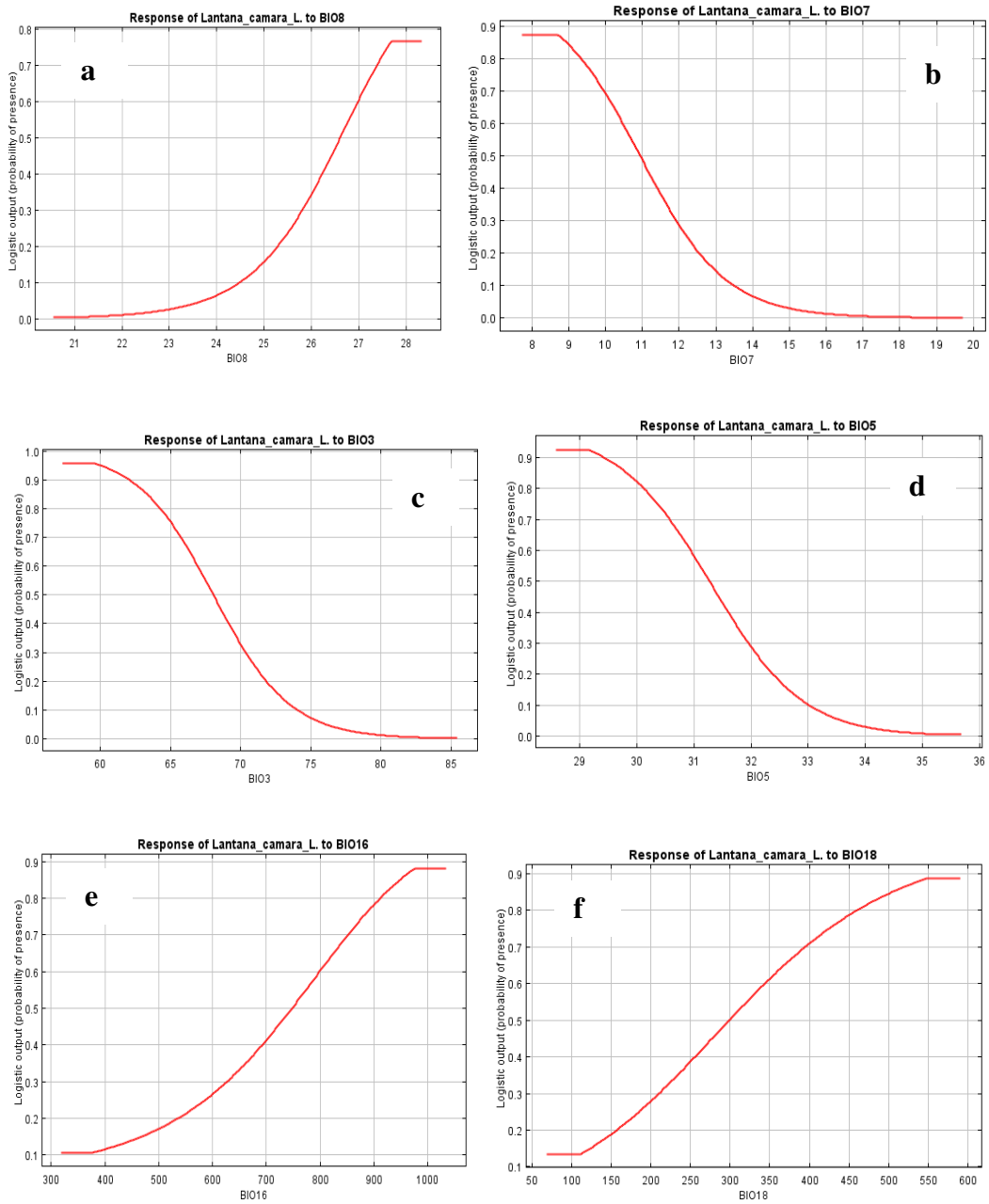


Figure 7: The response curves for the three largest contributing environment variables for *Lantana camara* under the current climate conditions.

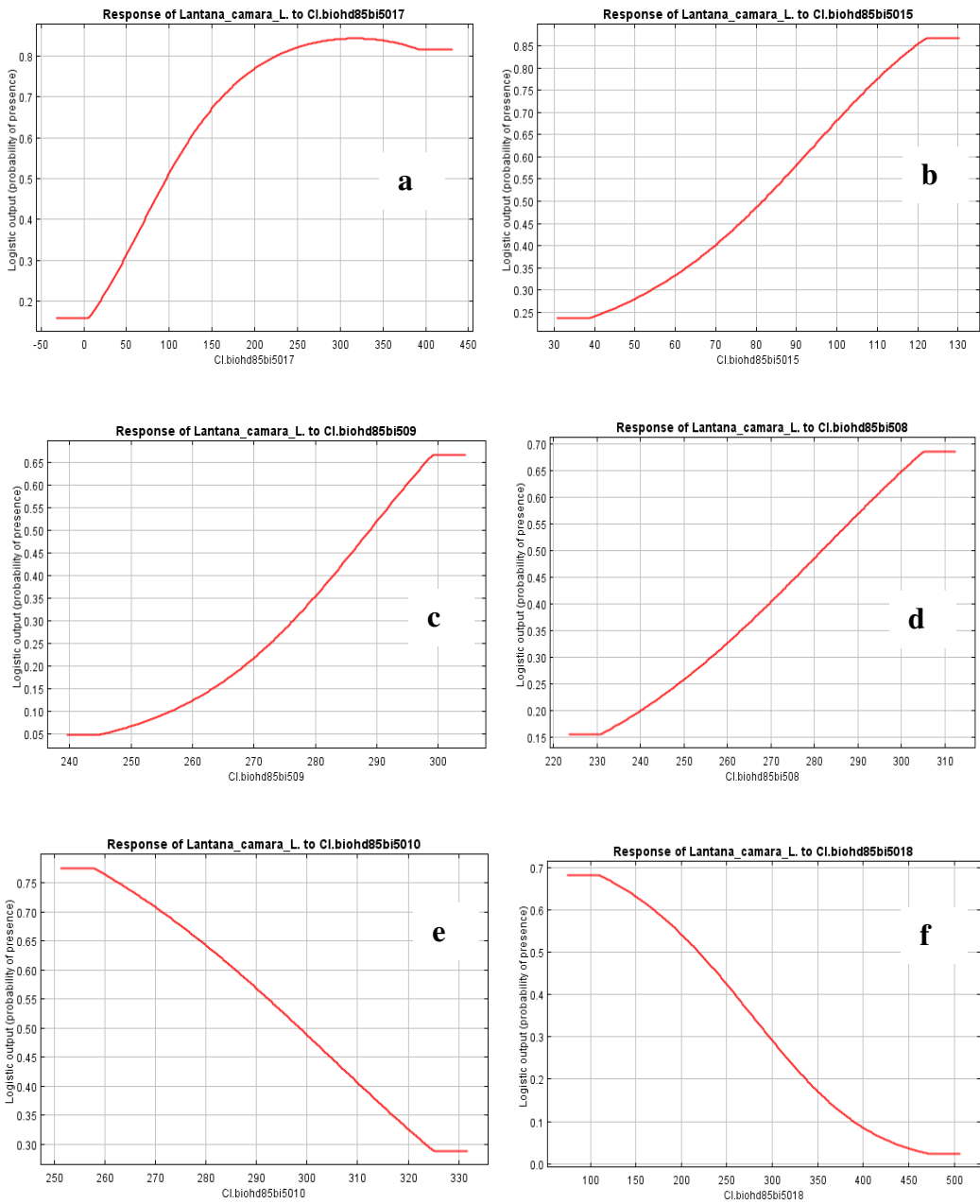


Figure 8: The response curves for the three largest contributing environment variables for *Lantana camara* under the future climate conditions.

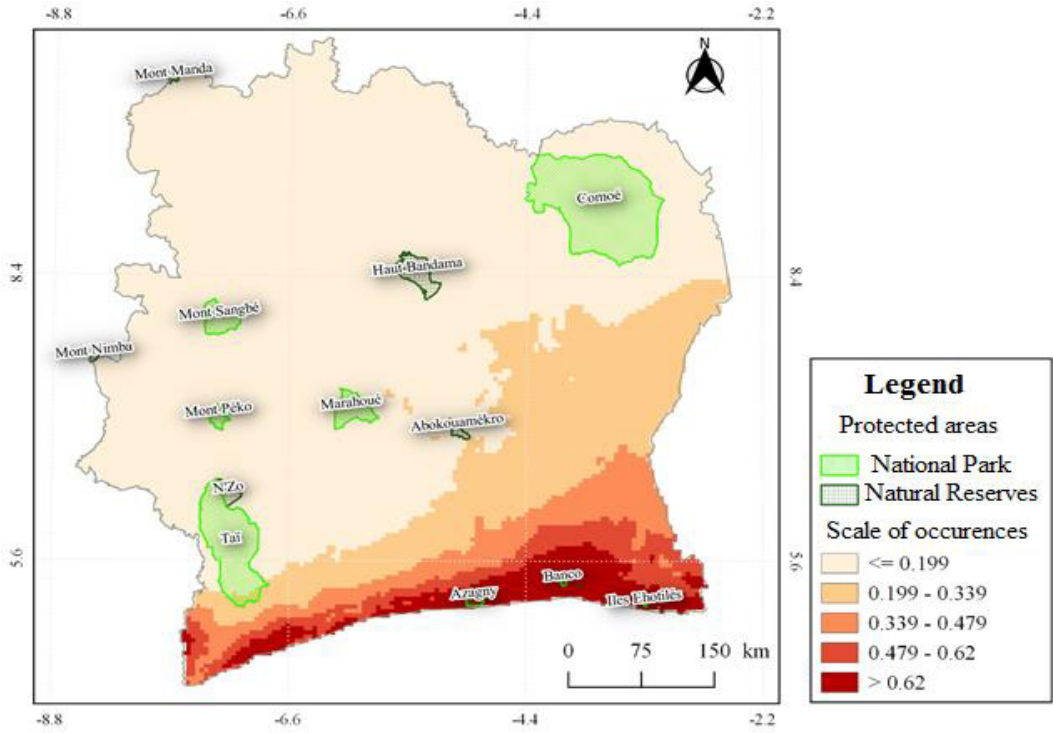


Figure 9 : Current spatial distribution of *Lantana camara* in Côte d'Ivoire.

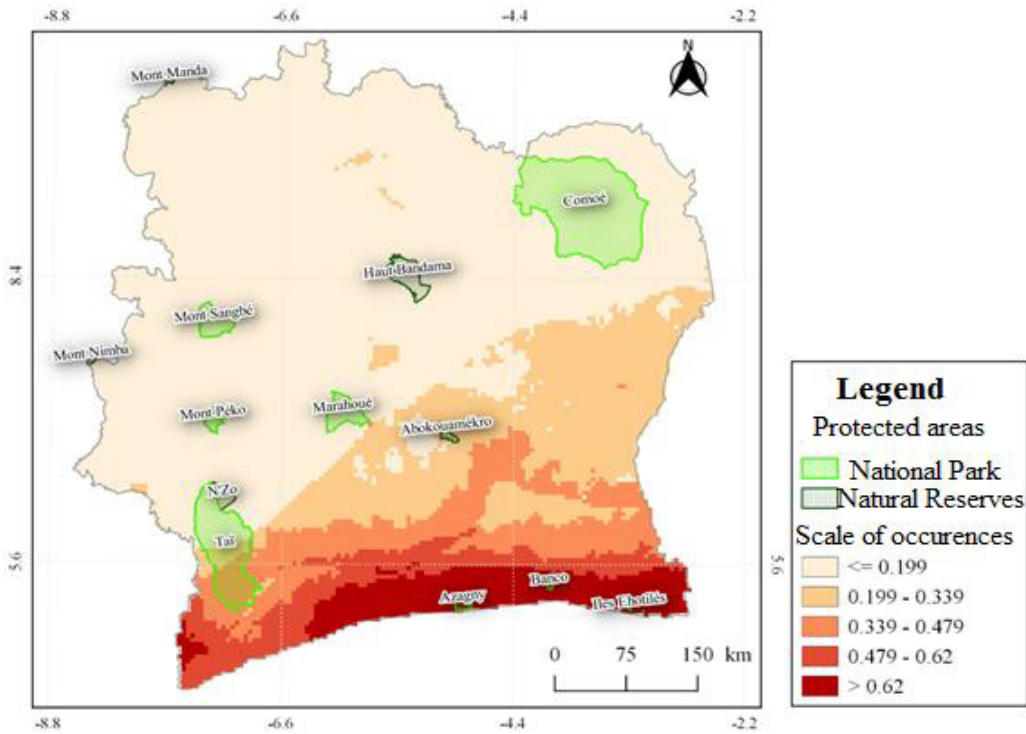


Figure 10: Future potential spatial distribution of *Lantana camara* in Côte d'Ivoire.

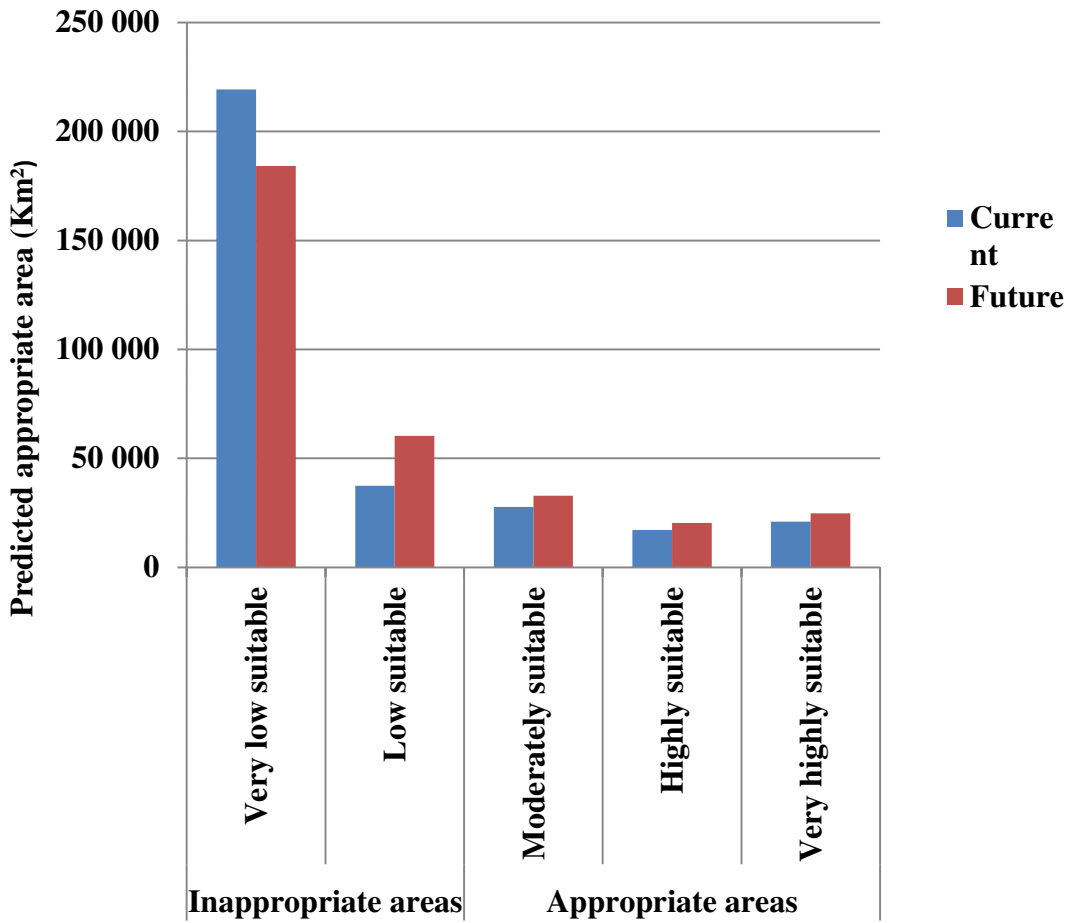


Figure 11: Suitable areas of *Lantana camara* under present and future climate conditions, as predicted by Maxent based on RCP 8.5 climate model.

Table 3: Variation in the area of potential *Lantana camara* habitats in Côte d'Ivoire.

Periods	Appropriate areas			Inappropriate areas		
	Areas (Km²)	Percentage coverage	Change rate (%)	Areas (Km²)	Percentage coverage	Change rate (%)
Current	65 782,40	20		256 680,70	80	
Future (By 2050)	78 036,05	24	+18,6	244 426,95	76	- 4,8

Sign (-) indicates favorable habitat loss and (+) for a gain.

DISCUSSION

Quality of the model and bioclimatic variables

Species distribution models are widely used to determine their habitats on large spatial scales and to produce useful maps to identify priority areas for conservation efforts (Schwartz, 2012). According to Guisan and Thuiller (2005), models are simplified representations of reality, constructed from a limited number of parameters of the real system, deemed relevant to answer a given problem. Indeed, Lahoz-Monfort et al. (2010) point out that one of the models which has proved to be effective in fulfilling all the relevant characteristics is the Maxent model, used more and more by many authors for studies of current and future geographic distribution of invasive species. Other authors have also shown that the maximum entropy model generates significant results in the distribution of species in Côte d'Ivoire (Gnagbo et al., 2015; Asseh et al., 2019; Akaffou et al., 2020). The small size of our sampling guided the choice of this study towards the MaxEnt model because Phillips et al. (2006) demonstrated that this model works with small samples. The best AUC values recorded in this study are similar to those obtained by the works of Saurabh et al. (2019) and Akaffou et al. (2020) in India and in Côte d'Ivoire, indicating excellent predictive quality of the models generated by MaxEnt.

Furthermore, many authors such as Saliou et al. (2014) recommend the use of bioclimatic variables in the execution of models to assess the potential distribution of an invasive species in each territory. Indeed, Djotan et al. (2018) particularly mentioned rainfall and temperature as two bioclimatic variables which play an important role in the geographic distribution of invasive species. According to Guisan and Zimmermann (2000), temperature and precipitation are direct parameters that most affect the distribution of species when the modeling concerns a large area. These observations are in agreement with the results of the present study which demonstrated that temperature and precipitation are the two determining factors in the modeling of the distribution of *L. camara*

at the scale of Côte d'Ivoire. Our results also join the work of Mungi et al. (2018) who demonstrated that temperature and precipitation represent bioclimatic variables which mainly contribute to the execution of models highlighting the spatial distribution of *L. camara*. Day et al. (2003) and CABI (2020) also noted that climatic descriptors linked to rainfall and temperature play an efficient role in defining the geographic area of *L. camara*.

Ecological niche and distribution of *Lantana camara*

The results of this study are similar to the work of Day et al. (2003) carried out in Australia which showed that *L. camara* is a species which prefers low temperatures and heavy rainfall. Currently in Côte d'Ivoire, this species is likely to colonize about 20% of the territory. This zone is defined by a subequatorial climate, characterized by temperatures with low amplitudes, high humidity and abundant precipitation (Avenard et al., 1971; Missa et al., 2015). Indeed, these climatic conditions associated with the penetration of light are at the origin of the proliferation of *L. camara* in many plantations on the Ivorian coast. McGranahan et al. (2007) pointed out that the coastline in general is one of the areas most exposed to biological invasions in the world. According to these authors, the large number of activities carried out on the coast (urbanization, movement of people and goods, etc.) is accompanied by a large influx of propagules of exotic species, introduced accidentally or for purposes ornamental, food, etc.

This study predicts an increase in temperatures and a decrease in precipitation in the 2050s. This result is consistent with that of Riahi et al. (2007) which indicates that the climate of the future will be marked by an endless increase in greenhouse gases, thus contributing more to global warming. The results of this study show that *L. camara* will adapt to this climate change to conquer new territories in Côte d'Ivoire. This statement corroborates the results of Zhang et al. (2014) who report that high temperatures resulting from climate change facilitate the invasion of *L. camara* in new areas. These observations are

also consistent with the predictions of McClean et al. (2005) which stipulate that the favorable areas of invasive species are constantly changing due to climate change. Furthermore, the observations of this study have shown that *L. camara* constitutes a current and future threat to the National Parks and Natural Reserves of Côte d'Ivoire. The same observations were made by IUCN / PACO (2013) in a study in the Bomfobiri Wildlife Sanctuary and Kakum National Park in Ghana. According to this institution, *L. camara* poses a real threat to the biological diversity of these protected areas.

This study shows that a significant rate of positive change by 2050 in the area probably favors the invasion of this species. According to Toyi et al. (2013), the rate of change in the range of species makes it possible to assess the changes made over time in a defined period. The south of Côte d'Ivoire, identified as an area vulnerable to the invasion of *L. camara*, has recorded a gain in habitats with a high probability of the presence of this species in a forecast of 50 years to come. The explanation given by Qin et al. (2015) is that the physiological tolerance to temperature and precipitation of this species increases the availability of habitats favorable to its proliferation. In addition, the not insignificant increase in the rate of change in the favorable zone is not explained solely for climatic reasons, but could be due to the coastline where most of the country's international trade takes place through the Atlantic Ocean.

Conclusion

This study made it possible to identify the areas of potential *Lantana camara* invasion in Côte d'Ivoire, predicted from bioclimatic variables. The results of the modeling indicate that currently 20% of the national territory is favorable to the proliferation of *Lantana camara* which prefers environments of low temperatures and heavy precipitation. Notwithstanding the decrease in precipitation predicted by the models by 2050, *L. camara* could extend its range to cover 24% of the national territory, an increase in the rate of change of +18.6. Protected areas such as the Azagny, Banco National Parks and the Ehotilé

Islands Nature Reserve show current and future distributions with high probability of the species being present. This study constitutes a scientific database that can be used to develop a management strategy for invasive plants in general and for *L. camara*.

COMPETING INTERESTS

The authors declare that they have no competing interests regarding the publication of this paper.

AUTHORS' CONTRIBUTIONS

The various authors of this article have participated in various ways in its conception. FPJP, the lead author, contributed to data collection, analyses, and manuscript writing. OM contributed to the analyses, writing and reading of the paper. NEJA contributed to the development of the maps and surface estimates. MST contributed to the validation of the study protocol, and then proceeded to the reading, improvement and validation of the manuscript.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study received financial support of the African Center of Excellence on Climate Change, Biodiversity and Sustainable Agriculture (CEA-CCBAD) attributed to Mr. Pagny Franck Placide Junior. The authors wish to acknowledge the International Foundation for Science (IFS) through the Carolina Mac Gillavry Award attribute to Dr Marie-Solange TIÉBRÉ (Individual Grant Number J / 5728-1) and the National Center for Agronomic Research of Côte d'Ivoire (CNRA) and the manager of the Marc Delorme station for having authorized the collection of occurrence points.

REFERENCES

- Akaffou SVE, Abrou NEJ, Tiébré MS. 2020. Current and future distribution of *Chromolaena odorata* (L.) RM. King & H. Roxb (Compositae) and *Hopea odorata* Roxb (Dipterocarpaceae) in the Banco national park. *IOSR Journal of Pharmacy and Biological Sciences (IOSR-JPBS)*, **15**(2): 06-14. DOI : 10.9790/3008-1502030614

- Asseh EE, Ake-Assi E, Koffi KJ. 2019. Diversité biologique et influence des changements climatiques sur la distribution géographique de quelques espèces d'Acanthaceae en Côte d'Ivoire. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **13**(2): 676-692. DOI: <https://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v13i2.9>
- Avenard JM, Eldin M, Girard G, Sircoulon J, Touchebeuf P, Guillaumet JL, Adjanohoum E, Perraud A. 1971. Le milieu naturel de la Cote d'Ivoire. Mémoire ORSTOM n°50, Paris France, 392 p.
- Baars JR, Heystek F. 2003. Geographical range and impact of five biocontrol agents established on *Lantana camara* in South Africa. *BioControl*, **48**(6): 743-759.
- Bargain A, Fabri M-C. 2016. Guide méthodologique de modélisation prédictive d'habitats profonds en Méditerranée. Rapport Convention Cadre Agence de l'Eau RM&C / Ifremer, Provence Azur Corse, 128p.
- Born W, Rauschmayer F, Bräuer I. 2005. Economic evaluation of biological invasions—a survey. *Ecological Economics*, **55**(3): 321-336.
- CABI. 2020. Invasive Species Compendium. CAB International: Wallingford. <https://www.cabi.org/isc/datasheet/29771>
- Day M, Wiley CJ, Playford J, Zalucki MP. 2003. Lantana: Current Management Status and Future Prospects. Australian Centre for International Agricultural Research Canberra, ACIAR Monograph: Australia.
- Diarrassouba A, Gnagbo A, Célestin Kouakou Y, Campbell G, Tiedoué MR, Tondossama A, Kühl HS, Koné I. 2019. Differential response of seven duiker species to human activities in Taï National Park, Côte d'Ivoire. *African Journal of Ecology*, **58**(1): 58-68.
- Djotan AKG, Aoudji AKN, Gbaguidi GCR, Akouehou IG, Ganglo JC. 2018. Vulnérabilité des aires protégées du Bénin à l'invasion de *Ageratum conyzoides* L. (Asteraceae) en rapport avec les changements climatiques. *European Scientific Journal*, **33**(14): 3313-330. DOI: [10.19044/esj.2018.v14n33p313](https://doi.org/10.19044/esj.2018.v14n33p313)
- Fandohan AB, Koko IKED, Avocevou-Ayisso C, Gouwakinnou GN, Savi MK, Assogbadjo AE, Kakai RG. 2015. *Lantana camara* (Verbenaceae): a potential threat to the effectiveness of protected areas to conserve flora and fauna in Benin. *Agronomie Africaine*, **27**(2): 115-126.
- Fukushima A. 2013. DiffCorr: an R package to analyze and visualize differential correlations in biological networks. *Gene*, **518**(1): 209-214.
- Gbesso FHG, Tenté BHA., Gouwakinnou NG, Sinsin BA.. 2013. Influence des changements climatiques sur la distribution géographique de *Chrysophyllum albidum* G. Don (Sapotaceae) au Bénin. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, **7**(5): 2007-2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v7i5.18>
- GISIN. 2011. Réseau mondial d'information sur les espèces envahissantes. Disponible: http://www.niiss.org/cwis438/Websites/GISINDirectory/SpeciesStatus_TopInvasives.php?WebSiteID=4. Du 02 févr. 2012.
- Gnagbo A, Kpangui KB, Yao CA. 2015. Distribution des épiphytes de Côte d'Ivoire: effets des zones phytogéographiques et des variations pluviométriques. *Afrique Science: Revue Internationale des Sciences et Technologie*, **11**(1): 175-186.
- Gooden B, French K, Turner PJ, Downey PO. 2009. Impact threshold for an alien plant invader, *Lantana camara* L., on native plant communities. *Biological Conservation*, **142**(11): 2631-2641.
- Guillaumet JL, Adjanohoun É. 1971. La végétation de la Côte d'Ivoire. In *Le milieu naturel de la Côte d'Ivoire*, Avenard JM, Eldin E, Girard G, Sircoulon J, Touchebeuf P, Guillaumet JL, Adjanohoun É, Perraud A (eds). ORSTOM: Paris; 157-266.
- Guisan A, Zimmermann NE. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology.

- Ecological Modelling*, **135**(2-3): 147-186.
- Guisan A, Thuiller W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, **8**(9): 993-1009. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>
- Hellmann JJ, Byers JE, Bierwagen BG, Duker JS. 2008. Five potential consequences of climate change for invasive species. *Conservation Biology*, **22**(3): 534-543. DOI: [10.1111/j.1523-1739.2008.00951.x](https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00951.x)
- Hernandez PA, Graham CH, Master LL, Albert D.L. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, **29**: 773-785. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2006.04700.x>
- Hulme PE, Bacher S, Kenis M, Klotz S, Kühn I, Minchin D, Nentwig W, Olenin S, Panov V, Pergl J, Pyšek P, Roques A, Sol D, Solarz W, Vila M. 2008. Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy. *Journal of Applied Ecology*, **45**: 403-414. DOI: [10.1111/j.1365-2664.2007.01442.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01442.x)
- Imorou IT. 2020. Spatial distribution and ecological niche modelling of *Triplochiton scleroxylon* K. Schum., in the Guineo-Congolese region of Benin (West Africa). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **14**(1): 32-44. DOI: <https://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v14i1.4>
- IPCC. 2013. Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Intergovernmental Panel on Climate Change: New York.
- Kariyawasam CS, Kumar L, Ratnayake SS. 2019. Invasive Plant Species Establishment and Range Dynamics in Sri Lanka under Climate Change. *Entropy*, **21**(6): 571. DOI : [10.3390/e21060571](https://doi.org/10.3390/e21060571)
- Kassi N, Aké-Assi E, Tiebre MS. 2010. Biodiversité végétale et vitesse de la régénération de la forêt classée de Sanaimbo (Côte d'Ivoire). *Sciences & Nature*, **7**(2): 195-206.
- Kassin KE, Doffangui K, Kouamé B, Yoro G, Assa A. 2008. Variabilité pluviométrique et perspectives pour la replantation cacaoyère dans le Centre Ouest de la Côte d'Ivoire. *Journal of Applied Biosciences*, **12**: 633-641.
- Lahoz-Monfort JJ, Guillera-Arroita G, Milner-Gulland EJ, Young RP, Nicholson E. 2010. Satellite imagery as a single source of predictor variables for habitat suitability modelling: how Landsat can inform the conservation of a critically endangered lemur. *Journal of Applied Ecology*, **47**(5): 1094-1102. DOI: [10.1111/j.1365-2664.2010.01854.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01854.x)
- Liu CR, Berry PM, Dawson TP, Pearson RG. 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography*, **28**: 385-393. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2005.03957.x>
- Mandal G, Joshi SP. 2014. The role of habitat types and soil physicochemical properties in the spread of a non nativea shrub *Lantana camara* in the Doon valley, Western Himalaya, India. *Journal of Environmental Geography*, **7**(3-4): 31-42. DOI : [10.2478/jengeo-2014-0010](https://doi.org/10.2478/jengeo-2014-0010)
- Maroun L. 2017. Étude de la perception des mauvaises herbes et des espèces végétales exotiques par la population des milieux agricoles en Côte d'Ivoire, l'exemple de *Chromolaena odorata*, Master, Université de Liège, Liège, 61p.
- McClellan CJ, Lovett JC, Küper W, Hannah L, Sommer JH, Barthlott W, Termansen M, Smith GF, Tokumine S, Taplin JRD. 2005. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, **92**(2): 139-152.
- McGranahan G, Balk D, Anderson B. 2007. The rising tide: assessing the risks of climate change and human settlements in low elevation coastal zones. *Environment & Urbanization*, **19**: 17-37.
- Meinshausen M, Smith SJ, Calvin K, Daniel JS, Kainuma MLT, Lamarque J.F,

- Matsumoto K, Montzka SA, Raper SCB, Riahi K, Thomson A, Velders GJM, van Vuuren DPP. 2011. The RCP greenhouse gas concentrations and their extensions from 1765 to 2300. *Climatic change*, **109**(1-2): 213-241. DOI: 10.1007/s10584-011-0156-z
- Missa K, Ouattara D, Koné M, Bakayoko A. 2015. Etude floristique et diversité de la forêt des Marais Tanoé-Ehy (Sud-Est de la Côte d'Ivoire). *Journal of Animal & Plant Sciences*, **25**(3): 3917-3938.
- Mungi NA, Coops NC, Ramesh K, Rawat GS. 2018. How global climate change and regional disturbance can expand the invasion risk? Case study of *Lantana camara* invasion in the Himalaya. *Biological Invasions*, **20**(7): 1849-1863. 1666-7.
- Neuba DF, Malan DF, Koné M, Kouadio YL. 2014. Inventaire préliminaire des plantes envahissantes de la Côte d'Ivoire. *Journal of Animal and Plant Sciences (JAPS)*, **22**(2): 3439-3445.
- N'guessan AE, Akpa YL, Yao N'GO, Kassi JN'D. 2019. Cartographie de la dynamique du couvert végétal de la forêt Classée d'Agbo I Côte d'Ivoire. *Agronomie Africaine*, **31**(1): 88-99.
- Padalia H, Srivastava V, Kushwaha SPS. 2014. Modeling potential invasion range of alien invasive species, *Hyptis suaveolens* (L.) Poit. in India: Comparison of MaxEnt and GARP. *Ecological Informatics*, **22**: 36-43. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoinf.2014.04.002>
- Paini DR, Sheppard AW, Cook DC, De Barro PJ, Worner SP, Thomas MB. 2016. Global threat to agriculture from invasive species. *P. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, **113**(27): 7575-7579.
- Perrings C, Dalmazzone S, Williamson MH. 2000. *The Economics of Biological Invasions*. Edward Elgar Publishing: Cheltenham
- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, **190**(3-4): 231-259. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026
- Priyanka N, Joshi PK. 2013. A review of *Lantana camara* studies in India. *International Journal of Scientific and Research Publications*, **3**(10): 1-11.
- Qin Z, Zhang JE, DiTommaso A, Wang RL, Wu RS. 2015. Predicting invasions of *Wedelia trilobata* (L.) Hitchc. with Maxent and GARP models. *Journal of Plant Research*, **128**(5): 763-775. DOI: 10.1007/s10265-015-0738-3
- Qin Z, Zhang JE, DiTommaso A, Wang RL, Liang KM. 2016. Predicting the potential distribution of *Lantana camara* L. under RCP scenarios using ISI-MIP models. *Climatic Change*, **134**(1-2): 193-208. DOI: 10.1007/s10584-015-1500-5
- RGPH. 2014. Recensement Général de la Population et de l'Habitat. Institut National De Statistiques: 49p.
- Riahi K, Grübler A, Nakicenovic N. 2007. Scenarios of long-term socio-economic and environmental development under climate stabilization. *Technological Forecasting and Social Change*, **74**(7): 887-935. DOI: 10.1016/j.techfore.2006.05.026
- Saliou ARA, Oumorou M, Sinsin AB. 2014. Variabilités bioclimatiques et distribution spatiale des herbacées fourragères dans le Moyen-Bénin (Afrique de l'Ouest). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **8**(6): 2696-2708. DOI: <http://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v8i6.29>
- Sangare A, Koffi E, Akamou F, Fall CA. 2009. État des ressources phytogénétiques pour l'alimentation et l'agriculture: Second rapport national. Rapport national sur l'état des ressources phytogénétiques pour l'alimentation et l'agriculture, 64p.
- Saurabh P, Neelam R, Govind S, Durgesh P. 2019. Predicting potential invasion of *Lantana camara* using species distribution modelling in the part of Central Himalaya: Case study of Garhwal Division of Uttarakhand. <https://www.researchgate.net/publication/336603516>
- Schwartz MW. 2012. Using niche models with climate projections to inform conservation management decisions.

- Biological Conservation*, **155**: 149-156. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.011>
- Sharma GP, Raghubanshi AS, Singh JS. 2005. *Lantana* invasion: an overview. *Weed Biology and Management*, **5**(4): 157-165.
- Sharma GP, Raghubanshi AS. 2010. How *Lantana* invades dry deciduous forest: a case study from Vindhyan highlands, India. *Tropical Ecology*, **51**(2): 305-316.
- Shrestha UB, Sharma KP, Devkota A, Siwakoti M, Shrestha BB. 2018. Potential impact of climate change on the distribution of six invasive alien plants in Nepal. *Ecological Indicators*, **95**: 99-107. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.07.009>
- Smith RG, Maxwell BD, Menalled FD, Rew LJ. 2006. Lessons from agriculture may improve the management of invasive plants in wildland systems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **4**(8): 428-434.
- Taylor S, Kumar L, Reid N, Lewis CR. 2012. Optimal band selection from hyperspectral data for *Lantana camara* discrimination. *International journal of remote sensing*, **33**(17): 5418-5437. DOI: 10.1080/01431161.2012.661093
- Taylor S, Kumar L. 2013. Potential distribution of an invasive species under climate change scenarios using CLIMEX and soil drainage: a case study of *Lantana camara* L. in Queensland, Australia. *Journal of Environmental Management*, **114**: 414-422. DOI <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.10.039>
- Taylor S, Kumar L. 2014. Climate Change and Weed Impacts on Small Island Ecosystems: *Lantana camara* L. (Magnoliopsida : Verbenaceae) Distribution in Fiji1. *Pacific Science*, **68**(1): 117-133. DOI: <http://dx.doi.org/10.2984/68.1.11>
- Tiébré MS, Pagny FPJ, Kouadio YJC, Gouli Gnanazan ZR. 2018. Etude de la perception de *Lantana camara* L. (Verbenaceae), une espèce végétale exotique envahissante, par les populations riveraines des cocoteraies du Sud-Est de la Côte d'Ivoire. *REB - PASRES*, **3**(3): 68-77.
- Toyi MS, Barima YSS, Mama A, André M, Bastin JF, De Cannière C, Sinsin B, Bogaert J. 2013. Tree plantation will not compensate natural woody vegetation cover loss in the Atlantic Department of Southern Benin. *Tropicult.*, **31**: 62-70.
- Traoré K, Péné CB. 2016. Étude phytoécologique des adventices dans les agroécosystèmes élaicoles de la Mé et de Dabou, en basse Côte d'Ivoire. *Journal of Applied Biosciences*, **104**(1): 10005-100018.
- UICN. 2000. Lignes directrices de l'UICN pour la prévention de la perte de la diversité biologique causée par les espèces exotiques envahissantes. UICN: Commission de sauvegarde des espèces.
- UICN/PACO. 2013. Plantes invasives affectant les aires protégées d'Afrique de l'Ouest : gestion pour la réduction des risques pour la biodiversité. UICN/PACO: Ouagadougou.
- Vanderhoeven S, Branquart E, Grégoire JC, Mahy G. 2007. Les invasions biologiques. *Forêt. Nature*, **89**: 24-43.
- Yi YJ, Zhou Y, Cai YP, Yang W, Li ZW, Zhao X. 2018. The influence of climate change on an endangered riparian plant species: the root of riparian Homonoia. *Ecol. Indic.*, **92**: 40-50. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.05.004>
- Zhang Q, Zhang Y, Peng S, Zobel K. 2014. Climate warming may facilitate invasion of the exotic shrub *Lantana camara*. *PloS one*, **9**(9): e105500. DOI: 10.1371/journal.pone.0105500

SECTION X

ARTICLE 6 : CHARATERIZATION OF THE FLORA AND THE VEGETATION OF RUDERAL AREAS OF AZAGNY NATIONAL PARK (SOUTH OF CÔTE D'IVOIRE)

Gouli Gnanazan Zinsi Roseline ¹, Akaffou Sopia Elvire Vanessa ², Mévanly Ouattara ², Tiébré Marie-Solange ^{1 & 2}

¹ Laboratory of Natural Environments and Biodiversity Conservation, UFR Biosciences, University Félix Houphouët-Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire

² Laboratory of Systematics, Herbarium and Botanical Museum, University Félix HouphouëtBoigny, Abidjan, Côte d'Ivoire

On going

CARACTERISATION DE LA FLORE ET DE LA VEGETATION DES ZONES RUDERALES DU PARC NATIONAL D'AZAGNY (SUD DE LA CÔTE D'IVOIRE)

**Gouli Gnanazan Zinsi Roseline¹,
Akaffou Sopie Elvire Vanessa²,
Mévanly Ouattara²,
Tiébré Marie-Solange^{1 & 2}**

RESUME

Les zones rudérales constituent des points de départ pour la prolifération des espèces exotiques envahissantes. L'objectif de cette étude est de contribuer à une meilleure connaissance de la flore et de la végétation des zones rudérales du Parc national d'Azagny. Il s'agit d'identifier les espèces végétales des milieux rudéraux, les espèces exotiques invasives et de caractériser les groupements végétaux et les espèces caractéristiques de ces milieux. Quatre-vingt-douze (92) relevés phytosociologiques de 50 m² (10 m x 5 m) ont été installés aux abords des chemins, des pistes et à la périphérie du parc. Toutes les espèces végétales présentes ont été relevées et affectées d'un coefficient d'abondance-dominance. Les résultats ont montré que 165 espèces végétales réparties en 134 genres et 65 familles colonisent ces milieux. Dix-huit espèces exotiques envahissantes dont une espèce avérée invasive ont été identifiées. Deux groupements végétaux ont été déterminés, dont un est colonisé par les plantes invasives comme *Chromolaena odorata*. Cette étude constitue une base préliminaire de la connaissance des groupements végétaux des zones rudérales du Parc national d'Azagny. Ces milieux méritent plus d'attention dans la stratégie de conservation des aires protégées en Côte d'Ivoire.

Mots clés : Espèces exotiques envahissantes, Côte d'Ivoire, Groupements végétaux, Parc national d'Azagny, Zones rudérales.

¹ Laboratoire des Systématiques, Herbiers et Musée botanique, UFR Biosciences, Université Félix Houphouët-Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire

² Laboratoire des Milieux naturels et de la Conservation de la biodiversité, UFR Biosciences, Université Félix Houphouët-Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire

CHARACTERIZATION OF THE FLORA AND THE VEGETATION OF RUDERAL AREAS OF AZAGNY NATIONAL PARK (SOUTH OF CÔTE D'IVOIRE)

ABSTRACT

The ruderal zones are starting points for the proliferation of invasive alien species. The objective of this study is to contribute to a better knowledge of the flora and vegetation of the ruderal areas of the Azagny National Park. The aim is to identify plant species in rough environments, invasive alien species and to characterize plant groups and species characteristic of these environments. Ninety-two (92) phytosociological records of 50 m² (10 m x 5 m) have been installed near the paths, tracks and on the outskirts of the park. All plant species present were identified and assigned an abundance-dominance coefficient. The results showed that 165 plant species divided into 134 genera and 65 families colonize these environments. Eighteen invasive alien species, including one species that was found to be invasive, have been identified. Two plant groups have been identified, one of which is colonized by invasive plants such as *Chromolaena odorata*. This study constitutes a preliminary basis for the knowledge of plant groups in the ruderal zones of the Azagny National Park. These environments deserve more attention in the strategy for the conservation of protected areas in Côte d'Ivoire.

Key words : Alien species, Azagny national Park, Côte d'Ivoire, Plant groups, Ruderal areas.

INTRODUCTION

MATERIEL ET METHODES

Site d'étude

L'étude s'est déroulée dans le Parc National d'Azagny (PNA) situé dans le Sud de la Côte d'Ivoire, entre les latitudes Nord 5°09' et 5°16'' et les longitudes Ouest 4°48' et 4°58' (Figure 1). Il s'étend entre les Départements de Grand-Lahou et de Jacqueline. C'est une relique de forêt littorale primaire psammohygrophile de 19400 ha. Le climat est du type subéquatorial (Avenard et al., 1971) caractérisé par quatre saisons : deux saisons sèches qui couvrent les périodes de janvier à février et le mois d'août et deux saisons pluvieuses qui s'étalent du mois de mars à juillet au mois de septembre à décembre. Les précipitations moyennes annuelles enregistrées par la station météorologique SODEXAM pour la période de 2008 à 2018 sont de 1650 mm pour une température moyenne annuelle de 26 °C et une humidité relative moyenne d'environ 85 p.c. (Eldin,

1971; Roth et al., 1979). Le sol du Parc National d'Azagny varie en fonction des secteurs. Au nord, le sol est de type ferralsol fortement désaturé avec un horizon humifère peu épais, sableux grossier et poreux. Au Sud, le sol est de type alluvionnaire et hydromorphe organique. Ce type de sol couvre plus de la moitié du parc. Le sol est sableux et mêlé aux dépôts alluviaux du fleuve Bandama pour donner des sols pseudopodzoliques sans horizon d'humus à proximité de la mer (Perraud, 1971; Roth et al., 1979). Le Parc National d'Azagny appartient aux forêts de Haute Guinée. Les espèces telles que *Piptadeniastrum africanum* (Hook.) Brenan (Fabaceae), *Anopyxis klaineana* (Pierre) Engl. (Rhizophoraceae), *Tieghemella heckelii* Pierre ex A. Chev. (Sapotaceae),... Dans les vieilles jachères, les espèces communes sont entre autres : *Musanga cecropioides* R. Br (Cecropiaceae), *Anthocleista nobilis* G. Don (Loganiaceae), *Ricinodendron heudelotii* (Baill.) Pierre ex Heckel (Euphorbiaceae),... Les forêts marécageuses sont dominées par les espèces telles que *Uapaca paludosa* Aubrév. & Léandri (Euphorbiaceae), *Xylopia rubescens* Oliv. (Annonaceae), *Hallea ledermannii* (K. Krause) Verdc. (Rubiaceae), *Raphia hookeri* Mann & Wendl. (Arecaceae),... Les savanes littorales ou côtières sont dominées par *Borassus aethiopum* Mart. (Arecaceae), *Imperata cylindrica* (Anderss.) C.E. Hubbard (Poaceae), *Echinochloa pyramidalis* (Lam.) Hitchc. & Chase (Poaceae),... Enfin, les mangroves sont dominées par *Rhizophora racemosa* G.F.W. (Rhizophoraceae) et *Avicenia germinans* (L.) L. (Acanthaceae), (Lauginie, 2007).

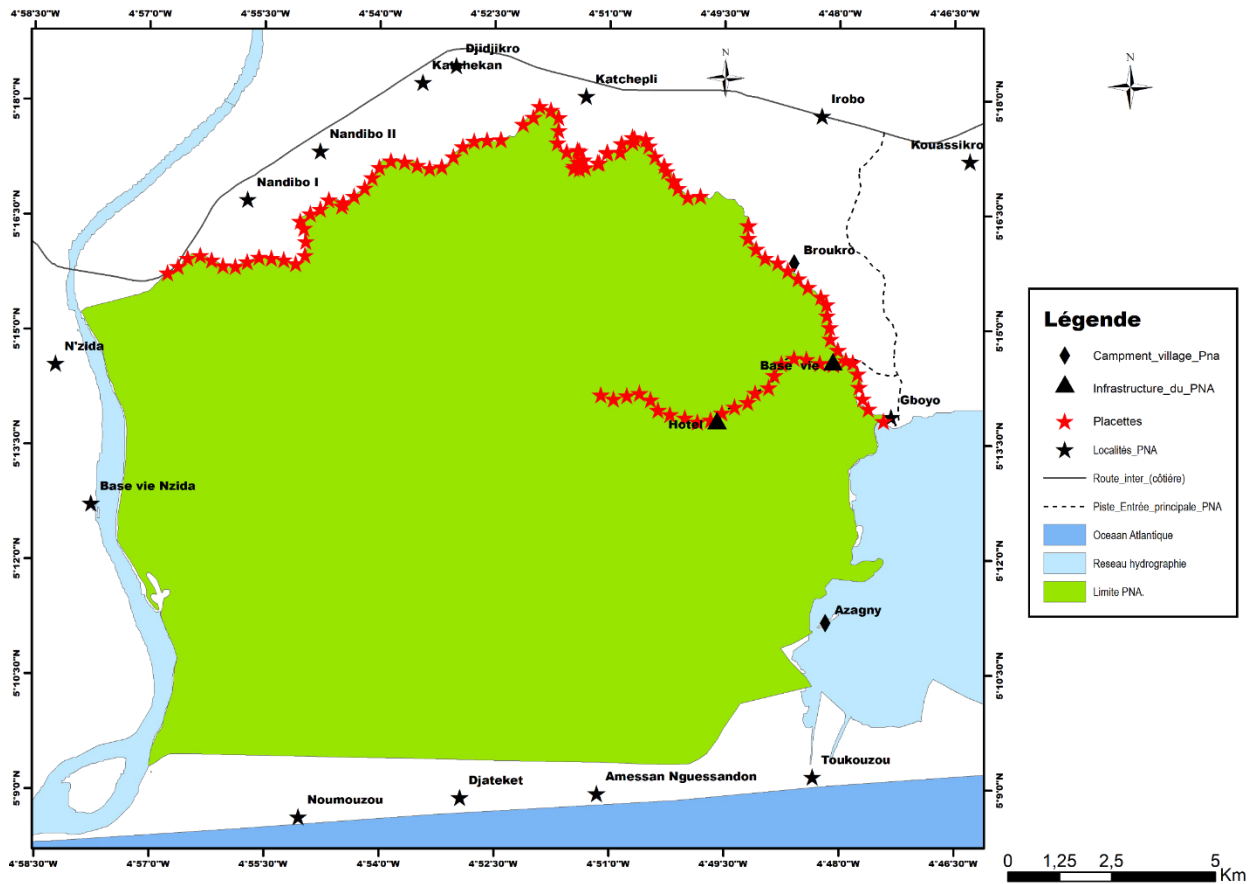


Figure 1: Location des placettes inventoriées dans le Parc National d'Azagny

Collecte des données

À l'issue des travaux de prospection, trois types d'habitats ont été sélectionnés : les bordures de chemin, des pistes et la périphérie du parc. Quarante-deux placettes de 50 m² (10 m x 5 m) ont été disposées soit 17 placettes en bordure des sentiers touristiques, 10 sur les pistes et 65 à la périphérie du parc. A l'intérieur de chaque placette, toutes les espèces végétales ont été identifiées et leurs coefficients d'abondance-dominance estimés suivant l'échelle de Van der Maarel (1979). Le recouvrement des plantes invasives a été estimé en suivant l'échelle de Vahrameev et Nobilliaux (2013). Selon ces auteurs, le niveau d'envahissement est nul lorsqu'aucune plante invasive n'est observée et il est de 5 pour un envahissement supérieur à 75%. Les paramètres environnementaux comme l'altitude et l'éclairement ont également été notés. L'éclairement a été apprécié à partir des travaux de Rameau *et al.* (1989) qui définissent trois types d'éclairement (milieu éclairé, demi-ombre et ombragé). La nomenclature adoptée pour les espèces végétales est celle de APG IV

(2016). Les noms des espèces ont été actualisés grâce aux travaux de Lebrun et Stork (1991-1997). Les espèces végétales invasives ont été identifiées sur la base des listes existantes d'espèces exotiques envahissantes. En effet, des ouvrages et articles sur les plantes invasives ont été consultés et synthétisés (De Foresta, 1995 ; Gautier *et al.*, 1999 ; Chatelain *et al.*, 2001 ; Neuba *et al.*, 2014 ; UICN/PACO, 2013 ; Noba *et al.*, 2017). La base de données mondiale des espèces invasives (www.issg.org/database/welcome), le recueil d'espèces invasives de CABI www.cabi.org/isc/ et la liste des plantes invasives de l'Afrique de l'Ouest (<http://issg.org/pdf/puplications/GISP/Resources/wAfrica-EN.pdf>) ont été également consultés et synthétisés. Ces données ont été complétées par des communications d'experts locaux (Aké-Assi, communications personnelles) et des observations sur le terrain. Cette liste provisoire a servi de support pour l'inventaire des espèces invasives du Parc national du Banco (Akaffou *et al.*, 2019). Ces espèces ont ensuite été classifiées selon la méthode de Dortel et Geslin (2016) et Quere et Geslin (2016). Ces auteurs ont défini trois catégories de plantes invasives. Les invasives avérées (IA) qui sont des plantes non indigènes montrant une dynamique d'extension rapide du fait d'une reproduction sexuée ou d'une multiplication végétative intenses, et formant localement, des populations denses et bien installées; les invasives potentielles (IP) qui sont des espèces non indigènes ne présentant pas actuellement de caractère envahissant avéré dans le territoire considéré mais dont la dynamique à l'intérieur de ce territoire et/ou dans les régions limitrophes ou climatiquement proches, est telle qu'il existe un risque de les voir devenir à plus ou moins long terme des espèces invasives avérées; les plantes à surveiller (AS) qui sont des espèces non indigènes ne présentant actuellement pas (ou plus) de caractère envahissant avéré mais dont la possibilité de développer un caractère envahissant n'est pas totalement écartée, compte tenu notamment du caractère envahissant de cette plante dans d'autres régions du monde.

Analyse des données

La diversité spécifique a été évaluée à l'aide de l'indice de diversité de Shannon (1949). La répartition équitable des individus au sein des espèces a été évaluée à partir de l'indice d'équitabilité de Piélou (1966). Pour comparer les moyennes des indices de diversité, le test non paramétrique de Kruskal-Wallis a été réalisé en raison de l'absence de normalité dans la distribution des données. Des tests de comparaison par paire ont été effectués grâce au test de Dunn à 5 %. Le logiciel XLSTAT version 2016 a été utilisé pour réaliser ces tests. Pour discriminer les

espèces végétales et les facteurs environnementaux responsables de la distribution de ces espèces dans les zones rudérales, les données floristiques et environnementales ont été soumises à l'ordination canonique des correspondances (ACC) avec le logiciel CANOCO (Canonical Community Ordination). Cette méthode a déjà été utilisée par Ouattara *et al.* (2017), a permis de discriminer les groupes écologiques distincts. L'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) couplée à la classification ascendante hiérarchique (CAH), réalisée à l'aide du logiciel R-3.5.1, a permis d'identifier les groupements végétaux issus des groupes écologiques mis en évidence par l'ACC. La méthode IndVal de Dufrêne et Legendre (1997) a permis de déterminer les espèces indicatrices de chaque groupement végétal. La valeur indicatrice (IV) de toutes les espèces a été calculée avec le logiciel IndVal.2.0 (Dufrêne, 2004) et chaque groupement végétal a été nommé par les deux espèces présentant les plus fortes Valeurs Indicatrices (IV).

RESULTATS

Gradients environnementaux et typologie des habitats rudéraux

L'analyse canonique des correspondances (ACC) a permis de discriminer deux groupes écologiques (Figure 2). Les deux premiers axes du plan factoriel expliquent 74,30 % de la variance totale de la relation entre les espèces et les variables environnementales. L'axe 1, fortement corrélé (92 %) à l'éclairement, traduit un gradient de luminosité. Cet axe, fortement corrélé (70 %) au niveau d'envahissement, traduit également un gradient d'invasion. Le groupe (G1), est composé par la quasi-totalité des placettes envahies située à la périphérie du parc. C'est une végétation rudérale à la limite du parc proche des habitations, des plantations d'hévéa et de palmeraie, des milieux humides poussant sur sol riche en nutriments. La végétation est représentée par une strate arbustive et herbacée héliophile inférieure et supérieure. On y rencontre des espèces vivaces comme annelles. Le groupe (G2) renferme en majorité les placettes des bordures de sentier et des pistes. C'est une végétation rudérale des bordures de chemin et des pistes des milieux secs tassés. Cette végétation est représentée majoritairement par une strate arbustive et arborée, mi-ombragée et ombragée. On y rencontre des espèces annuelles et pérennes.

La végétation rudérale du Parc National d'Azagny est une végétation généralement héliophile qui croît aux abords de routes et pistes et à la périphérie du parc. Elle pousse sur des sols tassés par le passage des véhicules pour l'écotourisme, sableux ou parfois riche en nitrate. Le pH du sol est généralement basique, il varie de 5,5 à 8. C'est une végétation majoritairement arbustive avec un

recouvrement compris généralement entre 15 et 80 %. Elle est constituée en majorité de plantes arbustives et herbacées vivaces ou annuelles. Trois types de formations végétales ont été trouvés

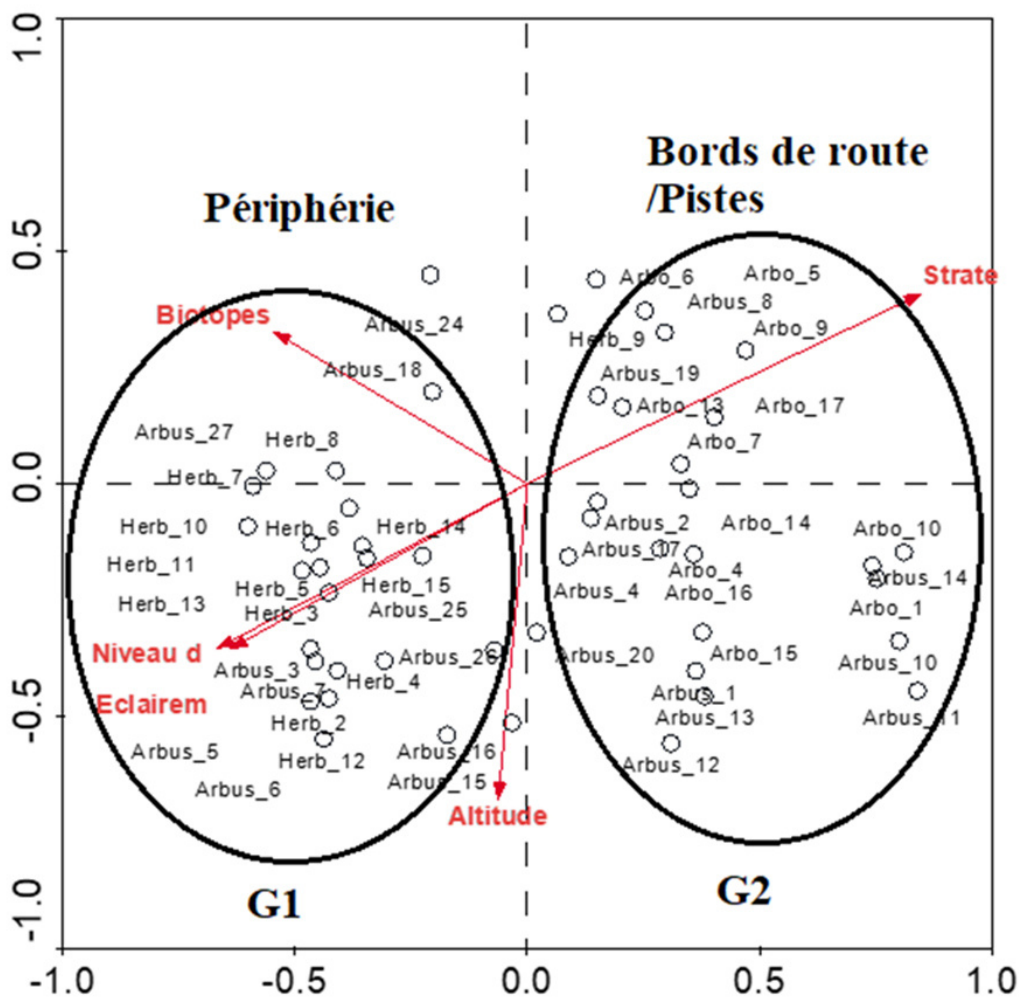


Figure 2 : Ordination des parcelles par l'Analyse Canonique des Correspondances (ACC)

Caractérisation des groupements végétaux

Groupements végétaux du groupe écologique 1 (périphérie du parc)

L'ordination et la classification hiérarchique reprenant tous les relevés de la périphérie du parc a permis de distinguer deux groupements végétaux (figures 3) : Il s'agit du groupement à *Chromolaena odorata* (68,97 %) et *Sida acuta* et du groupement à *Acacia pennata* et *Alchornia cordifolia*. La végétation de la périphérie du parc est une végétation rudérale à la limite du parc proche des habitations, des plantations d'hévéa et de palmeraie, des milieux humides sur sol riche en nutriments. Elle est représentée par une strate arbustive et herbacée inférieure et supérieure. Les herbacées qu'on rencontre sont des nitrophytes : *Amaranthus viridis*, *Amaranthus spinosus*, *Synedrella nodiflora*, *Euphorbia hetephylla*, *Solanum nigrum* et *Pueraria phaseoloides*. La strate arbustive est représentée par *Breynia disticha*, *Chromolaena odorata*, *Lantana camara*, *Ficus exasperata*, *Psidium guajava* et *Solanum rugosum*. Cette végétation comprend également *Hopea odorata* qui est une mégaphanérophyte.

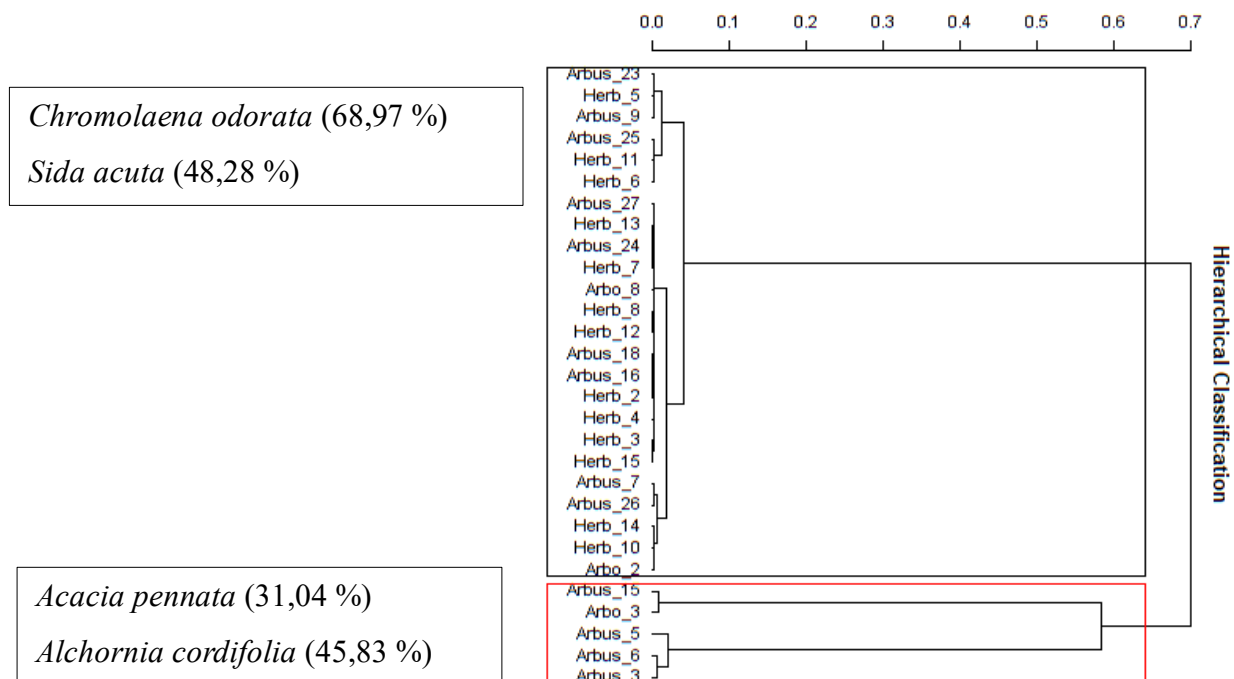


Figure 3 : Dendrogramme de la classification hiérarchique des placettes de la périphérie montrant les groupements végétaux avec quelques espèces caractéristiques

Groupements végétaux du groupe écologique 2 (bordures des sentiers et des pistes)

Dans les sites des bordures des sentiers et des pistes, un groupement végétal a été individualisé (figures 4) : C'est le groupement à *Trichilia monadelpha*, *Baissea zygoides* et *Acacia pennata*. La végétation des bordures de sentiers touristiques est une végétation rudérale piétinée sur des sols secs tassés (damés) et asphyxiants. Elle est représentée majoritairement par une strate arbustive mi-ombragée dont la hauteur moyenne est comprise entre deux et six mètres. Les constituants sont notamment des arbustives et des herbacées annuelles et pérennes. Comme exemple on a : *Ageratum conyzoides* L. (Compositae), *Aneilema beniniense*, *Eleusine indica* (L.) Gaertn (Poaceae), *Eragrostis tenella* ; *Oldenlandia chevalieri*, *Killinga ercta* et *Desmodium triflorum*. La végétation des pistes est une végétation rudérale anthropogène, végétation des friches sur sol sec. Dans cette végétation la strate arbustive avec une hauteur moyenne de 1 à 2 m à maturité est dominante. Les vivaces qu'on rencontre dans cette végétation sont *Thaumatococcus daniellii*, *Setaria chevalieri*, *Mariscus cylindristachyus*, *Pteridium aquilinum*, etc.

Figure 4 : Dendrogramme de la classification hiérarchique des placettes aux abords des sentiers touristiques montrant un groupement végétal avec quelques espèces caractéristiques

Richesse et diversité floristiques des zones rudérales

Cette étude a permis de recenser 165 espèces réparties en 134 genres et 62 familles (Annexe 1). Dix-huit espèces ont été identifiées comme invasives. Une espèce avérée invasive (*Chromolaena odorata*), 16 espèces invasives potentielles et une espèce à surveiller (*Breynia distica*) ont été répertoriées (Tableau 1).

La richesse spécifique varie d'une zone à une autre. Les abords de chemin et la périphérie du parc sont les plus riches en espèces (respectivement $12,25 \pm 3,02$ et $12,33 \pm 3,50$). Les pistes sont moins riches en espèces ($6,2 \pm 1,64$). Le tableau 1 montre une différence significative entre les différents biotopes ($X^2= 11,66$, $P < 0,001$). Les pistes présentent en moyenne $1,72 \pm 0,30$ espèces par placette, les abords de route $2,35 \pm 0,29$ espèces par placette et la périphérie $9,2 \pm 1,7$ espèces par placette.

Les abords de chemin et la périphérie du parc sont plus diversifiés que les pistes. Les valeurs moyennes de l'indice de diversité de Shannon sont respectivement de l'ordre de $H' = 2,35 \pm 0,29$,

$H' = 2,38 \pm 0,31$ et $H' = 1,72 \pm 0,30$. Les différences entre ces moyennes sont significatives ($X^2 = 10,28$; $P < 0,001$). Quant à l'indice d'Équitabilité de Pielou, il n'existe pas de différence significative entre les valeurs moyennes des différents groupes ($P > 0,05$). Les espèces sont équitablement réparties aux abords de chemin, pistes et à la périphérie du parc.

Tableau 1 : Liste et statut des plantes invasives avérés (IA), invasives potentielles (IP) et à surveiller (AS) du Parc National d'Azagny

Espèces	Chorologie	Familles	Type biologique	Classification
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	GC-SZ	Compositae	Th	IP
<i>Alternanthera brasiliana</i> (L.) Kuntze	i	Amaranthaceae	Ch	IP
<i>Bambusa vulgaris</i> Schrad. ex J. C. Wendel.	GC-SZ	Poaceae	Gr	IP
<i>Breynia disticha</i> J. R. & G. Forst	i	Phyllanthaceae	np	AS
<i>Calopogonium mucunoides</i> Desv.	i	Fabaceae	Lmp	IP
<i>Cecropia peltata</i> Linn.	GC	Cecropiaceae	mp	IP
<i>Chromolaena odorata</i> (L.) R. M. King & H. Rob.	i	Asteraceae	Lmp	IA
<i>Croton hirtus</i> L'Hérit.	GC	Euphorbiaceae	np	IP
<i>Dieffenbachia picta</i> Schott	i	Araceae	np	IP
<i>Euphorbia heterophylla</i> Linn.	GC	Euphorbiaceae	Th	IP
<i>Hevea brasiliensis</i> (Kunth) Müll.Arg	i	Euphorbiaceae	mP	IP
<i>Lantana camara</i> Linn.	GC	Verbenaceae	Lmp	IP
<i>Mimosa invisa</i> Mart.	i	Mimosaceae	Lnp	IP
<i>Porophyllum ruderale</i> (Jacq.) Cass.	GC	Compositae	mp	IP
<i>Pueraria phaseoloides</i> (Roxb.) Benth.	i	Fabaceae	Lmp	IP
<i>Solanum erianthum</i> D. Don	GC	Solanaceae	mp	IP
<i>Solanum rugosum</i> Dun.	GC	Solanaceae	mp	IP
<i>Synedrella nodiflora</i> (L.) Gaertn.	i	Compositae	Th	IP

Tableau 2 : Richesse spécifique, indices de Shannon et d'équitabilité des différents biotopes des zones rudérales du Parc National d'Azagny (Moyenne et écart-type).

	Pistes	Bords de route	Périphérie	Statistique du test de Kruskal Wallis
Richesse spécifique	6,2 ± 1,64a	11,25 ± 3,02b	12,33 ± 3,50b	11,66***
Indice de Shannon	1,72 ± 0,30a	2,35 ± 0,29b	2,38 ± 0,31b	10,28***
Indice d'Equitabilité	0,95 ± 0,05a	0,98 ± 0,01a	0,97 ± 0,03a	P > 0,05

Légende : La même lettre en exposant n'indique aucune différence significative entre les espèces. Les comparaisons entre les taxons ont été effectuées en utilisant le test de Kruskal-Wallis suivi du test de Dunn *** P < 0,001.

DISCUSSION

CONCLUSION

Il ressort de cette étude que la flore des zones rudérales du Parc national d'Azagny est très diversifiée, tant au niveau des espèces que de la végétation. L'étude phytosociologique a permis de déceler deux groupements végétaux. Dix-huit espèces invasives ont été localisées principalement aux abords de chemin, des pistes et à la périphérie du parc. L'abondance de ces espèces constitue une menace pour le parc. La stratégie de gestion du parc doit prendre en compte les espèces invasives des zones rudérales pour une gestion durable de sa biodiversité.

REMERCIEMENTS

La présente étude s'inscrit dans le cadre de la gestion durable du Parc National d'Azagny face à une potentielle colonisation des espèces invasives. Elle est née suite au projet de recherche Individual Grant Number I-1-D-6075-1, par le biais du prix Carolina Mac Gillavry de la Fondation Internationale de la Science (IFS) attribué au Docteur GOULI Gnanazan Zinsi Roseline. Le titre du projet était une approche multivariée pour identifier les espèces végétales indicatrices des écosystèmes envahis : Cas de *Chromolaena odorata* (L.) R.M.King & Robinson (Asteraceae) en Côte d'Ivoire.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Akaffou S. E. V., Mévanly O., Gouli Gnanazan Z. R., Tiébré M. S., 2019. Dynamique de Colonisation des Zones Rudérales d'un Massif Forestier Urbain par les Espèces Végétales

Exotiques Envahissantes : Cas du Parc National du Banco (Côte d'Ivoire). *European Scientific Journal*, 15 (21) : 240-267.

Avenard J. M., Eldin M., Girard G., Sircoulon J., Touchebeuf P., Guillaumet J. L., Adjanohoun E. & Perraud A., 1971.- Le milieu naturel de Côte d'Ivoire. *Memoire ORSTOM*, n°50, Paris, France, 392p.

Chatelain, C., Gautier, L., & Spichiger R. (2001). Application du SIG ivoire à la distribution potentielle des espèces en fonction des facteurs écologiques, *Systematics and Geography of Plants* 71 : 313– 326.

Daget P & Poissonet J., 1969. Analyse phyto- logique des prairies. Applications agronomiques. C.N.R.S. - C.E.P.E. Montpellier. Document no 48. 67 p.

De Foresta, H. (1995). Systèmes de culture adventices envahissantes et fertilité du milieu : le cas de *Chromolaena odorata* : In Pichot J., Sibelet N., Lacoevilhe J.J. (eds) *Fertilité du milieu et stratégies paysannes sous les tropiques humides*. CIRAD, Ministère de la Coopération, Montpellier (FRA), Paris 236–244.

Dortel F. & Geslin J., 2016. Liste des plantes vasculaires invasives des Pays de la Loire. Liste 2015. DREAL Pays de la Loire. Brest : Conservatoire botanique national de Brest, 36 p.

Eldin M., 1971.- Le climat. In : Avenard, J. M., Eldin, M., Girard, G., Sircoulon, J., Toucheboeuf, P., Guillaumet, J. L., Adjanohoun, E. et Perraud, A. le milieu naturel de la Côte d'Ivoire. *Mémoire ORSTOM*, Paris (France), 50: 75 - 108.

Gautier, L., Aké Assi, L., Chatelain, C., & Spichiger, R. (1999). *African Plants: Biodiversity Taxonomy and uses*, chapter Ivoire: a geographic information system for biodiversity management in Ivoir Coast, Royal Botanic Garden, 183–194.

Lauginie F., 2007.- Conservation de la nature et des aires protégées en Côte d'Ivoire. *NEI/Hachette et Afr. Nat.*, Abidjan, 668 p.

Neuba, D., F., R., Malan, D., F., Koné, M., & Kouadio Y., L. (2014). Inventaire préliminaire des plantes envahissantes de la Côte d'Ivoire, *Journal of Animal & Plant Sciences* 22(2), 3439-3445.

N'Guessan, A., E., & Kassi N., J. (2018). Analyse De La Diversité Floristique De La Forêt Classée D'agbo I (Côte d'Ivoire). *European Scientific Journal*, 14(9) :346

Noba, K., Bassene, C., Ngom, A., Gueye, M., Camara, A., A., Kane., M., Ndoye, F., Dieng, B., Rmballo, R., Ba, N., Bodian, M., Y., Sane, S., Diop, D., Konta, S., Kane, A., Mbaye, M., S., & Ba, A., T. (2017). *Invasive Plants of West Africa: Concepts, Overviews and Sustainable Management*. *Adv Recycling Waste Manag* 2 121. DOI : 10.4172/2475-7675.1000121.

Perraud A., 1971.- Les sols de la Côte d'Ivoire. In : *Le milieu naturel de la Côte d'Ivoire*. Mémoire ORSTOM, Paris (France), 50: 269-389.

Quere E. & Geslin J., 2016. Liste des plantes vasculaires invasives de Bretagne. DREAL Bretagne, Région Bretagne. Conservatoire botanique national de Brest, 27 p.

Raunkiaer S. 1905. Types biologiques pour la géographie botanique. *Bulletin de l'Academie Royale des Sciences de Danemark*, 5 : 347-437.

Roth H. H., Mühlhenberg M., Röben P. & Steinhauer B., 1979.- Etat actuel des parcs nationaux de la Comoé et de Taï ainsi que de la Réserve d'Azagny et propositions visant à leur conservation et à leur développement aux fins de promotion du tourisme. Tome IV : Réserve d'Azagny. FGU KRONBERG, Kronberg, Allemagne et Abidjan: 164 p et annexes.

UICN/ PACO. (2013). *Plantes invasives affectant les aires protégées de l'Afrique de l'Ouest : gestion pour la réduction des risques pour la biodiversité*. UICN/PACO : Ouagadougou, Burkina-Fasso. 52p.

Annexe 1 : Liste générale des espèces végétales des différents biotopes inventoriés

Espèces	Choro	Familles	Type biologique
<i>Acacia pentagona</i> (Schumachach. & Thonn.) Hook f.	GC	Fabaceae	LmP
<i>Acridocarpus longifolius</i> (G. Don) Hook.f.	GC	Malpighiaceae	Lmp
<i>Acroceras zizanioides</i> (Kunth) Dandy	GC-SZ	Poaceae	np
<i>Adenia lobata</i> (Jacq.) Engl.	GC	Passifloraceae	Lmp
<i>Aframomum danielli</i> (Hook.f.) K. Schum	GC	Zingiberaceae	np
<i>Aganope leucobotrya</i> (Dunn) Polhill	GC	Fabaceae	Lmp
<i>Agelaea pentagyna</i> (Lam.) Baill.	GC	Connaraceae	mp

<i>Ageratum conyzoides</i> L.	GC-SZ	Compositae	Th
<i>Albertisia cordifolia</i> (Mangenot & Miège) Forman	GCi	Mennispermaceae	np
<i>Albizia adianthifolia</i> (Schumach.) W.F. Wright	GC	Fabaceae	mP
<i>Albizia zygia</i> (DC.) J.F. Macbr.	GC-SZ	Fabaceae	mP
<i>Alchornea cordifolia</i> (Schum. & Thonn.) Müll.Arg.	GC-SZ	Euphorbiaceae	Lmp
<i>Alstonia boonei</i> De Wild.	GC	Apocynaceae	MP
<i>Alternanthera brasiliana</i> (L.) Kuntze	i	Amaranthaceae	Ch
<i>Anchomanes difformis</i> (Blume) Engl	GC	Araceae	G
<i>Angylocalyx oligophyllus</i> (Bak.) Bak.	GC	Fabaceae	np
<i>Annona muricata</i> Linn.	GC	Annonaceae	Lmp
<i>Anthocleista djalonensis</i> A. Chev.	GC-SZ	Gentianaceae	mp
<i>Anthoantha crassifolia</i> (Baill.) J. Léonard	GC-SZ	Fabaceae	mp
<i>Anthoantha macrophylla</i> P. Beauv.	GC	Fabaceae	mp
<i>Antiaris toxicaria</i> var. <i>africana</i> (Engl.) C.C. Berg	GC-SZ	Moraceae	MP
<i>Antiaris toxicaria</i> var. <i>welwitschii</i> (Engl.) Corner	GC	Moraceae	mP
<i>Asystasia gangetica</i> (Linn.) T. Anders.	GC-SZ	Acanthaceae	np
<i>Baijsea multiflora</i> A. DC.	GC-SZ	Apocynaceae	LmP
<i>Baijsea zygodoides</i> (K. Schum.) Stapf	GC	Apocynaceae	mp
<i>Bambusa vulgaris</i> Schrad. ex J. C. Wendel.	GC-SZ	Poaceae	G
<i>Baphia capparidifolia</i> Bak.	GC	Fabaceae	Lmp
<i>Baphia nitida</i> Lodd.	GC	Fabaceae	mp
<i>Berlinia confusa</i> Hoyle	GC	Fabaceae	mP
<i>Blighia sapida</i> K. D. Koenig	GC-SZ	Sapindaceae	mP
<i>Blighia welwitschii</i> (Hiern) Radlk.	GC	Sapindaceae	mP
<i>Breynia disticha</i> J. R. & G. Forst	i	Phyllanthaceae	np
<i>Bridelia micrantha</i> (Hochst.) Baill.	GC	Phyllanthaceae	mp
<i>Caloncoba gilgiana</i> (Sprague) Gilg	GC	Achariaceae	mp
<i>Calopogonium mucunoides</i> Desv.	i	Fabaceae	Lmp
<i>Campylospermum flavum</i> (Schumach. & Thonn. ex Stapf) Farron	GC	Ochnaceae	np
<i>Campylospermum glaberrimum</i> (P. Beauv.) Farron	GC	Ochnaceae	np
<i>Carica papaya</i> var. <i>papaya</i> Linn.	i	Caricaceae	mp
<i>Carpolobia lutea</i> G. Don	GC	Polygalaceae	np
<i>Cassia occidentalis</i> Linn.	GC-SZ	Fabaceae	np
<i>Cassia siamea</i> Lam.	i	Fabaceae	mp
<i>Cecropia peltata</i> Linn.	GC	Urticaceae	mp
<i>Ceiba pentandra</i> (Linn.) Gaerth.	GC-SZ	Malvaceae	MP
<i>Centrosema pubescens</i> Benth.	GC	Fabaceae	Lmp
<i>Cercestis afzelii</i> Schott	GC	Araceae	Lmp
<i>Chassalia afzelii</i> (Hiern) K. Schum.	GCW	Rubiaceae	Lmp

<i>Chassalia corallifera</i> (A. Chev. ex De Wild.) Hepper	GCW	Rubiaceae	np
<i>Chromolaena odorata</i> (L.) R. M. King & H. Rob.	i	Compositae	Lmp
<i>Chrysophyllum albidum</i> G. Don	GC-SZ	Sapotaceae	mp
<i>Clerodendrum capitatum</i> (Willd.) Schum. & Thonn. var. <i>capitalum</i>	GC-SZ	Lamiaceae	np
<i>Clerodendrum umbellatum</i> Poir.	GC	Lamiaceae	Lmp
<i>Cnestis ferruginea</i> DC.	GC	Connaraceae	Lmp
<i>Coccinia barteri</i> (Hook.f.) Keay	GC	Cucurbitaceae	Lnp
<i>Coffea canephora</i> A. Froehner	GC	Rubiaceae	mp
<i>Cola caricaefolia</i> (G. Don) K. Schum.	GCW	Malvaceae	mp
<i>Cola cordifolia</i> (Cav.) R.Br.	GC-SZ	Malvaceae	mp
<i>Cola heterophylla</i> (P. Beauv.) Schott & Endl.	GC	Malvaceae	mp
<i>Cola millenii</i> K. Schum.	GC	Malvaceae	mp
<i>Cola nitida</i> (Vent.) Schott & Endl.	GC	Malvaceae	mP
<i>Combretum comosum</i> G. Don	GCW	Combretaceae	Lmp
<i>Copaifera salikounda</i> Heckel	GCW	Caesalpiaceae	mP
<i>Costus afer</i> Ker-Gawl.	i	Zingiberaceae	G
<i>Croton hirtus</i> L'Hérit.	GC	Euphorbiaceae	np
<i>Croton lobatus</i> Linn.	GC-SZ	Euphorbiaceae	Th
<i>Culcasia saxatilis</i> A. Chev.	GC	Araceae	np
<i>Cyclosorus striatus</i> (Schum.) Ching	GC	Thelypteridaceae	rh
<i>Cyperus rotundus</i> L.	GC-SZ	Cyperaceae	G
<i>Cyrtococcum chaetophoron</i> (Roem. & Schult.) Dandy	GC .	Poaceae	H
<i>Cyrtosperma senegalense</i> (Schott) Engl.	GC	Araceae	G
<i>Dalbergia oblongifolia</i> G. Don	GCW	Fabaceae	Lmp
<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC. var. <i>adscendens</i>	GC	Fabaceae	Ch
<i>Dieffenbachia picta</i> Schott	i	Araceae	np
<i>Dioscorea burkilliana</i> Miège	GCW	Dioscoreaceae	G
<i>Dioscorea minutiflora</i> Engl.	GC	Dioscoreaceae	G
<i>Diospyros vignei</i> F. White	GCW	Ebenaceae	np
<i>Discoglyprernna caloneura</i> (Pax) Prain	GC	Euphorbiaceae	mP
<i>Dracaena surculosa</i> Lindl. var. <i>maculata</i> Hook.f.	GC	Agavaceae	np
<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.	GC	Arecaceae	mP
<i>Eleusine indica</i> (Linn.) Gaertn.	GC-SZ	Poaceae	H
<i>Euphorbia heterophylla</i> Linn.	GC	Euphorbiaceae	Th
<i>Euphorbia hirta</i> Linn.	GC-SZ	Euphorbiaceae	Ch
<i>Ficus exasperata</i> Vahl	GC-SZ	Moraceae	mp
<i>Flagellaria guineensis</i> Schumach.	GC	Flagellariaceae	Lmp
<i>Funtumia africana</i> (Benth.) Stapf	GC	Apocynaceae	mP
<i>Funtumia elastica</i> (P. Preuss) Stapf	GC	Apocynaceae	mP

<i>Geophila obvallata</i> (Schumach.) F.Didr.	GC	Rubiaceae	Ch
<i>Griffonia simplicifolia</i> (Vahl ex DC.) Baill .	GC	Caesalpiniaceae	Lmp
<i>Guarea leonensis</i> Hutch. & Dalz.	GCW	Meliaceae	mp
<i>Heterotis rotundifolia</i> (Sm.) Jac.-Fél.	GC	Melastomataceae	Ch
<i>Hevea brasiliensis</i> (Kunth) Müll.Arg	i	Euphorbiaceae	mP
<i>Hippocratea vignei</i> Hoyle	GCW	Hippocrateaceae	LMP
<i>Ipomoea involucrata</i> P. Beauv.	GC-SZ	Convolvulaceae	Th
<i>Ipomoea mauritiana</i> Jacq.	GC-SZ	Convolvulaceae	Lmp
<i>Justicia flava</i> (Forssk.) Vahl	GC	Acanthaceae	np
<i>Kyllinga erecta</i> Schumach. var <i>africana</i> (Kük) S. S. Hooper	GC-SZ	Cyperaceae	G
<i>Lantana camara</i> Linn.	GC	Verbenaceae	Lmp
<i>Lepisanthes senegalensis</i> (Juss. ex Poir.) Leenh.	GC	Sapindaceae	mp
<i>Leptoderris brachyptera</i> (Benth.) Dunn	GC	Fabaceae	Lmp
<i>Leptoderris miegei</i> Aké Assi & Mangenot	GCi	Fabaceae	Lmp
<i>Macaranga barteri</i> Müll. Arg.	GC	Euphorbiaceae	mp
<i>Maesopsis eminii</i> Engl.	GC	Rhamnaceae	mP
<i>Mallotus oppositifolius</i> (Geisel.) Müll. Arg.	GC-SZ	Euphorbiaceae	mp
<i>Manihot esculenta</i> Crantz	i	Euphorbiaceae	mp
<i>Mansonia altissima</i> (A. Chev.) A. Chev var. <i>altissima</i>	GC	Sterculiaceae	mP
<i>Microdesmis keayana</i> J. Léonard	GC	Pandaceae	mp
<i>Milicia regia</i> A. Chev.	GCW	Moraceae	MP
<i>Mimosa invisita</i> Mart.	i	Mimosaceae	Lnp
<i>Morinda morindoides</i> . (Baker) Milne-Redh.	GC	Rubiaceae	Lmp
<i>Morus mesozygia</i> Stapf ex A. Chev.	GC	Moraceae	mp
<i>Musa paradisiaca</i> Linn.	i	Musaceae	G
<i>Musanga cecropioides</i> R. Br.	GC	Cecropiaceae	mP
<i>Mussaenda linderi</i> Hutch. & Dalziel	GCW	Rubiaceae	Lmp
<i>Myrianthus arboreus</i> P. Beauv.	GC	Cecropiaceae	mp
<i>Myrianthus libericus</i> Rendle	GC	Cecropiaceae	mp
<i>Nauclea latifolia</i> Sm.	GC-SZ	Rubiaceae	Lmp (mp)
<i>Nephrolepis biserrata</i> (Sw.) Schott	GC	Davalliaceae	H
<i>Neuropeltis acuminata</i> (P. Beauv.) Benth.	GC	Convolvulaceae	LMP
<i>Ochthocosmus africanus</i> Hook.f	GC	Ixonanthaceae	mP
<i>Palisota hirsuta</i> (Thunb.) Schum. ex Engl.	GC	Commelinaceae	np
<i>Panicum maximum</i> Jacq.	GC	Poaceae (Gramineae)	H
<i>Panicum repens</i> Linn	GC-SZ	Poaceae (Gramineae)	G
<i>Parinari excelsa</i> Sabine	GC	Chrysobalanaceae	MP
<i>Passiflora edulis</i> Sims	i	Passifloraceae	Lmp

<i>Paullinia pinnata</i> L.	GC-SZ	Sapindaceae	Lmp
<i>Pentaclethra macrophylla</i> Benth.	GC	Mimosaceae	mP
<i>Phaulopsis barberi</i> (T. Anders.) Lindau	GC-SZ	Acanthaceae	np
<i>Phyllanthus amarus</i> Schum. & Thonn.	GC	Euphorbiaceae	np
<i>Phyllanthus muellerianus</i> (O. Ktze.) Exell	GC-SZ	Euphorbiaceae	Lmp
<i>Pleiocarpa mutica</i> Benth.	GC	Apocynaceae	mp
<i>Porophyllum ruderales</i> (Jacq.) Cass.	GC	Compositae	mp
<i>Psidium guajava</i> Linn.	i	Myrtaceae	mp
<i>Psychotria micheliana</i> J. G. Adam	GC	Rubiaceae	np
<i>Psychotria peduncularis</i> (Salisb.) Steyererm.	GC	Rubiaceae	np
<i>Pueraria phaseoloides</i> (Roxb.) Benth.	i	Fabaceae	Lmp
<i>Pycnanthus angolensis</i> (Welw.) Warb	GC	Myristicaceae	mP
<i>Rauvolfia vomitoria</i> Afzel.	GC-SZ	Apocynaceae	mp
<i>Rhigiocarya racemifera</i> Miers	GC	Menispermaceae	Lmp
<i>Salacia nitida</i> (Benth.) N. E. Br.	GC	Hippocrateaceae	Lmp
<i>Scleria depressa</i> (C.B. Clarke) Nelmes	GC-SZ	Cyperaceae	G
<i>Secamone afzelii</i> (Schultes) K. Schum.	GC	Asclepiadaceae	Lmp
<i>Setaria chevalieri</i> Stapf	GC	Poaceae	H
<i>Sida acuta</i> Burm.f.	GC	Malvaceae	np
<i>Sida corymbosa</i> R.E. Pries	GC	Malvaceae	np
<i>Smeathmannia pubescens</i> Soland ex R. Br.	GC	Passifloraceae	mp
<i>Solanum erianthum</i> D. Don	GC	Solanaceae	mp
<i>Solanum rugosum</i> Dun.	GC	Solanaceae	mp
<i>Sphenocentrum jollyanum</i> Pierre	GC	Menispermaceae	np
<i>Spondias mombin</i> Linn.	GC-SZ	Anacardiaceae	mp
<i>Sporobolus pyramidalis</i> P. Beauv.	GC-SZ	Poaceae	H
<i>Sterculia tragacantha</i> Lindl.	GC-SZ	Sterculiaceae	mP
<i>Strombosia pustulata</i> Oliv. var. <i>lucida</i> (J. Léonard) Vill	GC	Olacaceae	mP
<i>Strophanthus barberi</i> Franch.	GC	Apocynaceae	Lmp
<i>Strophanthus gratus</i> (Hook.) Franch.	GC	Apocynaceae	Lmp
<i>Strophanthus preussii</i> Engl. & Pax	GC	Apocynaceae	Lmp
<i>Synedrella nodiflora</i> (L.) Gaertn.	i	Compositae	Th
<i>Tabernaemontana crassa</i> Benth.	GC	Apocynaceae	mp
<i>Thaumatococcus daniellii</i> (Benn.) Benth.	GC	Marantaceae	G
<i>Theobroma cacao</i> Linn.	i	Sterculiaceae	mp
<i>Trichilia monadelpha</i> (Thonn.) J.J. De Wilde	GC	Meliaceae	mp
<i>Trichilia ornithothesa</i> J. J. De Wilde	GCW	Meliaceae	mp
<i>Triclisia patens</i> Oliv.	GCW	Menispermaceae	Lmp
<i>Xylopia aethiopica</i> (Dunal) A. Rich.	GC-SZ	Annonaceae	mP

<i>Xylopia quintasii</i> Engl. & Diels	GC	Annonaceae	mP
<i>Zanthoxylum gillettii</i> (De Wild.) P. G. Waterman	GC	Rutaceae	mP
<i>Zanthoxylum viride</i> (A. Chev.) P. G. Waterman	GCW	Rutaceae	mp

SECTION XI

ARTICLE 7 : DYNAMICS OF COLONIZATION OF THE RUDERAL ZONES OF AN URBAN FOREST BY INVASIVE ALIEN PLANT SPECIES: CASE OF THE AZAGNY NATIONAL PARK (CÔTE D'IVOIRE)

Gouli Gnanazan Zinsi Roseline ¹, Akaffou Sopia Elvire Vanessa ², Mévanly Ouattara ², Tiébré Marie-Solange ^{1 & 2}

¹ Laboratory of Systematics, Herbarium and Botanical Museum, UFR Biosciences, Félix Houphouët-Boigny University, Abidjan, Côte d'Ivoire

² Laboratory of Natural Environments and Biodiversity Conservation, UFR Biosciences, Félix Houphouët-Boigny University, Abidjan, Côte d'Ivoire

On going

Dynamique de Colonisation des Zones Rudérales d'un Massif Forestier Urbain par les Espèces Végétales Exotiques Envahissantes : Cas du Parc National d'Azagny (Côte d'Ivoire)

**Gouli Gnanazan Zinsi Roseline¹,
Akaffou Sopie Elvire Vanessa²,
Mévanly Ouattara²,
Tiébré Marie-Solange^{1 & 2}**

¹ Laboratoire des Systématiques, Herbiers et Musée botanique, UFR Biosciences, Université Félix Houphouët-Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire

² Laboratoire des Milieux naturels et de la Conservation de la biodiversité, UFR Biosciences, Université Félix Houphouët-Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire

RESUME

Les zones rudérales constituent des points de départ pour l'envahissement des écosystèmes naturels par les plantes invasives. Dans cette étude, il s'agit d'inventorier toutes les plantes invasives présentes dans le PNA, de mettre en évidence leur agressivité et de mesurer la superficie occupée par ces espèces en 2020. Les données floristiques ont été recueillies d'abord par un inventaire itinérant afin de recenser et identifier toutes les plantes invasives. A l'issue de cet inventaire trois zones de forte présence de plantes invasives ont été sélectionnées : les abords de chemin, les pistes et la périphérie du parc. Par la suite, des relevés phytosociologiques réalisés au sein de 92 parcelles de 50 m² ont été installés. A l'intérieur de chaque parcelle, toutes les espèces invasives ont été recensées, dénombrées et leurs surfaces d'occupation du sol ont été mesurées. Dix-huit espèces invasives ont été dénombrées dont une invasive avérée, 16 potentiellement invasives et une invasive à surveiller. *Chromolaena odorata*, *Calopogonium muconoides* et *Hevea brasiliensis* sont les espèces les plus fréquentes et les plus agressives du parc. La périphérie du parc est la zone la plus envahie. Les plantes invasives occupent 3 ha des zones rudérales du parc donc 0,015 % de la surface totale du parc. Ces résultats permettent d'anticiper et coordonner des actions en vue d'éviter l'envahissement à grande échelle du parc.

Mots-clés : Zones rudérales, Plantes invasives, Superficie d'occupation du sol, Parc National d'Azagny

Dynamics of Colonization of the Ruderal Zones of an Urban Forest by Invasive Alien Plant Species: Case of the Azagny National Park (Côte d'Ivoire)

ABSTRACT

Ruderal zones are starting points for the invasion of natural ecosystems by invasive plants. In this study, the aim is to inventory all the invasive plants present in the ANP, to highlight their aggressiveness and to measure the area occupied by these species in 2020. Floristic data were first collected by a mobile inventory in order to identify and identify all invasive plants. At the end of this inventory three areas of high presence of invasive plants were selected: the road approaches, the tracks and the periphery of the park. Subsequently, phytosociological surveys carried out in 92 plots of 50 m² were installed. Within each plot, all invasive species were identified, counted and their land cover areas were measured. Eighteen invasive species were counted, including one proven invasive, 16 potentially invasive and one invasive to watch. *Chromolaena odorata*, *Calopogonium muconoides* and *Hevea brasiliensis* are the most frequent and aggressive species in the park. The outskirts of the park are the most overgrown area. Invasive plants occupy 3 ha of the harsh areas of the park, i.e. 0.015% of the total area of the park. These results make it possible to anticipate and coordinate actions to avoid large-scale invasion of the park.

Keywords: Ruderals areas, Invasive exotic plant, Land cover area, Banco National Park

1 Laboratory of Systematics, Herbariums and Botanical Museum, UFR Biosciences, Félix Houphouët-Boigny University, Abidjan, Côte d'Ivoire

2 2 Laboratory of Natural Environments and Biodiversity Conservation, UFR Biosciences, Félix Houphouët-Boigny University, Abidjan, Côte d'Ivoire

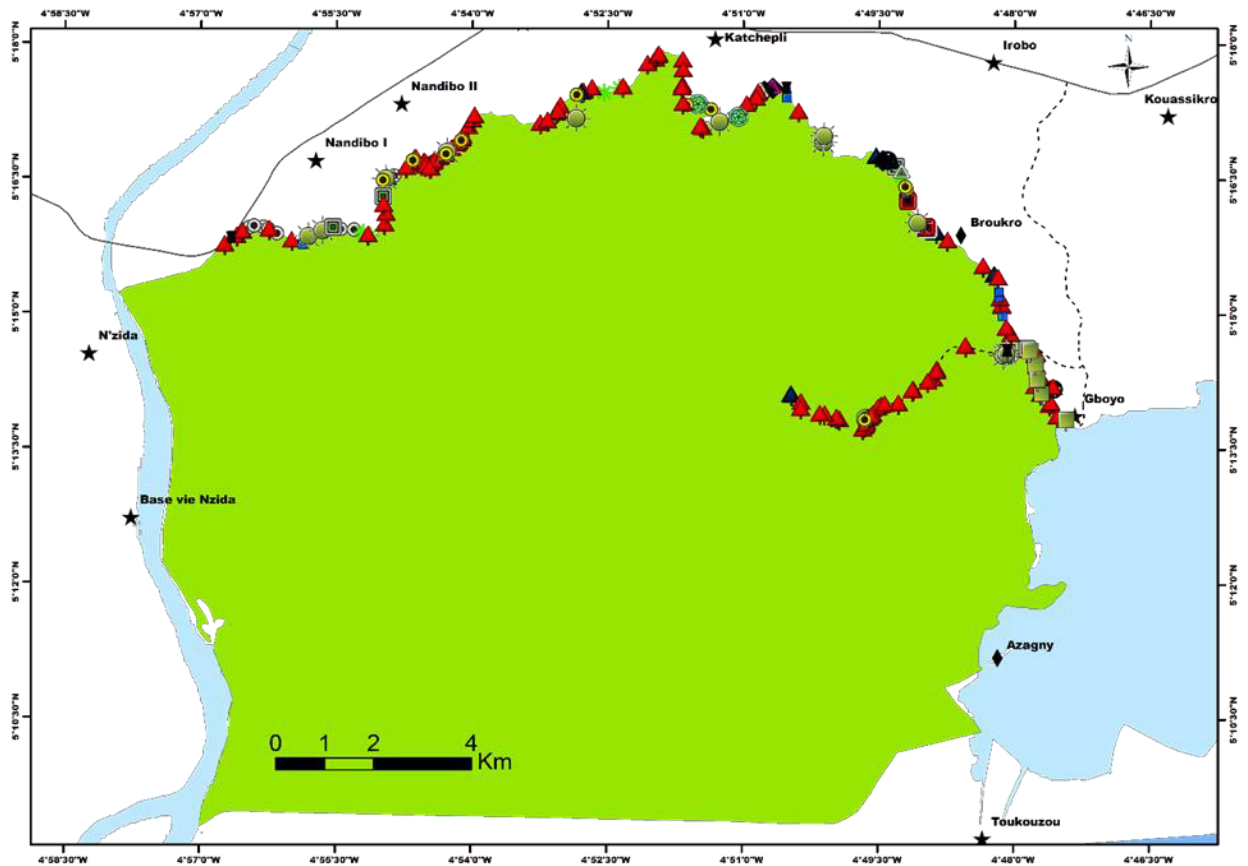
INTRODUCTION

MATERIEL ET METHODES

Site d'étude

L'étude s'est déroulée dans le Parc National d'Azagny (PNA) situé dans le Sud de la Côte d'Ivoire, entre les latitudes Nord 5°09' et 5°16'' et les longitudes Ouest 4°48' et 4°58' (Figure 1). Il s'étend entre les Départements de Grand-Lahou et de Jacqueville. C'est une relique de forêt littorale primaire psammohygrophile de 19400 ha. Le climat est du type subéquatorial (Avenard et al., 1971) caractérisé par quatre saisons : deux saisons sèches qui couvrent les périodes de janvier à

février et le mois d'août et deux saisons pluvieuses qui s'étalent du mois de mars à juillet au mois de septembre à décembre. Les précipitations moyennes annuelles enregistrées par la station météorologique SODEXAM pour la période de 2008 à 2018 sont de 1650 mm pour une température moyenne annuelle de 26 °C et une humidité relative moyenne d'environ 85 p.c. (Eldin, 1971; Roth et al., 1979). Le sol du Parc National d'Azagny varie en fonction des secteurs. Au nord, le sol est de type ferralsol fortement désaturé avec un horizon humifère peu épais, sableux grossier et poreux. Au Sud, le sol est de type alluvionnaire et hydromorphe organique. Ce type de sol couvre plus de la moitié du parc. Le sol est sableux et mêlé aux dépôts alluviaux du fleuve Bandama pour donner des sols pseudopodzoliques sans horizon d'humus à proximité de la mer (Perraud, 1971; Roth et al., 1979). Le Parc National d'Azagny appartient aux forêts de Haute Guinée. Les espèces telles que *Piptadeniastrum africanum* (Hook.) Brenan (Fabaceae), *Anopyxis klaineana* (Pierre) Engl. (Rhizophoraceae), *Tieghemella heckelii* Pierre ex A. Chev. (Sapotaceae),... Dans les vieilles jachères, les espèces communes sont entre autres : *Musanga cecropioides* R. Br (Cecropiaceae), *Anthocleista nobilis* G. Don (Loganiaceae), *Ricinodendron heudelotii* (Baill.) Pierre ex Heckel (Euphorbiaceae),... Les forêts marécageuses sont dominées par les espèces telles que *Uapaca paludosa* Aubrév. & Léandri (Euphorbiaceae), *Xylopia rubescens* Oliv. (Annonaceae), *Hallea ledermannii* (K. Krause) Verdc. (Rubiaceae), *Raphia hookeri* Mann & Wendl. (Arecaceae),... Les savanes littorales ou côtières sont dominées par *Borassus aethiopum* Mart. (Arecaceae), *Imperata cylindrica* (Anderss.) C.E. Hubbard (Poaceae), *Echinochloa pyramidalis* (Lam.) Hitchc. & Chase (Poaceae),... Enfin, les mangroves sont dominées par *Rhizophora racemosa* G.F.W. (Rhizophoraceae) et *Avicenia germinans* (L.) L. (Acanthaceae), (Lauginie, 2007).



Légende

- | | | | | | | | | | | | |
|--|---------------------------------|--|--------------------------------|--|-------------------------------|--|-----------------------------|--|------------------------------|--|-----------------------------|
| | <i>Ageratum conyzoides</i> | | <i>Calopogonium mucunoides</i> | | <i>Dieffenbachia picta</i> | | <i>Lantana camara</i> | | <i>Pueraria phaseoloides</i> | | <i>Synedrella nodiflora</i> |
| | <i>Alternanthera brasiliana</i> | | <i>Cecropia peltata</i> | | <i>Euphorbia heterophylla</i> | | <i>Mimosa invisa</i> | | <i>Solanum erianthum</i> | | <i>Solanum rugosum</i> |
| | <i>Bambusa vulgaris</i> | | <i>Chromolaena odorata</i> | | <i>Hevea brasiliensis</i> | | <i>Paraphyllum ruderale</i> | | <i>Croton hirtus</i> LHérit | | Réseau hydrographique |
| | <i>Breynia disticha</i> | | <i>Croton hirtus</i> LHérit | | Réseau hydrographique | | Limite PNA | | Piste | | Route inter-jointière |

Figure 1 : Carte de la localisation et de la distribution des espèces invasives dans le Parc National d'Azagny

Collecte des données

A l'issue des travaux de prospection réalisés dans le Parc National d'Azagny, trois biotopes de forte présence de plantes invasives ont été sélectionnés : les abords de chemin, les pistes et la périphérie du parc. Les données ont été recueillies selon deux méthodes de relevés : la première a consisté en un inventaire itinérant (N'Guessan et Kassi, 2018 ; Akaffou *et al.*, 2019). Il s'agit de parcourir les biotopes dans toutes les directions afin de recenser et identifier les espèces végétales

invasives et les localiser à l'aide d'un GPS. La surface d'occupation de ces plantes invasives a été mesurée. Ensuite, le contour des peuplements a été levé avec le GPS pour déterminer la surface d'occurrence des espèces. Le recouvrement de chaque espèce invasive a été évalué. La seconde méthode utilisée est celle des relevés de surface. Elle a été réalisée à l'intérieur des placettes de 50 m² (5 m x 10 m). Toutes les espèces végétales ont été dénombrées et identifiées. Les fréquences relatives ont été estimées. Au total, 92 placettes ont été délimitées, 17 placettes aux abords de chemin, 5 aux abords des pistes et 70 à la périphérie du parc. Les placettes installées sont équidistantes de 300 m.

Critères d'identification des espèces invasives

Dans le cadre de cette étude, une proposition de liste de plantes invasives a été élaborée sur la base de certaines listes existantes d'Espèces Exotiques Envahissantes (EEE) de Côte d'Ivoire. En effet, des ouvrages et articles publiés ou non publiés, des rapports sur les plantes invasives ont été consultés (De Foresta, 1995 ; Gautier *et al.*, 1999 ; Chatelain *et al.*, 2001 ; Neuba *et al.*, 2014 ; UICN/PACO, 2013 ; Noba *et al.*, 2017), de même que la liste établie par le Professeur Aké-Assi (données personnelles) sur les plantes invasives de Côte d'Ivoire. La base de données mondiale des espèces invasives (www.issg.org/database/welcome), le recueil d'espèces invasives de CABI-www.cabi.org/isc/ et la liste des plantes invasives de l'Afrique de l'ouest (<http://issg.org/pdf/puplications/GISP/Resources/wAfrica-EN.pdf>) ont été également consultés. Ces données ont été complétées par des communications personnelles d'experts locaux et des observations personnelles. Cette liste provisoire nous a servi de support pour l'inventaire des espèces invasives du Parc National d'Azagny.

Classification des espèces invasives

Les espèces invasives du Parc National d'Azagny ont ensuite été classifiées selon la méthode de Dortel et Geslin (2016) et Quere et Geslin (2016). D'après cette classification, il existe trois catégories de plantes invasives. Les invasives avérées (IA) : plantes non indigènes montrant une dynamique d'extension rapide du fait d'une reproduction sexuée ou d'une multiplication végétative intenses, et formant localement, des populations denses et bien installées ; les plantes invasives

potentielles (IP) qui sont des espèces non indigènes et ne présentant pas actuellement de caractère envahissant avéré dans le territoire considéré mais dont la dynamique à l'intérieur de ce territoire et/ou dans des régions limitrophes ou climatiquement proches, est telle qu'il existe un risque de les voir devenir à plus ou moins long terme des espèces invasives avérées ; les plantes à surveiller (AS) : espèce non indigène ne présentant actuellement pas (ou plus) de caractère envahissant avéré mais dont la possibilité de développer un caractère envahissant n'est pas totalement écartée, compte tenu notamment du caractère envahissant de cette plante dans d'autres régions du monde.

Fréquence relative des espèces invasives

La fréquence relative (Fr) est une valeur qui traduit la régularité de la distribution d'une espèce dans une communauté végétale (Raunkiaer, 1905). Elle est calculée selon la formule suivante :

$$Fr = \frac{Fa(e)}{N}$$

Où Fa : Fréquence absolue de l'espèce et N : nombre d'échantillon élémentaire. Dans la présente étude, 5 classes de fréquence relative définies selon Raunkiaer (1905) ont été utilisées pour déterminer la régularité des espèces invasives. La classe I regroupe les espèces très peu régulières dont la fréquence relative est comprise entre 0 et 20% ; La classe II renferme les espèces peu régulières dont la fréquence relative est comprise entre 21 et 40% ; La classe III des espèces régulières, la classe IV des espèces très régulières et la classe V des espèces particulièrement régulières regroupent respectivement les espèces dont les fréquences sont comprises entre 41 et 60% ; entre 61 et 80% et entre 81 et 100%.

Contribution spécifique des espèces invasives

La contribution spécifique (Cs) est l'expression de l'apport de chacune de ces espèces à la végétation d'une station inventoriée. Ce paramètre a été calculé pour mettre en évidence l'agressivité des espèces invasives. Elle s'obtient à partir de la formule proposée par Daget et Poissonet (1969) :

$$Fa(e)$$

$$Cs = \frac{Fa(e)}{\sum_{i=1}^n Fa} \times 100$$

Où Fa (e) : fréquence absolue

$$\sum_{i=1}^n Fa$$

Cette étude a adopté la classification de Daget

& Poissonet (1969) : - Cs (e) < 1 : espèces dont l'effet dépressif sur les plantes est plus ou moins négligeable ; - 1 ≤ Cs(e) < 4 : espèces dites agressives, dont l'effet dépressif sur les plantes est relativement élevé, elles sont dites agressives ; - Cs (e) ≥ 4 : espèces considérées comme très agressives vis-à-vis des autres plantes ; elles ont un effet dépressif particulièrement élevé sur les autres espèces.

Superficie d'occupation du sol des espèces invasives

L'étude de la superficie d'occupation du sol des espèces invasives a été réalisée à travers deux approches. La première a consisté à réaliser la carte de distribution des espèces. Pour cela, les coordonnées géographiques des différentes espèces invasives prises sur le terrain ont été superposées à la carte du PNA. Le logiciel QGIS 2.14 a été utilisé à cet effet. La seconde approche a porté sur le calcul de la superficie d'occupation du sol par les espèces invasives pendant l'année 2020. La surface d'occurrence des espèces (Sr) a été calculée suivant la formule proposée par Scherer (1984) : utilisée par Nzengue et al. (2016) et Anzil *et al.* (2017).

$$Sr = \sum_{i=1}^n Xi \cdot Ci$$

Avec Xi : superficie représentant l'occurrence de chaque zone d'occurrence ou surface élémentaire de la zone d'occurrence ; n : le nombre de zone d'occurrence. La surface d'occupation réelle des espèces invasives a été évaluée en multipliant à la surface d'occurrence par le taux de recouvrement. Avec Ci : taux de recouvrement du peuplement d'une espèce invasive. Par la suite, la surface totale annuelle occupée par chaque espèce a été obtenue en faisant la somme des surfaces d'occupation de chaque biotope.

RESULTATS

Richesse spécifique

Cette étude a permis de recenser au total 165 espèces réparties en 134 genres et 62 familles. Dans cette flore, 18 espèces ont été identifiées comme invasives. Une espèce avérée invasive (*Chromolaena odorata*), 16 espèces invasives potentielles et une espèce à surveiller (*Breynia distica*) ont été répertoriées (Tableau 1). *Chromolaena odorata* est présent dans les trois zones d'inventaire. Les invasives potentielles ont été rencontrées aux abords des routes et à la périphérie du parc. *Breynia distica* est présent à la périphérie du parc.

Fréquence relative des espèces invasives

Chromolaena odorata est l'espèce la plus fréquente dans les trois zones d'échantillonnage. Elle est très régulière aux abords des routes, sur les pistes et à la périphérie du parc avec respectivement 82 %, 85 % et 90% (Tableau 2). Trois espèces invasives potentielles sont fréquentes à la périphérie du parc avec des fréquences relatives respectives de 60 %, 70 % et 75 %. Ce sont *Ageratum conyzoides*, *Hevea brasiliensis* et *Calopogonium muconoides*. Les espèces les moins fréquentes sont *Porophyllum ruderale*, *Euphorbia heterophylla* et *Solanum rugosum* avec des fréquences relatives respectives de 3, 2 et 2.

Tableau 1 : Liste et statut des plantes invasives avérés (IA), invasives potentielles (IP) et à surveiller (AS) du Parc National d'Azagny

Espèces	Chorologie	Familles	Type biologique	Classification
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	GC-SZ	Compositae	Th	IP
<i>Alternanthera brasiliana</i> (L.) Kuntze	i	Amaranthaceae	Ch	IP
<i>Bambusa vulgaris</i> Schrad. ex J. C. Wendel.	GC-SZ	Poaceae	Gr	IP
<i>Breynia disticha</i> J. R. & G. Forst	i	Phyllanthaceae	np	AS
<i>Calopogonium mucunoides</i> Desv.	i	Fabaceae	Lmp	IP
<i>Cecropia peltata</i> Linn.	GC	Cecropiaceae	mp	IP
<i>Chromolaena odorata</i> (L.) R. M. King & H. Rob.	i	Asteraceae	Lmp	IA
<i>Croton hirtus</i> L'Hérit.	GC	Euphorbiaceae	np	IP
<i>Dieffenbachia picta</i> Schott	i	Araceae	np	IP
<i>Euphorbia heterophylla</i> Linn.	GC	Euphorbiaceae	Th	IP

<i>Hevea brasiliensis</i> (Kunth) Müll.Arg	i	Euphorbiaceae	mP	IP
<i>Lantana camara</i> Linn.	GC	Verbenaceae	Lmp	IP
<i>Mimosa invisa</i> Mart.	i	Mimosaceae	Lnp	IP
<i>Porophyllum ruderale</i> (Jacq.) Cass.	GC	Compositae	mp	IP
<i>Pueraria phaseoloides</i> (Roxb.) Benth.	i	Fabaceae	Lmp	IP
<i>Solanum erianthum</i> D. Don	GC	Solanaceae	mp	IP
<i>Solanum rugosum</i> Dun.	GC	Solanaceae	mp	IP
<i>Synedrella nodiflora</i> (L.) Gaertn.	i	Compositae	Th	IP

Tableau 2 : Fréquences relatives (Fr) des espèces invasives recensées dans le Parc National d'Azagny

Bords de route		Pistes		Périphérie	
Espèces	Fr	Espèces	Fr	Espèces	Fr
<i>Chromolaena odorata</i>	82	<i>Chromolaena odorata</i>	85	<i>Chromolaena odorata</i>	90
<i>Mimosa invisa</i>	10	<i>Ageratum conizoides</i>	5	<i>Calopogonium mucunoides</i>	75
				<i>Hevea brasiliensis</i>	72
				<i>Ageratum conizoides</i>	60
				<i>Alternanthera brasiliana</i>	40
				<i>Cecropia peltata</i>	40
				<i>Bambusa vulgaris</i>	36
				<i>Mimosa invisa</i>	25
				<i>Synedrella nodiflora</i>	20
				<i>Dieffenbachia picta</i>	15
				<i>Breynia disticha</i>	10
				<i>Croton hirtus</i>	8
				<i>Lantana camara</i>	5
				<i>Pueraria phaseoloides</i>	5
				<i>Solanum erianthum</i>	5
				<i>Porophyllum ruderale</i>	3
				<i>Euphorbia heterophylla</i>	2
				<i>Solanum rugosum</i>	2

Contribution spécifique des espèces invasives

La seule espèce avérée invasive, *Chromolaena odorata*, est agressive aux abords de route, des pistes et à la périphérie du parc avec des contributions spécifiques respectives de 1,2 ; 1,24 ; et (Tableau 3). *Hevea brasiliensis* et *Calopogonium muconoides* sont agressives à la périphérie du parc avec des contributions respectives de 1 et 1,1. Les espèces les moins agressives sont *Porophyllum ruderale*, *Euphorbia heterophylla* et *Solanum rugosum* avec des contributions spécifiques respectives de 0,04 ; 0,03 et 0,03.

Tableau 3 : Contribution spécifique (Cs) des espèces invasives recensées dans le Parc National d'Azagny

Bords de route		Pistes		Périphérie	
Espèces	Cs	Espèces	Cs	Espèces	Cs
<i>Chromolaena odorata</i>	1,2	<i>Chromolaena odorata</i>	1,24	<i>Chromolaena odorata</i>	1,32
<i>Mimosa invisa</i>	0,14	<i>Ageratum conizoides</i>	0,07	<i>Calopogonium mucunoides</i>	1,1
				<i>Hevea brasiliensis</i>	1
				<i>Ageratum conizoides</i>	0,9
				<i>Alternanthera brasiliana</i>	0,58
				<i>Cecropia peltata</i>	0,58
				<i>Bambusa vulgaris</i>	0,53
				<i>Mimosa invisa</i>	0,35
				<i>Synedrella nodiflora</i>	0,29
				<i>Dieffenbachia picta</i>	0,22
				<i>Breynia disticha</i>	0,14
				<i>Croton hirtus</i>	0,12
				<i>Lantana camara</i>	0,07
				<i>Pueraria phaseoloides</i>	0,07
				<i>Solanum erianthum</i>	0,07
				<i>Porophyllum ruderale</i>	0,04
				<i>Euphorbia heterophylla</i>	0,03
				<i>Solanum rugosum</i>	0,03

Surface d'occupation au sol des espèces invasives du PNA

La carte de distribution des plantes invasives montre que ces espèces se répartissent au nord et au nord-est du parc (Figure 1). En 2020, elles occupent dans les zones rudérales une surface au sol de 3 ha, ce qui correspond à 0,015 % de la surface totale du parc (Tableau 4). On note une concentration plus marquée des espèces invasives à la périphérie du parc. *Chromolaena odorata*, *Ageratum conizoides*, *Hevea brasiliensis* et *Calopogonium muconoides* sont les espèces les plus recouvrantes avec une surface au sol respective de 0,57 ha, 0,24 ha, 1,81 ha et 0,1 ha. Les espèces les moins recouvrantes sont *Euphorbia heterophylla*, *Solanum erianthum* et *Solanum rugosum* avec une surface au sol respective de 0,0006 ha, 0,00085 ha et 0,00105 ha.

Tableau 4 : Surfaces occupées par les plantes invasives dans le Parc National d'Azagny en 2020

Zone de présence	Espèces	Surface occupée (m ²)	Total (m ²)	Total (ha)
Pistes	<i>Ageratum conyzoides</i>	4	346,58	0,034658
	<i>Chromolaena odorata</i>	342,58		
Bordures de route	<i>Ageratum conyzoides</i>	2001,2	5173,84	0,517384
	<i>Calopogonium mucunoides</i>	385		
	<i>Cecropia peltata</i>	5		
	<i>Chromolaena odorata</i>	1855,48		
	<i>Croton hirtus</i>	2		
	<i>Dieffenbachia picta</i>	1,2		
	<i>Euphorbia heterophylla</i>	1		
	<i>Hevea brasiliensis</i>	900		
	<i>Mimosa invisa</i>	18,96		
	<i>Porophyllum ruderale</i>	2		
	<i>Synedrella nodiflora</i>	2		
Périphérie	<i>Ageratum conyzoides</i>	370,75	23440,43	2,344043
	<i>Alternanthera brasiliana</i>	80,55		
	<i>Bambusa vulgaris</i>	140		
	<i>Breynia disticha</i>	78,89		
	<i>Calopogonium mucunoides</i>	601,53		
	<i>Cecropia peltata</i>	939,45		
	<i>Chromolaena odorata</i>	3506,83		
	<i>Croton hirtus</i>	37,08		
	<i>Dieffenbachia picta</i>	10,4		
	<i>Euphorbia heterophylla</i>	5		
	<i>Hevea brasiliensis</i>	17166,4		
	<i>Lantana camara</i>	48,6		
	<i>Mimosa invisa</i>	370,7		
	<i>Porophyllum ruderale</i>	25,75		
	<i>Pueraria phaseoloides</i>	20,5		
	<i>Solanum erianthum</i>	8,5		
<i>Solanum rugosum</i>	10,5			
<i>Synedrella nodiflora</i>	19			
Superficie total occupée	–	–	28960,85	2,896085 soit 0,015 %

DISCUSSION

CONCLUSION

Dans cette étude, la diversité en plantes invasives, leur régularité, agressivité, distribution de même que la surface occupée par ces espèces ont été abordées. Dix-huit espèces dont une espèce avérée invasive, 16 invasives potentielles et une invasive à surveiller ont été recensés dans la Parc National d'Azagny. Leur distribution se fait de manière inégale dans le PNA. La périphérie du parc est la zone la plus envahie, contrairement aux abords de routes et les pistes. *Chromolaena odorata* est l'espèce la plus régulière et la plus agressive du parc. Actuellement, les Espèces Exotiques Envahissantes occupent 3 ha des zones rudérales du parc soit 0,015 % de la surface totale du parc. Les espèces comme *Chromolaena odorata*, *Ageratum conizoides*, *Hevea brasiliensis* et *Calopogonium muconoides* représentent un réel défi pour l'aire protégée. Cette étude, constitue une base pouvant servir à l'élaboration de stratégies de gestion des plantes invasives afin d'éviter l'envahissement à grande échelle du Parc National d'Azagny par les espèces invasives.

REMERCIEMENTS

La présente étude s'inscrit dans le cadre de la gestion durable du Parc National d'Azagny face à une potentielle colonisation des espèces invasives. Elle est née suite au projet de recherche Individual Grant Number I-1-D-6075-1, par le biais du prix Carolina Mac Gillavry de la Fondation Internationale de la Science (IFS) attribué au Docteur GOULI Gnanazan Zinsi Roseline. Le titre du projet était une approche multivariée pour identifier les espèces végétales indicatrices des écosystèmes envahis : Cas de *Chromolaena odorata* (L.) R.M.King & Robinson (Asteraceae) en Côte d'Ivoire.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Akaffou S. E. V., Mévanly O., Gouli Gnanazan Z. R., Tiébré M. S., 2019. Dynamique de Colonisation des Zones Rudérales d'un Massif Forestier Urbain par les Espèces Végétales Exotiques Envahissantes : Cas du Parc National du Banco (Côte d'Ivoire). European Scientific Journal, 15 (21) : 240-267.

Avenard J. M., Eldin M., Girard G., Sircoulon J., Touchebeuf P., Guillaumet J. L., Adjanohoun E. & Perraud A., 1971.- Le milieu naturel de Côte d'Ivoire. Memoire ORSTOM, n°50, Paris, France, 392p.

Chatelain, C., Gautier, L., & Spichiger R. (2001). Application du SIG ivoire à la distribution potentielle des espèces en fonction des facteurs écologiques, *Systematics and Geography of Plants* 71 : 313– 326.

Daget P & Poissonet J., 1969. Analyse phyto- logique des prairies. Applications agronomiques. C.N.R.S. - C.E.P.E. Montpellier. Document no 48. 67 p.

De Foresta, H. (1995). Systèmes de culture adventices envahissantes et fertilité du milieu : le cas de *Chromolaena odorata* : In Pichot J., Sibelet N., Lacoëville J.J. (eds) *Fertilité du milieu et stratégies paysannes sous les tropiques humides*. CIRAD, Ministère de la Coopération, Montpellier (FRA), Paris 236–244.

Dortel F. & Geslin J., 2016. Liste des plantes vasculaires invasives des Pays de la Loire. Liste 2015. DREAL Pays de la Loire. Brest : Conservatoire botanique national de Brest, 36 p.

Eldin M., 1971.- Le climat. In : Avenard, J. M., Eldin, M., Girard, G., Sircoulon, J., Toucheboeuf, P., Guillaumet, J. L., Adjanohoun, E. et Perraud, A. *le milieu naturel de la Côte d'Ivoire*. Mémoire ORSTOM, Paris (France), 50: 75 - 108.

Gautier, L., Aké Assi, L., Chatelain, C., & Spichiger, R. (1999). *African Plants: Biodiversity Taxonomy and uses*, chapter Ivoire: a geographic information system for biodiversity management in Ivoir Coast, Royal Botanic Garden, 183–194.

Lauginie F., 2007.- *Conservation de la nature et des aires protégées en Côte d'Ivoire*. NEI/Hachette et Afr. Nat., Abidjan, 668 p.

Neuba, D., F., R., Malan, D., F., Koné, M., & Kouadio Y., L. (2014). Inventaire préliminaire des plantes envahissantes de la Côte d'Ivoire, *Journal of Animal & Plant Sciences* 22(2), 3439-3445.

N'Guessan, A., E., & Kassi N., J. (2018). Analyse De La Diversité Floristique De La Forêt Classée D'agbo I (Côte d'Ivoire). *European Scientific Journal*, 14(9) :346

Noba, K., Bassene, C., Ngom, A., Gueye, M., Camara, A., A., Kane., M., Ndoeye, F., Dieng, B., Rmballo, R., Ba, N., Bodian, M., Y., Sane, S., Diop, D., Konta, S., Kane, A., Mbaye, M., S., & Ba, A., T. (2017). *Invasive Plants of West Africa: Concepts, Overviews and Sustainable Management*. *Adv Recycling Waste Manag* 2 121. DOI : 10.4172/2475-7675.1000121.

Perraud A., 1971.- Les sols de la Côte d'Ivoire. In : Le milieu naturel de la Côte d'Ivoire. Mémoire ORSTOM, Paris (France), 50: 269-389.

Quere E. & Geslin J., 2016. Liste des plantes vasculaires invasives de Bretagne. DREAL Bretagne, Région Bretagne. Conservatoire botanique national de Brest, 27 p.

Raunkiaer S. 1905. Types biologiques pour la géographie botanique. Bulletin de l'Académie Royale des Sciences de Danemark, 5 : 347-437.

Roth H. H., Mühlhberg M., Röben P. & Steinhauer B., 1979.- Etat actuel des parcs nationaux de la Comoé et de Taï ainsi que de la Réserve d'Azagny et propositions visant à leur conservation et à leur développement aux fins de promotion du tourisme. Tome IV : Réserve d'Azagny. FGU KRONBERG, Kronberg, Allemagne et Abidjan: 164 p et annexes.

UICN/ PACO. (2013). Plantes invasives affectant les aires protégées de l'Afrique de l'Ouest : gestion pour la réduction des risques pour la biodiversité. UICN/PACO : Ouagadougou, Burkina-Fasso. 52p.

Annexes 1 : Liste générale des zones rudérales du PNA

Espèces	Choro	Familles	Type biologique
<i>Acacia pentagona</i> (Schumacher & Thonn.) Hook f.	GC	Fabaceae	LmP
<i>Acridocarpus longifolius</i> (G. Don) Hook.f.	GC	Malpighiaceae	Lmp
<i>Acroceras zizanioides</i> (Kunth) Dandy	GC-SZ	Poaceae	np
<i>Adenia lobata</i> (Jacq.) Engl.	GC	Passifloraceae	Lmp
<i>Aframomum daniellii</i> (Hook.f.) K. Schum	GC	Zingiberaceae	np
<i>Aganope leucobotrya</i> (Dunn) Polhill	GC	Fabaceae	Lmp
<i>Agelaea pentagyna</i> (Lam.) Baill.	GC	Connaraceae	mp
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	GC-SZ	Compositae	Th
<i>Albertisia cordifolia</i> (Mangenot & Miège) Forman	GCi	Menispermaceae	np
<i>Albizia adianthifolia</i> (Schumacher) W.F. Wright	GC	Fabaceae	mP
<i>Albizia zygia</i> (DC.) J.F. Macbr.	GC-SZ	Fabaceae	mP
<i>Alchornea cordifolia</i> (Schum. & Thonn.) Müll.Arg.	GC-SZ	Euphorbiaceae	Lmp
<i>Alstonia boonei</i> De Wild.	GC	Apocynaceae	MP
<i>Alternanthera brasiliana</i> (L.) Kuntze	i	Amaranthaceae	Ch
<i>Anchomanes difformis</i> (Blume) Engl	GC	Araceae	G

<i>Angylocalyx oligophyllus</i> (Bak.) Bak.	GC	Fabaceae	np
<i>Annona muricata</i> Linn.	GC	Annonaceae	Lmp
<i>Anthocleista djalensis</i> A. Chev.	GC-SZ	Gentianaceae	mp
<i>Anthonotha crassifolia</i> (Baill.) J. Léonard	GC-SZ	Fabaceae	mp
<i>Anthonotha macrophylla</i> P. Beauv.	GC	Fabaceae	mp
<i>Antiaris toxicaria</i> var. <i>africana</i> (Engl.) C.C. Berg	GC-SZ	Moraceae	MP
<i>Antiaris toxicaria</i> var. <i>welwitschii</i> (Engl.) Corner	GC	Moraceae	mP
<i>Asystasia gangetica</i> (Linn.) T. Anders.	GC-SZ	Acanthaceae	np
<i>Baijsea multiflora</i> A. DC.	GC-SZ	Apocynaceae	LmP
<i>Baijsea zygodoides</i> (K. Schum.) Stapf	GC	Apocynaceae	mp
<i>Bambusa vulgaris</i> Schrad. ex J. C. Wendel.	GC-SZ	Poaceae	G
<i>Baphia capparidifolia</i> Bak.	GC	Fabaceae	Lmp
<i>Baphia nitida</i> Lodd.	GC	Fabaceae	mp
<i>Berlinia confusa</i> Hoyle	GC	Fabaceae	mP
<i>Blighia sapida</i> K. D. Koenig	GC-SZ	Sapindaceae	mP
<i>Blighia welwitschii</i> (Hiern) Radlk.	GC	Sapindaceae	mP
<i>Breynia disticha</i> J. R. & G. Forst	i	Phyllanthaceae	np
<i>Bridelia micrantha</i> (Hochst.) Baill.	GC	Phyllanthaceae	mp
<i>Caloncoba gilgiana</i> (Sprague) Gilg	GC	Achariaceae	mp
<i>Calopogonium mucunoides</i> Desv.	i	Fabaceae	Lmp
<i>Campylospermum flavum</i> (Schumach. & Thonn. ex Stapf) Farron	GC	Ochnaceae	np
<i>Campylospermum glaberrimum</i> (P. Beauv.) Farron	GC	Ochnaceae	np
<i>Carica papaya</i> var. <i>papaya</i> Linn.	i	Caricaceae	mp
<i>Carpolobia lutea</i> G. Don	GC	Polygalaceae	np
<i>Cassia occidentalis</i> Linn.	GC-SZ	Fabaceae	np
<i>Cassia siamea</i> Lam.	i	Fabaceae	mp
<i>Cecropia peltata</i> Linn.	GC	Urticaceae	mp
<i>Ceiba pentandra</i> (Linn.) Gaerth.	GC-SZ	Malvaceae	MP
<i>Centrosema pubescens</i> Benth.	GC	Fabaceae	Lmp
<i>Cercestis afzelii</i> Schott	GC	Araceae	Lmp
<i>Chassalia afzelii</i> (Hiern) K. Schum.	GCW	Rubiaceae	Lmp
<i>Chassalia corallifera</i> (A. Chev. ex De Wild.) Hepper	GCW	Rubiaceae	np
<i>Chromolaena odorata</i> (L.) R. M. King & H. Rob.	i	Compositae	Lmp
<i>Chrysophyllum albidum</i> G. Don	GC-SZ	Sapotaceae	mp
<i>Clerodendrum capitatum</i> (Willd.) Schum. & Thonn. var. <i>capitalum</i>	GC-SZ	Lamiaceae	np
<i>Clerodendrum umbellatum</i> Poir.	GC	Lamiaceae	Lmp
<i>Cnestis ferruginea</i> DC.	GC	Connaraceae	Lmp
<i>Coccinia barteri</i> (Hook. f.) Keay	GC	Cucurbitaceae	Lnp

<i>Coffea canephora</i> A. Froehner	GC	Rubiaceae	mp
<i>Cola caricaefolia</i> (G. Don) K. Schum.	GCW	Malvaceae	mp
<i>Cola cordifolia</i> (Cav.) R.Br.	GC-SZ	Malvaceae	mp
<i>Cola heterophylla</i> (P. Beauv.) Schott & Endl.	GC	Malvaceae	mp
<i>Cola millenii</i> K. Schum.	GC	Malvaceae	mp
<i>Cola nitida</i> (Vent.) Schott & Endl.	GC	Malvaceae	mP
<i>Combretum comosum</i> G. Don	GCW	Combretaceae	Lmp
<i>Copaifera salikounda</i> Heckel	GCW	Caesalpiniaceae	mP
<i>Costus afer</i> Ker-Gawl.	i	Zingiberaceae	G
<i>Croton hirtus</i> L'Hérit.	GC	Euphorbiaceae	np
<i>Croton lobatus</i> Linn.	GC-SZ	Euphorbiaceae	Th
<i>Culcasia saxatilis</i> A. Chev.	GC	Araceae	np
<i>Cyclosorus striatus</i> (Schum.) Ching	GC	Thelypteridaceae	rh
<i>Cyperus rotundus</i> L.	GC-SZ	Cyperaceae	G
<i>Cyrtococcum chaetophoron</i> (Roem. & Schult.) Dandy	GC .	Poaceae	H
<i>Cyrtosperma senegalense</i> (Schott) Engl.	GC	Araceae	G
<i>Dalbergia oblongifolia</i> G. Don	GCW	Fabaceae	Lmp
<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC. var. <i>adscendens</i>	GC	Fabaceae	Ch
<i>Dieffenbachia picta</i> Schott	i	Araceae	np
<i>Dioscorea burkilliana</i> Miège	GCW	Dioscoreaceae	G
<i>Dioscorea minutiflora</i> Engl.	GC	Dioscoreaceae	G
<i>Diospyros vignei</i> F. White	GCW	Ebenaceae	np
<i>Discoglyprenna caloneura</i> (Pax) Prain	GC	Euphorbiaceae	mP
<i>Dracaena surculosa</i> Lindl. var. <i>maculata</i> Hook.f.	GC	Agavaceae	np
<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.	GC	Arecaceae	mP
<i>Eleusine indica</i> (Linn.) Gaertn.	GC-SZ	Poaceae	H
<i>Euphorbia heterophylla</i> Linn.	GC	Euphorbiaceae	Th
<i>Euphorbia hirta</i> Linn.	GC-SZ	Euphorbiaceae	Ch
<i>Ficus exasperata</i> Vahl	GC-SZ	Moraceae	mp
<i>Flagellaria guineensis</i> Schumach.	GC	Flagellariaceae	Lmp
<i>Funtumia africana</i> (Benth.) Stapf	GC	Apocynaceae	mP
<i>Funtumia elastica</i> (P. Preuss) Stapf	GC	Apocynaceae	mP
<i>Geophila obvallata</i> (Schumach.) F.Didr.	GC	Rubiaceae	Ch
<i>Griffonia simplicifolia</i> (Vahl ex DC.) Baill .	GC	Caesalpiniaceae	Lmp
<i>Guarea leonensis</i> Hutch. & Dalz.	GCW	Meliaceae	mp
<i>Heterotis rotundifolia</i> (Sm.) Jac.-Fél.	GC	Melastomataceae	Ch
<i>Hevea brasiliensis</i> (Kunth) Müll.Arg	i	Euphorbiaceae	mP
<i>Hippocratea vignei</i> Hoyle	GCW	Hippocrateaceae	LMP
<i>Ipomoea involucrata</i> P. Beauv.	GC-SZ	Convolvulaceae	Th
<i>Ipomoea mauritiana</i> Jacq.	GC-SZ	Convolvulaceae	Lmp

<i>Justicia flava</i> (Forssk.) Vahl	GC	Acanthaceae	np
<i>Kyllinga erecta</i> Schumach. var <i>africana</i> (Kük) S. S. Hooper	GC-SZ	Cyperaceae	G
<i>Lantana camara</i> Linn.	GC	Verbenaceae	Lmp
<i>Lepisanthes senegalensis</i> (Juss. ex Poir.) Leenh.	GC	Sapindaceae	mp
<i>Leptoderris brachyptera</i> (Benth.) Dunn	GC	Fabaceae	Lmp
<i>Leptoderris miegei</i> Aké Assi & Mangenot	GCi	Fabaceae	Lmp
<i>Macaranga barteri</i> Müll. Arg.	GC	Euphorbiaceae	mp
<i>Maesopsis eminii</i> Engl.	GC	Rhamnaceae	mP
<i>Mallotus oppositifolius</i> (Geisel.) Müll. Arg.	GC-SZ	Euphorbiaceae	mp
<i>Manihot esculenta</i> Crantz	i	Euphorbiaceae	mp
<i>Mansonia altissima</i> (A. Chev.) A. Chev var. <i>altissima</i>	GC	Sterculiaceae	mP
<i>Microdesmis keayana</i> J. Léonard	GC	Pandaceae	mp
<i>Milicia regia</i> A. Chev.	GCW	Moraceae	MP
<i>Mimosa invisa</i> Mart.	i	Mimosaceae	Lnp
<i>Morinda morindoides</i> . (Baker) Milne-Redh.	GC	Rubiaceae	Lmp
<i>Morus mesozygia</i> Stapf ex A. Chev.	GC	Moraceae	mp
<i>Musa paradisiaca</i> Linn.	i	Musaceae	G
<i>Musanga cecropioides</i> R. Br.	GC	Cecropiaceae	mP
<i>Mussaenda linderi</i> Hutch. & Dalziel	GCW	Rubiaceae	Lmp
<i>Myrianthus arboreus</i> P. Beauv.	GC	Cecropiaceae	mp
<i>Myrianthus libericus</i> Rendle	GC	Cecropiaceae	mp
<i>Nauclea latifolia</i> Sm.	GC-SZ	Rubiaceae	Lmp (mp)
<i>Nephrolepis biserrata</i> (Sw.) Schott	GC	Davalliaceae	H
<i>Neuropeltis acuminata</i> (P. Beauv.) Benth.	GC	Convolvulaceae	LMP
<i>Ochthocosmus africanus</i> Hook.f	GC	Ixonanthaceae	mP
<i>Palisota hirsuta</i> (Thunb.) Schum. ex Engl.	GC	Commelinaceae	np
<i>Panicum maximum</i> Jacq.	GC	Poaceae (Gramineae)	H
<i>Panicum repens</i> Linn	GC-SZ	Poaceae (Gramineae)	G
<i>Parinari excelsa</i> Sabine	GC	Chrysobalanaceae	MP
<i>Passiflora edulis</i> Sims	i	Passifloraceae	Lmp
<i>Paullinia pinnata</i> L.	GC-SZ	Sapindaceae	Lmp
<i>Pentaclethra macrophylla</i> Benth.	GC	Mimosaceae	mP
<i>Phaulopsis barteri</i> (T. Anders.) Lindau	GC-SZ	Acanthaceae	np
<i>Phyllanthus amarus</i> Schum. & Thonn.	GC	Euphorbiaceae	np
<i>Phyllanthus muellerianus</i> (O. Ktze.) Exell	GC-SZ	Euphorbiaceae	Lmp
<i>Pleiocarpa mutica</i> Benth.	GC	Apocynaceae	mp
<i>Porophyllum ruderae</i> (Jacq.) Cass.	GC	Compositae	mp
<i>Psidium guajava</i> Linn.	i	Myrtaceae	mp

<i>Psychotria micheliana</i> J. G. Adam	GC	Rubiaceae	np
<i>Psychotria peduncularis</i> (Salisb.) Steyererm.	GC	Rubiaceae	np
<i>Pueraria phaseoloides</i> (Roxb.) Benth.	i	Fabaceae	Lmp
<i>Pycnanthus angolensis</i> (Welw.) Warb	GC	Myristicaceae	mP
<i>Rauvolfia vomitoria</i> Afzel.	GC-SZ	Apocynaceae	mp
<i>Rhigiocarya racemifera</i> Miers	GC	Menispermaceae	Lmp
<i>Salacia nitida</i> (Benth.) N. E. Br.	GC	Hippocrateaceae	Lmp
<i>Scleria depressa</i> (C.B.Clarke) Nelmes	GC-SZ	Cyperaceae	G
<i>Secamone afzelii</i> (Schultes) K. Schum.	GC	Asclepiadaceae	Lmp
<i>Setaria chevalieri</i> Stapf	GC	Poaceae	H
<i>Sida acuta</i> Burm.f.	GC	Malvaceae	np
<i>Sida corymbosa</i> R.E. Pries	GC	Malvaceae	np
<i>Smeathmannia pubescens</i> Soland ex R. Br.	GC	Passifloraceae	mp
<i>Solanum erianthum</i> D. Don	GC	Solanaceae	mp
<i>Solanum rugosum</i> Dun.	GC	Solanaceae	mp
<i>Sphenocentrum jollyanum</i> Pierre	GC	Menispermaceae	np
<i>Spondias mombin</i> Linn.	GC-SZ	Anacardiaceae	mp
<i>Sporobolus pyramidalis</i> P. Beauv.	GC-SZ	Poaceae	H
<i>Sterculia tragacantha</i> Lindl.	GC-SZ	Sterculiaceae	mP
<i>Strombosia pustulata</i> Oliv. var. <i>lucida</i> (J. Léonard) Vill	GC	Olacaceae	mP
<i>Strophanthus barteri</i> Franch.	GC	Apocynaceae	Lmp
<i>Strophanthus gratus</i> (Hook.) Franch.	GC	Apocynaceae	Lmp
<i>Strophanthus preussii</i> Engl. & Pax	GC	Apocynaceae	Lmp
<i>Synedrella nodiflora</i> (L.) Gaertn.	i	Compositae	Th
<i>Tabernaemontana crassa</i> Benth.	GC	Apocynaceae	mp
<i>Thaumatococcus daniellii</i> (Benn.) Benth.	GC	Marantaceae	G
<i>Theobroma cacao</i> Linn.	i	Sterculiaceae	mp
<i>Trichilia monadelpha</i> (Thonn.) J.J. De Wilde	GC	Meliaceae	mp
<i>Trichilia ornithothesa</i> J. J. De Wilde	GCW	Meliaceae	mp
<i>Triclisia patens</i> Oliv.	GCW	Mennispermaceae	Lmp
<i>Xylopia aethiopica</i> (Dunal) A. Rich.	GC-SZ	Annonaceae	mP
<i>Xylopia quintasii</i> Engl. & Diels	GC	Annonaceae	mP
<i>Zanthoxylum gillettii</i> (De Wild.) P. G. Waterman	GC	Rutaceae	mP
<i>Zanthoxylum viride</i> (A. Chev.) P. G. Waterman	GCW	Rutaceae	mp

SECTION XII

ARTICLE 8 : IMPACT OF *Chromolaena odorata* (L.) KING & ROBINSON (COMPOSITAE) ON FLORISTIC DIVERSITY AND IDENTIFICATION OF PLANT SPECIES INDICATIVE OF INVADED ECOSYSTEMS: CASE OF AZAGNY NATIONAL PARK (COTE D'IVOIRE)

Gouli Gnanazan Zinsi Roseline ¹, Mévanly Ouattara ², Akaffou Sopia Elvire Vanessa ², Tiébré Marie-Solange ^{1&2}

¹ Laboratory of Systematics, Herbarium and Botanical Museum, UFR Biosciences, Félix Houphouët-Boigny University, Abidjan, Côte d'Ivoire

² Laboratory of Natural Environments and Biodiversity Conservation, UFR Biosciences, Félix Houphouët-Boigny University, Abidjan, Côte d'Ivoire

On going

IMPACT DE *Chromolaena odorata* (L.) KING & ROBINSON (COMPOSITAE) SUR LA DIVERSITE FLORISTIQUE ET IDENTIFICATION DES ESPECES VEGETALES INDICATRICES DES ECOSYSTEMES ENVAHIS : CAS DU PARC NATIONAL D'AZAGNY (COTE D'IVOIRE)

Gouli Gnanazan Zinsi Roseline¹, Mévanly Ouattara², Akaffou Sopie Elvire Vanessa², Tiébré Marie-Solange^{1&2}

¹ Laboratoire des Systématiques, Herbiers et Musée botanique, UFR Biosciences, Université Félix Houphouët-Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire

² Laboratoire des Milieux naturels et de la Conservation de la biodiversité, UFR Biosciences, Université Félix Houphouët-Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire

RESUME

Les espèces indicatrices constituent des outils fiables pour mieux appréhender les relations entre les espèces. Dans cette étude, nous avons analysé l'impact de *Chromolaena odorata* sur la flore et identifié les espèces indicatrices des écosystèmes envahis et non envahis par *Chromolaena odorata* dans le Parc national d'Azagny. L'étude a été menée dans trois biotopes : les zones rudérales sans *C. odorata*, les zones rudérales avec une invasion jeune de *C. odorata* de moins d'un an et les zones rudérales avec une invasion ancienne de *C. odorata* de un à trois ans. Des inventaires floristiques ont été effectués dans des quadrats de 50 m² (10m × 5m). Au total, 92 placettes ont été posés en raison de 38 placettes chacune dans les zones rudérales sans *C. odorata* et dans les zones rudérales avec une invasion jeune de *C. odorata* de moins d'un an. Seize placettes ont été posées dans les zones rudérales avec une invasion ancienne de *C. odorata* de un à trois ans. A l'intérieur de chaque placette, toutes les espèces végétales ont été recensées, leur recouvrement a été estimé et les paramètres environnementaux tels que l'altitude, la texture, l'éclairement et le niveau d'envahissement ont été mesurés. Au total, 142 espèces végétales réparties en 118 genres et en 40 familles ont été recensées. On a observé une faible diversité floristique dans les zones rudérales avec une invasion ancienne de *C. odorata* de un à trois ans contrairement aux autres biotopes. Deux groupements végétaux ont été identifiées : le groupement végétal non envahis des bordures de chemin et des pistes et le groupement végétal envahis situé à la périphérie du parc. Cette étude

constitue la suite de celle menée dans le PNB sur l'identification des espèces indicatrices de *C. odorata*. Elle pourrait s'étendre encore à d'autres écosystèmes.

Mots clé : Espèces indicatrices, Groupement végétaux, Ecosystème envahi, *Chromolaena odorata*, Parc National d'Azagny

IMPACT OF *Chromolaena odorata* (L.) KING & ROBINSON (COMPOSITAE) ON FLORISTIC DIVERSITY AND IDENTIFICATION OF PLANT SPECIES INDICATIVE OF INVADDED ECOSYSTEMS: CASE OF AZAGNY NATIONAL PARK (COTE D'IVOIRE)

ABSTRACT

Indicator species are reliable tools for better understanding the relationships between species. In this study, we analyzed the impact of *C. odorata* on flora and identified indicator species of ecosystems invaded and not invaded by *Chromolaena odorata* in Azagny National Park. The study was conducted in three biotopes: ruderal areas without *C. odorata*, ruderal areas with a young invasion of *C. odorata* less than one year old, and ruderal areas with an ancient invasion of *C. odorata* from one to three years. Floristic inventories were carried out in quadrats of 50 m² (10 m × 5 m). A total of 92 plots were laid due to 38 plots each in the ruderal zones without *C. odorata* and in the ruderal zones with a young invasion of *C. odorata* of less than one year. Sixteen plots were laid in the ruderal areas with an ancient invasion of *C. odorata* from one to three years. Within each plot, all plant species were identified, their cover was estimated and environmental parameters such as altitude, texture, illumination and level of flooding were measured. A total of 142 plant species in 118 genera and 40 families have been identified. Low floristic diversity has been observed in the ruderal zones with an ancient invasion of *C. odorata* of one to three years in contrast to other biotopes. Two plant groups have been identified: the ungrown plant group of the roadside and tracks and the overgrown plant group located on the outskirts of the park. This study is a continuation of the study conducted in the ANP on the identification of indicator species of *C. odorata*. It could be extended further to other ecosystems.

Keywords: Indicator species, Plants groups, Invaded ecosystem, *Chromolaena odorata*, Mineral elements, Azagny National Park

¹ Laboratory of Systematics, Herbarium and Botanical Museum, UFR Biosciences, Félix Houphouët-Boigny University, Abidjan, Côte d'Ivoire

² Laboratory of Natural Environments and Biodiversity Conservation, UFR Biosciences, Félix Houphouët-Boigny University, Abidjan, Côte d'Ivoire

INTRODUCTION

MATERIEL ET METHODES

Site d'étude

L'étude s'est déroulée dans le Parc National d'Azagny (PNA) situé dans le Sud de la Côte d'Ivoire, entre les latitudes Nord 5°09' et 5°16'' et les longitudes Ouest 4°48' et 4°58' (Figure 1). Il s'étend entre les Départements de Grand-Lahou et de Jacqueline. C'est une relique de forêt littorale primaire psammohygrophile de 19400 ha. Le climat est du type subéquatorial (Avenard et al., 1971) caractérisé par quatre saisons : deux saisons sèches qui couvrent les périodes de janvier à février et le mois d'août et deux saisons pluvieuses qui s'étalent du mois de mars à juillet au mois de septembre à décembre. Les précipitations moyennes annuelles enregistrées par la station météorologique SODEXAM pour la période de 2008 à 2018 sont de 1650 mm pour une température moyenne annuelle de 26 °C et une humidité relative moyenne d'environ 85 p.c. (Eldin, 1971; Roth et al., 1979). Le sol du Parc National d'Azagny varie en fonction des secteurs. Au nord, le sol est de type ferralsol fortement désaturé avec un horizon humifère peu épais, sableux grossier et poreux. Au Sud, le sol est de type alluvionnaire et hydromorphe organique. Ce type de sol couvre plus de la moitié du parc. Le sol est sableux et mêlé aux dépôts alluviaux du fleuve Bandama pour donner des sols pseudopodzoliques sans horizon d'humus à proximité de la mer (Perraud, 1971; Roth et al., 1979). Le Parc National d'Azagny appartient aux forêts de Haute Guinée. Les espèces telles que *Piptadeniastrum africanum* (Hook.) Brenan (Fabaceae), *Anopyxis klaineana* (Pierre) Engl. (Rhizophoraceae), *Tieghemella heckelii* Pierre ex A. Chev. (Sapotaceae),... Dans les vieilles jachères, les espèces communes sont entre autres : *Musanga cecropioides* R. Br (Cecropiaceae), *Anthocleista nobilis* G. Don (Loganiaceae), *Ricinodendron heudelotii* (Baill.) Pierre ex Heckel (Euphorbiaceae),... Les forêts marécageuses sont dominées par les espèces telles que *Uapaca*

paludosa Aubrév. & Léandri (Euphorbiaceae), *Xylopia rubescens* Oliv. (Annonaceae), *Hallea ledermannii* (K. Krause) Verdc. (Rubiaceae), *Raphia hookeri* Mann & Wendl. (Arecaceae),... Les savanes littorales ou côtières sont dominées par *Borassus aethiopum* Mart. (Arecaceae), *Imperata cylindrica* (Anderss.) C.E. Hubbard (Poaceae), *Echinochloa pyramidalis* (Lam.) Hitchc. & Chase (Poaceae),... Enfin, les mangroves sont dominées par *Rhizophora racemosa* G.F.W. (Rhizophoraceae) et *Avicenia germinans* (L.) L. (Acanthaceae), (Lauginie, 2007).

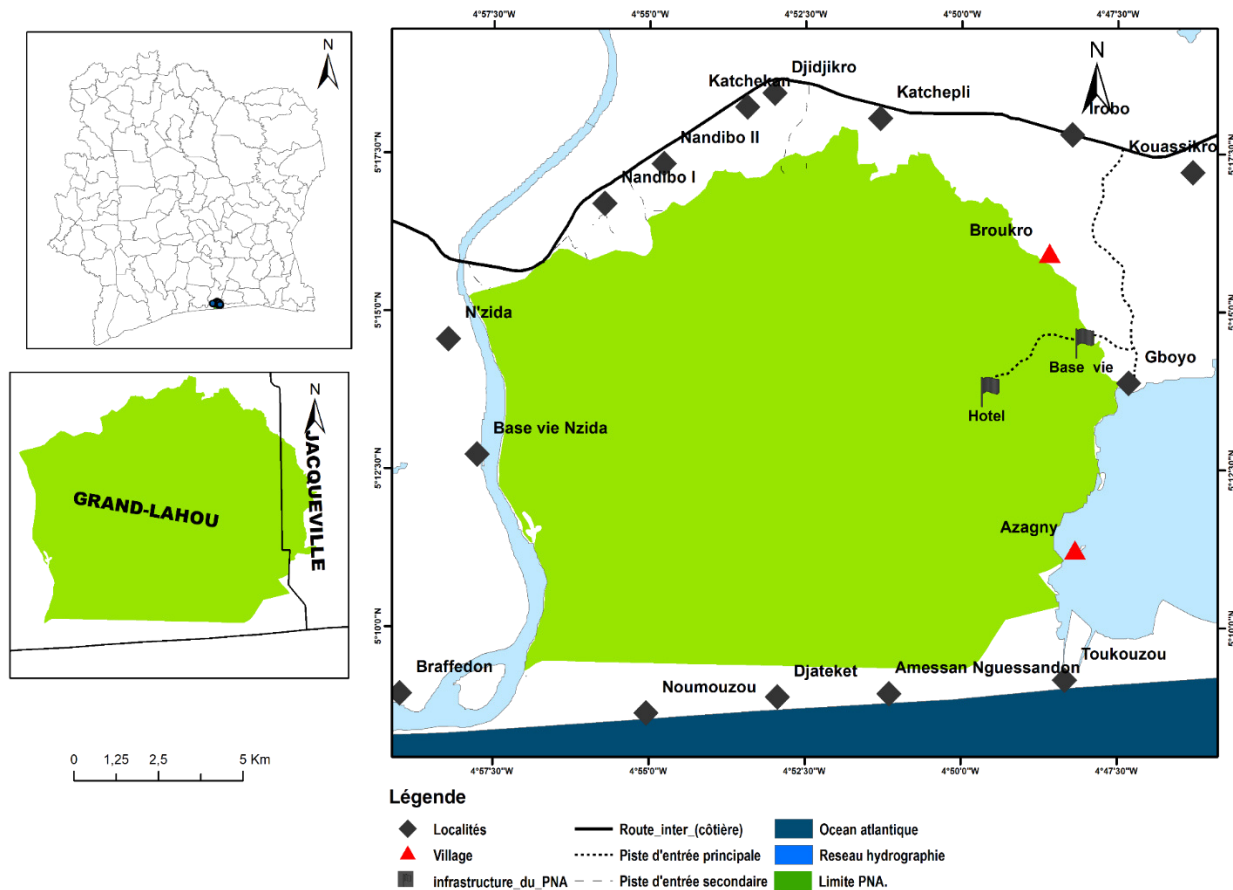


Figure 1: Location du Parc National d'Azagny en Côte d'Ivoire

Collecte des données

Pour évaluer l'impact de *Chromolaena odorata* (L.) King & Robinson (Compositae) et l'identification des espèces végétales indicatrices de cette espèce, trois sites d'échantillonnage (bord de chemin, piste et périphérie) ont été sélectionnés dans le parc. Les critères suivants ont été utilisés : (1) sol homogène, (2) zones fortement anthropisées et (3) présence connue de *C. odorata*, une espèce envahissante. Trois biotopes ont été sélectionnés dans chaque site : les zones rudérales sans *C. odorata*, les zones rudérales avec une invasion de jeunes *C. odorata* de moins d'un an et les zones rudérales avec une ancienne invasion de *C. odorata* de un à trois ans. Quatre-vingt-douze placettes de 50m² (10 m× 5 m) ont été installés (Akaffou *et al.*, 2019). Ces placettes étaient équidistantes de 300 m. Dans chaque placette, toutes les espèces végétales rencontrées ont été identifiées. L'abondance de toutes les espèces de plantes vasculaires a été estimée selon l'échelle de Van der Maarel (1979) : (9:> 75% d'abondance, 8: 50-75%, 7: 25-50%, 6: 15-25%, 5: 10-15%, 4: 5-10%, 3 <5%, 2: 2 individus, 1: 1 individu). Des espèces inconnues ont été recueillies pour la préparation d'un herbier et identifiées par la suite au laboratoire. Aussi, des paramètres environnementaux ont été pris en compte. Ce sont : l'éclairement ou l'exigence vis-à-vis de la lumière, le type d'habitat, le niveau d'envahissement, l'aspect du sol et l'altitude. L'éclairement a été apprécié à partir de la distinction de Rameau *et al.* (1989) qui définit trois types d'éclairement (milieu éclairé, semi-ombre et ombragé). Pour ce qui est du type d'habitat, il a été question de renseigner les 3 types de biotopes ou sites d'échantillonnage (les abords de chemin, pistes et la périphérie). L'aspect du sol a été précisé selon Brun (2007), à savoir un sol taxé et asphyxiant, un sol argileux humide, sol sec riche en nutriments, un sol humide et riche en nutriments. L'altitude quant à elle a été notée grâce au GPS. Les noms des espèces inventoriées ont été mis à jour selon Lebrun et Stork (1997-1999). La nomenclature adoptée pour les familles est celle d'APG IV (2016).

Analyses de données

Pour connaître la richesse floristique et la diversité des différents biotopes, le nombre d'espèces a été déterminé et les indices d'équité de Shannon (H) et piélou (E) ont été calculés. Pour montrer des différences significatives entre le nombre d'espèces rencontrées par biotope et pour comparer les indices de Shannon et les indices de régularité pour les différents biotopes, une ANOVA à un facteur suivie du test de comparaisons par paires de Tukey a été réalisée. Pour identifier les espèces

végétales indicatrices de *C. odorata*, les données floristiques et environnementales ont été soumises à l'ordination canonique des correspondances (ACC) avec le logiciel CANOCO (Canonical Community Ordination). Cette méthode, déjà utilisée par N'Guessan *et al.* (2018), a permis de discriminer les groupes écologiques distincts. L'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) couplée à la classification ascendante hiérarchique (CAH), réalisée à l'aide du logiciel R-3.5.1, a permis d'identifier les groupements végétaux issus des groupes écologiques mis en évidence par l'ACC. La méthode IndVal de Dufrêne et Legendre (1997) a permis de déterminer les espèces indicatrices de chaque groupement végétal. La valeur indicatrice (IV) de toutes les espèces a été calculée avec le logiciel IndVal.2.0 (Dufrêne, 2004) et chaque groupement végétal a été nommé par les deux espèces présentant les plus fortes Valeurs Indicatrices (IV).

RESULTATS

Impact de *C. odorata* sur la richesse et la diversité floristique

Dans cette étude, un total de 142 espèces ont été inventoriées. Quarante-deux espèces ont été recensées dans les zones rudérales sans *C. odorata*, 114 espèces dans les zones rudérales avec une jeune invasion de *C. odorata*, et 73 espèces dans les zones rudérales avec une ancienne invasion de *C. odorata*. Ces espèces sont subdivisées en 118 genres et 40 familles.

La valeur moyenne de la richesse en espèces des zones rudérales avec une ancienne invasion de *C. odorata* différait significativement ($8,12 \pm 0,09$) de celles des zones rudérales avec une jeune invasion de *C. odorata* ($14,07 \pm 0,09$) et de celles des zones rudérales sans invasion ($12,48 \pm 0,01$), ($F = 42,07$, $P < 0,0001$). Les valeurs moyennes de l'indice de Shannon dans les zones rudérales avec une ancienne invasion de *C. odorata* différait aussi significativement ($1,89 \pm 0,11$) de celles des zones rudérales avec une jeune invasion de *C. odorata* ($2,41 \pm 0,11$) et de celles des zones rudérales sans invasion ($2,27 \pm 0,01$) ($F = 16,63$, $P < 0,0001$). En considérant les différents biotopes, l'indice d'équité varie de $0,71 \pm 0,09$ dans les zones rudérales avec une ancienne invasion de *C. odorata* à $0,98 \pm 0,01$ dans les zones rudérales sans *C. odorata*. Dans les zones rudérales avec une jeune invasion de *C. odorata*, la valeur moyenne de l'indice d'équitabilité est de $0,97 \pm 0,09$. Les différences entre ces valeurs moyennes sont statistiquement significatives ($F = 48,83$, $P < 0,0001$), (tableau 1).

Tableau I : Richesse spécifique, indices de Shannon et d'équitabilité des différents biotopes des zones rudérales du Parc National d'Azagny (Moyenne et écart-type).

	Milieux envahis		Milieux non envahis	
	<i>Chromolaena</i> vieux	<i>Chromolaena</i> jeunes	Rudérales	Statistique du test d'Anova
Richesse spécifique	8,12 ± 0,09c	14,07 ± 0,09a	12,48 ± 0,01b	F = 42,07****
Indice de Shannon	1,89 ± 0,11b	2,41 ± 0,11a	2,27 ± 0,01a	F = 16,63****
Indice d'Équitabilité	0,71 ± 0,09b	0,97 ± 0,09a	0,98 ± 0,01a	F = 48,83****

Légende : La même lettre en exposant n'indique aucune différence significative entre les espèces. Les comparaisons entre les taxons ont été effectuées en utilisant une ANOVA à un facteur suivie du test de Tukey-HSD. **** P < 0,0001.

Identification des espèces végétales indicatrices des milieux envahis par *Chromolaena odorata*

L'analyse canonique des correspondances (ACC) a permis de discriminer deux groupes écologiques (Figure 2). Les deux premiers axes du plan factoriel expliquent 74,30 % de la variance totale de la relation entre les espèces et les variables environnementales. L'axe 1, fortement corrélé (92 %) à l'éclairement, traduit un gradient de luminosité. Cet axe, fortement corrélé (70 %) au niveau d'envahissement, traduit également un gradient d'invasion. Le groupe (G2), composé par la quasi-totalité des placettes de la périphérie se caractérisent par un fort éclairement, une strate basse ou moyenne, une altitude et un niveau d'envahissement élevé. L'axe 2, corrélé au type de substrat est une végétation rudérale des bordures de chemin et des pistes. Elle est caractérisée par un mi-ombrage, une strate moyenne, un altitude et un faible niveau d'envahissement.

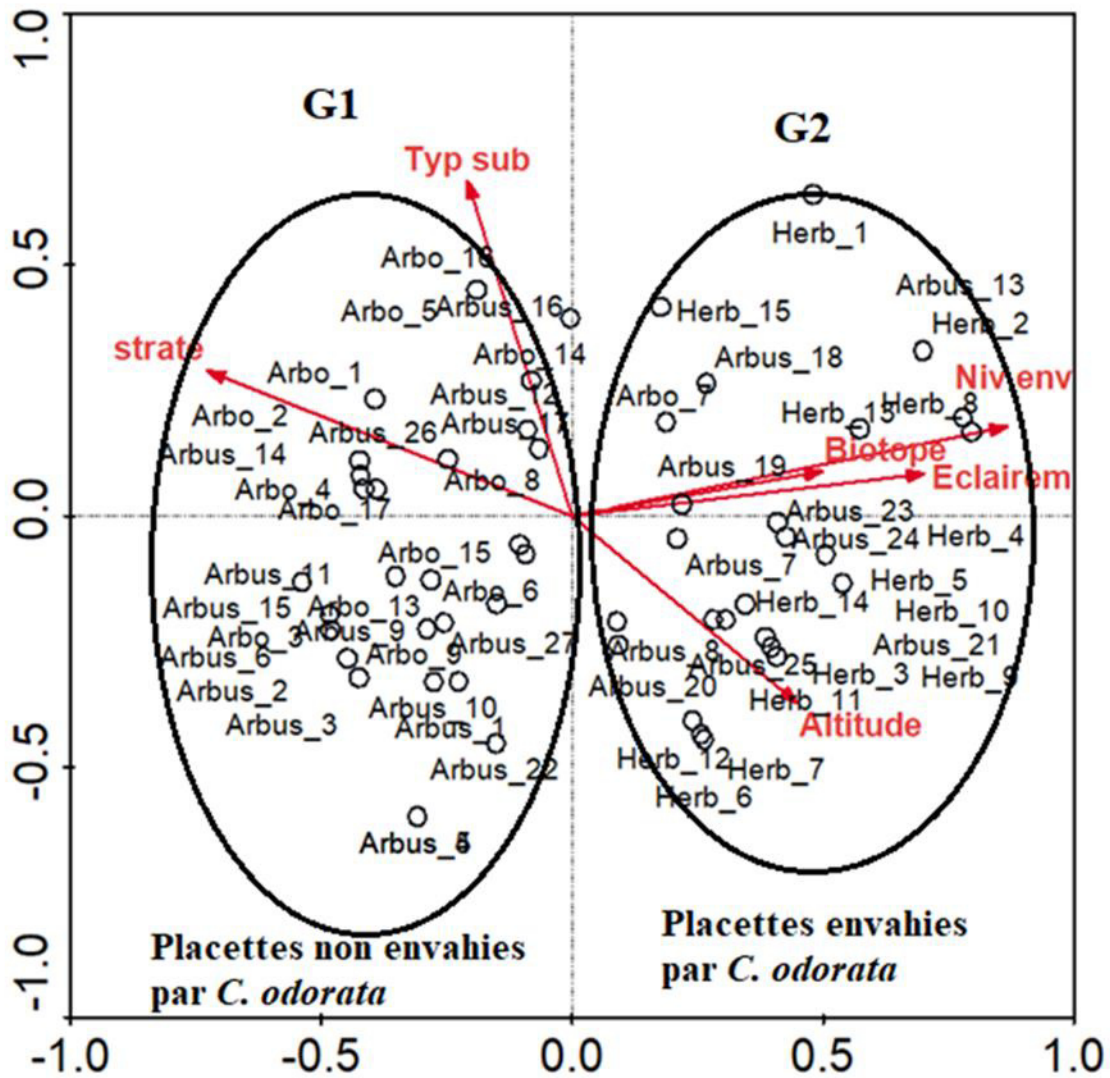


Figure 3 : Ordination des parcelles par l'Analyse Canonique des Correspondances (ACC)

Groupements végétaux du G1 (non envahis par *C. odorata*)

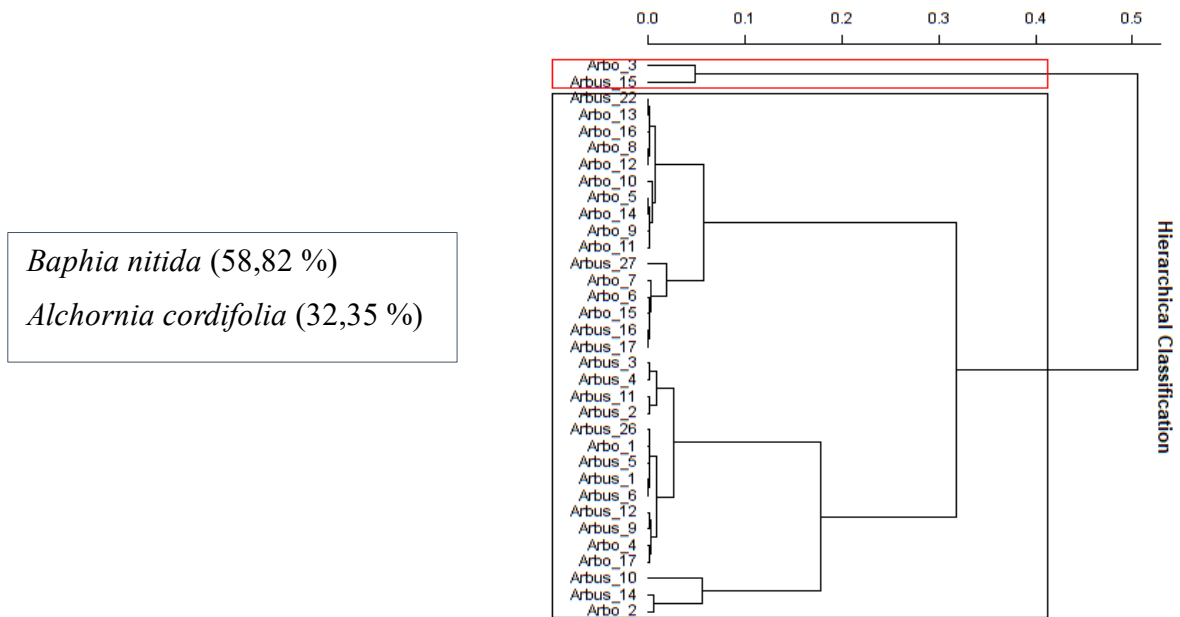


Figure 4 : Dendrogramme de la classification hiérarchique des placettes non envahies par *Chromolaena odorata* montrant un groupement végétal avec quelques espèces caractéristiques

Groupements végétaux du G2 (envahis par *C. odorata*)

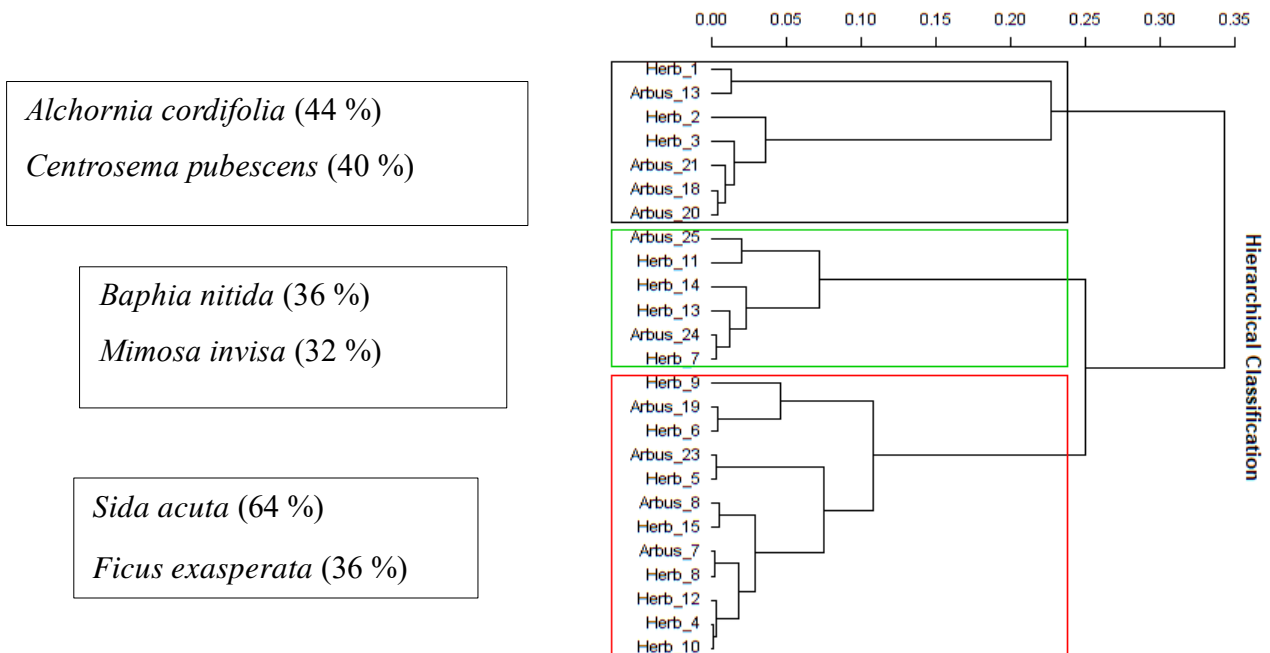


Figure 5 : Dendrogramme de la classification hiérarchique des placettes envahies par *Chromolaena odorata* montrant les groupements végétaux avec quelques espèces caractéristiques

DISCUSSION

CONCLUSION

Au total, 142 espèces végétales réparties en 118 genres et en 40 familles ont été recensées. On a observé une faible diversité floristique dans les zones rudérales avec une invasion ancienne de *C. odorata* de un à trois ans contrairement aux autres biotopes. Deux groupements végétaux ont été identifiées : le groupement végétal non envahis des bordures de chemin et des pistes et le groupement végétal envahis situé à la périphérie du parc.

REMERCIEMENTS

La présente étude s'inscrit dans le cadre de la gestion durable du Parc National d'Azagny face à une potentielle colonisation des espèces invasives. Elle est née suite au projet de recherche Individual Grant Number I-1-D-6075-1, par le biais du prix Carolina Mac Gillavry de la Fondation Internationale de la Science (IFS) attribué au Docteur GOULI Gnanazan Zinsi Roseline. Le titre du projet était une approche multivariée pour identifier les espèces végétales indicatrices des écosystèmes envahis : Cas de *Chromolaena odorata* (L.) R.M.King & Robinson (Asteraceae) en Côte d'Ivoire.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Akaffou S. E. V., Mévanly O., Gouli Gnanazan Z. R., Tiébré M. S., 2019. Dynamique de Colonisation des Zones Rudérales d'un Massif Forestier Urbain par les Espèces Végétales Exotiques Envahissantes : Cas du Parc National du Banco (Côte d'Ivoire). European Scientific Journal, 15 (21) : 240-267.

Avenard J. M., Eldin M., Girard G., Sircoulon J., Touchebeuf P., Guillaumet J. L., Adjanohoun E. & Perraud A., 1971.- Le milieu naturel de Côte d'Ivoire. Memoire ORSTOM, n°50, Paris, France, 392p.

Chatelain, C., Gautier, L., & Spichiger R. (2001). Application du SIG ivoire à la distribution potentielle des espèces en fonction des facteurs écologiques, Systematics and Geography of Plants 71 : 313– 326.

Daget P & Poissonet J., 1969. Analyse phyto- logique des prairies. Applications agronomiques. C.N.R.S. - C.E.P.E. Montpellier. Document no 48. 67 p.

De Foresta, H. (1995). Systèmes de culture adventices envahissantes et fertilité du milieu : le cas de *Chromolaena odorata* : In Pichot J., Sibelet N., Lacoëvilhe J.J. (eds) Fertilité du milieu et stratégies paysannes sous les tropiques humides. CIRAD, Ministère de la Coopération, Montpellier (FRA), Paris 236–244.

Dortel F. & Geslin J., 2016. Liste des plantes vasculaires invasives des Pays de la Loire. Liste 2015. DREAL Pays de la Loire. Brest : Conservatoire botanique national de Brest, 36 p.

Eldin M., 1971.- Le climat. In : Avenard, J. M., Eldin, M., Girard, G., Sircoulon, J., Toucheboeuf, P., Guillaumet, J. L., Adjanohoun, E. et Perraud, A. le milieu naturel de la Côte d'Ivoire. Mémoire ORSTOM, Paris (France), 50: 75 - 108.

Gautier, L., Aké Assi, L., Chatelain, C., & Spichiger, R. (1999). African Plants: Biodiversity Taxonomy and uses, chapter Ivoire: a geographic information system for biodiversity management in Ivoiry Coast, Royal Botanic Garden, 183–194.

Lauginie F., 2007.- Conservation de la nature et des aires protégées en Côte d'Ivoire. NEI/Hachette et Afr. Nat., Abidjan, 668 p.

Neuba, D., F., R., Malan, D., F., Koné, M., & Kouadio Y., L. (2014). Inventaire préliminaire des plantes envahissantes de la Côte d'Ivoire, Journal of Animal & Plant Sciences 22(2), 3439-3445.

N'Guessan, A., E., & Kassi N., J. (2018). Analyse De La Diversité Floristique De La Forêt Classée D'agbo I (Côte d'Ivoire). European Scientific Journal, 14(9) :346

Noba, K., Bassene, C., Ngom, A., Gueye, M., Camara, A., A., Kane., M., Ndoeye, F., Dieng, B., Rmballo, R., Ba, N., Bodian, M., Y., Sane, S., Diop, D., Konta, S., Kane, A., Mbaye, M., S., & Ba, A., T. (2017). Invasive Plants of West Africa: Concepts, Overviews and Sustainable Management. Adv Recycling Waste Manag 2 121. DOI : 10.4172/2475-7675.1000121.

Perraud A., 1971.- Les sols de la Côte d'Ivoire. In : Le milieu naturel de la Côte d'Ivoire. Mémoire ORSTOM, Paris (France), 50: 269-389.

Quere E. & Geslin J., 2016. Liste des plantes vasculaires invasives de Bretagne. DREAL Bretagne, Région Bretagne. Conservatoire botanique national de Brest, 27 p.

Raunkiaer S. 1905. Types biologiques pour la géographie botanique. Bulletin de l'Académie Royale des Sciences de Danemark, 5 : 347-437.

Roth H. H., Mülhenberg M., Röben P. & Steinhauer B., 1979.- Etat actuel des parcs nationaux de la Comoé et de Taï ainsi que de la Réserve d'Azagny et propositions visant à leur conservation et à leur développement aux fins de promotion du tourisme. Tome IV : Réserve d'Azagny. FGU KRONBERG, Kronberg, Allemagne et Abidjan: 164 p et annexes.

UICN/ PACO. (2013). Plantes invasives affectant les aires protégées de l'Afrique de l'Ouest : gestion pour la réduction des risques pour la biodiversité. UICN/PACO : Ouagadougou, Burkina-Fasso. 52p.

Annexe 1 : liste générale des espèces végétales inventoriées dans les différents biotopes du PNA

Espèces

Acacia pentagona (Schumacher & Thonn.) Hook f.

Acridocarpus longifolius (G. Don) Hook.f.

Acroceras zizanioides (Kunth) Dandy

Adenia lobata (Jacq.) Engl.

Agelaea pentagyna (Lam.) Baill.

Ageratum conyzoides L.

Albizia adianthifolia (Schumacher.) W.F. Wright

Albizia zygia (DC.) J.F. Macbr.

Alchornea cordifolia (Schum. & Thonn.) Müll.Arg.

Alstonia boonei De Wild.

Anchomanes difformis (Blume) Engl

Angylocalyx oligophyllus (Bak.) Bak.

Annona muricata Linn.

Anthocleista djalonensis A. Chev.

Anthothis crassifolia (Baill.) J. Léonard

Anthothis macrophylla P. Beauv.

Antiaris toxicaria var. *africana* (Engl.) C.C. Berg

Antiaris toxicaria var. *welwitschii* (Engl.) Corner

Asystasia gangetica (Linn.) T. Anders.

Baisea multiflora A. DC.

Baisea zygodoides (K. Schum.) Stapf

Baphia capparidifolia Bak.

Baphia nitida Lodd.

Berlinia confusa Hoyle

Blighia sapida K. D. Koenig

Blighia welwitschii (Hiern) Radlk.

Breynia disticha J. R. & G. Forst

Bridelia micrantha (Hochst.) Baill.
Caloncoba gilgiana (Sprague) Gilg
Calopogonium mucunoides Desv.
Campylospermum flavum (Schumach. & Thonn. ex Stapf)
 Farron
Campylospermum glaberrimum (P.Beauv.) Farron
Carica papaya var. *papaya* Linn.
Cassia occidentalis Linn.
Cassia siamea Lam.
Ceiba pentandra (Linn.) Gaerth.
Centrosema pubescens Benth.
Cercestis afzelii Schott
Chassalia corallifera (A. Chev. ex De Wild.) Hepper
Chromolaena odorata (L.) R. M. King & H. Rob.
Clerodendrum capitatum (Willd.) Schum. & Thonn. var.
capitalum
Clerodendrum umbellatum Poir.
Cnestis ferruginea DC.
Coccinia barteri (Hook.f.)Keay
Coffea canephora A. Froehner
Cola caricaefolia (G. Don) K. Schum.
Cola cordifolia (Cav.) R.Br.
Cola heterophylla (P. Beauv.) Schott & Endl.
Combretum comosum G. Don
Copaifera salikounda Heckel
Costus afer Ker-Gawl.
Croton hirtus L'Hérit.
Croton lobatus Linn.
Culcasia saxatilis A. Chev.
Cyclosorus striatus (Schum.) Ching
Cyperus rotundus L.
Cyrtosperma senegalense (Schott) Engl.
Dalbergia oblongifolia G. Don
Desmodium adscendens (Sw.) DC. var. *adscendens*
Dioscorea burkilliana Miège
Dioscorea minutiflora Engl.
Diospyros vignei F. White
Dracaena surculosa Lindl. var. *maculata* Hook.f.
Elaeis guineensis Jacq.
Eleusine indica (Linn.) Gaertn.
Euphorbia hirta Linn.
Ficus exasperata Vahl
Flagellaria guineensis Schumach.
Funtumia africana (Benth.) Stapf
Funtumia elastica (P. Preuss) Stapf

Geophila obvallata (Schumach.) F.Didr.
Griffonia simplicifolia (Vahl ex DC.) Baill .
Guarea leonensis Hutch. & Dalz.
Heterotis rotundifolia (Sm.) Jac.-Fél.
Hevea brasiliensis (Kunth) Müll.Arg
Hippocratea vignei Hoyle
Ipomoea involucrata P. Beauv.
Ipomoea mauritiana Jacq.
Justicia flava (Forssk.) Vahl
Kyllinga erecta Schumach. var *africana* (Kük) S. S. Hooper
Lantana camara Linn.
Lepisanthes senegalensis (Juss. ex Poir.) Leenh.
Leptoderris brachyptera (Benth.) Dunn
Leptoderris miegei Aké Assi & Mangenot
Macaranga barteri Müll. Arg.
Maesopsis eminii Engl.
Mallotus oppositifolius (Geisel.) Müll. Arg.
Manihot esculenta Crantz
Microdesmis keayana J. Léonard
Milicia regia A. Chev.
Mimosa invisita Mart.
Morinda morindoides. (Baker) Milne-Redh.
Morus mesozygia Stapf ex A. Chev.
Musa paradisiaca Linn.
Musanga cecropioides R. Br.
Mussaenda linderi Hutch. & Dalziel
Myrianthus arboreus P. Beauv.
Myrianthus libericus Rendle
Nauclea latifolia Sm.
Nephrolepis biserrata (Sw.) Schott
Neuropeltis acuminata (P. Beauv.) Benth.
Ochthocosmus africanus Hook.f
Palisota hirsuta (Thunb.) Schum. ex Engl.
Panicum maximum Jacq.
Panicum repens Linn
Paullinia pinnata L.
Pentaclethra macrophylla Benth.
Phyllanthus amarus Schum. & Thonn.
Phyllanthus muellerianus (O. Ktze.) Exell
Pleiocarpa mutica Benth.
Porophyllum ruderales (Jacq.) Cass.
Psidium guajava Linn.
Psychotria micheliana J. G. Adam
Psychotria peduncularis (Salisb.) Steyerm.
Pueraria phaseoloides (Roxb.) Benth.

Pycnanthus angolensis (Welw.) Warb
Rauvolfia vomitoria Afzel.
Rhigiocarya racemifera Miers
Salacia nitida (Benth.) N. E. Br.
Secamone afzelii (Schultes) K. Schum.
Setaria chevalieri Stapf
Sida acuta Burm.f.
Sida corymbosa R.E. Pries
Smeathmannia pubescens Soland ex R. Br.
Solanum rugosum Dun.
Sphenocentrum jollyanum Pierre
Spondias mombin Linn.
Sporobolus pyramidalis P. Beauv.
Sterculia tragacantha Lindl.
Strombosia pustulata Oliv. var. *lucida* (J. Léonard) Vill
Strophanthus gratus (Hook.) Franch.
Strophanthus preussii Engl. & Pax
Synedrella nodiflora (L.) Gaertn.
Tabernaemontana crassa Benth.
Thaumatococcus daniellii (Benn.) Benth.
Theobroma cacao Linn.
Trichilia monadelpha (Thonn.) J.J. De Wilde
Triclisia patens Oliv.
Xylopiya aethiopica (Dunal) A. Rich.
Xylopiya quintasii Engl. & Diels
Zanthoxylum gillettii (De Wild.) P. G. Waterman
Zanthoxylum viride (A. Chev.) P. G. Waterman

PROSPECTS

This study provides food for thought on management priorities and preventive measures against invasive alien species in general and *Chromolaena odorata* in particular in national parks in Côte d'Ivoire. We plan to extend this study to other areas of investigation such as Taï national park and Marahoué national park.