

REB PASRES

Revue de l'Environnement et de la Biodiversité - PASRES

Vol 10
N°
01
2026



ISSN : 2520 - 3037

Email : rebpasres.prov@gmail.com
www://rebpasres.org



PROGRAMME D'APPUI STRATÉGIQUE À LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

COMITÉ DE PILOTAGE DU PASRES / STEERING BOARD OF PASRES

PRÉSIDENT	Pr BIAKA Zasseli Ignace Université Félix Houphouët-Boigny (UFHB)
VICE-PRÉSIDENT	Pr UTZINGER Jürg Institut Tropical Suisse (SWISS TPH)
VICE-PRÉSIDENT DÉLÉGUÉ	Pr KONÉ Inza Centre Suisse de Recherches Scientifiques en Côte d'Ivoire (CSRS)
MEMBRES	M. TRAORÉ Seydou Ministère de l'Économie et des Finances (MEF) Me HOEGAH Théodore Représentant du Secteur Privé
OBSERVATEURS	Pr ADOHI-KROU Viviane Présidente du Conseil Scientifique du PASRES Dr SANGARÉ Yaya Secrétaire Exécutif du PASRES

COMITÉ DE RÉDACTION / EDITORIAL BOARD

RÉDACTEUR EN CHEF / EDITOR IN CHIEF	Pr KAMANZI Kagoyire, UFHB
MEMBRES / MEMBERS	Pr BAKAYOKO Adama, Université Nangui Abrogoua (UNA) Pr KASSI N'Dja Justin, UFHB Pr KONÉ Inza, UFHB Pr KONÉ Mamidou Witabouna, UNA Pr OUATTARA Allassane, UNA Pr TIÉBRÉ Marie Solange, UFHB Dr KADJO Blaise, UFHB
DIRECTEUR DE PUBLICATION / EDITORIAL DIRECTOR	Pr ADOHI-KROU Viviane Présidente du Conseil Scientifique du PASRES

COMITÉ DE LECTURE / PEER REVIEWERS

Pr ACAPOVI Genéviève L. Épse YAO, UFHB	Côte d'Ivoire
Pr ADOU YAO Constant Yves, UFHB	Côte d'Ivoire
Pr AKOÉGNINOU Akpovi, Université d'Abomey-Calavi	Bénin
Pr BARIMA Yao Sabas, UJLoG	Côte d'Ivoire
Pr BOGAERT Jan, Gembloux Agro Bio-Tech, Université de Liège	Belgique
Pr BOUSSIM Issaka Joseph, Université de Ouagadougou	Burkina Faso
Pr KAKOU N'DOUBA Adèle, Institut Pasteur d'Abidjan	Côte d'Ivoire
Pr KIÉNON-KABORÉ TIMPOKO Hélène, UFHB	Côte d'Ivoire
Pr KONATÉ Souleymane, UNA	Côte d'Ivoire
Pr KONÉ Daouda, UFHB	Côte d'Ivoire
Pr KONÉ Tidiani, Université Jean Lorougnon Guédé (UJLoG)	Côte d'Ivoire
Pr KOUAMÉ N'Guessan François, UNA	Côte d'Ivoire
Pr KOUAMÉLAN Essetchi Paul, UFHB	Côte d'Ivoire
Pr KOUSSEMON Marina Caroll Edwige, UNA	Côte d'Ivoire
Pr N'DA Konan, UNA	Côte d'Ivoire
Pr N'GUESSAN Kouakou Édouard, UFHB	Côte d'Ivoire
Pr N'NAN Oulo Épse ALLA, UFHB	Côte d'Ivoire
Pr TANO Yao, UNA	Côte d'Ivoire
Pr TRAORÉ Dossahoua, UFHB	Côte d'Ivoire
Pr YAOKOKORÉ-BEIBRO K. Hilaire, UFHB	Côte d'Ivoire
Pr ZOUNDJIHÉKPON Jeanne, Université d'Abomey-Calavi	Bénin
Dr AKA Marcel, Centre de Recherches Océanologiques (CRO)	Côte d'Ivoire
Dr DA Philippe, UFHB	Côte d'Ivoire
Dr DEMBÉLÉ Ardjouma, Laboratoire National d'Appui au Développement Agricole (LANADA)	Côte d'Ivoire
Dr KOUTIKA Lydie-Stella, Centre de Recherche sur la Durabilité et Productivité (CRDPI)	Congo Brazzaville
Dr MAVOUNGOU Jacques François, Université de Masuku	Gabon

ADMINISTRATION

Secrétariat Exécutif du PASRES

Tél : (225) 23 47 28 29

Centre Suisse de Recherches
Scientifiques en Côte d'Ivoire, KM 17
Adiopodoumé sur la route de Dabou

Fax: (225) 23 45 12 11

01 BP 1303 ABIDJAN 01

E-mail: yayasangci@yahoo.fr

ÉDITORIAL

Le Programme d'Appui Stratégique à la Recherche Scientifique, après la création de la Revue des Sciences Sociales (RSS-PASRES), met à la disposition des chercheurs, des enseignants-chercheurs et du monde de la Science, en général, une autre revue : la Revue de l'Environnement et de la Biodiversité (REB-PASRES) pour contribuer à la promotion des Sciences environnementales.

Cela témoigne de la volonté du PASRES de s'intégrer dans la chaîne de diffusion et de valorisation des savoirs et des résultats de la Recherche. En se référant aux différentes Conférences des Parties (COPs), on peut comprendre aisément le choix de créer une revue dans le domaine de l'environnement et de la biodiversité : s'investir dans les recherches portant sur le sujet le plus controversé de ce début du XXI^{ème} siècle et constituant pourtant l'une des plus grandes préoccupations des sociétés contemporaines. Elles sont condamnées à la protection et à la sauvegarde de l'environnement et de la biodiversité.

Pendant longtemps, les hommes ont cru devoir leur vie à la nature à laquelle ils participaient comme sujets et objets. Avec la conception mécaniste, matérialiste et économiste, l'environnement devient l'ensemble hostile des éléments qui constituent le voisinage d'un être vivant ou d'un groupe d'origine humaine, animale ou végétale et qui sont susceptibles d'interagir avec lui

directement ou indirectement. C'est ce qui entoure, ce qui est aux environs.

Nous convenons maintenant avec la tradition et les Anciens que l'Environnement et la Biodiversité sont plus que cela : depuis les années 1970 le terme environnement est utilisé pour désigner le contexte écologique global, c'est-à-dire l'ensemble des conditions physiques, chimiques, biologiques, climatiques, géographiques et culturelles au sein desquelles se développent les organismes vivants et les êtres humains, en particulier. L'environnement inclut donc l'air, la terre, l'eau, les ressources naturelles, la flore, la faune, les hommes et leurs interactions.

Aujourd'hui, avec les nombreux problèmes de santé, de sécurité alimentaire et de changement climatique, provoqués par la pollution et les catastrophes technologiques, nous réalisons que l'environnement et la biodiversité constituent le seul milieu connu, nécessaire à l'existence des hommes, pour subvenir à leurs besoins naturels.

Les Conférences des Parties qui se succèdent au fur des ans, traduisent la volonté de trouver des accords politiques sur le climat et montrent que la protection de l'environnement et de la biodiversité est devenue également une préoccupation des politiques. Les problèmes liés à l'environnement et à la biodiversité sont donc, pour nous, des problèmes exigeant des solutions urgentes et immédiates qui ne sauraient attendre.

Dr Sangaré Yaya

Secrétaire Exécutif du PASRES

S O M M A I R E

Kouyaté D · Ehouman E · Agodio E · Ouattara DN · Yao AC · Bakayoko A · Koné MW
Analyse de la répartition potentielle de l'ulcère de Buruli en fonction des facteurs environnementaux en Côte d'Ivoire.....1

Faye PD · Diop AB · Diop S · Ly A · Ka A · Cissé O · Yattara F · Kavainda OM · Kabeya CK
Dynamique spatio-temporelle de la mangrove de la commune de Coubalan de 1984 à 2024.....17

Bakayoko S · Nahoua CS · Koné B · Emile BB
Caractérisation chimique d'un biochar de résidus de récolte de riz destiné à l'amendement des sols en Côte d'Ivoire.....28

Cissé M · Sopia VEA · Kouassi KNN · Tiébré MS
Perception des producteurs face au changement climatique dans la filière anacarde : analyse comparative dans quatre départements du Nord de la Côte d'Ivoire.....37

Amponsah SKK
Population dynamics of *Trichiurus lepturus* (Linnaeus 1758) from the coast of Ghana.....48

Polina L
Apport des algorithmes de GRASS GIS et l'images satellites Landsat pour le calcul et la visualisation des indices de végétation.....57

Lozo RN · Bertév S · N'guessan KR · Konan YA · Kouamelan EP
Dynamique du peuplement des micro-algues du bassin du fleuve Bandama (Côte d'Ivoire)....76

Bouah EF · Kouadio ARE · Coulibaly F · Blahoua KG · Konan YA · N'douba V
Préférence de microhabitat, cohabitation interspécifique et effet du parasitisme sur le facteur de condition de *Heterobranchus bidorsalis* Geoffroy Saint-Hilaire, 1809 infesté par trois *Quadriacanthus* dans la rivière Bagoué (Côte d'Ivoire).....87

Analyse de la répartition potentielle de l'ulcère de Buruli en fonction des facteurs environnementaux en Côte d'Ivoire

Analysis of the potential distribution of Buruli ulcer according to environmental factors in Ivory Coast

Kouyaté D • Ehouman E • Agodio E • Ouattara DN • Yao AC • Bakayoko A • Koné MW

Received: 05 August 2025 / Accepted: 02 October 2025 / Published online: 02 January 2026

© PASRES Abidjan Côte d'Ivoire 2026

Résumé Les perturbations naturelles et anthropiques de l'environnement peuvent être à l'origine du développement de pathologies et de la virulence des agents pathogènes occasionnant ainsi l'apparition et l'évolution des maladies émergentes dont l'ulcère de Buruli. L'ulcère de Buruli est une infection chronique cutanée dont l'agent causal est une mycobactérie environnementale (*Mycobacterium ulcerans*). La Côte d'Ivoire est le pays qui enregistre le plus de cas chaque année (376 nouveaux cas par an). A ce jour, le mode de transmission de la maladie n'est pas clairement élucidé. L'objectif de cette étude a été d'évaluer les facteurs environnementaux favorisant la distribution de l'ulcère de Buruli en Côte d'Ivoire. Des inventaires floristiques ont été réalisés dans les Districts sanitaires de Tiassalé-Taabo, zone endémique et d'Alépé, zone témoin puis des cartes de distributions des cas d'ulcère de Buruli en fonction des covariables climatiques ont été établies. L'analyse de la flore a permis d'identifier les espèces spécifiques aux sites endémiques et suspectées de porter *M. ulcerans*. Ces espèces sont relativement dominées par des herbacées telles que, *Megathyrsus maximus*, *Paspalum orbiculare*, *Chromolaena odorata*, *Echinochloa colonum*, *Mimosa pudica*, *Centrosema pubescens* et *Ludwigia octovalvis*. Par ailleurs, une forte corrélation entre les facteurs climatiques et la répartition des cas a été observée. Cette distribution est considérablement influencée par les paramètres climatiques comme la température, les précipitations et l'humidité. Ces paramètres climatiques pourraient contribuer à l'augmentation du nombre de cas au Centre et au Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire.

Mots clés : Perturbation, Ulcère de Buruli, Végétation, Paramètres climatiques.

Abstract Natural and anthropogenic disturbances of the environment can cause infectious diseases and increase the virulence of pathogenic agents. Buruli ulcer is a chronic skin infection caused by an environmental mycobacterium (*Mycobacterium ulcerans*). Côte d'Ivoire is the country where the great number of new cases (376). To date, the mode of transmission of the disease is not clearly elucidated. The objective of this study was to evaluate the environmental factors favoring the distribution of Buruli ulcer in Côte d'Ivoire. Floristic inventories were carried out in the health districts of Tiassalé-Taabo (endemic area) and Alépé (control area). The maps cases division were established according to climatic covariates. The specific species to endemic sites suspected of carrying *M. ulcerans* were herbaceous plants as *Megathyrsus maximus*, *Paspalum orbiculare*, *Chromolaena odorata*, *Echinochloa colonum*, *Mimosa pudica*, *Centrosema pubescens* and *Ludwigia octovalvis*. This study revealed a strong correlation between climatic factors (temperature, rains and humidity) and distribution of cases. This division is significantly influenced by climatic parameters which may explain the high number of cases in Central and Center-Western Côte d'Ivoire.

Key words : Disturbance, Buruli Ulcer, Vegetation, Climatic parameters, Côte d'Ivoire

Kouyaté D • Ouattara DN • Yao AC • Bakayoko A • Koné MW

¹ Laboratoire de Botanique et Valorisation de la Diversité végétale, UFR Sciences de la Nature, Université Nangui ABROGOUA, Côte d'Ivoire

² Centre Suisse de Recherches Scientifiques en Côte d'Ivoire

Ehouman E
Cirad, UPR Forêts et Sociétés,
Institut National Polytechnique Félix HOUPOUËT BOIGNY (INP-HB),
Yamoussoukro, Côte d'Ivoire

Agodio E
Docteur, Institut de Géographie
Tropicale, Université Félix HOUPOUËT
BOIGNY/Cocody-Abidjan

Kouyaté D (✉)

¹ Laboratoire de Botanique et Valorisation de la Diversité végétale, UFR Sciences de la Nature, Université Nangui ABROGOUA, Côte d'Ivoire

² Centre Suisse de Recherches Scientifiques en Côte d'Ivoire
daoudakouyate1996@gmail.com

Introduction

L'ulcère de Buruli est une maladie tropicale nécrotique causée par *Mycobacterium ulcerans*, une mycobactérie environnementale (Sopoh et Asiedu, 2016). Cette mycobactérie libère une toxine appelée Mycolactone qui s'attaque principalement à la peau et parfois aux os (WHO, 2017a). Elle est la troisième maladie à *Mycobacterium* après la tuberculose et la lèpre, avec une forte occurrence dans les zones humides (Sopoh et Asiedu, 2016). En effet, cette maladie constitue un problème de santé publique dans près de 30 pays du monde (WHO, 2017b) et est présente dans les zones marécageuses, des régions intertropicales, tropicales et subtropicales d'Afrique, d'Amérique latine, d'Asie, d'Océanie, et du pacifique Occidental. Elle est généralement circonscrite dans les écosystèmes aquatiques tels que les fleuves, les lacs artificiels ou naturels, les systèmes d'irrigations, *etc.* (Aubry et Gaüzère, 2015). La modification naturelle ou anthropique de l'environnement peut exacerber la virulence de *Mycobacterium ulcerans* (Merritt *et al.*, 2010). Les personnes affectées par la maladie, surtout les enfants, sont victimes d'un double problème social de déscolarisation et de réinsertion (Andreoli *et al.*, 2015). En Côte d'Ivoire, 24000 cas ont été enregistrés entre 1978 et 2006 (OMS, 2017b). Aussi, plus de 9000 cas ont été enregistrés uniquement pour la période de 2007 à 2010 (OMS, 2017b). Au cours de ces années, la Côte d'Ivoire demeurait le pays le plus affecté avec 376 nouveaux cas par an, suivie du Ghana et du Bénin (OMS, 2017c). Les efforts consentis par les organisations ivoiriennes et internationales, ont permis d'observer une diminution du nombre de personnes infectées passant de 9000 entre 2007 et 2010 à 5504 entre 2012 et 2021 (OMS, 2017b ;

PNLUB, 2021). Le mode de transmission de cette maladie n'est toujours pas clairement élucidé et de nouveaux foyers endémiques se développent (Garchitorena *et al.*, 2015 ; Khanna *et al.*, 2016). Les connaissances actuelles admettent que l'infection interviendrait par contact direct avec un réservoir environnemental à la faveur de coupures, de blessures ou de piqûre d'insectes aquatiques (O'Brien *et al.*, 2019). Les blessures liées aux plantes se sont révélées être des facteurs à risque (Zogo *et al.*, 2015). Dans la quête de connaissances en vue de rompre la chaîne de transmission de l'agent pathogène et traiter la maladie, plusieurs études ont été réalisées. En Côte d'Ivoire, ces travaux de recherche ont porté entre autres sur la connaissance et le rôle des plantes dans la transmission de la maladie (Ehouman *et al.*, 2023), la flore dans des zones de forte et faible endémicité (Boni-Cissé *et al.*, 2017a ; Ehouman *et al.*, 2023) et les risques hydro-climatiques et environnementaux liés à l'occurrence de l'ulcère de Buruli dans la région de la Marahoué (Gouzile *et al.*, 2016).

À ce jour, il existe peu de données liées à la relation entre la répartition des cas et l'environnement en Côte d'Ivoire. Ce travail a été réalisé pour évaluer les facteurs environnementaux favorisant la répartition de l'ulcère de Buruli en Côte d'Ivoire. En d'autres termes, il s'agit d'étudier le lien possible entre la répartition des plantes et l'endémicité de l'ulcère du Buruli dans une zone. Les objectifs spécifiques ont été de collecter les données floristiques dans des zones d'endémicité de la maladie en Côte d'Ivoire et de faire une modélisation des zones de sa distribution en fonction des covariables ciblées (température, précipitation).

Matériel et Méthodes

Choix des zones et localités d'étude

Cette étude a été effectuée dans les districts sanitaires d'Alépé et de Taabo. Le district sanitaire d'Alépé a été choisi comme témoin du fait de l'absence de cas. Le district sanitaire de Taabo est une zone endémique de la maladie et de nombreux cas y sont rapportés. Dans chaque district sanitaire, deux points d'eau ont été retenus sur la base de l'accessibilité. Dans le district sanitaire d'Alépé (**Figure 1A**), ce sont les

villages de Nougoussi et N'gokro, au sud de la ville d'Alépé qui ont été sélectionnés tandis que les villages de Ahondo et Léléblé ont été choisis dans le département de Taabo (**Figure 1B**).

Le district sanitaire d'Alépé est situé au Sud de la Côte d'Ivoire, dans la région de la Mé avec 125 877 habitants (INS, 2015a). Celui de Taabo est situé dans la région de l'Agneby-Tiassa au Nord-Ouest de Tiassalé à 160 km d'Abidjan dont la population

est estimée à 56 422 habitants (RGPH, 2014 ; Rezoivoire, 2022). Sur le plan hydrographique, le district sanitaire d'Alépé, est arrosé par d'importants cours d'eau à savoir : la Comoé, la Mé, l'Agbo encore appelé l'Agnéby, le Manssan, le Tefa et la Mabi (PRICI, 2016). Tandis que celui de Taabo présente deux bassins à savoir le bassin du Bandama et celui du N'Zi. Les bassins du Bandama et du N'Zi sont

entrecoupés par de nombreuses chutes dont les plus importantes sont Tiassalé et Broubrou (Kouakou, 2020). La végétation de ces régions appartient au secteur mésophile du domaine guinéen (Guillaumet et Adjanohoun, 1971). Les populations pratiquent principalement l'agriculture, la pêche, l'exploitation et la transformation du bois en contreplaqué, *etc.* (Koné *et al.*, 2014 ; ARDCI, 2017).

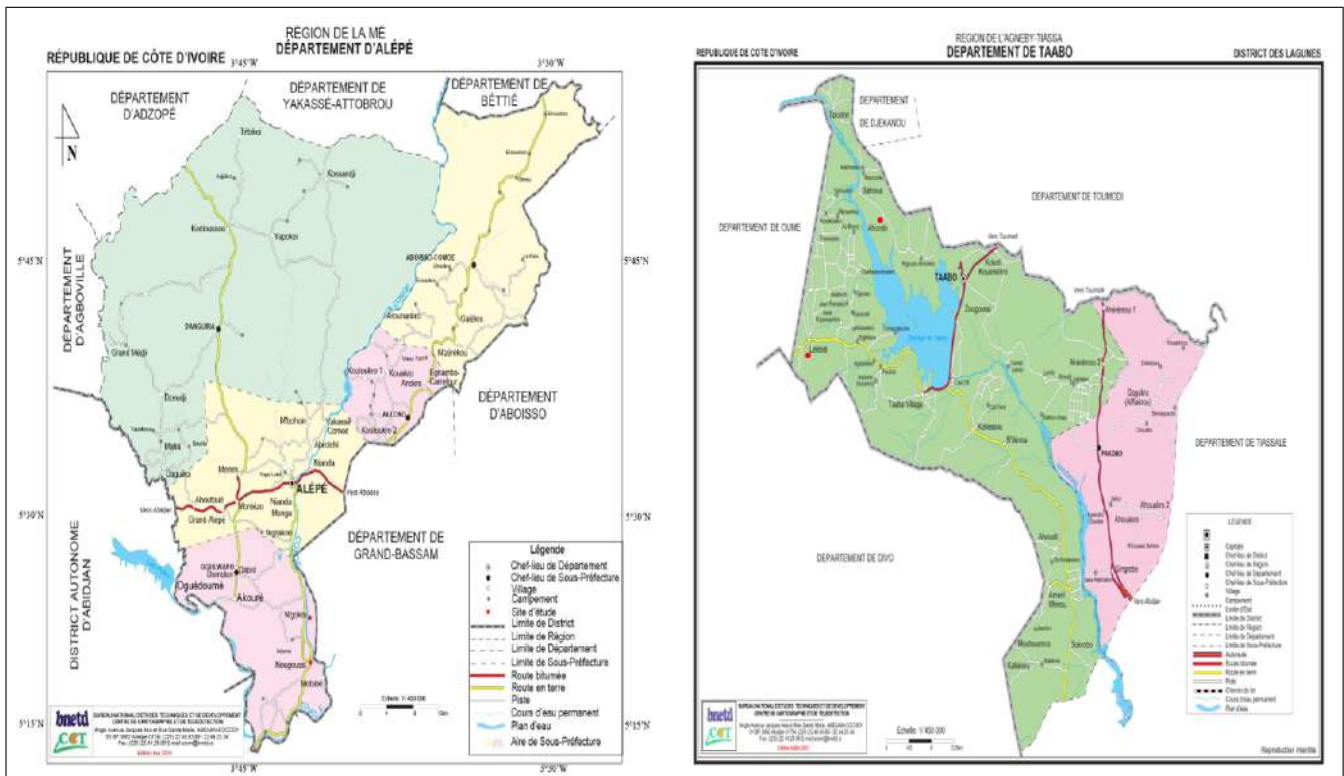


Figure 1 : Carte des Départements d'Alépé et de Taabo indiquant les sites d'études (A= département d'Alépé ; B= département de Taabo) Source : BNETD (2015)

Collecte des données

Données épidémiologiques

Les données sur l'ulcère de Buruli ont été collectées auprès du Programme National de Lutte contre l'Ulcère de Buruli (PNLUB) en Côte d'Ivoire. Ces informations sont relatives au nombre de cas d'ulcère de Buruli enregistrés dans les établissements sanitaires de prise en charge,

l'âge et le sexe des malades, les formes cliniques de la maladie, *etc.* dans tous les districts sanitaires endémiques à la maladie en Côte d'Ivoire au cours de l'année 2021. Elles ont permis de déterminer l'évolution de l'endémicité de la maladie dans chaque district sanitaire de la Côte d'Ivoire. Celle-ci est observée à travers une carte de distribution de la maladie en Côte d'Ivoire de l'année 2021 fournie par le PNLUB (Figure 2).

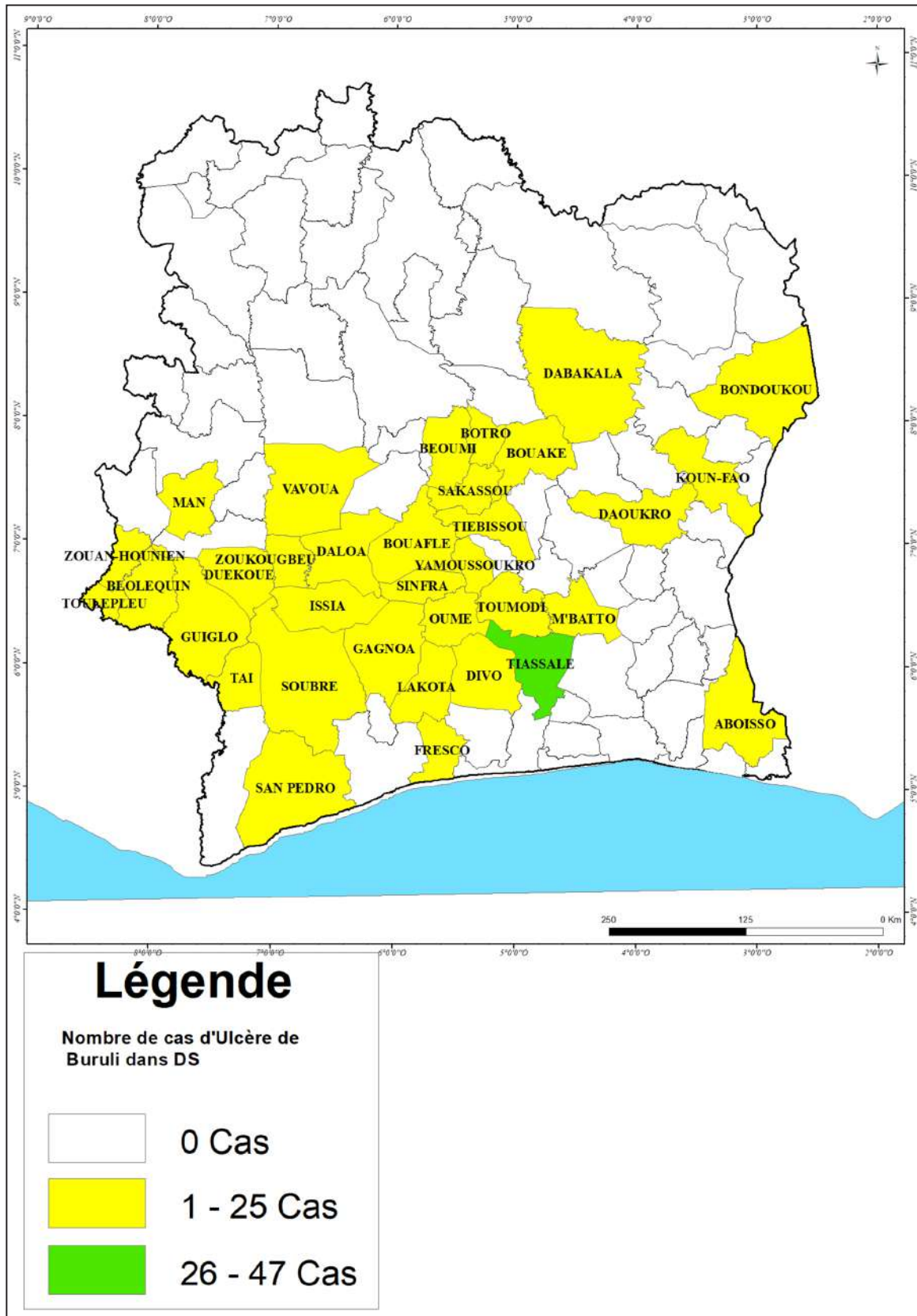


Figure 2 : Distribution des cas d'ulcère de Buruli en Côte d'Ivoire de l'année 2021 (Source : PNLUB, 2021)

Données floristiques

Des inventaires floristiques ont été réalisés sur la base de la méthode de relevés de surface utilisant des quadrats. Cette méthode consistait à délimiter une surface de 1 m² à l'aide de tuyau PVC et inventorier toutes les plantes présentes dans cette surface (Ehouman *et al.*, 2023). Afin d'identifier les plantes pouvant entrer en contact avec les personnes et provoquer des écorchures de la peau, les relevés ont été disposés sur toutes les surfaces couvertes par la végétation à proximité des cours d'eau, fréquentés par les populations (Figure 3).

Ainsi avant de poser les placettes, chaque zone a été parcourue afin d'identifier les cours d'eau fréquentés par les populations et les activités qu'elles y mènent au quotidien (Tableau 1).

Pour chaque relevé, un numéro a été attribué, puis la date, la localité et les activités menées par les populations dans le milieu ont été notés. Les coordonnées géographiques de chaque zone ont également été enregistrées à l'aide du récepteur GPS (GARMIN).

Les espèces inconnues ont été identifiées dans l'herbier du Centre Suisse de Recherches Scientifiques en Côte d'Ivoire. La nomenclature adoptée pour les familles des Angiospermes est celle de la classification phylogénétique APG IV (2016). Le nom scientifique des taxons a été corrigé dans la base de données TNRS (Taxonomic Name Resolution Service v5.3.1) ou sur le site internet <https://tnrs.biendata.org/>. Tous les aspects botaniques, à savoir : la composition floristique, la richesse taxonomique, les types biologique et morphologique et la chorologie, l'abondance et la régularité, ont été analysés

Données climatiques

Les données climatiques concernent la température et les précipitations moyennes annuelles des différents districts sanitaires de la Côte d'Ivoire de l'année 2021. Elles ont été collectées sur le site internet data-climat.org. Ces données ont servi dans le cadre de l'évaluation de la distribution spatiale de la maladie en fonction des facteurs climatiques ciblés.



Figure 3 : Site d'échantillonnage à Léléblé (Taabo)

Tableau 1 : Description de sites d'inventaire floristique

District sanitaire	Villages	Statut	Zone d'échantillonnage	Activités exercées
Alépé	Nougoussi	Témoin	Basfond marécageux	Pêche Agriculture
	N'gokro	Témoin	Bordure du fleuve Comoé	Lessive Bain
	Ahondo	Forte endémicité	Zone humide	Agriculture
Taabo	Léléblé	Forte endémicité	Barrage de Léléblé	Pêche Lessive Bain

Analyse des données

Données floristiques inventoriées

L'analyse des données floristiques consiste à faire la comparaison de la liste floristique sur les différents sites inventoriés (Nougoussi, N'gokro, Léléblé, Ahondo) pour établir un possible lien entre la répartition de la végétation et la distribution de la maladie (le nombre de cas). L'étude des peuplements des espèces permet de se référer à des indices bien précis notamment la richesse spécifique (S), l'abondance (A), l'indice de diversité de Shannon-Wiener (H), l'indice de diversité de Simpson (D), l'indice d'équitabilité de Pielou (E) et Indice de similitude de Sørensen (Guillaume, 2020).

Richesse spécifique des espèces

Cet indice a permis de connaître le nombre d'espèces présentes sur chaque site inventorié. La richesse spécifique de chaque site a permis d'évaluer le niveau d'exposition ou de contact des populations avec les plantes à proximité du point d'eau. Si la richesse spécifique est élevée, alors les possibilités que les populations entrent en contact avec les plantes sont également élevées, d'où un risque d'exposition à l'infection élevé. Par contre, si elle est faible alors les chances que les populations entrent en contact avec les plantes à proximité du cours d'eau sont faibles, d'où le risque d'exposition à l'infection est faible.

Indice d'équitabilité de Pielou

Cet indice a permis d'évaluer la régularité dans l'abondance des espèces. Il renseigne sur la répartition des effectifs entre les différentes espèces (Nkongmeneck *et al.*, 2003). Il varie donc entre 0 et 1. S'il tend vers 1, alors la répartition des espèces sur tout le site est homogène, d'où le risque d'entrer en contact avec ces plantes sur tout le site est élevé. S'il tend vers 0, alors nous sommes en présence d'un déséquilibre où une seule espèce domine tout le peuplement (Guillaume, 2020). Dans cette condition, le risque de rentrer en contact avec les plantes est faible. La formule d'équitabilité de Pielou correspond au rapport suivant :

$$E' = \frac{H'}{\log S} \text{ où } \log S = H'_{\max}$$

E' = Indice de Pielou ; S = richesse spécifique ou nombre total d'espèces

Indice de Shannon

Dans le but d'estimer la diversité spécifique des différents sites étudiés, l'indice de diversité (H') de Shannon et Weaver (1949) a été utilisé. Cet indice tient compte du nombre d'espèces et de leur abondance dans l'échantillon. Si l'échantillon étudié est homogène (constitué d'une seule et même espèce), alors l'indice $H' = 0$. Ce qui signifie que les chances d'être en contact avec ces espèces sont plus faibles. Cependant, la valeur $H' = \log_2(S)$ correspond à un peuplement hétérogène pour lequel tous les individus de toutes les espèces sont répartis d'une façon égale. Plus l'on est en présence d'espèces différentes, plus les possibilités d'être en contact avec des espèces coupantes sont élevées. Dans une communauté de S espèces et N individus, l'indice de Shannon se calcule selon la formule suivante :

$$H' = - \sum_{i=1}^s (P_i \log P_i)$$

Avec : H' = Indice de Shannon ; P_i = l'abondance proportionnelle ou pourcentage d'abondance d'une espèce présente ($P_i = N_i/N$: effectif de l'espèce i) N_i = le nombre d'individus dénombrés pour une espèce présente N = le nombre total d'individus dénombrés, toute espèce confondue

Indice de Simpson

Cet indice rend compte de l'abondance d'une espèce ou quelques espèces (Simpson, 1947). Il mesure la probabilité que deux individus sélectionnés au hasard appartiennent à la même espèce dans un peuplement (Guillaume, 2020). Plus cet indice est proche de 1, plus le peuplement est homogène. L'indice de Simpson est traduit par la formule mathématique suivante :

$$D = \frac{1}{\sum_{i=1}^S P_i^2}$$

$$D = \frac{1}{\sum p_i^2}$$

D = Indice de Simpson ; P_i = l'abondance proportionnelle ou pourcentage d'abondance d'une espèce présente

Indice de similitude de Sørensen (Cs)

L'indice de similitude de Sørensen (1948) ou diversité bêta permet d'établir la ressemblance entre les flores issues des différents sites étudiés. Il s'établit à partir de la matrice de présence-absence dans les relevés et accorde un poids plus important aux espèces présentes dans les deux listes floristiques (Berry *et al.*, 2016). Dans cette étude, la similitude entre la flore du site témoin et celles des sites endémiques d'ulcère de Buruli a été évaluée. Un indice égal à zéro signifie qu'il n'existe aucune espèce commune entre les sites. Pour un indice égal à 1, il existe une similarité totale dans la composition floristique des deux sites considérés. L'indice de Sørensen se calcule selon la formule suivante :

$$Cs = \frac{2a}{(2a + b + c)}$$

Dans cette formule, **a** : le nombre d'espèces du site A ; **b** : le nombre d'espèces du site B ; **c** : le nombre d'espèce communes aux deux sites A et B.

Traitement des données climatiques

La conception des cartes de distribution de l'ulcère de Buruli en fonction des données climatiques (température, précipitations) repose sur une démarche méthodologique rigoureuse utilisant l'outil d'analyse spatiale du logiciel

ArcGis 10.2.1™. Cet outil a été utilisé pour générer une surface raster interpolée à partir de données ponctuelles, notamment grâce à la méthode IDW (Inverse Distance Weighting), ou pondération par la distance inverse. La méthode IDW attribue plus de poids aux valeurs les plus proches du point à estimer, garantissant ainsi une interpolation réaliste des paramètres climatiques (température et pluviométrie). Elle confère une cohérence statistique et une fidélité aux données observées, en particulier dans un contexte où les villes disposant de stations thermiques sont les principales sources de données fiables. La densité de la répartition des départements à travers les régions constitue un atout supplémentaire. Elle permet d'avoir une maille d'analyse fine, rendant la visualisation des paramètres climatiques plus précise à l'échelle nationale. Chaque moyenne départementale contribue ainsi à façonner la carte plus représentative des réalités locales, permettant d'identifier avec plus de justesse les variations spatiales des conditions climatiques. Enfin, nous avons procédé à la superposition des districts endémiques à l'ulcère de Buruli sur les cartes climatiques. Cette superposition apporte une dimension analytique essentielle car elle permet de mettre en relation les caractéristiques climatiques locales avec la distribution des zones à risque sanitaire, facilitant ainsi une meilleure compréhension de l'environnement dans lequel évoluent ces zones. Cette démarche croisée est indispensable pour des analyses épidémiologiques ou environnementales.

Resultats

Comparaison floristique des sites

Flore des sites témoin

La comparaison de la flore a permis d'identifier 25 espèces végétales spécifiques au niveau des sites témoins que sont Nougoussi et N'gokro (**Tableau 2**). En termes d'abondance, les herbacées et les lianescentes sont les espèces dominantes au niveau de ces sites à savoir : *Culcasia scandens* (Araceae), *Culcasia dinklagei* (Araceae), *Paspalum conjugatum* (Poaceae), *Lasimorpha senegalensis* (Araceae), *etc.*

Flore des sites endémiques

La comparaison de la flore au niveau des sites indique 49 espèces végétales qui sont spécifiques aux sites endémiques de Léléblé et d'Ahondo (**Tableau 3**). Ces espèces spécifiques nécessitent une attention particulière car elles pourraient être un réservoir pour l'agent pathogène de la maladie. Ces espèces largement abondantes sont les herbacées entre autres *Steinchisma laxum* (Poaceae), *Sida acuta* (Malvaceae), *Croton hirtus* (Euphorbiaceae), *Porophyllum ruderales* (Asteraceae).

Tableau 2 : Liste floristique des espèces spécifiques aux sites témoins

Familles	Espèces végétales	Abondance	Zone
Amaranthaceae	<i>Cyathula prostrata</i> (L.) Bl. Var. <i>pedicellata</i> (C.B. Clarke) Cavaco	1	
Amaryllidaceae	<i>Crinum jagus</i> (J. Thomps.) Dandy	7	
	<i>Scadoxus multiflorus</i> (Martyn) Raf.	1	
Apocynaceae	<i>Ceropegia fusiformis</i> N.E.Br.	1	
Areaceae	<i>Raphia hookeri</i> G.Mann & H.Wendl.	17	
	<i>Culcasia scandens</i> P.Beauv.	36	
Araceae	<i>Culcasia dinklagei</i> Engl.	29	
	<i>Lasimorpha senegalensis</i> Schott.	7	
Asteraceae	<i>Gymnanthemum amygdalinum</i> Del.	3	
	<i>Struchium sparganophorum</i> (L.) Kuntze1	6	
Boraginaceae	<i>Ehretia trachyphylla</i> C.H.Wright	1	
Clusiaceae	<i>Garcinia quadrifaria</i> Baill. Ex Pierre	1	Témoins (Alépé)
	<i>Garcinia afzelii</i> Engl.	1	
	<i>Garcinia smeathmanii</i> (Planch. & Triana) Oliv.	2	
Euphorbiaceae	<i>Uapaca heudelotli</i> Baill	3	
Fabaceae	<i>Baphia capparidifolia</i> Baker.	2	
Marantaceae	<i>Hypselodelphys violacea</i> (Ridl.) Milne-Redh.	4	
Molluginaceae	<i>Mollugo nudicaulis</i> Lam.	2	
	<i>Digitaria ciliaris</i> (Retz.) Koeler	1	
Poaceae	<i>Paspalum conjugatum</i> P. J. Bergius	9	
	<i>Rottboellia cochinchinensis</i> (Lour.) Clayton	1	
	<i>Mitragyna stipulosa</i> Kuntze	4	
Rubiaceae	<i>Oldenlandia affinis</i> DC.	3	
	<i>Spermacoce hepperiana</i> Verdc	1	
Sapindaceae	<i>Paullinia pinnata</i> L.	2	

Tableau 3 : Liste floristique des espèces spécifiques aux sites endémiques

Familles	Espèces végétales	Abondance	Zone
Asteraceae	<i>Bidens barteri</i> (Oliv. & Hiern) Rayner	2	Endémique (Taabo)
	<i>Chromolaena odorata</i> (L.) R.M.King & H.Rob.	1	
	<i>Porophyllum ruderale</i> (Jacq.) Cass.	8	
	<i>Synedrella nodiflora</i> Gaertn	1	
Commelinaceae	<i>Commelina congesta</i> C.B. Clarke	1	
	<i>Commelina bracteosa</i> var. <i>lagosensis</i> (C.B.Clarke) Faden	2	
Convolvulaceae	<i>Ipomoea</i> sp	1	
Cyperaceae	<i>Cyperus difformis</i> L.	3	
	<i>Cyperus haspan</i> L.	1	
	<i>Cyperus tenuiculmis</i> Boeckeler	1	
	<i>Cyperus sphacelatus</i> Rottb.	2	
	<i>Cyperus erectus</i> (Schumach.) Mattf. & Kük.	1	
	<i>Cyperus hortensis</i> (Salzm. ex Steud.) Dorr	1	
Euphorbiaceae	<i>Croton hirtus</i> L'Héri.	7	
	<i>Euphorbia heterophylla</i> L.	5	
Fabaceae	<i>Albizia zygia</i> (DC.) J.F.Macbr.	1	
	<i>Calopogonium mucunoides</i> Desv.	3	
	<i>Chamaecrista mimosoides</i> (L.) Greene	3	
	<i>Centrosema pubescens</i> Benth.	2	
	<i>Lonchocarpus sericeus</i> (Poir.) Khunt.	3	
	<i>Mucuna pruriens</i> (L.) DC.var.pruriens	3	
Lamiaceae	<i>Mimosa pudica</i> Linn.	2	
Lamiaceae	<i>Ocimum basilicum</i> L.	1	
Loganiaceae	<i>Spigelia anthelmia</i> L.	5	
Malvaceae	<i>Hibiscus surattensis</i> L.	1	
	<i>Sida acuta</i> Burm.f..	8	
Marantaceae	<i>Thalia geniculata</i> L.	4	
Mennispermaceae	<i>Dioscoreophyllum volkensii</i> Engl.	3	
Onagraceae	<i>Ludwigia adscendens</i> (L.) H.Hara <i>diffusa</i> (Forssk.) P.H.Raven	2	
	<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P.H.Raven	7	
	<i>brevisepala</i> (Brenan) P.Raven	1	
Poaceae	<i>Andropogon canaliculatus</i> Schumach.	1	
	<i>Andropogon schirensis</i> Hochst. ex A.Rich.	1	
	<i>Axonopus compressus</i> (Sw.) P. Beauv.	1	
	<i>Digitaria horizontalis</i> Willd.	1	
	<i>Echinochloa colonum</i> (L.) Link.	1	
	<i>Megathyrsus maximus</i> Jacq. B.K.Simon & S.W.L.Jacobs	6	
	<i>Steinchisma laxum</i> (Sw.) Zuloaga	34	
	<i>Paspalum orbiculare</i> G.Forst.	4	
Passifloraceae	<i>Passiflora foetida</i> (L.)	4	
Polygonaceae	<i>Persicaria decipiens</i> (R.Br.) K.L.Wilson	3	
Rubiaceae	<i>Spermacoce</i> sp	4	
Scrophulariaceae	<i>Scoparia dulcis</i> L.	1	
Thelypteridaceae	<i>Thelypteris dentata</i> E.P.St.John	11	
Ulmaceae	<i>Trema orientalis</i> (L.) Blume	1	
Urticaceae	<i>Laportea aestuans</i> (L.) Chew	1	

Diversité floristique des sites

Richesse spécifique des sites

L'analyse des données au niveau des sites a permis d'observer une prédominance de la diversité floristique dans les sites endémiques d'ulcère de Buruli contrairement aux sites témoins dont la diversité est faible. Cette prédominance est caractérisée par le nombre d'individus sur chaque site. Au niveau des sites endémiques, la richesse spécifique est de 60 espèces tandis qu'elle affiche 39 espèces au niveau des sites témoins (**Tableau 4**).

Indices de Shannon - Simpson et Indice de Pielou

L'analyse de la diversité floristique indique une valeur légèrement importante de l'indice de Shannon et Simpson au niveau des sites endémiques (3,6 et 0,96) contrairement aux sites témoins où elles sont 3,05 et 0,93. Ces valeurs expriment la probabilité que deux individus tirés de manière aléatoire n'appartiennent pas à la même espèce. Quant à l'indice de Pielou, il évolue de manière différente entre les sites. En effet, la distribution des espèces est légèrement plus équitable au niveau des sites endémiques avec une valeur de 0,883 contrairement aux sites témoins où elle affiche une valeur de 0,832. Les sites endémiques sont donc diversifiés en termes d'espèces et les individus ont une répartition légèrement équitable entre les espèces, contrairement aux sites témoins. Les sites endémiques présentent alors plus de chance de rentrer en contact avec des plantes à proximité des cours d'eau et d'être contaminé. Le **Tableau 4** présente les indices de diversité des différents sites.

Tableau 4 : Indices de diversité des sites

Sites	Richesse spécifique	Indice de Shannon	Indice de Simpson	Indice de Pielou
Témoin	39	3,05	0,93	0,832
Endémique	60	3,6	0,96	0,883

Tableau 5 : Similarité entre les localités des sites

Paramètres floristiques (%)		
Sites	Indice de Sorensen	Indice de Jaccard
Léléblé-Ahondo	26	15
N'gokro-Ahondo	30	18
N'gokro-Léléblé	24	14
Nougoussi-Ahondo	0	0
Nougoussi-Léléblé	0	0
Nougoussi-N'gokro	5	3

Ressemblance entre les flores des sites inventoriés

Les indices de similarités (Jaccard et Sorensen) indiquent une différence entre la flore des sites endémiques et celle des sites témoins. Celle-ci a été confirmée par le test non paramétrique de Kruskal-Wallis qui a indiqué que la densité des espèces diffère significativement des sites étudiés selon leurs statuts ($P\text{-value} = 1$). Les données relatives à la similarité entre les espèces des sites témoins (Nougoussi et N'gokro) et des sites endémiques (Léléblé et Ahondo) sont rapportées dans le **Tableau 5**. Les similarités entre les sites varient de 0 à 30 %, traduisant une hétérogénéité de la flore des cours d'eau entre les sites témoins et ceux des sites endémiques. Des exemples d'espèces différentes sont *Echinochloa pyramidalis* et *Eleusine indica*. Par contre, la ressemblance est maximale entre les localités de N'gokro et Ahondo (30 %) alors qu'elle est minimale entre les localités de Nougoussi et N'gokro. Il n'existe pas de ressemblance entre Nougoussi et Ahondo, entre Nougoussi et Léléblé. L'indice de Jaccard suit la même tendance que celui de Sorensen. Il indique une faible similarité entre les localités de Nougoussi et N'gokro tandis qu'elle est élevée entre les localités de N'gokro et Ahondo. Par ailleurs, la ressemblance est inexistante entre Nougoussi et Ahondo, entre Nougoussi et Léléblé. La similarité des espèces est plus importante entre les localités de N'gokro et Ahondo.

Nombre d'espèces similaires entre les différentes localités des sites

Les données relatives aux nombres d'espèces partagées et non partagées entre les localités sont rapportées dans le **Tableau 6**. Le nombre d'espèces partagées entre les localités varie entre 0 et 10 espèces. Les espèces partagées sont plus importantes entre les localités des sites respectives Ahondo et N'gokro, entre N'gokro et Ahondo avec 10 espèces alors qu'elle est faible entre les localités de Nougoussi et Ahondo avec 1 espèce. Cependant, les espèces partagées sont

absentes entre les localités respectivement entre Léléblé et Nougoussi, Nougoussi et Ahondo, entre Nougoussi et Léléblé. Concernant les espèces non partagées, elles sont plus élevées entre Nougoussi et Ahondo, entre Léléblé et Ahondo, N'gokro et Ahondo, entre Nougoussi et Léléblé avec respectivement 43 espèces, 34 espèces, 33 espèces et 26 espèces tandis qu'elles sont moins élevées entre les localités de Ahondo et N'gokro avec 14 espèces.

Tableau 6 : Espèces partagées et non partagées entre les localités

Sites	Nombre d'espèce commune	Nombre d'espèce non partagée
Ahondo - Léléblé	9	17
Ahondo - N'gokro	10	14
Ahondo - Nougoussi	0	16
Léléblé - Ahondo	9	34
Léléblé - N'gokro	6	18
Léléblé - Nougoussi	0	16
N'gokro - Léléblé	6	20
N'gokro - Nougoussi	1	15
Nougoussi - Ahondo	0	43
Nougoussi - Léléblé	0	26
Nougoussi - N'gokro	1	23

Distribution spatiale de l'ulcère de Buruli en fonction des paramètres climatiques

En fonction de la température

La carte de la distribution spatiale de l'ulcère de Buruli des localités de la Côte d'Ivoire en fonction de la température moyenne annuelle de l'année 2021 révèle une répartition inégale de la maladie (**Figure 4**). Ainsi, on note des zones hyper-endémiques (Tiassalé, Taabo) et celles de faible endémicité (Divo et Toumodi) dans les régions du Sud allant jusqu'au Centre de la Côte d'Ivoire. Ces localités (Tiassalé, Taabo) ayant une grande concentration de cas sont situées dans les régions de haute température variant entre 26,1 °C et 27 °C. Cependant, on observe de faibles cas d'ulcère de Buruli à l'Ouest et à l'Est de la Côte d'Ivoire, dans les régions à température moyenne (25 °C et 26 °C) et même de faibles températures (24 °C).

En fonction des précipitations

La carte (**Figure 5**) présente la distribution spatiale de l'ulcère de Buruli en fonction des précipitations moyennes annuelles de l'année 2021. Ainsi, on observe une forte représentativité des cas dans les régions situées du Sud au Centre et Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire. La maladie est fortement représentée dans les localités de Taabo et Tiassalé avec des précipitations élevées (variant entre 100 mm et 180 mm).

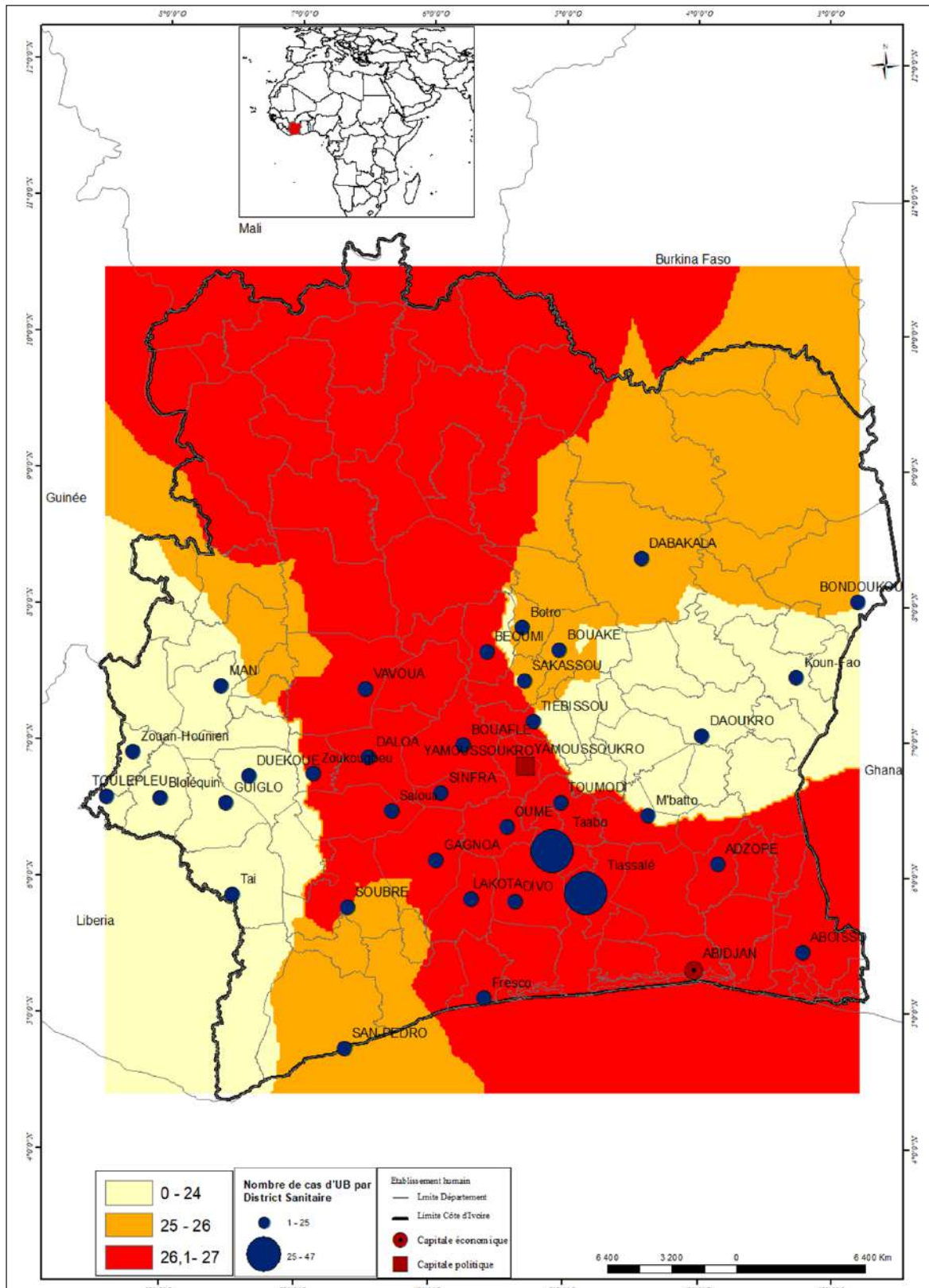


Figure 4 : Carte de distribution de l'ulcère de Buruli en Côte d'Ivoire en fonction de la température

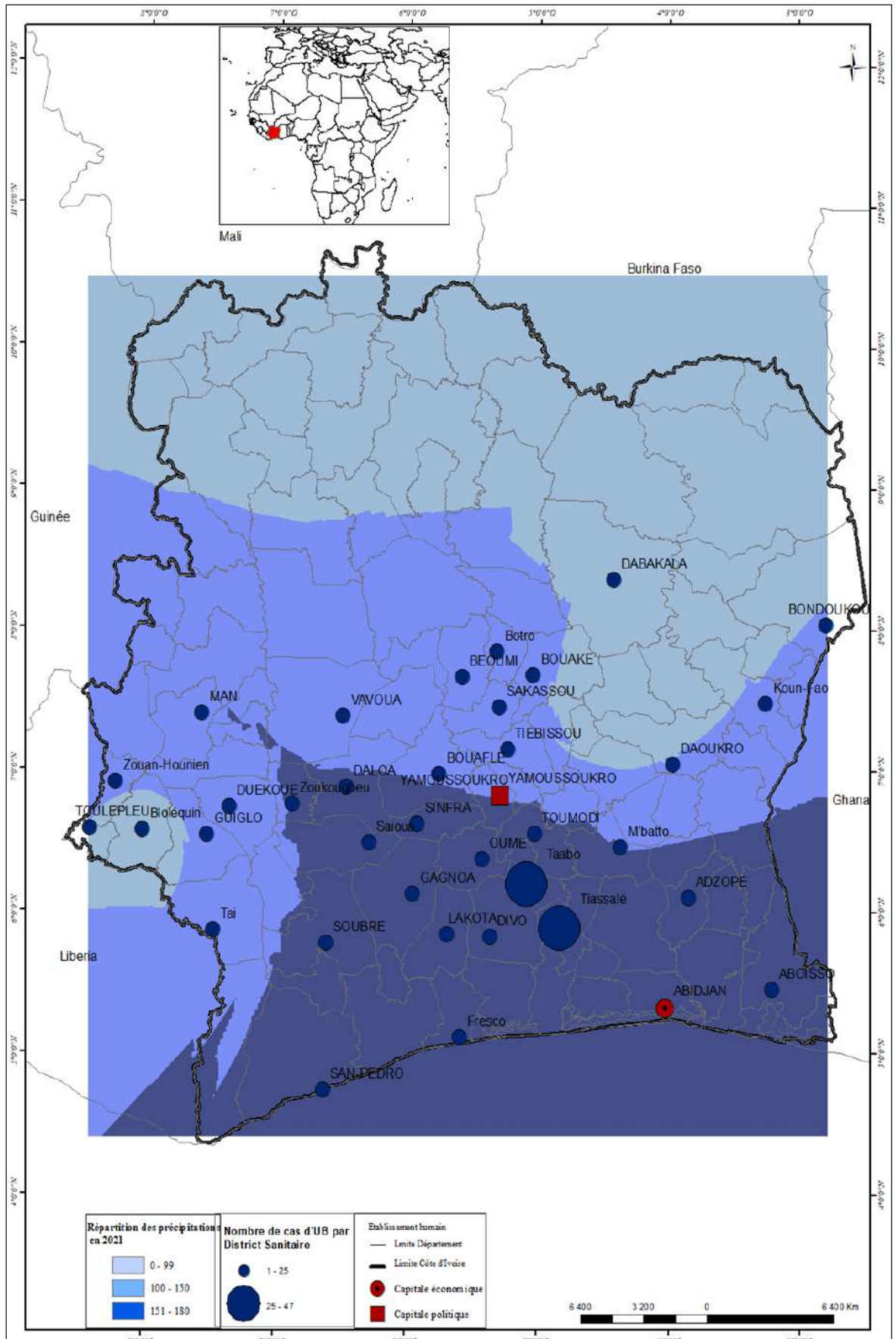


Figure 5 : Carte de distribution de l'ulcère de Buruli en Côte d'Ivoire en fonction des précipitations

Discussion

La comparaison de la flore des sites visités a montré 25 espèces spécifiques aux sites témoins contre 49 espèces spécifiques aux sites endémiques. Dans ces listes floristiques, on note une dominance des herbacées au niveau des sites endémiques contrairement aux sites témoins. Cette dominance consolide l'hypothèse selon laquelle la végétation herbeuse est un écosystème favorable à l'expansion de la maladie. Les populations pourraient entrer facilement en contact avec les biofilms de *M. ulcerans* présents sur ce type de plantes. C'est également sur des plantes herbacées que les insectes intervenant dans le mode de transmission de l'ulcère de Buruli reposent le plus souvent (De Lima Bicho et Müller, 2017).

Les données analytiques relatives à la diversité floristique (Richesse spécifique, Shannon, Simpson et Pielou) indiquent les valeurs respectives 60 ; 3,6 ; 0,96 et 0,883 au niveau des sites endémiques et 39 ; 3,05 ; 0,93 et 0,832 au niveau des sites témoins. Les indices de similarité (Jaccard et Sorensen) indiquent une différence entre la flore des sites endémiques et celui des sites témoins. En effet, les valeurs de l'indice de Sorensen ont révélé une hétérogénéité ou diversité floristique différente entre les sites témoins et les sites endémiques. L'indice de Jaccard permet de confirmer la même tendance que celui de Sorensen. Il indique une faible similarité entre les localités de Nougoussi et N'gokro tandis qu'elle est élevée entre les localités de N'gokro et Ahondo. Par ailleurs, la ressemblance est inexistante entre les localités de Nougoussi et Ahondo, Nougoussi et Léléblé. Le taux de renouvellement des espèces est alors plus important entre les localités de N'gokro et Ahondo. Nous déduisons à travers ces résultats (indices de diversité et indices de similarité) que la flore des sites endémiques est plus riche que celle des sites témoins, par conséquent, les possibilités de rentrer en contact avec ces plantes et d'être contaminé sont plus élevées au niveau des sites endémiques. Boni-Cissé *et al.*, (2017b), à travers l'étude de la comparaison de la flore aux abords des cours d'eau dans les zones hypo et hyper-endémiques d'ulcère de Buruli en Côte d'Ivoire dans les Districts sanitaires d'Alépé, Tiassalé, Divo et Yamoussoukro indiquent que les zones hyper-endémiques d'ulcère de Buruli présentent une composition floristique plus importante et plus diversifiée en espèces par rapport aux zones hypo et non endémiques. La possibilité d'entrer en contact avec les plantes par effraction cutanée et d'être contaminé serait plus élevée dans ces zones à hyperendémicité. Les cartes de distribution spatiale de l'ulcère de Buruli en fonction des facteurs climatiques indiquent une forte représentativité de

l'ulcère de Buruli dans les régions situées au Centre et une faible représentativité au Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire. On note une forte concentration dans les zones endémiques à l'ulcère de Buruli au Centre de la Côte d'Ivoire, avec des températures variant de 26,1 °C à 27 °C, des précipitations de 100 mm à 180 mm. Ces résultats indiquent qu'une augmentation de la température (25°C à 30°C) et de la pluviométrie favorisent la virulence des pathogènes. Cette virulence est importante dans les zones tropicales et subtropicales. Les cas augmentent dans la période de transition entre la saison sèche (faible précipitation) et la saison pluvieuse (précipitation élevée), période où les pressions anthropiques (agriculture, déforestation, etc.) sont beaucoup plus importantes et la température plus élevée. En effet, les régions du Centre de la Côte d'Ivoire sont généralement dominées par des cours d'eau et des lacs avec un relief plat et monotone favorisant la présence de zones marécageuses comme des bas-fonds. La présence de bas-fonds et mares temporaires entraîne une humidité permanente du sol qui favoriserait la présence de grands foyers d'ulcère de Buruli (Brou *et al.*, 2006). Ces régions du Centre de la Côte d'Ivoire sont caractérisées en grande partie par des activités agricoles (défrichement) et des jachères, d'où une perturbation importante du milieu. Ainsi, le contact homme-point d'eau, les pratiques agricoles dont la riziculture, la pêche, les baignades et la chasse pourrait favoriser la transmission de la maladie (Tricia *et al.*, 2007). La répartition spatiale des cas d'ulcère de Buruli en Côte d'Ivoire relative aux données épidémiologiques, enregistrées durant l'année 2021-2022, révèle que le Centre et le Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire constituent les zones les plus endémiques de la maladie. Ces zones sont caractérisées par la présence d'une végétation, qui constitueraient des milieux favorables au développement de la maladie. Selon Gouzile *et al.* (2016), les facteurs environnementaux qui caractérisent la virulence de l'ulcère de Buruli sont dus aux variables écologiques telles que : le couvert végétal, l'humidité du sol, la distance aux points d'eau (hydrologie), ainsi que les facteurs climatiques à savoir la température, précipitations et l'humidité. Le vecteur (le mode de transmission) et l'agent (*Mycobacterium ulcerans*) de la maladie se développent dans ces conditions environnementales telles que le couvert végétal, l'humidité du sol, hydrologie, *etc.* (Gouzile *et al.*, 2016). Ces zones sont plus à risque car les facteurs climatiques et écologiques offrent des conditions favorables à la présence des zones humides pouvant ainsi entraîner le développement et la distribution de la pathologie (Gouzile *et al.*, 2016).

Conclusion

L'étude menée visait à identifier les facteurs environnementaux favorisant la distribution de l'ulcère de Buruli en Côte d'Ivoire, en vue d'adopter une meilleure stratégie de lutte contre cette maladie. Les inventaires floristiques à proximité des points d'eau sur les sites témoins et endémiques ont permis d'obtenir une liste des espèces spécifiques aux sites endémiques. Par ailleurs, les cartes ont indiqué une forte représentativité des zones endémiques au Centre et Centre – Ouest de la Côte d'Ivoire. Les districts endémiques les plus touchés sont concentrés

dans les régions à température et précipitations élevées allant du V baoulé au lac de Kossou. Ces régions sont largement dominées par des pratiques agricoles et des jachères. Ces activités engendreraient une perturbation considérable du milieu (déforestation, défrichage, etc.) favorable à la transmission de l'ulcère de Buruli. Une meilleure conservation de la biodiversité favoriserait certainement la réduction de l'émergence de la maladie. D'autres travaux sont en cours pour approfondir ces résultats.

Remerciements

Les auteurs remercient le Centre Suisse de Recherches Scientifiques en Côte d'Ivoire pour le financement de ce travail ; le Programme National de Lutte contre l'Ulcer du Buruli en

Côte d'Ivoire (PNLUB) pour la mise à disposition des données épidémiologiques et les Sous-préfets des départements d'Alépé et de Taabo pour les autorisations d'accès aux sites de recherche.

Références bibliographiques

- Andreoli A, Mou F, Minyem JC, Wantong FG, Djeunga-Noumen, Awah PK, Pluschke G, Um-Boock A, Bratschi MW. 2015.** Complete Healing of a Laboratory-Confirmed Buruli Ulcer Lesion after Receiving Only Herbal Household Remedies. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, 9(11) : e0004102. DOI : 10.1371/journal.pntd.0004102.
- APG IV (Angiosperm Phylogeny Group). 2016.** Une mise à jour de la classification des groupes phylogéniques des angiospermes pour les ordres et familles des plantes à fleurs (An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants). *Botanical Journal of the Linnean Society*, 181 : 1-20.
- Aubry P, Gaüzère B. 2015.** Ulcère de Buruli. *Médecine Tropicale*, 1-6. DOI : medecinotropicale.free.fr/cours/ulcere_buruli.pdf
- ARDCI (Assemblée des Régions et Districts de Côte d'Ivoire), 2017.** Découverte de la région du Haut-Sassandra. <http://www.ardci-rd.org/index.php/vies-des-regions/haut-sassandra>, Consulté le 05 décembre 2021.
- Berry KH, Weigand JF, Gowan TA, Mack JS. 2016.** Bidirectional recovery patterns of Mojave Desert vegetation in an aqueduct pipeline corridor after 36 years : I. Perennial shrubs and grasses. *Journal of Arid Environments*, 413-425.
- Boni Cissé C, Ehouman E, Soro D, Koné MW, Bakayoko A, Dembélé F, Bauthiré K, Dosso M. 2017a.** Etude comparative de la flore aux abords des cours d'eau dans les zones hypo et hyper endémiques d'ulcère de Buruli en Côte d'Ivoire. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 11 (3): 1254-1271.
- Boni Cissé C, Ehouman E, Soro D, Koné MW, Bakayoko A, Dembélé F, Bauthiré K, Dosso M. 2017b.** Etude comparative de la flore aux abords des cours d'eau dans les zones hypo et hyper endémiques d'ulcère de Buruli en Côte d'Ivoire. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 11(3): 1254-1270.
- Data-climate (2021).** Côte d'Ivoire Climate : Temperature Côte d'Ivoire, weather By month. <https://en.climate-data.org/africa/cote-d-ivoire-134/>, Consulté en juillet 2022.
- De Lima Bicho C, Müller GA. 2017.** Other Irritating Arthropods (Beetles, Bugs, Centipedes, Etc.). In : *Arthropod Borne Diseases*. Cham, Springer International Publishing, 549-566p.
- Ehouman E, Soro D, Ouattara DN, Cissé CB, Bakayoko A, Dosso M, Zo-Bi IC, Kouassi AF, Koné MW. 2023.** Floristic Diversity as an Indicator in Low and High Endemic Buruli Ulcer Areas in Côte d'Ivoire. *International Journal of Environmental Research*, 17(3) : 40.

- Garchitorena A, Ngonghala CN, Guegan J-F, Texier G, Bellanger M, Bonds M, Roche B. 2015.** Economic inequality caused by feedbacks between poverty and the dynamics of a rare tropical disease : the case of Buruli ulcer in sub-Saharan Africa. *Proceedings. Biological Sciences*, 282(1818) :1-9.
- Gouzile AP, SORO GE, Kouadio ZA, Goula Bi TA. 2016.** Evaluation des risques hydro-climatiques et environnementaux liés à l'occurrence de l'ulcère de Buruli dans la région de la Marahoué (Côte d'Ivoire). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 10 (4) : 1637-1650.
- Guillaume, 2020.** Les indices de diversité en écologie des écosystèmes, *Ecologie appliquée*. <https://louernos-nature.fr/indices-de-diversite-ecologie-ecosystemes/>, consulté le 20 Mai 2022.
- Guillaumet JL, Adjanohoun E. 1971.** La végétation. In : Avenard JM, Eldin M, Sircoulon G G J, Touchebeuf de Lussigny P, Guillaumet JL, Perraud A. (Ed.). *Le milieu naturel de la Côte d'Ivoire*. Paris, ORSTOM, pp.161-263.
- INS. 2015a.** Institut National de la Statistique. RGPH. 2014a. Recensement Général de la Population et de l'Habitat. Résultats globaux par sous-préfectures. Secrétariat Technique Permanent. Document interne, Abidjan, Côte d'Ivoire, pp.1-22.
- Khanna, R., Meena, R.N., Mukunda, M.V., Khanna, S. 2016.** Infective Leg Ulcers. In: Khanna, A., Tiwary, S. (eds) *Ulcers of the Lower Extremity*. Springer, New Delhi. https://doi.org/10.1007/978-81-322-2635-2_16
- Koné M, Kouadio YL, Neuba DFR, Malan DF, Coulibaly L. 2014.** Evolution de la couverture forestière de la Côte d'Ivoire des années 1960 au début du 21^{ème} siècle. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 7(2) : 782-794.
- Kouakou AK. 2020.** Diagnostic de l'activité touristique dans le Département de Tiassalé (Côte d'Ivoire). Université Félix Houphouët Boigny : Département de Géographie et Aménagement du Territoire, Abidjan, Côte d'Ivoire. *Revue de Géographie du Bénin*, 27 : 28-47.
- McIntosh M, Williamson H, Benbow ME, Kimbirauskas R, Quaye C, Boakye D, Small P, Merritt R. 2014.** Associations Between *Mycobacterium ulcerans* and Aquatic Plant Communities of West Africa: Implications for Buruli Ulcer Disease. *EcoHealth*, 11(2) : 184-196. Doi :10.1007/s10393-013-0898-3.
- Nkongmeneck BA, Tsabang N, Fongnzossie E, Balouma JM, Apalo P, Kamou E. 2003.** Etude botanique du sanctuaire à gorilles de Mengame (Sud-Cameroun) ; ressource ligneuses, faciès de végétation, degré de perturbation et sous-bois. Yaoundé, Cameroun, MINEF/ The Jane Goodall Institute/ IRAD, 73 p.
- O'Brien DP, Jeanne I, Blasdell K, Avumegah M, Athan, E. 2019.** The changing epidemiology worldwide of *Mycobacterium ulcerans*. *Epidemiology and Infection*, 147 (5) : 1-8.
- OMS (Organisation Mondiale de la Santé). 2017a.** ulcère de Buruli : overview. <https://apps.who.int/health-topics/buruli-ulcer>, consulté le 31 mai 2022.
- OMS (Organisation Mondiale de la Santé). 2017b.** ulcère de Buruli : overview. <https://apps.who.int/gho/data/node.main.A1631>, Consulté le 31 mai 2022.
- PNLUB (Programme National de Lutte contre l'Ulcère de Buruli). 2021.** Bilan d'activités 2021 du Programme National de Lutte contre l'ulcère de Buruli. Document interne, Abidjan, Côte d'Ivoire, 50p.
- PRICI. 2016.** Projet de Renaissance des Infrastructures de Côte d'Ivoire. Cadre de gestion environnementale et Sociale (CGES). Abidjan, Côte d'Ivoire, Document interne, 268 p.
- Rezoivoire. 2022.** La sous-préfecture de Taabo. <https://rezoivoire.net/ivoire/villes-villages/347/la-sous-prefecture-de-taabo.html#.Yqm59XbMI2w>, Consulté le 14 juin 2022.
- RGPH. 2014.** Recensement Générale de la Population et de l'Habitat. Résultats globaux par sous-préfectures. Secrétariat Technique Permanent. Document interne, Abidjan, Côte d'Ivoire, pp1-22.
- Shannon CE, Weaver W. 1949.** The mathematical theory of communication. Urbana USA, The University of Illinois Press, 111 p.
- Simpson, E.H. 1949.** Measurement of Diversity. *Nature*, 163, 688. <http://dx.doi.org/10.1038/163688a0>
- Sopoh G, Asiedu K. 2016.** Buruli Ulcer in Sub-Saharan Africa. In Gyapong J, Boatman B (Eds.), *Neglected Tropical Diseases- Sub-Saharan Africa*. Basel, Switzerland : Springer International Publishing, pp. 15-43.
- Tricia YJQ, Athan E, Margaret JH, Pasco JA, Redden-Hoare J, Hughes A, Johnson PDR. 2007.** Risk Factors for *Mycobacterium ulcerans* Infection, Southeastern Australia. *Emerging Infectious Diseases*, 13(11): 1661-1666.

Dynamique spatio-temporelle de la mangrove de la commune de Coubalan de 1984 à 2024

Spatio-temporal dynamics of Coubalan mangrove from 1984 to 2024

Diop AB • Diop S • Ly A • Ka A • Cissé O • Faye PD • Yattara F • Kavainda OM • Kabeya CK • Samb CO

Received: 05 August 2025 / Accepted: 02 October 2025 / Published online: 02 January 2026
© PASRES Abidjan Côte d'Ivoire 2026

Résumé La commune de Coubalan possède d'importantes potentialités environnementales, notamment une mangrove, qui influencent son développement socio-économique. Toutefois, cette mangrove subit des pressions multiformes tant naturelles qu'anthropiques. L'objectif de cette recherche est d'étudier la dynamique de la mangrove de la commune de Coubalan. L'approche méthodologique a consisté à une analyse diachronique entre 1984 et 2024 avec l'utilisation des images Satellitaires Landsat 5 TM, Landsat 7 ETM+ et LANDSAT 8 OLI-TIRS à l'aide du logiciel Envi 5.3. Il ressort des résultats que l'hydrographie et les mangroves ont été plus stables. La première période étudiée (1984-2003) montre une progression de la mangrove (6,05%) et des forêts et savanes (2,31%) au détriment des zones bâties, des sols nus, des champs et jachères (-2,86%) et des vasières (-7,56%). La conversion notable de la vasière en mangrove (5,90%) a été particulièrement marquante. Cependant, un phénomène inverse a été observé durant la seconde période (2003-2024), avec la conversion de 7,84 % de mangrove en vasière. Entre 1984 et 2024, des taux annuels de régression des mangroves (-0,45) et des forêts et savanes (-1,45) ont été observés. Cette évolution est attribuable aux taux annuels de déforestation de la mangrove et des forêts et savanes, avec des valeurs respectives de 0,41 et 1,10 % et un taux d'anthropisation de 1,94 %. Ces résultats constituent un outil précieux pour la prise de décision concernant l'aménagement de la mangrove de Coubalan.

Mots clés : Mangrove, Dynamique, Classes d'occupations du sol, Déforestation, Taux d'anthropisation.

Abstract The commune of Coubalan has significant environmental potential, in particular a mangrove, which influences its socio-economic development. However, this mangrove is subject to multiple natural and anthropogenic pressures. The objective of this research was to study the dynamics of the mangrove in the commune of Coubalan. The methodological approach consisted of a diachronic analysis between 1984 and 2024 using Landsat 5 TM, Landsat 7 ETM+ and LANDSAT 8 OLI-TIRS satellite images on Envi 5.3 software. The results showed that hydrography and mangroves have been more stable. The first period studied (1984-2003) showed an increase in mangroves (6.05%) and forests and savannahs (2.31%) to the detriment of built-up areas, bare ground, fields and fallow land (-2.86%) and mudflats (-7.56%). The significant conversion of mudflat to mangrove (5.90%) was particularly striking. However, the opposite phenomenon was observed during the second period (2003-2024), with the conversion of 7.84% of mangrove to mudflat. Between 1984 and 2024, annual regression rates for mangroves (-0.45) and forests and savannahs (-1.45) were observed. This trend is attributable to the annual deforestation rates of mangroves and forests and savannahs, with values of 0.41% and 1.10% respectively, and an anthropisation rate of 1.94%. These results provide a valuable tool for decision-making on the management of the Coubalan mangrove.

Key words : Mangrove, Dynamics, Land use classes, deforestation, anthropogenic pressure.

Faye PD · Diop AB ·
Ka A · Cissé O

¹ Ecole Régionale postuniversitaire d'Aménagement et de gestion Intégrés des forêts et territoires Tropicaux (ERAIFT), Campus UNIKIN-Kinshasa-Commune de Lemba-RD Congo,

² Université Alioune Diop/Institut supérieur de Formation agricole et rurale, Bambey, Senegal

Diop S

Université Alioune Diop/Institut supérieur de Formation agricole et rurale, Bambey, Senegal .

Ly A

¹ Université Alioune Diop/Institut supérieur de Formation agricole et rurale, BP. 30 Bambey, Senegal

² Pan African University/ Institute of Water and Energy Sciences-PAUWES, Tlemcen University, Pôle Chetouane

Yattara F

Ecole Régionale postuniversitaire d'Aménagement et de gestion Intégrés des forêts et territoires Tropicaux (ERAIFT), Campus UNIKIN-Kinshasa-Commune de Lemba-RD Congo.

Kavainda OM

¹ Ecole Régionale postuniversitaire d'Aménagement et de gestion Intégrés des forêts et territoires Tropicaux (ERAIFT), Campus UNIKIN-Kinshasa-Commune de Lemba-RD Congo

² Université Catholique du Gabon-Butembo/ Faculté des sciences agronomiques,

Kabeya CK

¹ Ecole Régionale postuniversitaire d'Aménagement et de gestion Intégrés des forêts et territoires Tropicaux (ERAIFT), Campus UNIKIN-Kinshasa-Commune de Lemba-RD Congo

² Université de Lubumbashi, faculté des Sciences agronomiques, Unité Ecologie, Restauration Écologique et Paysage. Lubumbashi (RD Congo).

Samb CO

Ecole Nationale Supérieure d'Agriculture (ENSA), Thiès, Sénégal

Faye PD · Diop AB

 ¹ Ecole Régionale postuniversitaire d'Aménagement et de gestion Intégrés des forêts et territoires Tropicaux (ERAIFT), Campus UNIKIN-Kinshasa-Commune de Lemba-RD Congo, ² Université Alioune Diop/Institut supérieur de Formation agricole et rurale, Bambey, Senegal

padapienef@gmail.com
aliounebadaradiop36@gmail.com

Introduction

La mangrove est définie comme un ensemble des formations végétales arborescentes ou buissonnantes qui colonisent les atterrissements intertidaux marins ou fluviaux des côtes tropicales (Marius, 1985). En Afrique, les mangroves couvrent plus de 3,2 millions d'hectares de superficie, ce qui représente environ 19 % du total mondial (Ajonina *et al.*, 2008). Au Sénégal, elle s'étend sur environ 200 000 ha soit environ 8 % des superficies forestières (ADG, 2011 ; Le Partenariat, 2019).

Cependant, depuis deux ou trois décennies, on assiste à un recul de la mangrove, qui s'opère à un rythme que l'on estime à 100 000 ha par an sur l'ensemble du monde (Eichelsheim, 2008). En effet, selon un rapport de la FAO (2007), une forte régression de la mangrove notée avec une superficie passant de 18,8 millions d'hectares en 1980 à 15,2 millions d'hectares en 2005. Au Sénégal, elles s'étendent sur environ 200 000 ha soit environ 8 % des superficies forestières du pays (ADG, 2011 ; Le Partenariat, 2019) et dont les densités les plus importantes sont localisées dans l'estuaire du sine Saloum, le long du fleuve Casamance et dans le bas delta du fleuve Sénégal (UICN, 2010). Au Sénégal, sur la même période, l'on constate une réduction de 14% de la superficie des mangroves, passant de 169 000 ha à 115 000 ha (FAO, 2007). Parmi les causes de la dégradation des mangroves, on identifie la baisse de la pluviométrie occasionnant une perturbation des caractéristiques physico-chimiques des eaux, la surexploitation des ressources avec la coupe de bois, particulièrement le bois de *Rhizophora* lors de la cueillette des huitres et l'ensablement des vasières (Diop *et al.*, 1997 ; Diaw, 1997 ; Diallo, 2019).

Matériel et Méthodes

Présentation de la zone d'étude

La commune de Coubalan est située entre 12°39'37" Nord et 16°10'13" Ouest. Elle se trouve au sud de l'arrondissement de Tenghory, Département de Bignona dans la région de Ziguinchor (Figure1).

La commune couvre une superficie de 21606 km² et comprend 13 villages dont Boulindien, Boureck, Boutolate, Coubalan, Coubanao, Dioubour, Djigounoun, Djilacoune, Finthiock, Hathioune, Mandouard, Niandane et Tapilane.

Le climat de la zone est de type soudanien côtier sud, marqué par une alternance d'une longue

Face au contexte actuel marqué par des fluctuations continues des paramètres climatiques conjuguées à une perte rapide des surfaces forestières, la protection et la préservation des écosystèmes forestiers en particulier la mangrove deviennent urgentes.

La commune de Coubalan située en basse Casamance dans le département de Bignona, cadre de notre étude, constitue une parfaite illustration de l'utilité de la mangrove. En effet, la commune abrite des formations végétales de mangrove à la base de multiples fonctions. Selon Diallo (2019), il s'agit de la fixation des côtes par le piégeage des sédiments, de la reproduction de la faune ichthyologique, de l'approvisionnement en produits variés (bois, huitres, poissons, arches). Ces fonctions autorisent une multitude d'activités et des stratégies d'exploitation, en rapport avec les besoins vitaux des populations dans un environnement naturellement instable. Ces besoins en ressources grandissants et les phénomènes naturels, menacent l'équilibre écologique de cette zone et le bien-être des populations. Ces besoins sont accentués par la poussée démographique que connaît la zone côtière depuis quelques années (Diallo, 2019). C'est dans ce contexte que s'inscrit notre travail qui vise à étudier l'évolution des unités d'occupation des sols de la mangrove de la commune de Coubalan, soumise aux pressions multiformes, à travers l'imagerie satellitaire. La présente recherche pose l'hypothèse selon laquelle les classes naturelles notamment la mangrove diminue au profit des zones anthropisées entre 1984 et 2024.

saison sèche (novembre à mai) et d'une saison des pluies (juin à octobre). Les températures moyennes mensuelles se situent à environ de 27 °C avec une amplitude thermique de 22 °C (Diédhiou, 2015). Au cours des 30 dernières années (1991 à 2021), la pluviométrie présente une moyenne de 1411 mm d'eau par an (ANACIM, 2021). Le territoire est marqué par la présence de sols hydromorphes adaptés à la riziculture et les sols sulfatés acides situés dans la mangrove. Globalement, les sols sablo-argileux dominant (60%) et sont réservés, entre autres, à la culture de l'arachide, du mil, du maïs alors que les sols argileux représentent 40%. Le relief de la commune est plat et constitué de vastes

plaines et de grandes vallées propices à l'agriculture et à l'élevage. La végétation de Coubalan varie de la savane boisée aux forêts denses sèches en passant par des forêts galeries et des mangroves. La faune est constituée de l'ichtyofaune, des crustacés, de l'avifaune et des mammifères. La région de la Moyenne et Basse Casamance, polarisant ladite commune, dispose d'un important réseau hydrographique, constitué de plusieurs sous bassins versants du fleuve Casamance et de ses affluents

que sont le Soungrougrou, les marigots de Bignona, de Baïla, de Diouloulou et de Kamobeul (Faye, 2013 ; DAMCP, 2015).

Les populations dont le niveau de vie est bas, mènent comme principales activités socio-économiques la riziculture, la pêche fluviale et l'élevage. Néanmoins, d'autres activités telles que le commerce, l'exploitation forestière, le maraichage et l'arboriculture sont également réalisées dans la commune (Diallo, 2019).

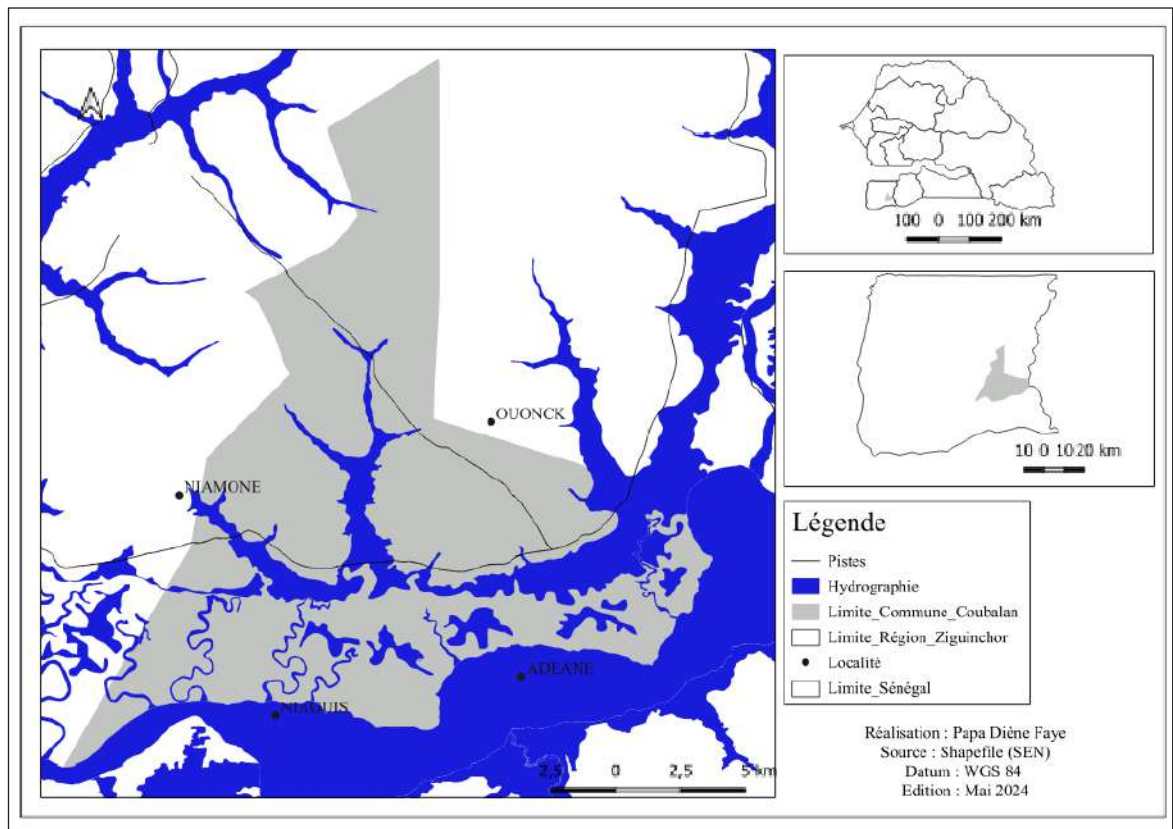


Figure 1 : Carte de localisation commune de Coubalan

Méthodes

Acquisition des images

L'analyse de la dynamique de la mangrove de la commune de Coubalan entre 1984, 2003 et 2024 a été réalisée en utilisant l'imagerie satellitaire, notamment à l'aide des images Landsat via le site Earth Explorer (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). L'année 1984 marque le début de cette présente étude, étant donné que cette recherche se propose d'évaluer les conséquences de la sécheresse des années 1970 (Asseman *et al.*, 2013). La première diachronie constitue alors le lendemain de cette dite crise et la seconde est la période suivant cette dernière. Le choix des images Landsat repose sur 3 critères : longue période d'observation, grande fauchée (portion de

surface observée au sol par le capteur en un seul passage) des images couvrant 34 225 km² au sol (185 x 185 km) et une facilité d'acquisition des images (Boulogne, 2016 ; Oszwald *et al.*, 2010). Trois types d'images ont été sélectionnées à différentes dates pour décrire la dynamique des unités d'occupation des sols de la mangrove : une image le 03/05/1984 de Landsat 5 TM, une image le 30/04/2003 de Landsat 7 ETM+, et une image le 11/02/2024 de Landsat 8 OLI-TIRS. Ces images ont été choisies sur la base de leur disponibilité, de leur saisonnalité et de l'objectif de l'étude (Barima *et al.*, 2010 ; Mama *et al.*, 2013). En effet, les images prises pendant la saison des pluies (juin à octobre) présentent des nuages qui leur confèrent une mauvaise qualité ; ce qui motive la préférence des images de la saison sèche.

Classification des images

Après téléchargement, des corrections radiométriques avec deux capteurs ETM+ et TM, ont été effectuées. Les prétraitements des images ont été réalisés avec ENVI 5.3 et ArcGIS 10.2.2 à l'aide de Gap mask. Les images ont été ensuite géoréférencées en utilisant WGS-84 dans le référentiel UTM Zone 28N.

Une classification supervisée des images Landsat basée sur l'algorithme du maximum de vraisemblance, a été exécutée après avoir défini les zones d'entraînements à l'aide d'un GPS Garmin 64s. Pour une représentativité effective des classes de l'occupation du sol, les zones d'entraînements ont été choisies, à raison d'au moins 35 polygones par occupation du sol (Diop *et al.*, 2024b). Six classes d'occupation du sol ont été retenues suite à la classification supervisée, à savoir (i) la mangrove, (ii) la vasière, (iii) les tannes, (iv) les forêts et savanes, (v) les zones bâtis, sols nus, champs et jachères et (vi) l'hydrographie. La combinaison des bâtis, sols nus, champs et jachères se justifie non seulement par souci de simplification des classes mais aussi sur le caractère anthropique de toutes ces classes d'occupation du sol fusionnées. En effet, cette étude se pose une hypothèse visant à vérifier le rapport entre les classes naturelle et anthropique.

La validation des classifications s'est appuyée sur la visite de 240 points GPS, indépendants de ceux utilisés pour la classification supervisée. Les points ont été répartis de façon régulière sur l'ensemble des classes d'occupation issues de la classification de l'image de 2022 pour la construction de la matrice de confusion. La fiabilité de la classification a été vérifiée par le calcul de la précision globale et l'indice de Kappa (κ).

Les changements d'utilisation des terres ont été examinés par la méthode de la matrice de transition décrite par Schlaepfer (2002), permettant de mettre en évidence les conversions entre différentes classes d'occupation des sols au fil du temps.

L'indice de stabilité d'une classe d'occupation du sol a été évalué par le rapport de la valeur de la diagonale et de la somme des valeurs hors diagonales de la matrice de transition (Bogaert *et al.*, 2014).

Analyse des changement opérés

Taux de déforestation annuel des classes naturelles

Le taux de déforestation annuel des classes naturelles est le taux de gain ou de perte enregistré par les classes naturelles (mangroves, forêts et savanes) mises ensemble par année.

Dans le cadre de cette étude, c'est la formule (1) standardisée proposée par Puyravaud (2003) qui a été utilisée pour calculer le taux de déforestation annuel entre 1984-2003 et 2003-2024 pour évaluer l'évolution de la mangrove.

$$\emptyset = -\frac{1}{t_2-t_1} \ln\left(\frac{A_2}{A_1}\right) * 100 \quad (1)$$

Avec A1= superficie forestière de l'année initiale ; A2 = superficie forestière de l'année finale ; t1 = date d'acquisition exacte de l'image pour l'année initiale ; t2= date d'acquisition exacte de l'image pour l'année finale.

Taux annuel d'expansion spatiale

Le taux annuel d'expansion spatiale est le taux de gain ou de perte d'une classe d'occupation du sol par année.

Le taux d'expansion spatiale des différentes unités d'occupation du sol a été généré à travers le calcul du taux moyen annuel d'expansion spatiale en adoptant la formule (2) utilisée par Bernier (1992).

$$Tc = \frac{(\ln S_2 - \ln S_1)}{t \ln e} \quad (2)$$

Avec S1 = la surface d'une classe d'unité de surface à la date t1 ; S2 = la superficie de la même classe d'unité de surface à la date t2 ; ln = le logarithme népérien ; t = le nombre d'années d'évolution ; e = la base des logarithmes népériens (e = 2,71828).

Quand Tc > 0, progression ; Tc < 0, régression ; Tc = 0, stabilité (Kambale *et al.*, 2021).

Taux d'anthropisation

Ce taux est le rapport entre les classes anthropisées et les classes naturelles.

L'indice de perturbation écologique (U), tel qu'utilisé par O'Neill *et al.* (1988), a été utilisé pour mesurer le degré d'anthropisation du paysage. Il est calculé en comparant l'aire occupée par les classes anthropiques (bâtis, sols nus, champs, jachères, tannes et vasières) avec l'aire occupée par les classes naturelles ou très faiblement altérées (forêts, savanes et mangrove) dans le paysage étudié. Un paysage est considéré comme perturbé lorsque U > 1.

Résultats

Dynamique spatio-temporelle de la commune de Coubalan de 1984 à 2024

Matrice de confusion, coefficients de Kappa et précisions globales

L'analyse de la matrice de confusion montre que les pourcentages ont varié entre 94,5 et 100%. Toutefois, l'année 2003 a enregistré les plus grands pourcentages de confusion avec des proportions allant de 99,83 à 100%. Les classes « vasière » et « Bâtis, sols nus, champs et jachères » ont donné les plus grands pourcentages variant respectivement de 98,69 à 100% et 99,01 à 100% (Tableau 1).

L'année 2003 a montré les plus grands coefficients de Kappa et précision globale (respectivement 99,95 et 99,94%). Cependant, les plus petits pourcentages sont notés en 1984 avec respectivement 97,95 et 96,32% (Tableau 2).

Dynamique des unités d'occupation du sol

La Figure 2 met en évidence les tendances générales d'évolution des différentes classes de mangroves, de vasières, de tannes, de forêts et savanes, de bâtis, sols nus, champs et jachères et d'hydrographie entre les années 1984 et 2024. Des variations significatives de superficies sont particulièrement observées pour toutes les classes d'occupation des sols entre 1984 et 2024. La dynamique atteste la dominance des classes bâties, sols nus, champs et jachères. Les classes mangroves, tannes, forêts et savanes ont connu une dynamique régressive contrairement aux classes bâties, sols nus, champs et jachères, vasières et hydrographie. En 40 ans, la mangrove de Coubalan a perdu 3,25 % (Figure 2, Tableau 3).

En effet, dans la première diachronie (1984-2003), la mangrove a vu sa superficie augmentée de 6,05%, occupant respectivement 19,93% et 25,98%. Elle connaît ensuite une diminution de sa superficie de 9,3% passant de 25,98% à 16,68% durant la période 2003-2024. À l'image de la classe de la mangrove,

dans un premier temps, il est à noter une légère augmentation de la superficie de la classe « forêt et savane » de 10,14% en 1984 à 12,45% en 2003, soit une progression de 2,31%. Dans un second temps, la classe « forêt et savane » a été sujette à une forte diminution de sa superficie variant de 12,45% en 2003 à 5,68% en 2024 soit une perte de plus de la moitié de sa superficie. La classe « tannes » connaît une dynamique légère de progression entre 1984 et 2003 avec des proportions respectives de 5,24% et 6,07%, soit une augmentation de 0,83 %. Il s'ensuit une régression de cette classe d'occupation des sols durant la période 1984 à 2024 avec des proportions respectives de 6,07% et 3,91%, soit une diminution de 2,16%. La classe « vasières » connaît une progression de 2,2% entre 1984 et 2023 passant de 8,85% et 11,05%. L'hydrographie a augmenté entre 1984 et 2024 passant de 17,52% à 19,37%, soit une expansion des plants d'eau de 1,85%. Les surfaces de bâtis, sols nus, champs et jachères étaient estimées à 38,32% en 1984 et 43,31% en 2024 soit un gain de 4,99% (Tableau 3).

Tableau 1 : Matrice de confusion en %

Classes	1984	2003	2024
Mangrove	98,02	100	96,03
Tanne	97,7	100	94,5
Vasière	100	100	98,69
Hydrographie	95,9	99,83	93,99
FS	97,85	100	97,04
BSNCJ	99,01	100	99,09

*FS : Forêts et savanes ; BSNCJ : Bâtis, sols nus, champs et jachères

Tableau 2 : Coefficients de Kappa et Précisions globales entre 1984 et 2024

Années	Coefficient de Kappa	Précision globale
1984	97,95	96,32
2003	99,95	99,94
2024	98,87	98,29

Tableau 3 : Pourcentage de superficie des mangroves et de gain des différentes classes entre 1984 et 2024

	1984	2003	2024	Gain de superficie en % entre 1984-2003	Gain de superficie en % entre 2003-2024	Gain de superficie en % entre 1984-2024
Mangrove	19,93	25,98	16,68	6,05	-9,3	-3,25
Vasière	8,85	1,29	11,05	-7,56	9,76	2,2
Tanne	5,24	6,07	3,91	0,83	-2,16	-1,33
FS	10,14	12,45	5,68	2,31	-6,77	-4,46
BSNCJ	38,32	35,46	43,31	-2,86	7,85	4,99
Hydrographie	17,52	18,75	19,37	1,23	0,62	1,85

*FS : Forêts et savanes ; BSNCJ : Bâtis, sols nus, champs et jachères

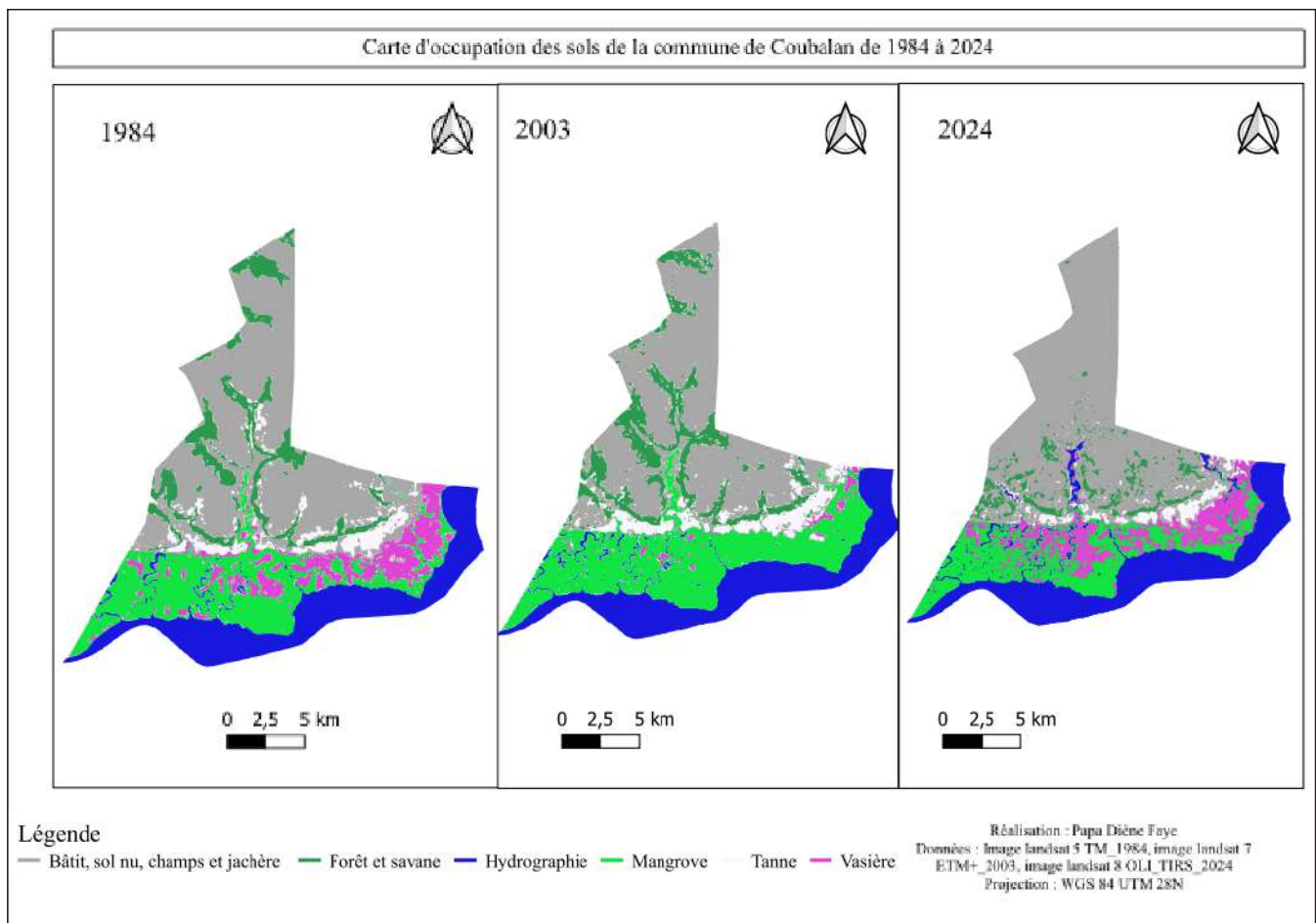


Figure 2 : Carte d'occupation du sol de 1984 à 2024

Reconversion des classes d'occupation du sol

Les conversions intervenues entre les classes d'occupation du sol dans le paysage de la commune de Coubalan de 1984 à 2024 sont décrites par les matrices de transition présentées dans les Tableaux 4 et 5.

Ainsi, les valeurs de la diagonale de chaque matrice représentent, pour chaque classe, les superficies qui n'ont pas subi de changements entre les deux années étudiées. A la lecture des tableaux, le rapport de la diagonale sur la somme des autres cellules révèle que le paysage de l'Aire Marine Protégée (AMP) de Somone perd sa stabilité au fil du temps. En effet, les valeurs de la stabilité du paysage montrent une diminution de ce rapport de 5,04 et de 3,29, respectivement pour les périodes de 1984-2003 et 2003-2024.

Concernant la première diachronie, des classes sont stables, car présentant des indices de stabilité supérieurs à 1 (Mangrove : 2,57 ; Forêts et savanes : 1,45 ; hydrographie : 16,58 ; bâties, sols nus, champs et jachères : 3,77) sauf les classes vasière et tanne présentant des indices respectifs de 0,41 et 0,83. Dans cette diachronie, il n'existe pratiquement pas de conversion des classes d'occupation des sols en mangrove excepté pour la classe « l'hydrographie » (1,01%) (Tableau 4).

Dans la deuxième diachronie, les classes tanne, vasière et forêts et savanes sont instables présentant des indices de stabilités faibles respectivement 0,57, 0,33 et 0,32, alors que les classes mangrove, bâties, sols nus, champs et jachères et l'hydrographie ont perdu en stabilité avec des valeurs respectives de 1,60, 2,76 et 8,18. Une importante superficie de vasière (7,84%) et celle de l'hydrographie (1,25%) se sont converties en mangrove (Tableau 5).

Tableau 4 : Matrice de transition des formations végétales et autres unités d'occupation 1984-2003 en pourcentage

1984	2003						
	Mangrove	Vasière	Tanne	FS	BSNCJ	Hydrographie	Totale
Mangrove	18,83	0,03	0,00	0,00	0,05	1,01	19,93
Vasière	5,90	2,83	0,11	0,00	0,01	0,00	8,85
Tanne	0,00	0,07	3,43	0,26	1,49	0,00	5,24
FS	0,00	0,00	0,11	6,84	3,19	0,00	10,14
BSNCJ	0,29	0,74	2,12	1,14	34,02	0,00	38,32
Hydrographie	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	17,48	17,53
Totale	25,07	3,67	5,77	8,24	38,76	18,49	100,00
Indice de stabilité	2,57	0,41	0,83	1,45	3,77	16,58	5,04

Tableau 5 : Matrice de transition des formations végétales et autres unités d'occupation 2003-2024 en pourcentage

2003	2024						
	Mangrove	Vasière	Tanne	FS	BSNCJ	Hydrographie	Totale
Mangrove	15,91	7,84	0,01	0,01	0,05	1,25	25,07
Vasière	0,11	2,91	0,39	0,01	0,23	0,04	3,67
Tanne	0,01	0,07	2,58	0,19	2,90	0,01	5,77
FS	0,00	0,01	0,09	2,74	5,40	0,01	8,24
BSNCJ	0,04	0,18	0,85	2,73	34,73	0,23	38,76
Hydrographie	0,61	0,04	0,00	0,00	0,00	17,84	18,49
Totale	16,68	11,05	3,91	5,68	43,30	19,37	100,00
Indice de stabilité	1,60	0,33	0,57	0,32	2,76	8,18	3,29

Taux annuel de déforestation

Le Tableau 6 présente le rythme de la déforestation au fil des années des classes naturelles (mangrove, forêts et savanes) dans la commune de Coubalan.

À la lecture du Tableau 6, la commune de Coubalan a connu des pertes de superficies forestières au cours des années. Sur la période étudiée de 1984 à 2024, le taux annuel de déforestation de la mangrove et de la forêt et savane est faible. Cependant, pour la première période (1984 à 2003), des valeurs des taux annuels de déforestation négatifs (-0,016% pour la mangrove et -0,012% pour la forêt et savane) indiquent une tendance à la reforestation du paysage au cours de cette période. En revanche, pour la deuxième période (2003-2024), l'effet inverse s'observe. Les taux annuels de déforestation sont positifs, avec des valeurs de 0,017% pour la mangrove et 0,026% pour la forêt et savane. Bien que ces valeurs soient inférieures à 5, on peut considérer qu'il s'agit d'une déforestation plus forte.

Taux d'anthropisation

Pour les années 1984 et 2024, le paysage présentait des taux élevés d'anthropisation, indiquant une forte perturbation ($U(1984) = 1,27 > 1$ et $U(2024) = 1,94 > 1$). En 2003, la valeur d'indice de perturbation est évaluée ($U=0,92$) pour ce même paysage. Cette valeur, étant inférieure à 1, ce qui montre que le paysage est moins perturbé (Tableau 7).

Taux Moyen Annuel d'Expansion Spatiale (TMAES)

Les résultats relatifs au Taux Moyen Annuel d'Expansion Spatiale (TMAES) de chaque classe d'occupation du sol présentés au Tableau 8 montrent que le couvert forestier et les tannes ont diminué sensiblement pendant les quarante dernières années avec des valeurs TMAES négatives, alors que le paysage agricole (champs et jachères), les sols nus, bâtis, vasière et l'hydrographie présentent des valeurs TMAES montrant l'avancée du front agricole, hydrique et de vasières.

Tableau 6 : Taux annuel de déforestation des classes naturels entre 1984 et 2024

Classe/ Période	1984-2003	2003-2024	1984-2024
Mangrove	-1,6	1,7	0,41
Forêts et savanes	-1,2	2,6	1,10

Tableau 7 : Taux d'anthropisation des classes naturels entre 1984 et 2024

Années	1984	2003	2024
Taux d'anthropisation	1,27	0,92	1,94

Tableau 8 : Taux moyen annuel d'expansion de chaque classe d'occupation du sol entre 1984 et 2024

Classe d'occupation du sol	1984-2003	2003-2024	1984-2024
Mangrove	1,40	-2,11	-0,45
Vasière	-10,13	10,22	0,56
Tanne	0,77	-2,09	-0,73
Forêt et savane	1,08	-3,74	-1,45
Bâtit, sol nu, champ et jachère	-0,41	0,95	0,31
Hydrographie	0,35	0,16	0,25

Discussion

La présente étude a montré de grandes valeurs concernant les coefficients de Kappa, des précisions globales et les pourcentages de confusion pour toutes classes d'occupation du sol et années confondues. Ces résultats ont permis de valider la classification supervisée après dans cette recherche. Cette validation se base sur les résultats de Pontius (2000) selon qui, une classification est recevable lorsque l'indice de Kappa évalué est supérieur à 61 %.

Les mangroves au Sénégal font l'objet d'une évaluation perpétuelle par la communauté scientifique afin d'évaluer leur perturbation. C'est ainsi que, la commune de Coubalan a fait l'objet de ce travail. L'analyse de l'écosystème de cette commune, dans sa globalité, a été faite sur deux diachronies 1984-2003 et 2003-2024. Ainsi pendant la première diachronie, une augmentation des classes naturelles (mangrove, forêts et savanes, tanne et l'hydrographie) a été observée au détriment de la classe anthropique, bâtis, sols nus, champs et jachères. Cette progression de la végétation naturelle peut être due à la recrudescence de la pluviométrie au lendemain de la sécheresse des années 1970 et des activités de reboisements initiées par la population (Sène et Ozer, 2002 ; Faye, 2015 ; Sarr et Louna, 2009 ; Diouf *et al.*, 2022). Aussi, cet épisode de rupture pluviométrique a été largement renseigné dans la littérature par Marius (1984), Dieye *et al.* (2015), Soumare *et al.* (2020). Ces derniers auteurs ont montré l'impact négatif de la sécheresse sur la végétation. Les résultats de la présente étude sont proches de ceux de Diouf *et al.* (2022) et Dièye *et al.* (2022) qui ont montré respectivement à Coubalan et Oussouye, la régression de la mangrove durant la sécheresse, suivie d'une progression les années suivantes. Parallèlement, une diminution des bâtis, sols nus, champs et jachères a été enregistrée durant la première diachronie (1984-2003). En effet, la casamance est une zone sénégalaise marquée par des conflits rebelles qui, depuis ses débuts en 1984 (Foucher, 2003), ont contraint la population à

s'exiler vers l'intérieur du pays, surtout à Dakar. Le déplacement de la population hors de la zone d'étude a favorisé l'émergence de la végétation au détriment des espaces d'implantations humaines qui ont régressé. La seconde diachronie (2003-2024) est marquée par une tendance inversée avec une forte diminution de la surface des classes « mangrove », des forêts et savanes et des tannes au profit des bâtis, sols nus, champs et jachères, l'hydrographie et des vasières. Cette évolution s'expliquerait par le déficit pluviométrique conjugué aux coupes abusives. En effet, Bassène (2016) a affirmé une tendance régressive des pluies pendant la deuxième diachronie. Cependant, à partir de 2020, la pluviométrie a connu, une recrudescence. En outre, le retour des réfugiés casamançais dans leur terre d'origine a favorisé la multiplication des bâtis et les champs de culture. Robin et Ndione (2006) ont signalé ces retours qui se sont effectués massivement en 2001.

Les classes d'occupation des sols les plus stables ont été l'hydrographie, forêts et savanes, suivies de mangrove. Cette stabilité de la mangrove est due aux actions de reboisements initiés par les populations, qui constituent des facteurs compensateurs des coupes abusives et du déficit pluviométrique. Ces résultats corroborent ceux de Diop *et al.* (2024b) qui ont montré au Saloum, une grande stabilité de l'hydrographie suivie de la mangrove.

La plus grande conversion notée lors de la première diachronie est celle des mangroves en vasière. En effet, les mangroves s'installent sur les vasières qui constituent alors la zone de reboisement des palétuviers (Guiral *et al.*, 1999). Ainsi, la progression des mangroves a entraîné la diminution des vasières. Par ailleurs, Diouf *et al.* (2022) ont signalé cette augmentation des mangroves au détriment des vasières dans la commune de Coubalan. Cette tendance est inversée dans la deuxième diachronie avec la conversion des mangroves en vasière. Ce phénomène est dû à l'augmentation de la salinité

causée par les déficits pluviométrique et en apport d'eau douce par le débit de l'estuaire et les coupes de bois (Bassène, 2016 ; Solly *et al.*, 2018 ; Sow et Ba, 2019 ; Dieng *et al.*, 2022 ; Faye, 2024).

Globalement, entre 1984 et 2024, seuls les bâtis, l'hydrographie et les vasières ont connu une progression au détriment des autres classes d'occupation du sol (les mangroves, les tannes et les forêts et savanes). Cette progression des zones anthropisées au détriment des aires naturelles est confirmée par le taux d'anthropisation qui est

positif. Malgré les efforts fournis par les populations dans la restauration de la mangrove et des zones naturelles, les coupes abusives conjuguées à un déficit pluviométrique constituent des contraintes majeures à la préservation de la mangrove. Cela se confirme par la forte augmentation du taux de déforestation entre les deux diachronies, occasionnant une perte non négligeable des mangroves et des forêts. Par ailleurs, selon les populations de Coubalan, la dégradation est causée par le déficit pluviométrique et la déforestation (Diouf *et al.*, 2022).

Conclusion

La présente étude « Dynamique spatio-temporelle de la commune de Coubalan de 1984 à 2024 » a examiné l'évolution de la mangrove de la commune de Coubalan. Une analyse diachronique a révélé une augmentation de la mangrove de 6,05% entre 1984 et 2004. Elle connaît ensuite une diminution de sa superficie de 9,3% durant la période 2003-2024. Cette présente étude a montré globalement une diminution des classes naturelles notamment la mangrove au profit des zones anthropisées durant la période de l'étude. D'où l'hypothèse de cette recherche est vérifiée. D'après plusieurs chercheurs les activités humaines telles que l'exploitation du bois de mangrove,

les aménagements hydroagricoles et routiers, l'expansion anarchique des bâtis ont un impact négatif sur la survie des palétuviers. Ces résultats constituent une sonnette d'alarme, de la part des gestionnaires, sur la nécessité de renforcer des mesures de gestion. Il serait nécessaire de rationaliser les activités humaines, par le recours aux pratiques traditionnelles et culturelles dans la zone pour mieux sensibiliser la population sur l'importance de la préservation de la biodiversité. En perspectives, il serait intéressant d'entreprendre des études sur les modes de gestion et de gouvernance de la biodiversité dans cette zone de Coubalan afin d'évaluer son efficacité.

Remerciements

Les auteurs remercient l'Etat du Sénégal pour le financement de ce travail et les autorisations administratives.

Références Bibliographiques

- ADG (Aide au Développement Gembloux). 2011.** Manuel de Capitalisation de l'expérience, Guide pratique à l'usage des Communautés Rurales du Delta du Saloum, Sénégal : la mangrove, un écosystème à protéger, 92 p.
- Ajonina G, Diamé T, Kairo J. 2008.** Etat actuel et conservation des mangroves de l'Afrique vue d'ensemble, IMO Bunkers Convention, 6 p.
- ANACIM. 2021.** Bulletin Agrométéorologique, (Consulté en janvier 2023)
- Assemian EA, Kouame FK, Djagoua EV, Affian K, Jourda JPR, Adja M, Lasm T. Biemi J. 2013.** Étude de l'impact des variabilités climatiques sur les ressources hydriques d'un milieu tropical humide : Cas du département de Bongouanou (Est de la Côte d'Ivoire) ». *Revue des Sciences de l'eau*, 26(3) :247-261. <https://www.erudit.org/fr/revues/rseau/2013-v26-n3-rseau0846/1018789ar/resume/>
- Barima YSS, Egnankou WM, N'doumé ATC, Kouamé FN, Bogaert J. 2010.** Modélisation de la dynamique du paysage forestier dans la région de transition forêt-savane à l'est de la Côte d'Ivoire. *Téledétection : Revue de Recherche et d'Application en Téledétection*, 9(2) : 129-138.

- Bassene OA. 2016.** L'évolution des mangroves de la Basse Casamance au Sud du Sénégal au cours des 60 dernières années: surexploitation des ressources, pression urbaine, et tentatives de mise en place d'une gestion durable, Doctoral dissertation, Université de Lyon; Université de Saint-Louis (Sénégal), <https://theses.hal.science/tel-01559306v1/document>
- Bernier B. 1992.** Introduction à la macroéconomie. Dunod, Paris, 217 p
- Bogaert J, Vranken I, André M. 2014.** Effets anthropiques sur les paysages : contexte historique et configuration spatiale. Dans : Hong, SK., Bogaert, J., Min, Q. (éd.) Paysages bioculturels. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-017-8941-7_8
- Boulogne M. 2016.** Vulnérabilité des paysages forestiers dans le parc de Ranomafana (Madagascar) : dynamiques environnementales et trajectoires agroforestières. Thèse de l'Université Grenoble Alpes, 269 p.
- DAMPC. 2015.** Plan d'aménagement et de gestion de l'AMP du Niamone-Kalounaye, Ministère de l'environnement et du développement durable, p. 93, <https://damcp.gouv.sn/type-de-document/plan-dam%C3%A9nagement-et-de-gestion>
- Diallo LT. 2019.** Analyse de la flore et de la végétation des plantations de mangrove de la commune de Coubalan (Casamance, Sénégal). Mémoire de master à l'université Assane Seck de Ziguinchor/Sénégal, 30p.
- Diaw AT. 1997.** Évolution des milieux littoraux. Géomorphologie et télédétection, Notes bibliographiques, Thèse de doctorat d'État ès lettres, Université de Paris I, Panthéon-Sorbonne, 267 p
- Dieng D, Sow M, Sow E.H, Taïbou B.A. 2022.** Dynamique Spatio-temporelle de la Mangrove du bas Delta du Fleuve Sénégal de 1980 à 2021: Approche par Télédétection et Système d'Information Géographique. *European Scientific Journal*, 11 : 117.
- Diéye EHB, Sané T, Ndour N. 2015.** Dynamique de la mangrove et impacts dans le Département d'Oussouye (Basse Casamance) entre 1972 et 2014. Rapport définitif projet BMUASZ, 41p.
- Diop AB, Samb CO, Barry M, Ndour AA, Cissé O, Mukenza MM, Sambieni K.R, Mweru JPM, Diansambu MI, Bogaert J. 2024b.** Dynamique spatio-temporelle de la mangrove du Parc National du Delta du Saloum (PNDS), Sénégal. *Revue Écosystèmes et Paysages*, 4(1) : 1-17. DOI : <https://doi.org/10.59384/recopays.tg4102>
- Diop E, Soumare A, Diallo N, Guisse A. 1997.** Recent changes of the mangroves of the Saloum River Estuary, Senegal. *Mangroves and Salt Marshes* 1, 163–172 (1997). <https://doi.org/10.1023/A:1009900724172>
- Diouf I, Adeola AM, Abiodun GJ, Lenard C, Shirinde JM, Yaka P, Ndione J-A, Gbobaniyi EO. 2022.** Impact of future climate change on malaria in West Africa *Theoretical Applied Climatology*, 147 : 853-865.
- Eichelsheim, JL. (2008).** La mangrove en Casamance (No 1; Les zones humides, p. 21). IDEE Casamance. <https://www.ideecasamance.net/index.php?page=reports>
- FAO. 2007.** The world's mangroves 1980-2005, Rome, 89p.
- Faye C. 2015.** Le changement climatique dans le bassin-versant de la Casamance : évolution et tendances du climat, impacts sur les ressources en eau et stratégies d'adaptation, Eaux et sociétés face au changement climatique dans le bassin de la Casamance, Atelier scientifique et lancement de l'initiative Casamance : un réseau scientifique au service du développement en Casamance, Ziguinchor, Sénégal.
- Faye MM. 2013.** Cadre de gestion environnemental et social (CGES), Ziguinchor: Agence Régionale de Développement de la Région de Ziguinchor, 116 p. https://rivieresdusud.uas.sn/bitstream/handle/123456789/1380/PPDC-ZIG_0092.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Faye PD. 2024.** Variabilité climatique, activités anthropiques, dynamique et perspectives d'aménagement de la mangrove de l'Aire Marine Protégée de Somone, Sénégal. Mémoire de fin d'études pour l'obtention du diplôme de Recherche en aménagement et Gestion Intégrés des Forêts et Territoires Tropicaux à l'École Régionale Post-universitaire d'Aménagement et Gestion Intégrés des Forêts et Territoires Tropicaux (ERAIFT), 58p
- Foucher V. 2003.** Pas d'alternance en Casamance? Le nouveau pouvoir sénégalais face à la revendication séparatiste casamançaise 1. *Politique africaine*, (3) : 101-119. <https://www.cairn.info/revue-politique-africaine-2003-3-page-101.htm>
- Guiral D, Albaret JJ, Barane E, Bertrand F, Debeney JP, Diouf PS, Guillou JJ, Le Loef P, Montoroi JP, Sow M. 1999.** Les écosystèmes à mangrove. In: Rivières Du Sud: Sociétés et Mangroves Ouest-Africaines, pp 63-130.

- Guiral D, Albaret JJ, Baran E, Bertrand F, Debeney JP, Diouf PS, Guillou JJ, Le Loeuff P, Montoroi JP, Sow M. 1999.** Les écosystèmes à mangrove, dans Rivières du sud : sociétés et mangroves ouest-africaines, éd, par M,-C, Cormier-Salem, Paris, IRD, pp 63-130. <https://doi.org/10.4000/books.irdeditions.4985>.
- Kambale NN, Dramani R, Mulondi K.G, Muhindo SW, Biaou SSH, Natta KA. 2021.** Dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol et du couvert forestier dans les Hautes Terres Fraîches de Lubero (R.D. Congo), *Revue Internationale de Géologie, de Géographie et d'Ecologie tropicales*, 45 (4) : 641-658.
- Le Partenariat. (2019).** Projet valorisation et mise en valeur de la mangrove : delta du fleuve Sénégal, approche territoriale pour la gestion des espaces de mangroves.
- Mama A, Sinsin B, Cannière C De, Bogaert, J. 2013.** Anthropisation et dynamique des paysages en zone soudanienne au nord du Bénin. *Tropicultura*, 31(1) : 78-88.
- Marius C. 1984.** Contribution à l'Etude des Mangroves du Sénégal et de la Gambie Ecologie-Pédologie Géochimie. Mise en Valeur et Aménagement. ORSTOM, Paris, 309 p.
- Marius C. 1985.** Mangrove du Sénégal et de la Gambie : écologie, pédologie, géochimie, mise en valeur et aménagement, ORSTOM édition, Paris-Bondy, 309 p. <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=AV2012068516>
- O'Neill RV, Krummel JR, Gardner RH, Sugihara G, Jackson B, DeAngelis DL, Milne BT, Turner MG, Zygmunt B, Christensen SW, Dale V, Graham RL. 1988.** Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 3 : 153-162.
- Oszwald J, Lefebvre A, Arnaud De Sartre X, Thalès M, Gond V. 2010.** Analyse des directions de changements des états de surface végétaux pour renseigner la dynamique du front pionnier de Maçaranduba (Para, Brésil) entre 1997 et 2006. *Teledetection*, 9 (2): 97-111.
- Pontius RG. 2000.** Quantification error versus location error in comparison of categorical maps. *Photogrammetric engineering and remote sensing*, 66(8): 1011-1016. http://www.econgeography.org/~rpontius/pontius_2000_pers.pdf
- Puyravaud J-P. 2003.** Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management* 177 (1-3), 593-596. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00335-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00335-3)
- Robin N, Ndione B. 2006.** L'accès au foncier en Casamance, l'enjeu d'une paix durable, Dakar, IRD, 15 p.
- Sarr B, Lona I. 2009.** Les fortes pluies et les inondations enregistrées au Sahel au cours de l'hivernage 2007 : variabilité et/ou changement climatique, 14ème Colloque International SIFEE Changement climatique et évaluation Environnementale, Niamey, 29p.
- Schlaepfer R. 2002.** Analyse de la dynamique du paysage. Fiche d'enseignement 4.2, Laboratoire de Gestion des Ecosystèmes, Ecole Polytechnique de Lausanne, Suisse, 10 p.
- Séne S, Ozer P. 2002.** Évolution pluviométrique et relation inondations-événements pluvieux au Sénégal. *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, 42 : 27-33. <https://popups.uliege.be/0770-7576/index.php?id=2230&file=1>
- Solly B, Diéye EHB, Sané T, Diaw AT. 2018.** Dynamique de la mangrove de Thiobon dans l'estuaire de la Casamance (Sénégal) entre 1972 et 2017. *European Scientific Journal* 14, 33 : 118-133. <http://dx.doi.org/10.19044/esj,2018,v14n33p118>
- Soumare S, Antipolis NS, et Andrieu J. 2020.** Dynamique spatio-temporelle de la mangrove de Kafountine dans l'estuaire de la Basse-Casamance des années 1972 à nos jours: Approche par télédétection Dynamique spatio-temporelle de la mangrove de Kafountine dans l'estuaire de la Basse -Casamance. *IOSR Journal of Engineering*, 10(9) : 1-14.
- Sow E, Ba T. 2019.** Evolution de la Mangrove de la Reserve de Biosphère du Delta du Saloum, Sénégal, 20p.
- UICN. 2010.** IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.1. <<http://www.iucnredlist.org>>. Acceso Mayo-Junio 2010.

Caractérisation chimique d'un biochar de résidus de récolte de riz destiné à l'amendement des sols en Côte d'Ivoire

Chemical characterization of a biochar from rice harvest residues intended for soil amendment in Ivory Cost

Bakayoko S • Soro NC • Bolou-Bi E • Koné B

Received: 05 August 2025 / Accepted: 02 October 2025 / Published online: 02 January 2026
© PASRES Abidjan Côte d'Ivoire 2026

Résumé En adoptant le concept de l'amélioration de la chaîne de valeurs de la riziculture, les déchets agricoles de la riziculture pourraient être transformés en une forme d'énergie renouvelable par des méthodes thermochimiques de traitement de la biomasse. Cette méthode peut être utilisée pour la production de biochar. L'utilisation du biochar a plusieurs applications importantes. Ces applications comprennent l'amélioration du sol par l'amendement en stimulant la production agricole en apportant des nutriments dans le sol. Dans ce travail de recherche, un biochar a été obtenu par un processus de pyrolyse lente de résidus agricole de la riziculture. Cette expérience a été réalisée en utilisant un carbonisateur soumis à une température de 500 °C. Le biochar obtenu après pyrolyse de la paille de riz a fait l'objet d'une caractérisation chimique. Cette caractérisation chimique du biochar a été faite à l'aide des méthodes d'analyse usuelles du laboratoire. Les résultats montrent que le biochar a une teneur de 26,03% en C, 50,37% en matière organique, le rapport C/N est de 46,48. Le biochar a une forte teneur en silice 16,78%. Le biochar est basique avec un pH qui est égal à 10,35. Cette étude révèle que le biochar de paille de riz peut être utilisé pour l'amendement des sols.

Mots clés : biochar, pyrolyse, paille de riz, basique, amendement

Abstract By adopting the concept of improving the rice-growing value chain, rice-growing agricultural waste could be converted into a renewable form of energy using thermochemical biomass processing methods. This method can be used to produce biochar. The use of biochar has several important applications. These include soil amelioration, stimulating crop production by delivering nutrients to the soil. In this research work, biochar was obtained by a slow pyrolysis process of agricultural residues from rice cultivation. The experiment was carried out using a carbonizer subjected to a temperature of 500 °C. Chemical characterization of the biochar obtained after pyrolysis of rice straw was performed. This chemical characterization of the biochar was carried out using the laboratory's usual analytical methods. The results showed that the biochar had a C content of 26.03%, an organic matter content of 50.37% and a C/N ratio of 46.48. The biochar had a high silica content of 16.78%. Biochar was basic, with a pH equal to 10.35. This study shows that rice straw biochar can be used as a soil improver.

Key words : biochar, pyrolysis, rice straw, basic, soil improver.

Bakayoko S • Koné B

Université Polytechnique de Man, UFR-SGM,
Laboratoire des Sciences Géologiques Minières, Man,
Côte d'Ivoire.

Soro NC • Bolou-Bi E

Université Felix Houphouët-Boigny, UFR-STRM,
Laboratoire des Sciences du Sol, de l'Eaux et des
Géomatériaux, Abidjan, Côte d'Ivoire.

Bakayoko S (✉)

Université Polytechnique de Man, UFR-SGM,
Laboratoire des Sciences Géologiques Minières, Man,
Côte d'Ivoire.
soubakayoko5@gmail.com

Introduction

En Afrique subsaharienne, il est reconnu que les sols ont un niveau de dégradation élevé en comparaison aux sols en Europe ou en Amérique du Nord (FAO, 2003). Cette dégradation des sols est une conséquence de l'effet conjugué de divers processus associés aux activités agricoles intensives et au changement climatique (Nyamekye *et al.*, 2018 ; IFAD, 2019). Ces processus entraînent une acidification des sols et/ou une érosion des sols. Ainsi, la dégradation des sols en Afrique a un impact direct et négatif sur le rendement des cultures. A titre d'exemple, les sols sont majoritairement acides en Côte d'Ivoire (Perraud, 1969). Cette acidité des sols est la conséquence des mauvaises pratiques agricoles et de la variation des saisons en termes d'intensité de pluies et de température. Cette dégradation des sols constitue la plus grande menace à long terme pour l'agriculture ivoirienne. En effet, les sols acides et dégradés sont caractérisés par un faible capacité d'échange cationique, de faibles teneurs en éléments minéraux (P, K, Ca, Mg) et par une acidité marquée (Fallavier, 1995). De plus, le taux de minéralisation annuel de la matière organique dans ces sols varie de 2 à 5% alors que dans les sols sous climat tempéré, ces taux oscillent autour de 1% (Collaud, 2014). Cette minéralisation assez poussée entraîne également une baisse de fertilité des sols. Or, il existe des possibilités de maintien et d'amélioration de la fertilité de ces sols en vue d'accroître leur productivité et assurer ainsi les besoins alimentaires grandissants d'une population toujours croissante. Des apports combinés de différents types de matière organique avec des engrais chimiques augmenteraient les stocks des éléments minéraux disponibles pour les besoins des plantes (Palm *et al.*, 1997). Plusieurs programmes de gestion durable de la fertilité des sols ont alors adopté cette technique dans différentes régions du monde (Boko, 1992 ; Akanza *et al.*, 2017 ; Lompo *et al.*, 2021). Dans ces conditions, la matière organique est appliquée au sol après une étape de compostage. Cependant depuis peu, la communauté scientifique investit de plus en plus sur l'utilisation du biochar, découvert en Amazonie.

Le biochar est issu de la pyrolyse de biomasses végétales (Matovic, 2016). Initialement, les

habitants d'Amazonie incorporaient de grandes quantités de charbon au sol ainsi que des fumiers et autres engrais biologiques pour améliorer les rendements de leurs cultures (Sohi, 2012). Aujourd'hui plus de 500 années après la fin de ces pratiques agricoles, les sols noirs d'Amazonie ou Terra Preta sont très prisés pour leur excellente fertilité, leur fort contenu en éléments nutritifs (C, N, P, K et Ca), leur bonne capacité d'échange cationique (CEC) et leur capacité à retenir et recycler les éléments nutritifs sur de longues périodes de culture (Lima *et al.*, 2002; Steiner *et al.*, 2008 ; Laird *et al.*, 2010). Les récentes études portant sur l'utilisation du biochar pour amender les sols tropicaux fortement fragilisés démontrent les effets bénéfiques de cet amendement sur les différentes propriétés physiques, chimiques et biologiques de ces sols (Glaser *et al.*, 2002). Globalement, la fertilité des sols est améliorée par l'ajout de biochar grâce à son effet tampon sur le pH du sol ainsi qu'à une meilleure rétention en nutriments dans le sol découlant de la capacité du biochar d'adsorber les cations à sa surface (Liang *et al.*, 2006). L'amendement en biochar du sol, permet d'améliorer la fertilité du sol et les rendements des cultures (Major *et al.*, 2009). En plus dans un contexte de changement climatique, l'amendement des sols en biochar revêt un avantage environnemental car cette pratique permet la séquestration à long terme du carbone dans les sols (Naisse, 2015 ; Wang *et al.*, 2020).

Des travaux sur le biochar indiquent que les effets bénéfiques du biochar sur les propriétés des sols sont variables et dépendent fortement de la nature de la biomasse initiale et de la température de la pyrolyse impactant les caractéristiques du biochar produit (Lehmann *et al.*, 2009 ; Singh, 2010 ; Wu *et al.*, 2012 ; Xu *et al.*, 2012 ; Schimmelpfening et Glaser, 2012). Ainsi avant de proposer le biochar comme amendement du sol, des études préliminaires doivent être effectuées afin de déterminer les caractéristiques chimiques du biochar produit dans les conditions expérimentales du moment. Cette étude vise donc à caractériser le biochar issu de la pyrolyse de résidus de rizière en vue d'un amendement des sols en Côte d'Ivoire.

Matériel et méthodes

Site d'étude

La biomasse utilisée pour cette étude est constituée de résidus de rizière. Il s'agit principalement de la paille constituée de tige et de feuilles de riz. Ce résidu a été collecté après la récolte, séchage et battage dans une riziculture localisée dans la commune de Songon dans le sud de la Côte d'Ivoire (Figure 1 carte de localisation). Le choix s'est porté sur la paille de riz à cause de sa disponibilité et de la plus-value à la chaîne de valeur de la riziculture. En effet, les rizières

prospectées dans la commune de Songon ont la capacité de produire annuellement une quantité de 67 t/ha⁻¹ tonnes de résidus secs.

Production du Biochar

Le biochar a été produit par la pyrolyse de la paille de riz obtenue à l'aide d'un carbonisateur traditionnel pouvant contenir 5 kg de paille, sous une température de plus de 500 °C pendant 3 heures pour donner le biochar de paille de riz.

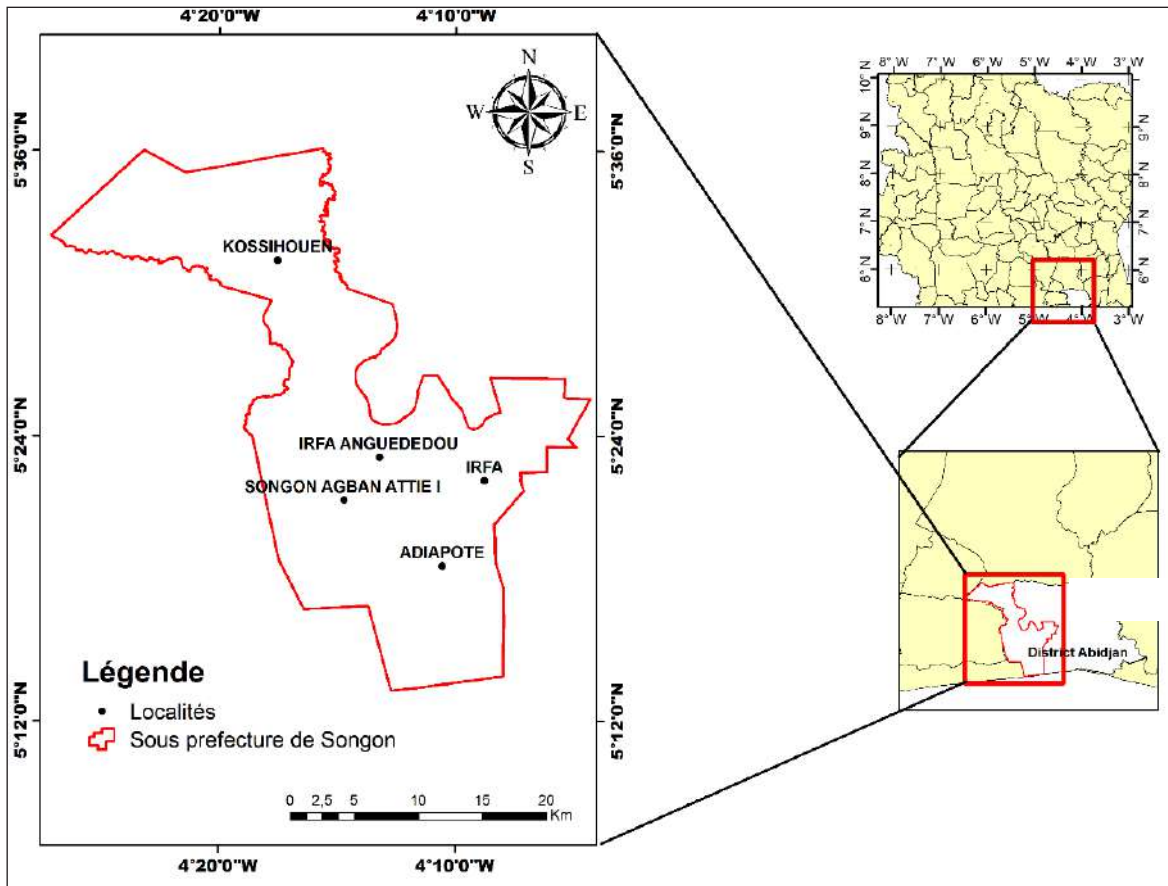


Figure 1 : Localisation du site de l'étude

Caractérisation du biochar

Le biochar obtenu a été broyé, tamisé dans un tamis de 2 mm après séchage et conservé dans un sac pour des analyses au laboratoire. Les paramètres chimiques du biochar qui ont été déterminés sont le pH eau, les teneurs en oligo-éléments (Cu, Fe et Zn), en matière organique, en carbone organique, en azote total, en phosphore et en potassium. Le pH eau a été déterminé à l'aide d'un pH-mètre dans le surnageant d'un mélange biochar-eau ayant un rapport de 1/2,5 selon la norme AFNOR. Les teneurs en oligo-éléments (Cu, Fe et Zn), ont été

déterminés après calcination de l'échantillon à 650 °C (Bell, 1964). La teneur en azote total (N total) a été déterminée par la méthode de Kjeldahl. Le taux de matière organique a été analysé par la méthode de Walkley-Black modifiée, le Corg obtenu par titrage, une solution de bichromate de potassium est ajoutée à un échantillon en présence d'acide sulfurique. Après la réaction, le dosage de la quantité de bichromate qui n'a pas réagi avec l'échantillon permet d'établir la concentration de carbone organique total. Après une minéralisation par l'acide sulfurique salsalique, les dosages du P et du K ont été effectués respectivement à l'aide d'un photomètre à flamme.

Teneur en Matière Volatile

Cette teneur a été déterminée à partir de la formule 1.

$$MV = 100 (m_2 - m_3 / m_2 - m_1) - H$$

[1]

m₁ = masse du creuset vide et son couvercle, m₂ = masse du creuset, du couvercle et du biochar avant chauffage, m₃ = masse du creuset, de son couvercle et de l'échantillon après chauffage, H = humidité en pourcentage massique du biochar.

Teneur en Humidité

Elle est déterminée selon la formule 2.

$$H = (m_h - m_s / m_h) * 100$$

[2]

m_h = masse initiale de l'échantillon supposé sec;
m_s = masse sèche après étuvage.

Teneur en Cendre

Elle se calcule suivant la formule 3.

$$Ce = (m_3 - m_1 / m_2 - m_1) * 100$$

[3]

m₁ = masse de la nacelle, m₂ = masse de la nacelle et du charbon, m₃ = masse de la nacelle et des cendres.

Teneur en Carbone fixe

Cette teneur est obtenue suivant la formule 4.

$$CF = 100 - (MV\% + Ce\%)$$

[4]

Résultats

Analyse chimique du biochar

Les résultats de l'analyse chimique du biochar sont indiqués dans les Tableaux I, II et III. Ces résultats montrent que le biochar issu de la paille de riz a une composition en carbone organique comprise dans la gamme des compositions données dans la littérature. Les teneurs en Ca et Mg de biochar de paille de riz sont respectivement de 7,74% et 1,12%. Les teneurs en azote et du phosphore du biochar de paille de riz sont de 0,56% et 1,16%, celle du potassium est 16,53%.

Le biochar à base de paille de riz possède des teneurs en éléments chimiques (Si, K, Mg, Ca, Na et P) plus élevées avec des taux de 4 à 2000 fois supérieurs, en comparaison aux autres sources de biomasses.

Les teneurs du Cu, du Fe et du Zn dans le biochar de paille de riz sont de 4,73%, 0,53% et 4,75%. Ces teneurs en métaux sont plus élevés dans le biochar de la paille de riz comparativement aux biochar de la sciure de bois, roseau et du charbon de bois.

Valeurs du carbone, de la matière organique, du rapport C/N, du pH, Ce, MV et CF des biochars

Les résultats de l'analyse du Tableau 1, montrent que les biochars ont une forte concentration en carbone (26,07 %; 59,49 %; 17,07% et 49,02%). Le rapport carbone sur azote (46,48) du biochar de paille de riz est largement supérieur à celui du

biochar de balles de riz (15,29). Le biochar de paille de riz est fortement riche en matière organique (50,37%) comparativement au biochar de la balle de riz (34,52%). Le pH du biochar de paille de riz (10,35) est plus alcalin comparativement au pH de la balle de riz (7,8) qui est neutre.

Teneurs en éléments nutritifs majeurs et secondaires du Biochar de paille de riz

Les résultats des éléments nutritifs du Tableau II, montrent que le biochar de paille de riz est plus riche en éléments nutritifs comparativement au biochar de balle de riz. Le silicium est l'élément le plus abondant dans le biochar de résidus de récolte du riz, avec une teneur de 16,78% comparativement aux autres biochars tels que le biochar de la sciure de bois (0,001%), du roseau (0,9%) et du charbon de bois (0,136%).

Teneurs en oligo-éléments du Biochar de paille de riz

Les résultats de l'analyse du Tableau III, révèlent que la présence d'oligo-éléments (Cu, Fe et Zn) dans le biochar de paille de riz (4,73%, 0,86% et 4,75%) est faible comparativement au biochar de balle de riz (7,73%, 5,80% et 37,51%). Le biochar de paille de riz possède une forte teneur en métaux tels que le Pb (0,02), S (3,22%), Cl (2,82%) plus que le biochar de sciure de bois, de roseau et du charbon de bois.

Tableau I : Valeurs du carbone organique, de la matière organique, du rapport C/N et du pH du biochar de paille de riz

Biochar					
Eléments chimiques	Paille de riz	Balles de riz (Lompo et al., 2021)	Sciure de bois (Augou,2020)	Roseau (Ahitey,2020)	Charbon de bois (Augou, 2020)
pH	10,35	7,8	.	.	.
C	26,07	59,49	17,07	49,2	.
N	0,56	0,51	.	.	.
Mo	50,37	34,52	.	.	.
C/N	46,48	15,29	.	.	.
Ce	40
MV	50
CF	10

C : Carbone; N : Azote; Mo : Matière organique; C/N : Rapport Carbone sur Azote; Ce : Cendres; MV : Matière volatile; CF : Carbone fixe

Tableau II : Teneurs en éléments nutritifs majeurs et secondaires des Biochars

Biochar					
Eléments nutritifs	Paille de riz	Balles de riz (Lompo et al., 2021)	Sciure de bois (Augou, 2020)	Roseau (Ahitey, 2020)	Charbon de bois (Augou, 2020)
K	16,53	2,18	0,06	4,2	1,239
Ca	7,74	3,94	.	0,4	.
Mg	1,12	1,04	.	0,3	.
Na	0,21	.	0,001	0,3	.
Si	16,78	.	.	0,9	0,136
P	1,16	0,52	.	.	.

K: potassium; Ca : calcium; Mg : magnésium; Na : sodium; Si : silicium; P : Phosphore

Tableau III : Teneurs en oligo-éléments du Biocharbon de paille de riz

Biochar					
Oligo-éléments (%)	Paille de riz	Balles de riz (Lompo et al., 2021)	Sciure de bois (Augou,2020)	Roseau (Ahitey,2020)	Charbon de bois (Augou, 2020)
Fe	0,86	5,80	0,002	0,4	0,210
Al	0,39	.	0,001	0,1	0,043
Cu	4,73	7,73	.	.	.
Zn	4,75	37,51	.	.	.
Pb	0,02	.	0,0003	0	0
Cl	2,82	.	.	0,7	.
S	3,22	.	0,0016	0,3	0,034

Fe : fer; Al : aluminium ; Cu : cuivre; Zn : zinc; Pb : plomb; Cl: chlore; S : soufre

Discussion

Température et qualité du biochar produit

Le résultat de carbone fixe obtenu dépend des résultats de la matière volatile et de la cendre du biochar. La matière volatile du biochar a été obtenue dans un four amorphe à 500 °C pendant 3 heures, dans lequel la transformation du biochar en une phase gazeuse se produit pendant la pyrolyse de la biomasse. Les résultats montrent que la température

de pyrolyse a un impact significatif sur le pourcentage de carbone fixe, de cendres et de matières volatiles. Avec la paille de riz, un plus grand pourcentage de carbone fixe pourrait être obtenu si la température était encore basse. Nos résultats sont en accord avec les résultats d'autres publications existantes concernant la pyrolyse des graines de grenade (Uçar *et al.*, 2009), des copeaux de bois (Masck *et al.*, 2013), pyrolyse d'épis de maïs (Timothy *et al.*, 2022).

La teneur en cendre du biochar de paille de riz est 40%. Cela pourrait être dû à la forte teneur en matière minérale du biochar. La teneur des éléments chimiques représentant la matière minérale (K, Ca, Mg, Na, Fe, Si, Al) est égale à 26,85 %. Cette teneur montre que le biochar de paille contient un taux de cendres élevé. En effet, selon FAO (2018), cette valeur doit être comprise entre 5 et 10 %. Nos résultats sont en accord avec les données de la littérature qui ont montré que, le biochar dérivé du matériel de riz a montré une teneur élevée en cendres à toutes les plages de la température, et cela peut être la cause de la modification partielle de la composition favorisée par une éventuelle interaction entre constituants organiques et inorganiques lors de la pyrolyse de la charge dans le biochar qui contient une quantité de cendres supérieurs à 20% (Enders *et al.*, 2012).

Qualité du biochar et lien avec la nature de la biomasse initiale

Dans les travaux de Cluet et Penot (2011), les résultats sur le chlore et le soufre montrent que les teneurs sont respectivement égales à 5,5 % et 0,18 % pour la tige de typha ; 0,17 % et 0,048 % pour la balle de riz. Sur la base de ces résultats, il ressort que le charbon de paille contient un taux considérable de chlore et de soufre. Le taux de soufre (3,22 %) pourrait générer des problèmes, car ce composé peut se combiner avec l'hydrogène pour former des sulfures d'hydrogènes (toxique). Le taux de chlore (2,82 % > 0,17 %) peut être un véritable problème pour la combustion, car lorsqu'il est émis dans l'atmosphère, il peut s'associer à d'autres éléments chimiques pour former des composés chimiques dangereux pour la santé humaine et environnementale (Cluet et Penot 2011).

L'analyse élémentaire a montré que le carbone est le composé majoritaire du biochar de paille et les biochars. Sa teneur est égale à 26,07 % sur sa masse sèche. Cette teneur montre que le biochar de paille peut être exploité comme combustible. Nos résultats sont en accord avec les travaux d'autres auteurs, qui ont montré que les surfaces des biochars sont dominées par le carbone. Comparativement au riz (le biochar de paille de riz a la plus grande teneur en Si (3,92 %) et le biochar de copeaux de peuplier montre le moins (0,54%) indiquant que la composition élémentaire des biochars sont fonction des matériaux d'origine (soleil *et al.*, 2014). La teneur en plomb est égale à 0,02 %, le charbon de paille contient une faible proportion de plomb (métaux lourd dangereux pour la santé). Il faudra mettre en

place un système de traitement de la biomasse et des fumées afin de garantir la qualité du biochar. Cette phase est extrêmement importante si le biochar est destiné à l'usage ménager. La combustion du biochar est effectuée dans des foyers sans traitement des fumées, ce qui peut entraîner des pollutions environnementales et sanitaires.

Le carbone des biochars varient entre 35% et 95% (Lompo *et al.*, 2021). Pour les résidus culturaux, cette teneur en carbone est comprise entre 40% et 50%, 70% à 90% pour les biochars de bois et coques ou écorces (Cha *et al.*, 2016 ; EBC, 2020). La teneur en carbone est un bon indicateur de la teneur en carbone des biochars. La fraction du carbone est stockée dans le sol (Lehmann et Joseph, 2009). Cela donne l'aptitude aux biochars à réduire les émissions de CO₂ dans l'atmosphère (Mukome *et al.*, 2016), d'augmenter la capacité de rétention en eau du sol, de réduire les gaz à effet de serre, la disponibilité des nutriments et les rendements des cultures (Lompo *et al.*, 2021 ; Yao *et al.*, 2012). Le rapport C/N du biochar de paille de riz est 46,48%. Les valeurs élevées du rapport C/N pourraient compromettre la croissance et le développement des cultures (Lompo *et al.*, 2021), cette forte valeur pourrait entraîner l'immobilisation de l'azote du sol (Kanouo, 2017). Ce qui pourrait avoir un effet négatif sur le développement des cultures si l'utilisation du biochar n'est pas combinée à un engrais azoté (Lompo *et al.*, 2021). Le biochar de paille de riz est basique présentant un pH élevé qui est égal à 10,35 avec une teneur en cendres qui est de 40 %. Nos résultats corroborent les travaux d'autres auteurs. Par ailleurs, on constate que les biochars de résidus de cultures contiennent des quantités substantielles d'acides alcalins et métaux alcalino-terreux, les valeurs étant plus élevées (4%) pour le coton et le maïs (soleil *et al.*, 2014). Les biochars sont généralement basiques (Wu *et al.*, 2012 ; Laghari *et al.*, 2016). Les pH basiques des biochars s'expliquent par leurs teneurs élevées en cendres qui les enrichissent en composés tels KHCO₃ et CaCO₃ qui ont des capacités alcalinisant importantes (Domingues *et al.*, 2017). Les biochars dérivés de paille de cultures présentent une teneur en cendres plus élevée que le charbon de bois (2,24%). Tous les biochars testés ont des valeurs élevées de pH (plus de 9,0) indiquant leur niveau relativement élevé d'alcalinité et donc leur fort pouvoir tampon vis-à-vis des sols acides. Nos résultats sont en accord avec les références de la littérature, qui suggèrent que les biochars obtenus à partir de la pyrolyse sont principalement alcalins (Enders *et al.*, 2012). Le pH élevé du biochar peut lui permettre d'être utilisé pour l'amendement des sols acides en relevant le pH (Lompo *et al.*, 2021).

Les teneurs en azote et du phosphore du biochar de paille de riz sont de 0,56% et 1,16%, celle du potassium est 16,53%. Les autres éléments sont en faible quantités. L'on serait tenté, face à ces résultats d'affirmer que nos résultats sont en accord avec les travaux de certaines études qui ont montré que les biochars obtenus à partir des résidus de cultures sont pauvres en éléments nutritifs (Lompo *et al.*, 2012). La teneur très élevée du potassium ne

corrobore pas les résultats des travaux de certaines études (Slavich, 2013). Les teneurs en Ca et Mg sont respectivement de 7,74% et 1,12%.

Les teneurs du Cu, du Fe et du Zn dans le biochar de paille de riz sont de 4,73%, 0,53% et 4,75%. Ceci confirme, les travaux de certaines études qui ont montré que la teneur en oligo-élément varie en fonction des types de biomasses (Lopez-cano *et al.*, 2018).

Conclusion

L'étude sur la caractérisation chimique, physique du biochar de paille de riz obtenu par pyrolyse à une température de 500 °C à l'aide d'un carbonisateur a montré qu'il renferme de faibles teneurs en éléments nutritifs. En plus, sa teneur en silice, carbone matière organique sont très élevées. Le biochar est basique lui conférant un

pH alcalin, donnant la capacité de relever le pH des sols acides. Vu les qualités de notre biochar il pourrait être préconisé comme amendement des sols en vue d'observer son effet sur le développement et le rendement des cultures. En perspective, nous envisageons d'évaluer l'effet du biochar sur le rendement des cultures.

Remerciements

Les auteurs remercient les responsables du Laboratoire des Sciences du Sol, de l'Eaux et des

Géomatériaux de l'UFR-STRM de l'Université Félix Houphouët-Boigny d'Abidjan (Côte d'Ivoire).

References Bibliographiques

Ahitey A M U. 2020. Recherche de substituts au charbon de bois : conception et caractérisation de biocharbons à base de roseau (*Cenchrus purpureus*). Pour l'obtention du diplôme de MASTER en sciences de la terre, spécialité : Géomatériaux. 42p.

Augou O S F. 2021. Recherche de substituts au charbon de bois : conception et caractérisation de combustibles à base de sciure de bois, Thèse de Doctorat en Sciences de la terre à l'Université Félix Houphouët Boigny de Cocody, 145p.

Bell D F. 1964. Loss-on-ignition as an estimate of organic matter and organic carbon in non-calcareous soils. *Journal of Soil Science*, 12 : 84 - 92.

Cha J S, Park S H, Jung S C, Ryu C, Jeon J K, Shin M C, Park Y. 2016. Production de biochar: un aperçu. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 40 : 1 -15. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2016.06.002>

Domingues R R, Trugilho P, Silva C A, Melo I. C N A D, Melo L C A, Magriotis Z M, Sanchez-Monedero M A. 2017. Propriétés du biochar issu du bois et des biomasses riches en nutriments dans le but d'obtenir des bénéfices agronomiques et environnementaux. *PLOS ONE*, 12 (5): 1-19.

Enders A, Hanley K, Whitman T, Joseph S, Lehmann J. 2012. Caractérisation des biochars pour évaluer la récalcitrance et les performances agronomiques. *Bioresource Technology*, 114 :644-653.

EUROPEAN BIOCHAR CERTIFICATE (EBC) 2020. EBC Guidelines for a Sustainable Production of Biochar.' European Biochar Foundation (EBC), Arbaz, Switzerland, Rapport, (2020), DOI:210.13140/RG.2.1.4658.7043

FAO. 2003. Gestion de la fertilité des sols pour la sécurité alimentaire en Afrique Subsaharienne. 51p.

- Glaser B, Lehmann J, Zech W. 2002.** Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal: a review. *Biology and Fertility of Soils*, 35: 219-230.
- Jindo K, Mizumoto H, Sawada Y, Ma Sanchez-Monedero, Sonoki T. 2014.** Caractérisation physique et chimique des biochars issus de différents résidus agricoles. *Biogeosciences*, 11 :6613-6621.
- Kanouo B M D. 2017.** Production et utilisation du biochar pour l'amendement des sols rouges lessivés tropicaux. Université de Laval, Québec, Canada, Thèse de Doctorat, (2017), 98 p. <http://hdl.handle.net/20.500.11794/28120>
- IFAD. 2019.** International Fund for Agricultural Development (2019), Creating opportunity for rural youth, Rural Development Report, Rome, Italy. Rapport
- Laghari M, Naidu R, Xiao B, Hu Z, Saffar M, Hu M, Kandhro M N, Chen Z, Guo D, Jogi Q, Abudi Z N, Fazal S. 2016.** *Journal of Science, Food and Agriculture*, 96 : 4840 – 4849.
- Laird D, Fleming P, Wang B, Horton R, Karlen D. 2010.** Biochar impact on nutrient leaching from a Midwestern agricultural soil. *Geoderma*, 158: 436-442.
- Lehmann J, Czimczik C, Laird D, Sohi S. 2009.** Stability of biochar in the soil. In Lehmann J., Joseph S. (eds) : biochar for environmental management, London, Earthscan: pp. 183-205.
- Lehmann J, Joseph S. 2009.** Biochar for environmental management: science and technology. Earthscan, London. pp. 1-405.
- Liang B, Lehmann J, Solomon D, Kinyangi J, Grossman J, O'neill B, Skjemstad J, Thies J, Luizão F, Petersen J., Neves E. 2006.** Black carbon increases cation exchange capacity in soils. *Soil Science Society of America Journal*. 70: 1719-1730.
- Lima H, Schaefer C, Mello J, Gilkes R, Ker J. 2002.** Pedogenesis and pre-Colombian land use of «Terra Preta Anthrosols («Indian black earth») of Western Amazonia. *Geoderma*, 110 : 1-17.
- Lompo Dj, Ye L, Ouedraogo S, Sori S I, Nacro H B. 2021.** Caractérisation chimique d'un biocharbon de balles de riz destiné à l'amendement des sols au Burkina Faso, Afrique SCIENCE 18(1 :16 – 222
- Lopez-Cano I, Luz Cayuela M, Sanchez-Garcia M. Et Sanchez - Matovic D. 2011.** Suitability of Different Agricultural and Urban Organic Wastes as Feedstocks for the Production of Biochar—Part 2: Agronomical Evaluation as Soil Amendment, pp. 2-19.
- Major J, Steiner C, Downie, Lehmann J. 2009.** Biochar effects on nutrient leaching Chapter 15. In: Lehmann, J., Joseph, S. (Eds.), Biochar for Environmental Management: Science and Technology. Earthscan, London. pp. 271-282.
- Mukome F, Zhang X, Silv L, Six J, Parikh S. 2013.** Utilisation des caractéristiques chimiques et physiques pour étudier les tendances des matières premières de biochar. *Journal of agriculture and Food Chemistry*, 61 : 2196-2204.
- Mukome F N D, Parikh S J. 2016.** Chemical, Physical, and Surface Characterization of Biochar. In: Biochar Production, Characterization, and Applications, edited by Yong Sik Ok, Sophie M. Uchimiya, Scott X. Chang, Nanthi Bolan; International Standard Book Number-13: 978-1-pp. 4822-4230, Livre, (2016).
- Nyamekye C, Thiel M, Schönbrodt-Stitt S, Zoungrana B Jb, Amekudzi L K. 2018.** Soil and Water Conservation in Burkina Faso, West Africa. *Sustainability*, 10 : 3182.
Doi:10.3390/su10093182, pp.2-24.
- Naisse C. 2015.** Potentiel de séquestration de carbone de biochars et hydrochars, et impact après plusieurs siècles sur le fonctionnement du sol, Université Pierre et Marie Curie, Paris VI, Thèse de Doctorat, (2015)
- Schimmelpfennig S, Glaser B. 2012.** One Step Forward toward Characterization: Some Important Material Properties to Distinguish Biochars. *Journal of Environmental Quality*, 41 :1001 -1013, <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0146>
- Singh B, Singh B P, Cowie A L. 2010.** Characterisation and evaluation of biochars for their application as a soil amendment. *Australian Journal of Soil Research*, 48:516 - 525, <https://doi.org/10.1071/SR10058>
- Slavich P G, Sinclair K, Morris S G, Kimber S W L, Downie A, Van Zwieten L. 2013.** Contrasting effects of manure and green waste biochars on the properties of an acidic ferralsol and productivity of a subtropical pasture. *Plant Soil*, 366 : 213–227. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1412-3>
- Sohi S P. 2012.** Carbon storage with benefits. *Science*, 338: 1034-1035.
- Soleil J, Fei L, Zhongqi Liu, Lingyan Zhu, Chanson De Zhengguo (2014).** Biochars dérivés de diverses pailles de cultures : caractérisation et potentiel d'élimination de Cd (II). *Ecotoxicologie et Sécurité Environnementale*, 106 : -231.

- Steiner C, Glaser B, Teixeira W G, Lehmann J, Blum W Eh, Zech W. 2008.** Nitrogen retention and plant uptake on a highly weathered central Amazonian Ferralsol amended with compost and charcoal. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 171: 893-899.
- Timothy A, Oluwasogo D, Jegede K. 2020.** Pyrolyse d'épis de maïs à différentes températures pour la production de biochar : proximité, ultime et caractéristique spectroscopique. *Research in Agricultural Engineering*, 68 : 27-34.
- Wang D, Jiang P, Zhang H, Yuand W. 2020.** Biochar production and applications in agro and forestry systems: A review. *Science of The Total Environment*, 723 : 137775.
- Wu Wx, Yang M, Feng Q B, Mcgrouter K, Wang H L, Lu H H. 2012.** Caractérisation chimique du biochar dérivé de la paille de riz pour l'amendement du sol. *Biomass Bioenergy*, 47 :268 – 276
- Xu G, Lv Y, Sun J, Shaoh, Wei L. 2012.** Recent advances in biochar applications in agricultural soils: Benefits and environmental implications. *Clean - Soil, Air, Water*. 40: 1093-1098.
- Yao Y, Gao B, Zhang M, Inyang M, Zimmerman A R. 2012.** Effect of biochar amendment on sorption and leaching of nitrate, ammonium, and phosphate in a sandy soil. *Chemosphere*, 89: 1467-1471.
- Yost J L, Hartemink A E. 2019.** Soil organic carbon in sandy soils: A review, In: *Advances in Agronomy*, volumes 158, pp.217-301.
-

Perception des producteurs face au changement climatique dans la filière anacarde : analyse comparative dans quatre départements du Nord de la Côte d'Ivoire

Producers' perceptions of climate change in the cashew nut industry: a comparative analysis of four departments in the North of Côte d'Ivoire

Cissé M • Sopia VEA • Kouassi KNN • Tiébré MS

Received: 05 August 2025 / Accepted: 02 October 2025 / Published online: 02 January 2026

© PASRES Abidjan Côte d'Ivoire 2026

Résumé L'anacarde (*Anacardium occidentale* L., Anacardiaceae) est une culture majeure en Côte d'Ivoire avec une production annuelle d'environ 1 million de tonnes, le pays est le premier producteur mondial. Cependant, la production est menacée par les effets du changement climatique. L'objectif de cette étude est d'analyser la perception des producteurs face à l'impact du changement climatique sur la production d'anacarde en Côte d'Ivoire. Pour ce faire, une enquête semi-structurée a été réalisée dans quatre départements du Nord de la Côte d'Ivoire (Bondoukou, Dabakala, Korhogo et Séguéla). Les données météorologiques (pluviométrie et température) ont ensuite été obtenues auprès de la Sodexam afin de mettre en corrélation ses variables et les perceptions des producteurs. Les résultats de l'enquête ont montré que les producteurs ont observé sur ces 30 dernières années une irrégularité des pluies, une sécheresse prolongée, des chaleurs et un faible rendement agricole. L'analyse des diagrammes de températures démontre effectivement une augmentation des températures ces 30 dernières années dans les départements de Bondoukou, Dabakala et Séguéla et une stabilité dans le département de Korhogo. Quant à la pluviométrie, elle connaît une baisse depuis l'année 1983 dans l'ensemble des départements. L'analyse factorielle des données mixtes a montré une corrélation positive entre les variables climatiques et les perceptions des producteurs suggérant une bonne connaissance du changement climatique par les producteurs.

Key words : Anacarde, Changement climatique, Côte d'Ivoire, Perception des producteurs.

Abstract The cashew nut (*Anacardium occidentale* L., Anacardiaceae) is a major crop in Côte d'Ivoire, with annual production of around 1 million tonnes, making the country the world's leading producer. However, production is threatened by the effects of climate change. This study aims to improve knowledge of producers' perceptions of the impact of climate change on cashew nut production in Côte d'Ivoire. To this end, a semi-structured survey was conducted in four departments of northern Côte d'Ivoire (Bondoukou, Dabakala, Korhogo and Séguéla). Rainfall and temperature data were then obtained from Sodexam in order to correlate these variables with producers' perceptions. The results of the survey showed that over the past 30 years, farmers have observed irregular rainfall, prolonged drought, high temperatures and low crop yields. Analysis of the temperature diagrams shows an increase in temperatures over the past 30 years in the departments of Bondoukou, Dabakala and Séguéla, and stability in the department of Korhogo. Rainfall has been falling since 1983 in all departments. Factor analysis of the mixed data showed a positive correlation between the climate variables and farmers' perceptions, suggesting that farmers are well aware of climate change.

Mots clés : Cashew nut, Climate change, Côte d'Ivoire, Perception of populations.

Cissé M

Laboratoire des Milieux Naturels et Conservation de la Biodiversité, Université Félix Houphouët-Boigny, Côte d'Ivoire.

Sopia VEA

Laboratoire des Systématiques, Herbiers et Musée Botanique, Centre National de Floristique, UFR Biosciences, Université Félix Houphouët-Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire.

Kouassi KNN

UFR Gouvernance et Développement durable(G2D), Université de Bondoukou, Bondoukou, Côte d'Ivoire.

Tiébré MS

¹ Laboratoire des Milieux Naturels et Conservation de la Biodiversité, Université Félix Houphouët-Boigny, Côte d'Ivoire.

² UFR Gouvernance et Développement durable(G2D), Université de Bondoukou, Bondoukou, Côte d'Ivoire

Cissé M (✉)

Laboratoire des Milieux Naturels et Conservation de la Biodiversité, Université Félix Houphouët-Boigny, Côte d'Ivoire.

tiebre.solange@ufhb.edu.ci

Introduction

Le changement climatique et ses effets sur l'agriculture figurent parmi les défis majeurs auxquels l'humanité est confrontée au 21^{ème} siècle (GIEC, 2007). L'impact de ce phénomène varie selon les régions du monde et l'Afrique est particulièrement exposée. Ainsi, le continent africain cumule plusieurs facteurs de vulnérabilité dont la variabilité climatique importante, la forte dépendance aux ressources naturelles, les faibles revenus, les infrastructures insuffisantes pour s'adapter aux effets néfastes du changement climatique (Howden *et al.*, 2007). Pour faire face à cette situation, l'intégration des connaissances environnementales traditionnelles peut offrir une source de savoirs complémentaires à la science analytique (Chouinard *et al.*, 2006). De plus, les croyances, les valeurs, les pratiques et les habitudes culturelles influencent les comportements face aux défis du changement climatique (Heyd, 2010). Par ailleurs, mettre en lumière les perceptions des populations peut permettre de développer des stratégies et des plans d'actions efficaces et durables pour lutter contre les effets du changement climatique (Gnanglé *et al.*, 2011).

Introduite en Côte d'Ivoire au lendemain des indépendances pour lutter contre la déforestation et l'avancée du désert dans le Nord du pays, l'anacarde (*Anacardium occidentale*) est devenue une culture de grande spéculation depuis les années 1990 (Adaman et N'Dri, 2016). Cette culture de rente occupe aujourd'hui la majorité des terres agricoles du nord de la Côte d'Ivoire et représente

plus de 1,7% du PIB (Koné, 2010 ; Banque Mondiale, 2019). Avec une production estimée à 1 million de tonnes en 2023, la Côte d'Ivoire est le premier producteur mondial de noix de cajou (Lebailly *et al.*, 2023). L'anacarde est devenue la principale source de revenus pour les agriculteurs du nord du pays, surpassant même le coton (Koffi et Oura, 2019). Malgré son importance économique, la culture de l'anacarde est confrontée à de nombreux défis, dont les variations pluviométriques, les hausses des températures, les mauvaises pratiques agricoles (Djeket *et al.*, 2018). Les travaux de recherche sur l'anacarde ont exploré les perceptions sociales du dérèglement climatique, les enjeux sanitaires (N'Dépo *et al.*, 2017) et la caractérisation des plantations (Kambou *et al.*, 2019). Ces études ont démontré des caractéristiques différentes selon les populations (Kambou *et al.*, 2019 ; Letto *et al.*, 2022). Cette étude vise à analyser les perceptions des producteurs des effets du changement climatique de quatre départements du Nord de la Côte d'Ivoire (Bondoukou, Dabakala, Korhogo et Séguéla).

L'objectif général de cette étude est d'améliorer les connaissances sur les perceptions des producteurs d'anacarde du changement climatique. De façon spécifique, il s'agit de (1) analyser les perceptions des producteurs du changement climatique et (2) mettre en corrélation les perceptions des producteurs et les indicateurs climatiques pour mettre en lumière les connaissances traditionnelles des populations du changement climatique.

Matériel et Méthodes

Sites d'étude

L'étude a été conduite du 09 mars au 02 juin 2023 dans quatre départements de production de la noix de cajou au Nord de la Côte d'Ivoire. Ce sont les départements de Bondoukou (Nord-Est), de Dabakala (Nord-Centre), de Korhogo (Nord) et de Séguéla (Nord-Ouest) (Figure 1). Les sites d'étude ont été sélectionnés en fonction de trois critères : (1) une densité élevée de population élevée, (2) une accessibilité facilitée et (3) une production significative d'anacarde. Les localités ont été sélectionnées aléatoirement au sein des départements étudiés, en tenant compte des points cardinaux.

Le département de Bondoukou est situé entre 8°20' et 8°50' de latitude Nord et 2°48' et 3°30' de longitude Ouest. Le climat est de type sub-soudanais, c'est-à-dire faisant la transition entre un climat soudanais du type tropical et le régime tropical humide du type baouléen (Ouattara *et al.*, 2016 ; Tiébré *et al.*, 2016). Elle est sous l'influence du régime climatique guinéen sec. Le type de végétation majoritairement rencontré dans la zone est la forêt dense sèche. Ensuite, l'on distingue les forêts denses semi-décidues. Le troisième type forestier est composé des forêts ripicoles et des forêts galeries caractérisées par la dominance des espèces des familles des Leguminosae et des Gramineae (Guillaumet et Adjanohoun, 1971). Selon

les données de la Sodexam, la pluviométrie annuelle de 2012 à 2022 à Bondoukou s'élève à 1044,83 mm, avec des extrêmes allant d'un minimum de 2,23 mm en janvier à un maximum de 1779,58 mm en septembre. La température annuelle moyenne est de 26,22°C, avec des variations saisonnières allant de 23,97°C en août à 29,34°C en mars (Tableau 1).

Le département de Dabakala est situé entre 08°21' et 08°23' de latitude Nord et 04°25' et 04°26' de longitude Ouest, avec 258 m d'altitude. Le climat de cette région correspond au régime subtropical (climat soudanais) correspondant au climat tropical de transition (Ardoin, 2004). La végétation est de type savane arborée et herbeuse parsemée de petites forêts (Guillaumet et Adjanohoun, 1971). On observe une pluviométrie annuelle de 986,51 mm. Les précipitations mensuelles oscillent entre un minimum de 3,34 mm en janvier et un maximum de 172 mm en septembre. La température moyenne annuelle y est légèrement plus élevée, à 27,05°C, avec un maximum de 29,80°C en mars et un minimum de 25,51°C en décembre (Tableau 1).

Le département Séguéla est situé entre 7°57' et 8°10' de latitude Nord et de 6°31' et 6°50' de longitude Ouest. Le climat de cette région correspond au régime équatorial de transition atténué (climat Baouléen au sens de Eldin, 1971). La zone appartient au secteur sub-

soudanais qui est le domaine des forêts claires et des différents faciès de savane (Guillaumet et Adjanohoun, 1971). On y rencontre également des forêts galeries et des îlots forestiers denses mais d'un type plus sec ou forêt sèche dense. Les sols rencontrés sont ferrallitiques faiblement désaturés ou hydromorphes sur les alluvions des terrasses des fleuves et des bas-fonds. Séguéla indique une pluviométrie annuelle de 1157,68 mm. Les précipitations varient de 6,5 mm en janvier à un pic de 236 mm en septembre. La température annuelle moyenne est de 26,26°C, avec un maximum de 29,22°C en mars et un minimum de 24,37°C en août (Tableau 1).

Le département de Korhogo est situé entre 9°25' et 9°55' de latitude Nord et 5°35' et 5°40' de longitude Ouest. Le climat du département de Korhogo est de type soudanais caractérisé par deux saisons. Ce climat correspondant au climat tropical de transition (Ardoin, 2004). La végétation de la région appartient au domaine Soudanais. Elle est majoritairement savanicole (herbeuse, arbustive ou arborée) et a aussi des formations forêts. Korhogo enregistre la pluviométrie annuelle la plus importante, avec 1164,78 mm. Les précipitations mensuelles s'échelonnent entre un minimum de 3,06 mm en janvier et un maximum de 246,18 mm en août. La température moyenne annuelle est de 26,91°C, avec un maximum de 29,35°C en mars et un minimum de 25,18°C en août (Tableau 1).

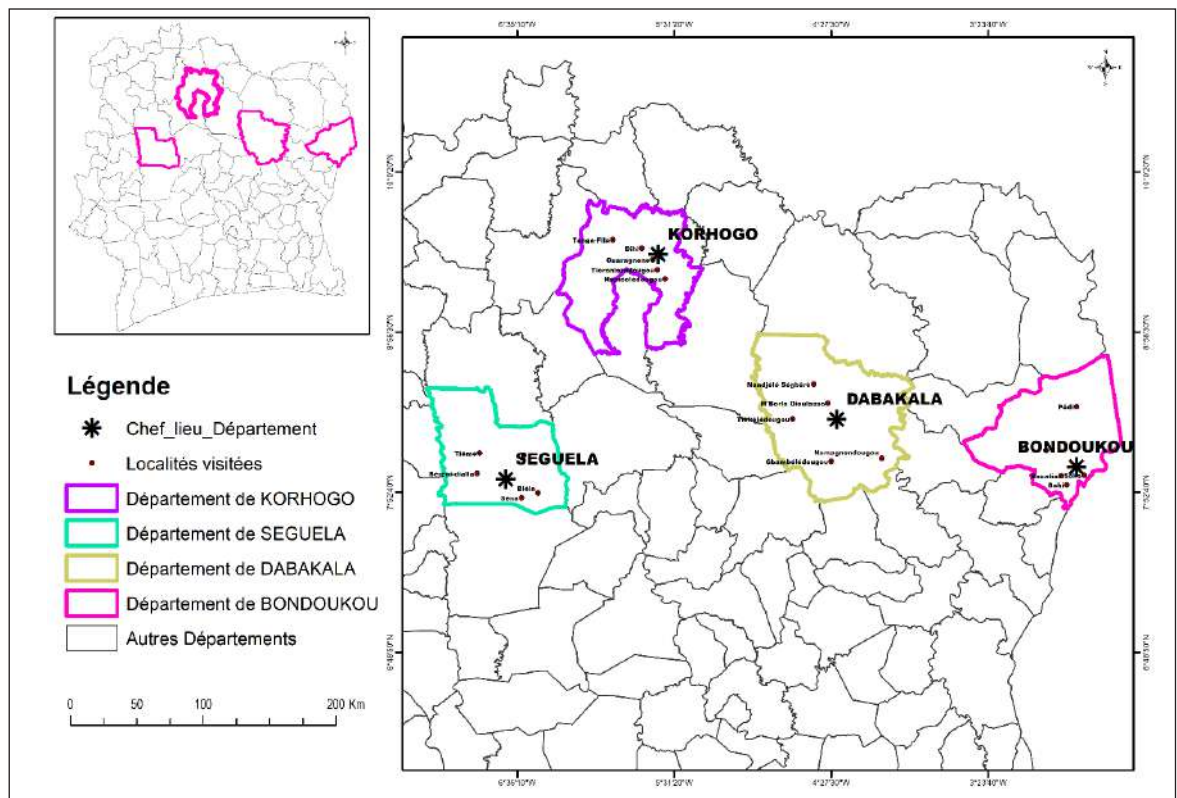


Figure 1 : Localisation des quatre départements ivoiriens visités au cours de l'étude

Collecte de données

Pour connaître la perception face au changement climatique, les producteurs ont été choisis de façon aléatoire avec l'appui des conseillers agricoles de l'agence Nationale d'Appui au Développement Rural (ANADER) sur la base de leur disponibilité. Une enquête semi structurée a été réalisée. Cette méthode permet une interaction directe et favorise une meilleure compréhension des perceptions et des expériences des populations locales (Andreu *et al.*, 2009). Des entretiens ont été réalisés individuellement à l'aide d'un questionnaire préalablement préparé comportant à la fois des questions ouvertes et fermées (Vanderhoeven *et al.*, 2011 ; Baudoin *et al.*, 2014 ; Maroun, 2017 ; Pagny, 2020). Les informations recherchées étaient relatives aux caractéristiques sociales (âge, genre, situation matrimoniale et niveau d'étude), aux productions annuelles de 2022 et de 2023 et aux changements observés dans l'environnement durant ces trente dernières années. Au total, 817 producteurs d'anacarde ont été interrogés dont 208 à Bondoukou, 201 à Dabakala, 203 à Korhogo et 205 à Séguéla.

La seconde étape a consisté à collecter les données de pluviométrie et de température des quatre départements auprès de la Société d'Exploitation et de Développement Aéroportuaire, Aérodynamique, Aéronautique et Météorologique de Côte d'Ivoire (SODEXAM) pour mettre en corrélation les perceptions des producteurs et les indicateurs climatiques. Il a été retenu les données de la série allant de 1961 à 2022 car selon l'Organisation Météorologique Mondiale (OMM), une série portant sur une trentaine d'années est suffisamment longue pour permettre de dégager des tendances pluviométriques (Djeket, 2018).

Analyse des données

Pour obtenir les fréquences et les courbes des variables étudiées, les données d'enquête et température ont été analysées à l'aide du logiciel Excel. Pour connaître l'évolution de la pluviométrie de 1961 à 2021, les données de pluviométrie ont été analysées à travers l'Indice de Précipitation Standardisée (SPI). En effet, le SPI est un indice simple, basé sur des données pluviométriques et qui permet de vérifier aussi bien les périodes humides que les périodes sèches (McKee *et al.*, 1995). Il compare les précipitations enregistrées durant une certaine période sur le même site et permet de quantifier les anomalies de précipitation (Guttman, 1994 ; McKee *et al.*, 1995). Il indique si l'année est qualifiée d'excédentaire (SPI > 0) ou déficitaire (SPI < 0). En 2009, l'Organisation Météorologique Mondiale (OMM) a adopté l'Indice de précipitations standardisé (SPI) comme instrument pour mesurer les sécheresses météorologiques, aux termes de la « Déclaration de Lincoln sur les indices de sécheresse ». En juin 2011, le congrès météorologique mondial lors de sa seizième session a approuvé l'utilisation de cet indice par les services nationaux météorologiques et hydrologiques en association avec d'autres indices utilisés dans chaque région. La formule mathématique de SPI est la suivante :

$$SPI = \frac{Pi - Pm}{\sigma} \quad (\text{McKee } et al., 1995)$$

Avec Pi : Précipitation annuelle de l'année i (en mm) ; Pm : Précipitation moyenne annuelle de la série (en mm) ; (σ) : Ecart type de la série (en mm). Les valeurs de l'Indice de Précipitation Standardisée délimitent les seuils de sécheresse et d'humidité en 9 classes équiprobables qui sont présentées dans le Tableau 1. Les valeurs de l'SPI délimitent les seuils de sécheresse et d'humidité en 9 classes équiprobables qui sont présentées dans le Tableau 2.

Tableau 1 : Données climatiques des quatre départements visités au cours de l'étude

Départements	Localisation	Climat	Pluviométrie annuelle (2012-2022) en mm	Température moyenne annuelle (2012-2022) en °C
Bondoukou	8°20' - 8°50' N et 2°48' - 3°30' O	Sub-soudanais	1044,83	26,22
Dabakala	8°21' - 8°23' N et 4°25' - 4°26' O	Soudanais	986,51	27,05
Korhogo	9°25' - 9°55' N et 5°35' - 5°40' O	Soudanais	1164,78	26,91
Séguéla	7°57' - 8°10' N et 6°31' - 6°50' O	Sub-soudanais	1157,68	26,26

Pluviométrie Annuelle (2012-2022) en mm = Somme des précipitations mensuelles de Janvier à Décembre sur la période (2012-2022) ; **Température Moyenne Annuelle (2012-2022) en °C** = Température moyenne mensuelle de Janvier à Décembre sur la période (2012-2022) / Nombre de mois (12). Source : SODEXAM

Tableau 2 : Catégories de sécheresse et d'humidité définies par les valeurs de l'Indice de Précipitation Standardisée (SPI) selon McKee *et al.*, (1995)

Valeur de l'IPS	Degré de sécheresse
>2,0	Humidité extrême (He)
1,5 à 1,99	Humidité forte (Hf)
1,0 à 1,49	Humidité modérée (Hm)
0,1 à 0,99	Humidité légère (Hl)
0	Normalité absolue (Na)
0 à -0,99	Sècheresse légère (Sl)
-1,0 à -1,49	Sècheresse modérée (Sm)
-1,50 à -1, 99	Sècheresse forte (Sf)
<-2,0	Sècheresse extrême (Se)

Analyses statistiques des données

Une analyse en Correspondance Multiple (ACM) a été effectuée grâce aux packages *Ade 4*, *explor*, *FactoMineR*, du logiciel R pour montrer la perception des producteurs de l'anacarde de l'impact du changement climatique sur la production de l'anacarde durant ses 30 dernières années. 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

Résultats

Caractéristiques des producteurs d'anacardiens

Les tranches d'âge des populations interviewées varient de 20 à 80 ans dans les quatre départements. La tranche d'âge de 41 à 60 ans est majoritairement représentée (Tableau 3). La plupart des personnes interrogées est mariée (95,80%) et analphabète (70,87 %). Sur l'ensemble des personnes enquêtées, 6,29 % sont des femmes et 93,71% sont des hommes (Tableau 3).

Perception des producteurs de l'anacarde des quatre départements visités

L'analyse factorielle des correspondances explique 25,24% de l'inertie totale (Figure 2). Elle a mis en évidence 6 facteurs que sont le département, le sexe, la situation matrimoniale, l'âge, le niveau d'instruction et la perception du changement climatique observé au cours des 30 dernières années. L'axe 1 oppose principalement les producteurs de Dabakala (majoritairement instruits en langue française et arabe) qui sont

corrélations (Escofier et Pagès, 2023). Les variables qualitatives utilisées ont été le département, le sexe, la situation matrimoniale, l'âge, le niveau d'instruction et la perception du changement climatique observée des 30 dernières années.

Une Analyse Factorielle des Données Mixtes (AFDM) a été réalisée pour montrer de façon graphique la relation entre les perceptions des producteurs et les données climatiques pour mettre en lumière les connaissances des populations du changement climatique. L'AFDM est une méthode d'analyse multidimensionnelle qui permet de réduire la dimension d'un jeu de données mixtes (quantitatives et qualitatives) en identifiant les axes factoriels les plus importants (Pagès, 2004). Ces axes synthétisent les informations contenues dans les variables initiales et permettent de visualiser les relations entre les individus et les variables (Cazes *et al.*, 1997). Les variables qualitatives utilisées ont été le département et la perception du changement climatique observée des 30 dernières années. Quant à la variable quantitative, la pluviométrie a été utilisée et non la température du fait la forte corrélation existante entre les deux variables. Les analyses statistiques des données ont été réalisées avec le logiciel R version 4.3.2 (R Core Team, 2023).

confrontés à des problèmes de chaleur, aux producteurs de Séguéla et Korhogo (souvent moins instruits) qui observent des sécheresses prolongées et des faibles rendements agricoles. L'axe 2 met en évidence une opposition entre les producteurs de Bondoukou, qui semblent plus touchés par l'irrégularité des pluies aux autres départements.

Dynamique des températures dans les quatre départements visités

Les températures moyennes annuelles des départements de Bondoukou, Dabakala, Korhogo et Séguéla ont connu une tendance à la hausse marquée sur la période 1961-2022 (Figure 3). Bondoukou a enregistré une augmentation de 2°C, passant de 25,7°C en 1961 à 28°C en 2022. De même, Dabakala a vu sa température moyenne s'élever de 2,44°C, atteignant 27,74°C en 2021. Korhogo a connu une hausse plus modérée de 1°C, tandis que Séguéla a enregistré une augmentation de 2°C sur la même période.

Dynamique de la pluviométrie dans les quatre départements visités

L'analyse de la pluviométrie sur la période 1961-2022 révèle une prédominance des années sèches dans les départements de Bondoukou, Dabakala, Korhogo et Séguéla (Figure 4). À Bondoukou, 31 années ont été classées comme sèches contre 30 humides. Les départements de Dabakala et de Korhogo présentent un profil similaire, avec respectivement 32 et 31 années sèches. Séguéla, quant à lui, affiche le taux de sécheresse le plus élevé avec 35 années sèches sur les 61 étudiées. L'année 1968 s'est distinguée par une humidité exceptionnelle tandis que l'année 1983 a été

marquée par une sécheresse sévère dans les quatre départements.

Corrélation entre les variables climatiques et les perceptions des producteurs d'anacarde

L'analyse factorielle des données mixtes (AFMD) a permis d'expliquer 44,26% de la variance totale sur les deux premières dimensions (Figure 5). L'axe 1 explique 24,07% de la variance totale et est fortement corrélé à la sécheresse prolongée, la chaleur, le faible rendement agricole et la température. L'axe 2 explique 20,19% de la variance totale et est fortement corrélé avec l'irrégularité des pluies et la température.

Tableau 3 : Caractéristiques des producteurs d'anacardiers interviewés dans les quatre départements visités au cours de l'étude

Variables	Modalités	Pourcentages des enquêtés			
		Bondoukou (n=208)	Dabakala (n=201)	Korhogo (n=201)	Séguéla (n=205)
Sexe	Homme	85,64	92	98,99	98,02
	Femme	14,36	8	1	1,98
Age	[20-40]	46,6	27,64	38,12	40,59
	[41-60]	47,09	65,33	61,88	57,92
	[61-80]	6,31	7,04	0	1,49
Situation matrimoniale	Célibataire	1,49	8	1,01	1,49
	Marié	94,95	92,00	98,99	97,52
	Veuf	3,96	0	0	0,99
Niveau d'instruction	Non instruit	74,75	53	77,25	77,23
	Franco-arabe	1,98	18	10,11	5
	Primaire	11,39	21	11,12	11,88
	Secondaire	11,88	7,50	1,01	4,95
	Supérieure	0	0,50	0,51	0

(n=nombre de personnes enquêtées)

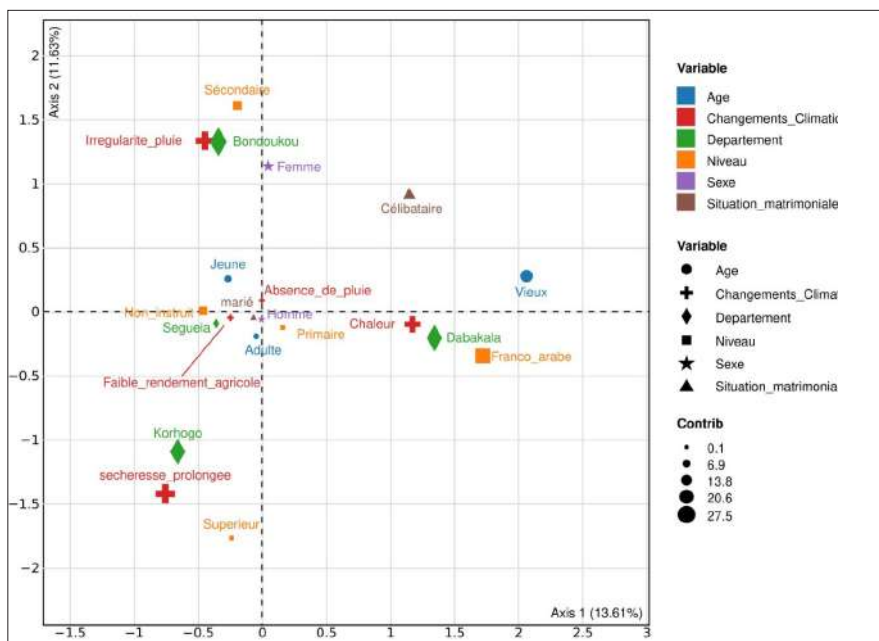


Figure 2 : Analyse des correspondances multiples (ACM) entre les différentes variables pouvant influencer la perception des producteurs sur le changement climatique et les perceptions des producteurs de l'anacarde du changement climatique dans les départements de Bondoukou, Séguéla, Korhogo et Dabakala en Côte d'Ivoire. Source : Données d'enquête, 2022. R version 4.3.2

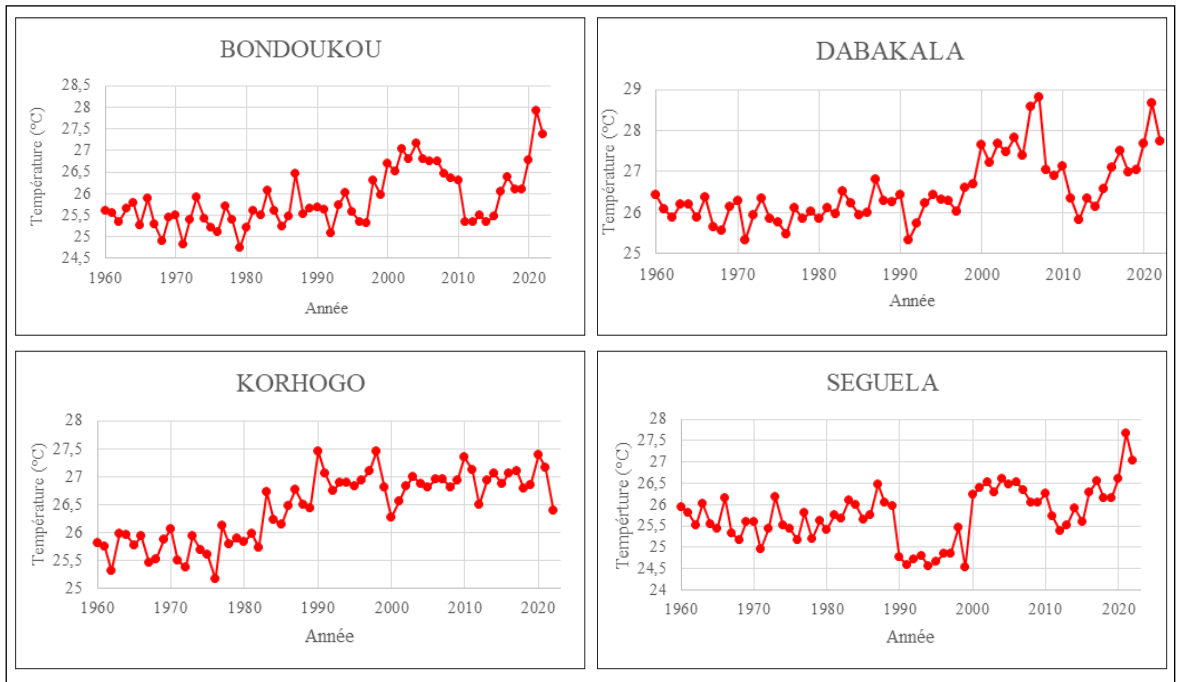


Figure 3 : Dynamique des températures moyennes annuelles dans les quatre stations météorologiques de 1961 à 2022.

Source : SODEXAM sur la période de 1961-2022.

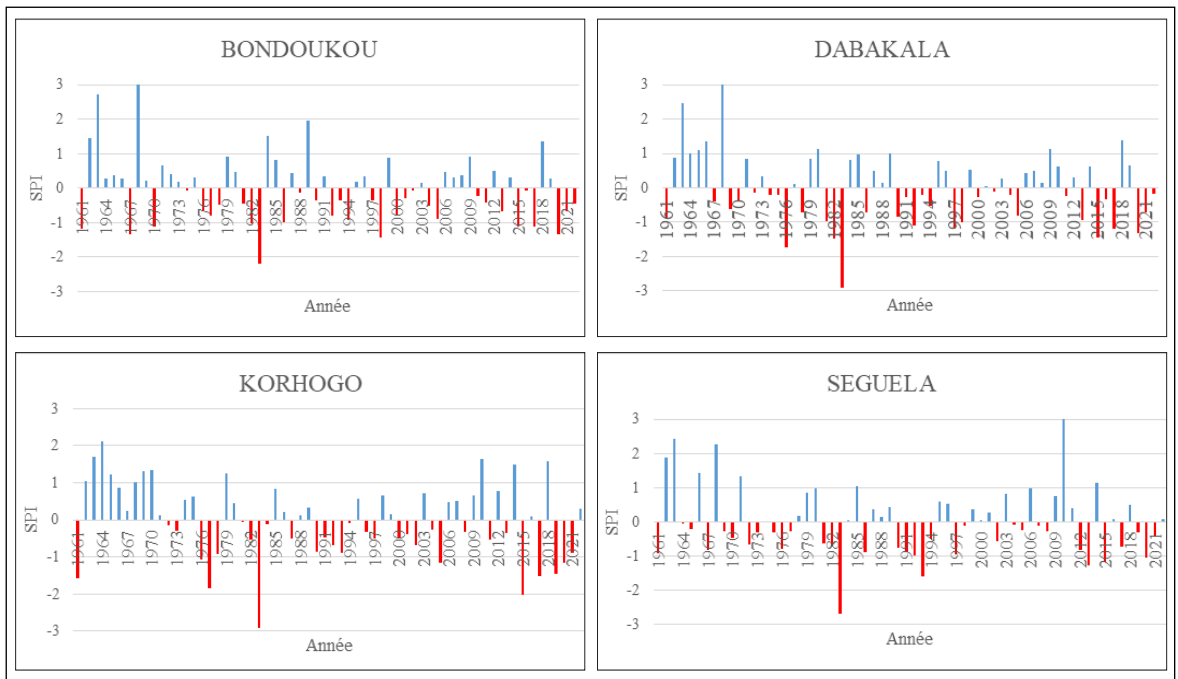


Figure 4 : Indice de précipitation standardisé au cours de la période 1961-2022 dans les quatre stations pluviométriques.

Source : SODEXAM et Climate Engine sur la période de 1961-2022. Si l'année est qualifiée d'excédentaire (SPI > 0) ou déficitaire (SPI < 0) (McKee *et al.*, 1995).

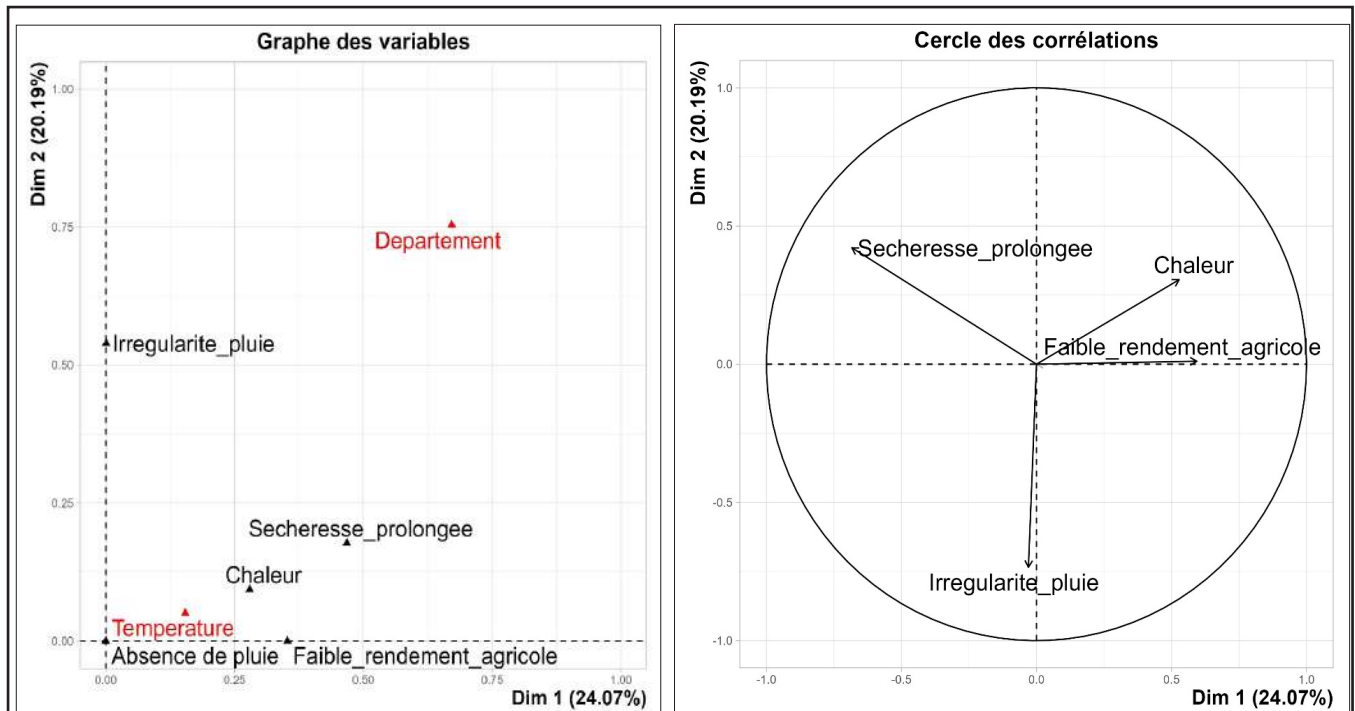


Figure 5 : Rapport de corrélation et entre les variables climatiques et la perception des producteurs sur le changement climatique.

Source : Enquête de terrain et SODEXAM, 2022.

Discussion

Les perceptions des producteurs concernant le changement climatique jouent un rôle déterminant dans leurs stratégies d'adaptation et influencent significativement leurs rendements agricoles (Assoumana *et al.*, 2016). La présente étude démontre que les producteurs d'anacarde des quatre départements visités ont globalement une bonne perception du changement climatique, notamment avec l'observation de l'irrégularité des pluies, des vagues de chaleur, des sécheresses prolongées et de la baisse des rendements. Les résultats de cette étude, mettent également en évidence une augmentation significative des températures dans le Nord de la Côte d'Ivoire, avec une hausse moyenne de 2°C depuis 1961 dans les zones étudiées à l'exception de Korhogo où la hausse est plus modérée (1°C). Les analyses démontrent enfin un changement marqué dans le régime des précipitations, avec une alternance des périodes sèches et humides. Ce dernier constat est en accord avec les observations de Paturol *et al.* (1995) et Brou *et al.* (2005), qui ont documenté une diminution générale des précipitations dans la région du Golfe de Guinée à partir de la fin des années 1960. Par ailleurs, la tendance à la hausse des températures est corroborée par les données du rapport ECOWAS-SWAC/OCDE (2008) qui indique une augmentation de 0,2°C à 0,8°C

par décennie en Afrique de l'Ouest depuis la fin des années 1970. L'analyse factorielle des données mixtes a confirmé la corrélation entre les perceptions des populations et les données climatiques mais avec une variation selon les départements. À Bondoukou par exemple, la perception d'une irrégularité des pluies est fortement soutenue par les producteurs d'anacarde et confirmée par les données climatiques qui montrent une alternance régulière entre les périodes sèches et humides. De même, la chaleur élevée perçue à Dabakala est corroborée par une augmentation moyenne de la température de 2,44°C entre 1961 et 2022. À Séguéla, la baisse des rendements est cohérente avec les données climatiques, qui indiquent une augmentation moyenne de la température de 2°C et 35 années sèches sur la série de 61 années. En revanche, la perception d'une sécheresse prolongée à Korhogo semble moins corrélée aux données climatiques, qui indiquent une augmentation plus modérée de la température de 1°C et un équilibre quasi parfait entre les années sèches et humides. Ces résultats démontrent la complexité des relations entre les perceptions des producteurs et les réalités climatiques et sont en accord avec les travaux de Bambara *et al.* (2013) au Burkina Faso, Tchétangni *et al.* (2016) au Bénin et Jha et Gupta (2021) en Inde, qui ont souligné la diversité des perceptions selon les

contextes locaux. Ils soulèvent aussi la question de la représentativité des études de perception car un échantillonnage même ciblé ne permet pas toujours d'extrapoler les résultats au niveau national. Des études complémentaires doivent donc être menées pour générer plus de connaissances de la perception des populations en vue d'adapter des stratégies nationales.

Implications de l'étude pour le développement de stratégies d'adaptation en Côte d'Ivoire

Au Bénin, Tchétangni *et al.* (2016) ont observé que les stratégies d'adaptation des populations face au changement climatique incluent des pratiques telles que le labour suivi d'un fauchage en fin de saison pluvieuse, l'éclaircie et l'élagage, l'introduction de variétés résistantes à la sécheresse, l'adoption de

techniques de micro-irrigation et l'ajustement des calendriers de plantation. Les enquêtes menées en Côte d'Ivoire ont mis en évidence seulement le fauchage comme la stratégie d'adaptation des producteurs d'anacarde contre le changement climatique. Il peut être préconisé aux producteurs en plus des pratiques agro-écologiques plus résilientes, telles que la pratique de l'agroforesterie et l'introduction de variétés résistantes pour contrer l'irrégularité des pluies, les vagues de chaleur et les sécheresses prolongées (Kabore *et al.*, 2019 ; Huang *et al.*, 2024). La diversification des cultures et la gestion durable des sols peuvent aussi être des solutions pour contrer la baisse des rendements (Bader, 2018 ; Milhorange, 2024). Finalement, la diffusion de bonnes pratiques agricoles et agro-écologiques permettront de diminuer la vulnérabilité des systèmes agricoles et de renforcer la résilience des producteurs.

Conclusion

Cette étude a permis de connaître la perception des producteurs d'anacarde du changement climatique et de corréler cette perception avec les données climatiques de 1961 à 2022 dans quatre départements du Nord de la Côte d'Ivoire. Les résultats ont montré que les producteurs ont une perception globalement cohérente avec les tendances climatiques observées. Ils ont noté une irrégularité des pluies, des vagues

de chaleur et des sécheresses prolongées qui ont un impact sur le rendement des cultures. Des études complémentaires doivent donc être menées pour proposer des stratégies d'adaptation contre le changement climatique qui prennent en compte l'introduction de variétés résistantes à la sécheresse, la diversification des cultures, l'agroforesterie et la gestion durable des sols.

Remerciements

Ce travail a été rendu possible grâce au financement octroyé par l'ANADER (Agence Nationale d'Appui au développement rural) à Monsieur CISSE Mohamed. Les auteurs

tiennent à remercier les populations locales pour leur disponibilité durant la collecte des données et les relecteurs anonymes qui ont contribué à l'amélioration de ce manuscrit.

Références Bibliographiques

Adaman S, N'dri KA. 2016. Impacts Socio-Economiques De La Culture De L'anacarde Dans La Sous-Préfecture D'Odienné (Côte d'Ivoire). *European Scientific Journal*, 12(32): 1857-7881.

Andreu J, Vilà M, Hulme PE. 2009. An assessment of stakeholder perceptions and management of noxious alien plants in Spain. *Environmental Management*, 43: 1244-1255.

Ardoin S. 2004. Variabilité hydroclimatique et

impacts sur les ressources en eau de grands bassins hydrographiques en zone soudano-sahélienne. Thèse de doctorat, Université Montpellier II Sciences et Technique du Languedoc, France, 298 p.

Assoumana BT, Ndiaye M, Puije GVD, Diourte M, Gaiser T. 2016. Comparative Assessment of Local Farmers' Perceptions of Meteorological Events and Adaptations Strategies: Two Case Studies in Niger. *Journal of Sustainable Development*, 9(3): 118-135.

- Bader MD. 2018.** Agroécologie et changement climatique. <https://www.actioncontrelafaim.org/wp-content/uploads/2022/01/Agroécologie-et-changement-climatique/>, consulté le 3/03/2025.
- Bambara D, Bilgo A, Hien E, Masse D, Thiombiano A, Hien V. 2013.** Perceptions paysannes des changements climatiques et leurs conséquences socio-environnementales à Tougou et Donsin, climats sahélien et sahélo-soudanien du Burkina Faso. *Bulletin de la Recherche Agronomique du Bénin*, 74:8-16.
- Banque mondiale. 2019.** Côte d'Ivoire : contexte agricole et relation internationale. <https://agriculture.gouv.fr/cote-divoire/>, consulté le 19/09/2021.
- Baudoin MA, Sanchez AC, Fandohan B. 2014.** Small scale farmer's vulnerability to climatic changes in southern Benin: the importance of farmer's perceptions of existing institutions. Mitigation and adaptation strategies for global change, 19(8): 1195-1207.
- Brou YT, Akindès F, Bigot S. 2005.** La variabilité climatique en Côte d'Ivoire : entre perceptions sociales et réponses agricoles. *Cahiers agricultures*, 14(6): 533-540.
- Cazes P, Chouakria A, Diday E, Schektman Y. 1997.** Extension de l'analyse en composantes principales à des données de type intervalle. *Statistique Appliquée*, 45: 5-24.
- Chouinard O, Plante S, Martin G. 2006.** Engagement des communautés face aux changements climatiques : une expérience de gestion intégrée à Le goulet et Pointe du chêne au nouveau Brunswick. *Vertigo*, 7(3).
- Djeket Y. 2018.** Les productions agricoles dans un contexte de baisse de la pluviométrie dans le département de Bondoukou (Nord-Est Ivoirien). Thèse de géographie, Université Alassane Ouattara, Bouaké, 108p.
- ECOWAS-SWAC/OECD/CILSS. 2008.** Climate and climate change. The atlas on regional integration in West Africa, Environment series. <http://www.atlas-westafrica.org>, consulté le 10/01/2014.
- Eldin M, Avenard JM, Girard G, Sircoulon J, Touchebeuf P, Guillaumet JL, Adjanohoum E, Perraud A. 1971.** In : Le milieu naturel de la Côte d'Ivoire. Mémoire ORSTOM, Paris, France, 392 p.
- Escofier B, Pagès J. 2023.** Analyses factorielles simples et multiples : cours et études de cas. *Dunod*, 5: 2-28.
- GIEC. 2007.** Bilan 2007 des changements climatiques : Rapport de synthèse. Organisation météorologique mondiale, 103p.
- Gnanglè CP, Glèlè KR, Assogbadjo AE, Vodounnon S, Yabi JA, Sokpon N., 2011.** Tendances climatiques passées, modélisation, perceptions et adaptations locales au Bénin, *Climatologie*, 8 : 27-40. DOI : 10.4267/climatologie.259
- Guillaumet JL et Adjanohoun E. 1971.** La végétation de la Côte d'Ivoire. In : Avenard J-M., Eldin M., Girard G., Sircoulon J., Touchebeuf de Lussigny P., Guillaumet JL., Adjanohoun E., Perraud A. Le milieu naturel de la Côte d'Ivoire. Paris: ORSTOM, 50 (7): 887 - 893.
- Guttman NB. 1994.** On the sensitivity of sample L moments to sample size. *Journal of Climate*, 7(6): 1026-1029.
- Heyd T. 2010.** Climate Change, individual responsibilities and cultural frameworks. *Human Ecology Review*, 17(2): 24-49.
- Howden SM, Soussana JF, Tubiello NF, Chettri N, Dunlop M, Meinke H. 2007.** Adapting agriculture to climate change. *The National Academy of Sciences of the USA*, 104(50): 19691-19696.
- Huang Y, Xiong K, Xiao J. 2024.** To Achieve a Win Win Situation: Reorganizing and Enhancing Agroforestry Ecosystem Assets and Productivity to Inform Karst Desertification Control. *Forests*, 15(3), 502.
- Jha CK, Gupta V. 2021.** Farmer's perception and factors determining the adaptation decisions to cope with climate change: An evidence from rural India. *Environmental and Sustainability Indicators*, 10,100112.
- Kabore PN, Barbier B, Ouoba P, Kiema A, Some L, Ouedraogo A. 2019.** Perceptions du changement climatique, impacts environnementaux et stratégies endogènes d'adaptation par les producteurs du Centre nord du Burkina Faso. *Vertigo*, 19(1): 1-28.
- Kambou D, Koné T, Soumahoro BA, Touré Y, Kassi KF, Tuo S, Koné D, Koné M. 2019.** Structuring of the agricultural population of the cashew nut sector (*Anacardium occidentale* (L.) Anacardiaceae) and characterization of plantations in the Bounkani and Gontougo regions of Côte d'Ivoire. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 26(4): 1159-1169.
- Koffi YS, Oura RK. 2019.** Les facteurs de l'adoption de l'anacarde dans le bassin cotonnier de Côte d'Ivoire. *Cahiers Agricultures*, 28(24): 1-8.

- Koné M. 2010.** Analyse de la chaîne de valeur du secteur anacarde de la Côte d'Ivoire. Initiative du cajou Africain (IcA), 76p.
- Lebailly P, Avadí A, Boutinot L, Garnier B, Sekongo S. 2023.** Analyse de la chaîne de l'anacarde en Côte d'Ivoire. Rapport pour l'Union Européenne, 128 p.
- Letto AKY, Djaha AJB, Fondio L, Kouakou TG, Haba JF, Adiko YO, Ballo A, N'Gou CN, Doumbia D. 2022.** Caractéristiques des systèmes de culture à base d'anacardier dans les zones de production de l'anacarde de la Côte d'Ivoire. *African Crop Science Journal*, 31(1): 1-13.
- Maroun L. 2017.** Etude 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.
- Mckee TB, Doesken NJ, Kleist J. 1995.** Drought Monitoring with Multiple Times Scales. American Meteorological Society, 9th Conference on Applied Climatology: 233-236.
- Milhorance C, Sourisseau JM, Assembène MC, Compaoré E, Piraux M, Di RH, Finda BF, Tano KP. 2024.** L'agroécologie dans les politiques publiques d'Afrique de l'ouest. 8 p.
- N'Dépo OR, Cherif M, Johnson F, Kassi KFJM, N'Guessan AC, Silue N., Akessé EN, Koné D, N'Goran OM. 2017.** Inventaire des insectes ravageurs du verger anacardier dans les régions de Bounkani, Gontougo et Indénie-Djablun au Nord-Est en Côte d'Ivoire. *Afrique Science*, 2(13): 333-343.
- Ouattara D, Kouamé D, Tiébré MS, Kouadio YJC, N'Guessan KE. 2016.** Biodiversité végétale et valeur d'usage en zone soudanienne de la Côte d'Ivoire. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 10(3): 1122-1138.
- Pagès J. 2004.** Analyse Factorielle de Données Mixtes. *Revue Statistique Appliquée* : 93-111.
- Pagny FPJ. 2020.** 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. Mémoire de l'université de Cocody, Abidjan, Côte d'Ivoire, 167p.
- Paturel JE, Servat E, Brou K, Boyer JF. 1995.** Manifestation de la sécheresse en Afrique de l'Ouest non sahélienne : Cas de la Côte d'Ivoire, du Togo et du Bénin. *Sécheresse* 1(6): 95-102.
- Tchétangni YA, Assogbadjo AE, Houéhanou T, Bello DO. 2016.** Perception Paysanne Des Effets Du Changement Climatique Sur La Production Des Noix D'anacardier (*Anacardium Occidentale* L.) Dans La Commune De Savalou Au Bénin. *European Scientific Journal*, 12(14).
- Tiébré MS, Ouattara D, Adou YC, Gnagbo A, N'guessan KE. 2016.** Caractérisation de la flore et de la végétation et potentiel de conservation de la biodiversité végétale en zone d'activités anthropiques dans le Nord-est de la Côte d'Ivoire. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 17(3): 893-900.
- 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.

Population dynamics of *Trichiurus lepturus* (Linnaeus 1758) from the coast of Ghana

Dynamique des populations de *Trichiurus lepturus* (Linnaeus, 1758) dees côtes du Ghana

Amponsah SKK

Received: 05 August 2025 / Accepted: 02 October 2025 / Published online: 02 January 2026
© PASRES Abidjan Côte d'Ivoire 2026

Abstract One of commercially significant marine fish species in Ghana, Ribbonfish (*Trichiurus lepturus*) is currently exhibiting a population decline due to overexploitation. Samples of the assessed fish species was obtained from four fishing communities along the coast of Ghana. The total length of 626 individuals of the species was recorded and analyzed for growth, mortality and exploitation rates using FAO ICLARM statistical Tool II (FISAT II). From the FISAT II, growth equation was $L_t = 77.7 (1 - \exp 0.67 (t + 0.18))$, with a growth rate and asymptotic length of 0.67 per year and 77.7 cm respectively. Size at first capture (Lc) and maturity (Lm) was 26.8 cm TL and 41.6 cm respectively, suggesting the possible existence of recruitment overfishing. The total mortality rate (Z), natural mortality rate (M), and fishing mortality rate (F) were 2.69, 1.07, and 1.62 per year respectively. The exploitation rate was estimated to be 0.60, exceeding the optimum level 0.5. This implied that individuals of the sampled fish species resident in the coastal waters of Ghana are experiencing overexploitation. The exploitation rate at maximum sustainable yield (E_{max}) was slightly lower than the current exploitation rate, which suggests possible collapse of the fishery, especially in the absence of proper management measures. Based on the outcome of the study, it is recommended that species specific measures be instituted including minimum landing size, reduction in fishing efforts among others.

Key words : Growth parameters, Mortality parameters, Length at capture, Length at maturity Ghana.

Résumé L'une des espèces de poissons marins d'importance commerciale au Ghana, le poisson-ruban (*Trichiurus lepturus*) présente actuellement un déclin de population en raison de la surexploitation. Des échantillons de l'espèce de poisson évaluée ont été obtenus auprès de quatre communautés de pêcheurs le long de la côte du Ghana. La longueur totale de 626 individus de l'espèce a été enregistrée et analysée pour la croissance, la mortalité et les taux d'exploitation à l'aide de l'outil statistique FAO ICLARM II (FISAT II). D'après le FISAT II, l'équation de croissance était $L_t = 77,7 (1 - \exp 0,67 (t + 0,18))$ avec un taux de croissance et une longueur asymptotique de 0,67 par an et 77,7 cm respectivement. La taille à la première capture (Lc) et à la maturité (Lm) était de 26,8 cm LT et 41,6 cm respectivement, suggérant l'existence possible d'une surpêche du recrutement. Le taux de mortalité totale (Z), le taux de mortalité naturelle (M) et le taux de mortalité par pêche (F) étaient respectivement de 2,69, 1,07 et 1,62 par an. Le taux d'exploitation a été estimé à 0,60, dépassant le niveau optimal de 0,5. Cela implique que les individus des espèces de poissons échantillonnées résidant dans les eaux côtières du Ghana sont surexploités. Le taux d'exploitation au rendement maximal durable (E_{max}) était légèrement inférieur au taux d'exploitation actuel, ce qui suggère un possible effondrement de la pêcherie, notamment en l'absence de mesures de gestion appropriées. Sur la base des résultats de l'étude, il est recommandé de mettre en place des mesures spécifiques aux espèces, notamment une taille minimale de débarquement et une réduction de l'effort de pêche.

Mots clés : Paramètres de croissance, Paramètres de mortalité, Longueur à la capture, Longueur à maturité, Ghana.

Amponsah SKK

Department of Fisheries and Water Resources, University of Energy and Natural Resources, Sunyani, Ghana.

Amponsah SKK (✉)

Department of Fisheries and Water Resources, University of Energy and Natural Resources, Sunyani, Ghana.
samuel.amponsah@uen.edu.gh

Introduction

According to Amador & Aggrey-Fynn (2020), ribbonfishes (*Trichiurus lepturus*) are members of the Trichiuridae family. The cosmopolitan ribbonfish is typically found in shelf waters that are warm or warm-temperate (Martins & Haimovici, 2000). Although *T. lepturus* has been described as a global species, it is currently only certain to exist in the West Atlantic and Indo-West Pacific (Collette *et al.*, 2015). Depending on its life cycle stages and dietary requirements, species move between estuary and marine habitats. They are found in shallow and inshore seas as well as offshore areas down to around 350 meters. In tropical to temperate waters, they are mainly found in dense schools along continental coasts (Al-Nahdi *et al.*, 2009).

In Ghana, individuals of this species are captured using beach seines and bottom trawls (Kwei and Ofori-Adu, 2005). *T. lepturus* is a valuable pelagic fish

that contributes significantly to food and nutritional security by supporting fishermen's livelihoods and being a part of Ghana's marine resources (Amador & Aggrey-Fynn, 2020). In Ghana, *T. lepturus* is generally smoked for consumption and its tasty flesh makes it highly patronized by direct and indirect consumers in Ghanaian fishing communities (Kwei & Ofori-Adu, 2005). Despite the economic and nutrition importance of this commercially important fish species, the current capture production (i.e., 3082 metric tons in 2023) is less than half of the production in 2015 (i.e., 7905 metric tons) as shown in Figure 1. The decline in production coupled with existing overexploitation of marine fishes in Ghana may result in collapse of this important marine fish. This may result in severe ramifications on dependent households in Ghana including nutrition and economic resilience, hence the need for proper management to ensure its sustainability.

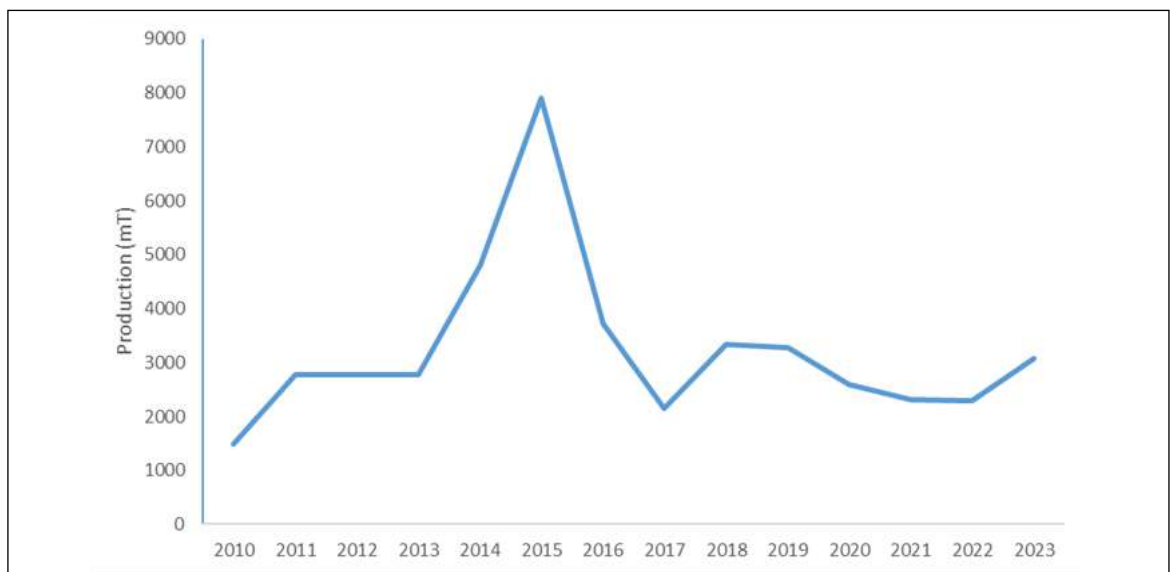


Figure 1: Production trend of *Trichiurus lepturus* from 2010 to 2023 from the coast of Ghana (FAO 2025)

Owing to the substantial contribution to fisheries, several studies have been done in other locations for sustainable management of the sampled fish species. These studies include Abdussamad *et al.*, (2006); Ghosh *et al.*, (2009); Avinashi *et al.*, (2014); Rajesh *et al.*, (2015); Cheng *et al.*, (2013); reproductive studies in India; Ghosh *et al.*, 2014; and in the Philippines (Guillena, 2018); ecological aspects in Mexico (Cruz-Torres *et al.*, 2014) and morphometric variation in Kenyan waters (Mwakiti *et al.*, 2016); age structure in China (Sun *et al.*, 2015). However, in Ghana only one study on the species and feeding habits (Udo *et al.*, 2014) has been conducted (Amador & Aggrey-

Fynn, 2020). Their study revealed that individuals of this species from the coast of Ghana are currently prone to overfishing. However, paucity of scientific information on this commercially important species limits the efficiency of any management measures geared towards its sustainable management. Therefore, the study aimed to evaluate the growth, mortality, and exploitation rate of the *Trichiurus lepturus* in Ghanaian coastal waters. Scientific information from the study will supplement limited scientific information essential for improving our understanding of and ability to manage this commercially important fishery resource.

Materials and Methods

Study area

Four coastal communities along the coast of Ghana were the study sites. The selection of these sites was based on their level of fishing activity and geographical location. These sampling locations were

Sekondi (4°55'45.74"N, 1°43'22.75"W), Sakumono (5°36'40.50"N, 0° 2'41.13" W), Keta (5°53'34.41"N, 0°59'36.22"E) and Apam (5°16'59.24"N, 0°44'9.96"W) as shown in Figure 2. The most engaged sources of income for people in the selected study sites were fishing and farming.

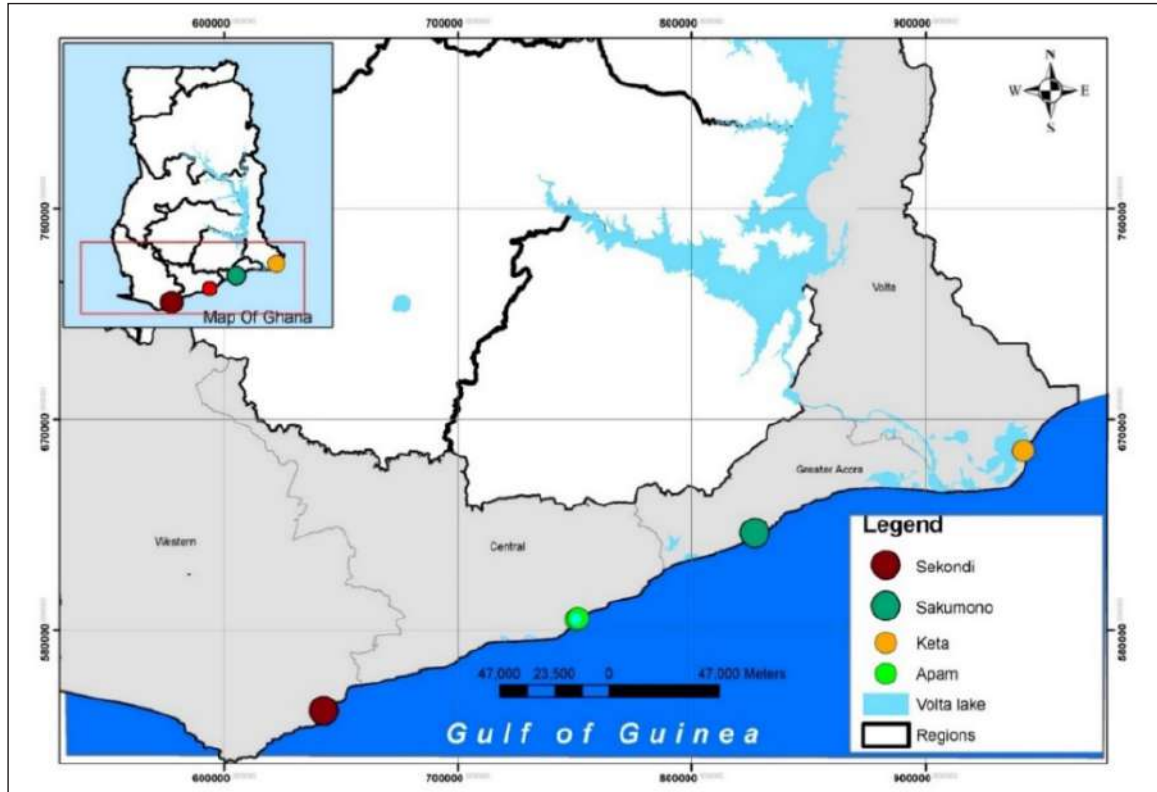


Figure 2 : Map showing the sampling locations for the study

Data collection

A total of 626 samples of *T. lepturus* from the coast of Ghana were obtained monthly from commercial fishermen between January and December 2021. Samples obtained were identified using Kwei & Ofori-Adu(2005)identification keys and transported on ice to the Department of Marine and Fisheries Science laboratory, University of Ghana for further analysis. At the laboratory, samples obtained were measured to the nearest centimeter for total length (TL) using a 100 cm graduated wooden measuring board and weighed to the nearest gram using an electronic balance.

Growth parameters

The Electronic Length Frequency Analysis (ELEFAN) option of FiSAT II Tool was used to determine the growth parameters (Pauly, 1980):

$$TL_t = TL_{\infty} (1 - e^{-K(t - t_0)})$$

where L_t is the total length, is the asymptotic length, K is the growth rate and t_0 is the age at zero length.

Longevity (T_{max}) of the species was determined following the equation:

$$T_{max} = 3/K \text{ (Pauly, 1983).}$$

The growth performance index was estimated as:

$$2\log L_{\infty} + \log K \text{ (Munro \& Pauly, 1984).}$$

The theoretical age at length zero (t_0) followed the equation:

$$\log_{10} (-t_0) = -0.3922 - 0.2752 \log_{10} L_{\infty} - 1.038 \log_{10} K \text{ (Pauly, 1979).}$$

Length at first capture

The downward side of length converted catch curve was applied in calculating the length at first capture (L_{c50}). In addition, the lengths at both 25 and 75 percent capture which corresponds to 25% and 75% respectively were estimated (Pauly, 1984).

Length at first maturity

The length at first maturity ($L_{m_{50}}$) was estimated as $\text{Log } L_{m_{50}} = 0.8979 * \text{Log}_{10}(L_{\infty}) - 0.0782$ (Froese & Binohlan, 2000).

Mortality parameters

The total mortality rate (Z) was estimated from the descending arm of the length converted catch curve (LCC). Natural mortality rate (M) at a temperature of 28.9 °C was computed using a multiple regression formula sourced from Pauly (1980): $\ln M = -0.0152 - 0.279 * \ln L_{\infty} + 0.6543 * \ln k + 0.463 * \ln T$, where M = natural mortality; T = annual mean temperature (in °C) of the seawater.

The fishing mortality rate (F) followed the formula: $F = Z - M$ (Pauly, 1983). The exploitation rate (E) was determined as $E = F/Z$. (Pauly, 1983).

Relative yield per recruit (Y/R)' and relative biomass per recruit (B/R)'

The data of L_c/L_{inf} and M/K values were used to estimate both exploitation at E_{max} , $E_{0.1}$, and $E_{0.5}$.

Data analysis

Length measurement data was pooled together at 5 cm interval and analyzed for population parameters including growth, mortality and exploitation rates using FISAT II software (Gayanilo *et al.*, 1996). Charts and tables were generated for easy understanding of output from software used.

Results

Length distribution

From 626 individuals of *T. lepturus* obtained during the study, the mean length was 37.6 ± 8.13 cm (Figure 3).

The length obtained ranged between 14.8 cm to 69.1 cm with the modal mid-length as 42 cm (Figure 3).

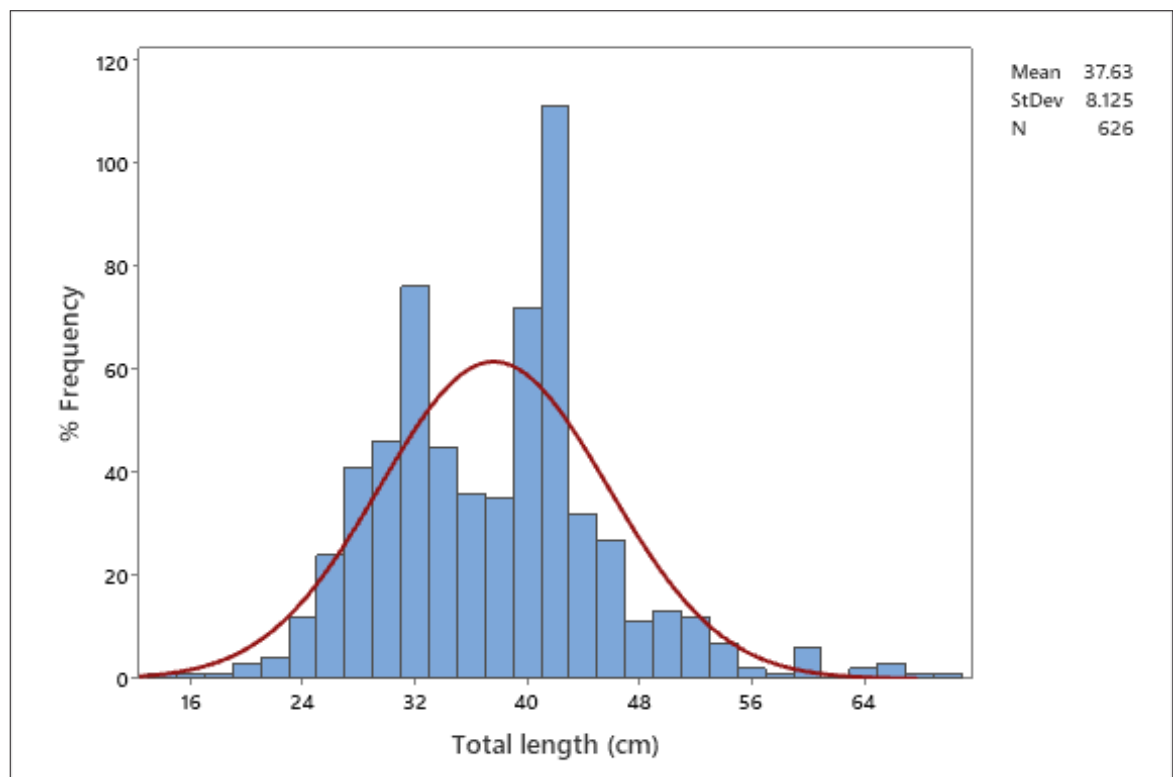


Figure 3 : Length distribution of *Trichiurus lepturus* from the coast of Ghana

Growth parameters

The asymptotic length and growth rate of *Trichiurus lepturus* was 77.7 cm, $K = 0.67 \text{ year}^{-1}$ respectively

(Figure. 4). The age at length zero and growth performance index were -0.18 year and Φ' was 3.607 respectively with a goodness of fit as 0.35.

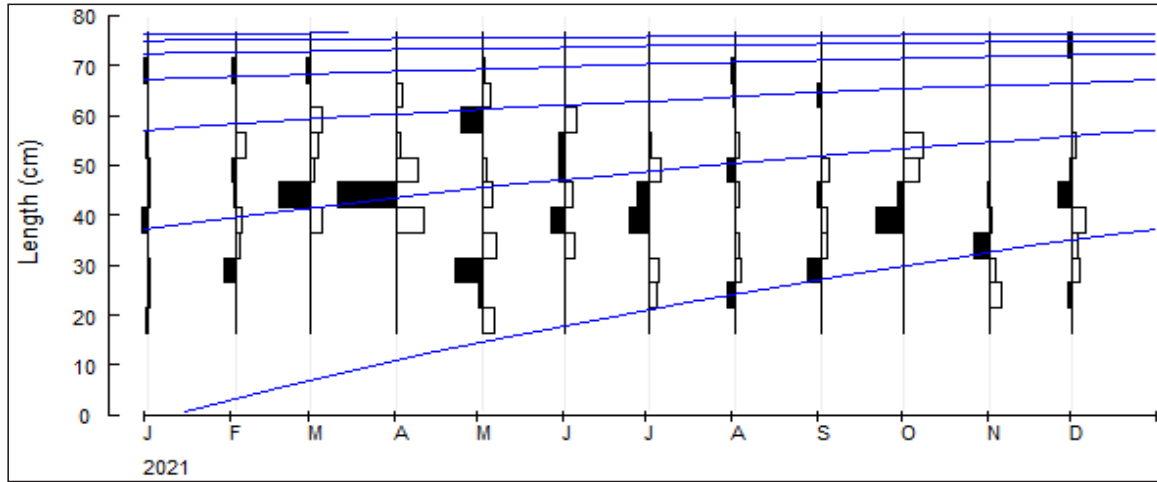


Figure 4 Length based distribution with growth curves of *Trichiurus lepturus*

Mortality parameters

The total mortality rate (Z) for *T. lepturus* was $Z = 2.69 \text{ year}^{-1}$ (Figure 5). The natural mortality (M) and fishing mortality, rates were 1.07 year^{-1} and 1.62 year^{-1} respectively. The exploitation rate was 0.60.

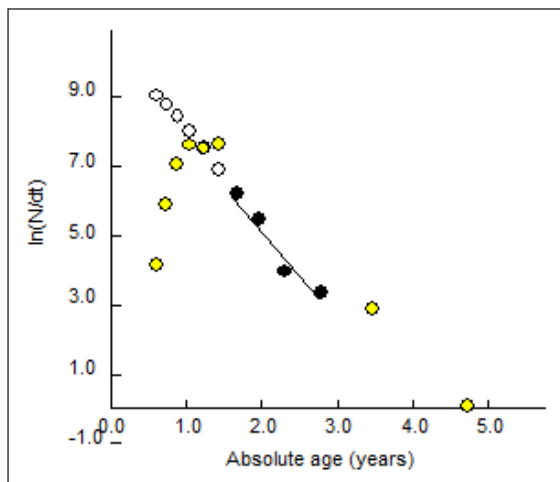


Figure 5 Length Converted Catch curve (LCC) of *Trichiurus lepturus*

Length of capture

The lengths at capture were 23.7 cm, 26.7 cm and 29.7 cm at 25%, 50% and 75%, respectively (Figure 6). The length at first capture was 26.7 cm. The size at first maturity was 41.6 cm.

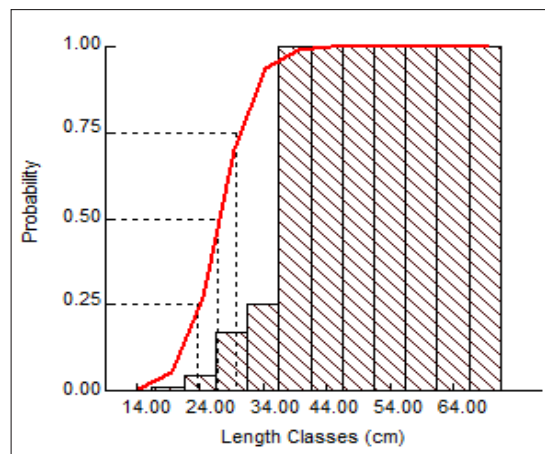


Figure 6 Length at capture of *Trichiurus lepturus*

Yield per recruit analysis

The exploitation rate at 10%, 50%, and the maximum level was 0.456, 0.313 and 0.544, respectively (Figure 7).

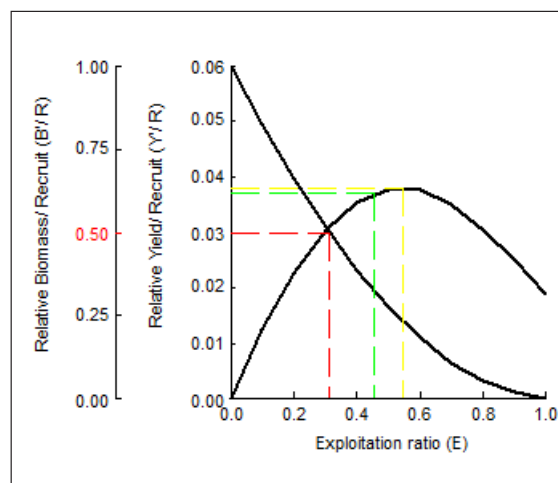


Figure 7 : Yield per recruit analysis of *Trichiurus lepturus* in the present study

Discussion

Growth parameters are important in determining the population parameters of fish (Shojaei *et al.*, 2007). The recorded asymptotic length documented in the present study was lower than that documented by other researchers including Amador & Aggrey-Fynn (2020) and Ghosh *et al.* (2024) who reported 133.7 cm and 143.8 cm from the coast of Ghana and Nigeria, respectively.

In contrast, growth rate from the study was higher than that recorded by these scholars from various geographical locations. Amador & Aggrey-Fynn (2020) and Ghosh *et al.* (2009) recorded 0.46 per year and 0.48 per year respectively. The variation in growth rate and asymptotic lengths in relation to other studies may be due to drivers such as method of computation, length classes of individuals obtained and sampling approach used (Neves *et al.*, 2022). In addition, relatively changes in asymptotic length distribution potentially indicates presence of small-sized individuals of sampled species from the coastal waters of Ghana (Zan-Bi *et al.*, 2022).

Growth performance index recorded from the present study was lower than values provided by Amador & Aggrey-Fynn (2020) and Taghavi Motlagh *et al.* (2021) who documented 3.92 and 4.18 from the Persian Gulf and Oman Sea. Comparatively, variation in values of growth performance index may be aligned with factors such as changes in environmental conditions, availability of prey, and pressure from human activities (Hakimelahi *et al.*, 2010; Khadem *et al.*, 2020). According to Sparre & Venema (1998) and King (2013), environmental parameters, including temperature, have influence on species population parameters.

Following results from the study, the size at capture ($L_{c_{50}}$) was less than that recorded by Amador & Aggrey-Fynn (2020) and Taghavi Motlagh *et al.* (2021) who reported 47.1 cm and 70.9 cm respectively. This suggests that individuals of *T. lepturus* from the coast of Ghana are largely small-sized individuals, which potentially reflects existence of high fishing pressure on the stock. According to Pauly & Soriano (1986), small-sized individuals are present when the critical length at capture (L_c) is less than 0.5.

Similarly, the length at maturity (i.e., 70.5 cm and 75.4 cm) recorded by Amador & Aggrey-Fynn (2020) and Ghosh *et al.* (2024) was greater than that obtained from the current study. The reduced length at maturity could be due to the sizes utilized in the present estimation. In contrast to results

from other regions, environmental variation might be a contributing factor. Length at first maturity from the study was comparably lower than length at capture, which was favourable with estimates by Amador & Aggrey-Fynn (2020). This biological condition facilitated by high fishing pressure and other uncondusive environmental factors may suggest that individuals of sampled species from the coast of Ghana become prone to the fishing gears before maturing. Consequently, this may lead to distortion in ensuring constant recruitment into the stock, with potential collapse if proper management are not implemented (Ben-Hasan *et al.*, 2021).

Fishing mortality rate from the study was less than estimates by Amador & Aggrey-Fynn (2020) and Ojelade *et al.* (2019) whose studies reported fishing mortality rate of 2.03 per year and 2.80 per year from the coast of Ghana and Nigeria, respectively. Difference in computational methods, size obtained and environmental temperature may be factors influencing the variation in fishing mortality rates (Huynh *et al.*, 2018). In addition, the fishing mortality rate reported in the current study was greater than the natural mortality rate, a similar situation has been reported by other scholars including Prihatiningsih *et al.* (2025) from the coast of Indonesia. The high fishing pressure on the species may attest to the key role fishing activities plays role in supporting dependent nutritional and economic needs of dependent households. The reported high fishing mortality could have also translated into high exploitation rate observed in the current study.

Similarly, the exploitation rate from the study was lower than that recorded by other fisheries scholars. Amador & Aggrey-Fynn (2020) and Ojelade *et al.* (2019) documented exploitation rates of 0.75 and 0.73 respectively. Comparatively, the variation in exploitation rate may be reliant on the degree of fishing efforts and patronage of the species for consumption and other economic benefits. According to Chakrabarty (1990), fish stocks do not exhibit any discernible consequences of fishing pressure if the species subjected to exploitation rate (E) is up to 0.5, known as optimal exploitation rate (E_{opt}).

However, the exploitation rate from the study was marginally higher than the optimal level which suggests that the sampled species is highly vulnerable to overexploitation. In addition, the rate of exploitation (E) was greater than the maximum exploitation rate (E_{max}) from the current study. Abdussamad *et al.* (2006) reported similar situation,

where the rate of exploitation ($E = 0.77$) was higher than maximum exploitation rate ($E_{\max} = 0.53$). This finding does not only buttress the earlier claim that the sampled species is overexploited but also indicates significant reduction of the stock resident in the coast of Ghana evidenced by reduction in mean body size, increased fishing mortality, exploitation rate,

and target and limit reference points (Chakrabarty, 1990). According to Khadem *et al.* (2020), overfishing prevents the commercially important stock from recovering regularly. The inability of overfished fish stocks from ensuring sustainable production could negatively affect nutrition and economic prowess of dependent household.

Conclusion

The study shed light on the dynamics of the *Trichiurus lepturus* in the coast of Ghana. According to the study, *T. lepturus* exhibited signs of fast growth, recruitment overfishing and overexploitation. These signs place individuals of the sampled species at risk of future depletion.

To protect this commercially important species, it is recommended that the minimum landing size be adjusted by institutionalization mesh size regulation measures. Reducing fishing capacity is also necessary to protect the resources from further depletion.

Acknowledgment

The author would like to sincerely thank ESL for providing the facilities needed to carry out this study.

Sincere thanks go the fishermen in the coastal towns for their technical assistance during the fieldwork.

References

- Abdussamad EM, Nair PN, Acharya P. 2006. The ribbonfish fishery and stock assessment of *Trichiurus lepturus* Linnaeus off Kakinada, east coast of India. *Journal of the Marine Biological Association of India*, 48(1): 41-45.
- Al-Nahdi A, Al-Marzouqi A, Al-Rasadi E, Groeneveld JC. 2009. The size composition, reproductive biology, age, and growth of largehead cutlassfish *Trichiurus lepturus* Linnaeus from the Arabian Sea coast of Oman. *Indian Journal of Fisheries*, 56(2):73-79.
- Amador E, Aggrey-Fynn J. 2020. Growth, mortality, sexual maturity, and exploitation of the ribbonfish, *Trichiurus lepturus* (Linnaeus, 1758) (Pisces: Trichiuridae) in Ghanaian waters. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, 8(6): 96-104
- Avinash R, Desai AY, Ghosh S. 2014. Population dynamics of *Trichiurus lepturus* (Linnaeus, 1758) off Veraval. *Indian Journal of Fisheries*, 61(2):14-18.
- Ben-Hasan A, Walters C, Hordyk A, Christensen V, Al-Husaini M. 2021. Alleviating growth and recruitment overfishing through simple management changes: Insights from an overexploited long-lived fish. *Marine and Coastal Fisheries*, 13(2), 87-98.
- Chakraborty SK. 1990. Fishery, age, growth and mortality estimates of *Trichiurus lepturus* Linnaeus from Bombay waters. *Indian Journal of Fisheries*, 37(1): 1-7.
- Cheng CH, Kawasaki T, Chiang KP, Ho CH. 2013. Alternative assessment methods applied to the hairtail (*Trichiurus lepturus*) stock in the Aru Sea as an example. *Journal of Marine Science and Technology*, 21:223-229. DOI:10.6119/JMST-013-1220-12
- Collette BB, Pina AF, Smith-Vaniz WF, Russell B, Marechal J, Curtis M, Singh-Renton S. 2015. *Trichiurus lepturus*. The IUCN Red List of Threatened Species, 1-13. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T1900>

- Cruz-Torres JD, Martínez-Pérez JA, Franco-López J, Ramírez-Villalobos AJ. 2014.** Biological and ecological aspects of *Trichiurus lepturus* Linnaeus, 1758 (Perciformes: Trichiuridae) in Boca Del Rio, Veracruz, Mexico. *American-Eurasian Journal of Agriculture and Environmental Sciences*, 14(10):1058-1066; <https://doi.org/10.5829/idosi.aejas.2014.14.10.12416>.
- FAO. 2025.** FishStat: Global capture production 1950-2023. [Accessed on 28 March 2025]. In: FishStat]. Available at www.fao.org/fishery/en/statistics/software/fishstatj. Licence: CC-BY-4.0.
- Fofandi M. 2012.** Population dynamics and fishery of ribbonfish (*Trichiurus lepturus*) of Saurashtra Coast. *Open Access Scientific Reports*, 1(3): 1-6.
- Froese R, Binohlan C. 2000.** Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity, and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. *Journal of Fish Biology*, 56(4): 758-773.
- Gayanilo FC Jr, Sparre P, Pauly P. 1996.** FAO-ICLARM Stock assessment tools (FiSAT). Computer software package (ver.1.1; September 1995) and User's manual. *FAO Computerized information series (Fisheries) 8*: 126 pp.
- Ghosh S, Pillai NGK, Dhokia HK. 2009.** Fishery and population dynamics of *Trichiurus lepturus* (Linnaeus) off Veraval, north-west coast of India. *Indian Journal of Fisheries*, 56(4):241-247.
- Ghosh S, Rao MVH, Rohit P, Rammohan K, Maheswarudu G. 2014.** Reproductive biology, trophodynamics and stock structure of ribbonfish *Trichiurus lepturus* from the northern Arabian Sea and the northern Bay of Bengal. *Indian Journal of Geo-Marine Sciences*, 43(5):755-771.
- Guillena MDC. 2018.** Fecundity and gonadosomatic index of *Trichiurus lepturus* (Linnaeus, 1758) along the Zamboanga del Norte Coast. *International Journal of Emerging Research in Management and Technology*, 6(7):120. <https://doi.org/10.23956/ijermt.v6i7.196>
- Hakimelahi M, Kamrani E, Taghavi MS, Ghodrati SM, Vahabnezhad A. 2010.** Growth parameters and mortality rates of *Liza klunzingeri* in the Iranian waters of the Persian Gulf and Oman Sea, using Length Frequency Data. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 9(1): 87-96.
- Huynh QC, Beckensteiner J, Carleton LM, Marcek BJ, Nepal Kc V, Peterson CD, Hoenig JM. 2018.** Comparative Performance of Three Length Based Mortality Estimators. *Marine and Coastal Fisheries*, 10(3), 298-313.
- Khadem F, Ghodrarti Shojaei M, Taghavi Motlagh SA. 2021.** The decline in the size of ribbonfish, *Trichiurus lepturus* (Linnaeus 1758), over the past decade in the Persian Gulf. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 20(2): 463-474.
- King M. 2013.** Fisheries biology, assessment and management. *John Wiley & Sons*. 400 P.
- Kwei EA, Ofori-Adu DW. 2005.** Fishes in the Coastal Waters of Ghana. Tema: Ronna Publishers.
- Martins AS, Haimovici M. 2000.** Reproduction of the cutlassfish *Trichiurus lepturus* in the southern Brazil subtropical convergence ecosystem. *Scientia Marina*, 64(1):97-105. <https://doi.org/10.3989/scimar.2000.64n197>.
- Mwakiti SM, Mlewa CM, Ruwa R. 2016.** Morphometric variation in the cutlassfish *Trichiurus lepturus* on the Kenyan coast: implications for stock identification and management. *African Journal of Marine Sciences*, 1-8. <https://doi.org/10.2989/1814232X.2015.1125950>
- Neves A, Vieira AR, Sequeira V, Silva E, Silva F, Duarte AM, Gordo LS. 2022.** Modelling fish growth with imperfect data: The case of *Trachurus picturatus*. *Fishes*, 7(1), 52p.
- Ojelade OC, Omoniyi IT, AbdulWO, Adeosun FI, Idowu AA, Abdulraheem I. 2019.** Reproductive Biology, Trophodynamics and Stock Structure of Ribbonfish (*Trichiurus lepturus* Linnaeus, 1758) in Tropical Marine Waters of the Bight of Benin. *Journal of Fisheries and Environment*, 43(2):43-56.
- Pauly D, Munro JL. 1984.** Once more on the comparison of the growth in fish and invertebrates. *ICLARM, Fishbyte*, 2(1): 21.
- Pauly D, Soriano ML. 1986.** Some practical extensions to Beverton and Holt's relative yield-per-recruit model. In The first Asian fisheries forum, 491-496. Manila: Asian Fisheries Society.
- Pauly D. 1979.** Gill size and temperature as governing factors in fish growth: a generalization of von Bertalanffy's growth formula. *Berichte Institut Für Meereskunde*. cited by *Kamilou Ouro-Sama et al.* « In » Diet and Food Consumption of the African Catfish, *Chrysichthys nigrodigitatus* Lacépède (1803) (Siluriformes: Claroteidae), from the Hydrosystem Lake Togo-Lagoon of Aného (South of Togo). *Journal of Environmental Protection*, 11(11): 17-2020.
- Pauly D. 1980.** On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *ICES Journal of Marine Science*, 39:175-192

- Pauly D. 1983.** Some simple methods for the assessment of tropical stocks. *FAO Fisheries Technical paper*, 234: 52 pp.
- Pauly D. 1984.** Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with programmable calculators. *ICLARM Studies and Reviews*, 8:325 pp.
- Prihatiningsih P, Tirtadanu T, Taufik M, Rosmiati R, Nurdin E, Panggabean AS, Nugraha B. 2025.** Unveiling the status of *Trichiurus lepturus* (Actinopterygii, Scombriformes, Trichiuridae) stocks in the southern Java waters, Indonesia: A biological and length-based assessment approach. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 55, 31-43.
- Rajesh KM, Rohit P, Vase VK, Sampathkumar G, Sahib PK. 2015.** Fishery, reproductive biology and stock status of the Largehead hairtail *Trichiurus lepturus* Linnaeus, 1758 off Karnataka, south-west coast of India. *Indian Journal of Fisheries*, 62(3):28-34.
- Shojaei MG, Taghavimotlagh SA, Seyfabadi J, Abtahi B, Dehghani R. 2007.** Age, growth and mortality rate of the Narrowbarred Spanish mackerel (*Scomberomerus commerson* Lacepede, 1800) in coastal waters of Iran from length frequency data. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 7(2): 115-121.
- Sparre P, Venema SC. 1998.** Introduction to tropical fish stock assessment. *FAO Fisheries Technical Paper*, 306(1): 423.
- Sun P, Liang ZL, Yu Y, Tang YL, Zhao FF, Huang LY. 2015.** Trawl selectivity-induced evolution effects on age structure and size-at-age of largehead hairtail (*Trichiurus lepturus*) Linnaeus, 1758 in the East China Sea, China. *Journal of Applied Ichthyology*, 31: 657 - 664.
- Taghavi Motlagh SA., Hashemi SA., Mirzaei MR. 2021.** Population dynamics and fishery status of *Trichiurus lepturus* (Largehead hairtail) in the northern waters of the Oman Sea (Sistan and Baluchestan waters, Iran). *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 20(4), 1022-1034.
- Udo TM, Edem IM, Isangedighi IA, Umana SI, Akpan MM. 2014.** Preliminary Study on Aspects of the Biology of Ribbonfish (*Trichiurus lepturus*) off the Coastal Waters of Qua Iboe River Estuary, Nigeria. *Nigerian Journal of Agriculture, Food and Environment*, 10(3):49-56.
- Zan-Bi TT, Sylla S. Kouakou NGDV, Arra S, Amponsah SKK. 2022.** Population dynamics parameters of Bigeye grunt *Brachydeuterus auratus* (Pisces, Haemulidae) from the continental shelf of Côte d'Ivoire (West Africa). *Journal of Wildlife and Biodiversity*, 6(Suppl. 1), 63-77.
-

Apport des algorithmes de GRASS GIS des images satellites Landsat pour le calcul et la visualisation des indices de végétation

Using algorithms of GRASS GIS and satellite images Landsat for calculation and visualization of vegetation indices

Lemenkova P

Received: 05 August 2025 / Accepted: 02 October 2025 / Published online: 02 January 2026
© PASRES Abidjan Côte d'Ivoire 2026

Résumé Le calcul des indices de végétation (VI) constitue un enjeu majeur pour diverses applications de surveillance environnementale, telles que l'écologie, la foresterie et l'agriculture. Ce suivi est particulièrement utile pour la gestion des territoires et la prévision de la santé de la végétation. Les propriétés de la végétation terrestre sont obtenues à partir d'indices de végétation grâce à des techniques de cartographie qui détectent les propriétés de la végétation à partir de données d'observation de la Terre. Différents algorithmes de calcul des indices de végétation exploitent les données satellitaires, le NDVI étant le plus connu. Les capteurs satellitaires tels que Landsat permettent l'acquisition d'images sous forme de séries chronologiques, sources précieuses de données pour décrire la santé de la végétation à partir de ces indices. Les données de télédétection ouvrent de nouvelles perspectives, mais soulèvent également la question du choix des algorithmes de traitement des données. Le logiciel GRASS GIS propose un nombre important de modules intégrant des techniques de scripting pour le calcul et la visualisation de divers indices de végétation. Ainsi, des données environnementales peuvent être extraites d'images satellitaires. Compte tenu des défis ci-dessus, cet article vise à utiliser divers modules de GRASS GIS pour le traitement des images satellites Landsat afin de détecter les changements de végétation de 2013 à 2023. L'objectif consiste à étudier différents VI en évaluant plusieurs algorithmes avec des données multispectrales d'entrée. La stabilité et la robustesse des méthodes de calcul de VI par le module « i.vi » de GRASS GIS sont discutées et comparées. L'objectif porte sur l'analyse environnementale d'une zone d'étude située en Angola, en Afrique australe. Le cadre technique de la cartographie est basé sur la détection des zones de végétation saine et déclinante en Angola. Les résultats ont démontré des images satellites traitées avec des zones détectées de végétation réduite et augmentée dans le centre de l'Angola. Cette étude contribue à la surveillance environnementale de l'Afrique australe en utilisant des méthodes cartographiques avancées et des données de télédétection.

Mots clés : Indice de végétation, Cartographie, Télédétection, Dynamique environnementale, Écologie, Angola

Abstract Calculating vegetation indices (VI) is a key challenge for diverse applications of environmental monitoring, such as ecology, forestry, and agriculture. Such monitoring is particularly helpful for the management of territories and the prediction of vegetation health. The properties of the vegetation on land surface are obtained from vegetation indices using mapping techniques that detect vegetation properties from Earth Observations data. There are different algorithms of calculating vegetation indices that exploit satellite data with NDVI as the most well-known one. Satellite sensors such as Landsat enable the acquisition of images as time series, which are valuable data source to describe vegetation health from these indices. Remote sensing data open new perspectives, but also raise the question of selecting algorithms for data processing. The software GRASS GIS proposes a substantial number of modules with scripting techniques for calculation and visualization of diverse vegetation indices. Accordingly, environmental data can be extracted from satellite images. Taking into account the above challenges, this paper aims at using diverse modules of GRASS GIS for processing of Landsat satellite images to detect changes in vegetation from 2013 to 2023. The goal consists in studying different VI by evaluating several algorithms with input multispectral data. The stability and the robustness of the methods of VI calculation by module "i.vi" of GRASS GIS are discussed and compared. The aim deals with the environmental analysis of study area located in Angola, Southern Africa. The technical framework of cartographic mapping is based on for the detection of healthy and declined vegetation areas in Angola. The results demonstrated processed satellite images with detected areas of reduced and increased vegetation in central Angola. This study contributes to the environmental monitoring of Southern Africa using advanced cartographic methods and remote sensing data.

Key words : Vegetation index, Cartography, Remote sensing, Environmental dynamic, Ecology, Angola

Lemenkova P

¹ Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM), Orléans, Centre-Val de Loire, France.

² LE STUDIUM, Institut d'Etudes Avancées du Val de Loire, Orléans & Tours, France.

³ La Technopole d'Orléans, Orléans, Centre-Val de Loire, France.

Lemenkova P (✉)

¹ Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM), Orléans, Centre-Val de Loire, France.

² LE STUDIUM, Institut d'Etudes Avancées du Val de Loire, Orléans & Tours, France.

³ La Technopole d'Orléans, Orléans, Centre-Val de Loire, France.

polina.lemenkova@tech-orleans.fr

Introduction

Les indices de végétation décrivent la couverture biophysique de la surface des terres émergées. Ces variables sont sélectionnées pour leur importance dans le cadre de l'évaluation de la dynamique environnementale (Tran *et al.*, 2022 ; Xu *et al.*, 2022; Vélez *et al.*, 2023). De plus, ils sont indispensables pour guider les mesures sur l'adaptation et l'atténuation aux changements climatiques (Zhang *et al.*, 2023 ; Coppin *et al.*, 2024). Les cartes d'indices de végétation constituent de puissants outils scientifiques et d'aide à la décision. Elles servent de base à la modélisation environnementale (Fernandes *et al.*, 2023), à la protection des paysages (Du *et al.*, 2022) et à la planification agricole (Bahrami *et al.*, 2022 ; Radočaj *et al.*, 2023). Elles sont également utilisées pour des applications opérationnelles, notamment pour le suivi des changements environnementaux (Wang *et al.*, 2023), et pour appuyer la mise en œuvre d'orientations et de recommandations de politiques publiques qui nécessitent une connaissance précise de la santé de la végétation dans les systèmes forestiers et agricoles (Bazzo *et al.*, 2023 ; Zhang *et al.*, 2025). L'importance de ces cartes a conduit à l'émergence de cartes d'évolution de l'occupation du sol. Les cartes d'indices de végétation constituent également un outil essentiel pour le suivi des cultures à grande échelle, utile dans le contexte de la sécurité alimentaire. Dans cette étude, nous visons à cartographier les indices de végétation à l'aide du logiciel SIG GRASS et d'images satellites Landsat. La zone d'étude est située dans le centre de l'Angola. La production automatique de cartes des indices de végétation à partir d'images satellitaires est principalement basée sur des méthodes de traitement d'image. L'objectif de cette méthode est de construire un modèle capable de prédire la santé de la végétation en utilisant l'analyse des pixels de l'image. Issus du domaine de l'apprentissage automatique, ces algorithmes sont disponibles dans le logiciel GRASS SIG. Outre l'application technique des méthodes d'apprentissage d'ensemble en cartographie et l'utilisation de l'algorithme de GRASS GIS pour la modélisation d'images satellite, cette étude a démontré l'utilité de la télédétection comme source de données pour la surveillance environnementale. Plus précisément, l'analyse des séries chronologiques permet de surveiller et de détecter les cycles de sécheresses dans les écosystèmes africains.

Afin d'optimiser son application dans des études futures similaires, la technique des classificateurs

d'images peut être utilisée comme outil efficace des modules SIG GRASS pour le traitement des données d'observation de la Terre à des fins de surveillance environnementale opérationnelle. Le calcul des indices de végétation a pour objectif d'indiquer automatiquement le niveau de chlorophylle correspondant à la valeur du nombre numérique (DI) des pixels de l'image. Cette méthode s'appuie sur l'algorithme intégré à GRASS GIS, qui permet de reconnaître les propriétés de l'image. Une méthode d'analyse d'images a été développée et affinée pour répondre aux besoins spécifiques du traitement des données géospatiales, de la cartographie et de la télédétection, car elle prend en charge les formats raster (Lemenkova, 2023c). Par conséquent, l'utilisation d'outils cartographiques est essentielle au traitement des données géographiques pour révéler et visualiser les problèmes environnementaux et la dynamique du paysage.

La connaissance de la taille, de la répartition et de l'évolution des parcelles de végétation est un élément essentiel des études environnementales sur le changement de la couverture terrestre. Les zones touchées par la déforestation sont étudiées en Angola. L'approche technologique de pointe présentée dans cet article est l'utilisation de scripts de programmation implémentés dans les modules, ou bibliothèques, du logiciel GRASS SIG (Neteler *et al.*, 2012) pour cartographier les indices de végétation dans la zone d'étude en Angola.

L'un des principaux défis de la cartographie des indices de végétation est de trouver un compromis entre un modèle trop simple et les propriétés spécifiques de la végétation représentées sur les images. Pour ce faire, nous avons utilisé plusieurs indices de végétation, adaptés à chaque propriété (végétation aride, forêts denses, différentes espèces de cultures, etc.). Le module « i.vi » de GRASS GIS détecte parfaitement le niveau de chlorophylle (vert des feuilles) pour prédire et décrire correctement la santé de la végétation, conformément au modèle construit. De telles approches peuvent soutenir les décideurs et les politiques environnementales ainsi que les planificateurs et les scientifiques environnementaux.

Utilisés comme modules complémentaires des SIG, ces outils permettent d'identifier les avantages et les inconvénients des méthodes traditionnelles de géoinformatique pour le traitement d'images satellitaires. Comme le démontre cet article, les nouveaux outils de programmation de la bibliothèque de SIG GRASS sont adaptables à

divers modules destinés au traitement des données RS et raster, et sont parfaitement adaptés aux besoins de traitement d'images dans différentes tâches (prétraitement, correction atmosphérique, classification, segmentation, reclassification, cartographie) et contextes cartographiques (Lemenkova, 2023a, 2023b ; Agumagu *et al.*, 2025 ; Uyar et Uyar, 2025).

La couverture végétale est un facteur clé de l'écologie de l'Angola et de la durabilité environnementale des paysages de ce pays. Les écosystèmes constituent la composante dominante de l'environnement terrestre, aux côtés du relief, du climat et de l'hydrologie (Lemenkova, 2022a,b). L'analyse des changements de la végétation permet d'étudier la dynamique des liens entre ces composantes environnementales (relief, climat, hydrologie et végétation). Cartographier l'évolution des types de couverture terrestre au fil du temps grâce à l'évaluation de la couverture végétale offre un aperçu unique de l'évolution des paysages terrestres.

Les changements de végétation sont visibles en comparant des images satellites issues de différentes données couvrant la même zone. La comparaison de ces images permet de détecter la dynamique de la végétation (amélioration ou diminution de la couverture végétale). De plus, les séries de cartes montrant ces changements de végétation sont utiles pour la surveillance écologique, par exemple pour prendre des mesures de restauration de la végétation ou de soutien à la santé des cultures dans le cadre du suivi agricole. Alors que les définitions des parcelles de paysage et des types de végétation sont principalement déterminées à l'aide d'enquêtes sur le terrain en fonction de leur taille et de leur niveau de complexité, montrant l'hétérogénéité de la zone, dans les régions montagneuses de l'Angola, l'identification des parcelles de paysage est difficile en raison de la région inaccessible pour les études topographiques.

Il vaut la peine d'étudier la dynamique de la croissance de la végétation et l'état des plantes avec des images satellite disponibles gratuitement telles que des scènes Landsat, Sentinel-2 ou des données open source similaires de télédétection (Ruppen *et al.* 2023). Parmi divers types de données de télédétection, les images Landsat ont été largement utilisées pour cartographier la végétation, calculer les indices de végétation dans diverses régions du monde et suivi des changements environnementaux. Plus précisément, l'outil efficace pour la surveillance de la couverture terrestre est le calcul des indices de végétation. Son efficacité s'explique par la différence de réflectance spectrale dans les canaux Rouge/NIR des images satellite qui indique bien la répartition de la végétation contrastant avec les autres types de couverture terrestre.

L'objectif principal de la surveillance de la végétation en Angola est la protection de l'environnement et contribue à la conservation de la nature et au bien-être de la société.

Présentation de la zone d'étude

L'Angola est un pays d'Afrique australe qui s'étend sur un vaste territoire de 1.246.700 km². Situé sur la côte sud-ouest de l'Afrique, ses principales caractéristiques comprennent diverses caractéristiques géomorphologiques, géologiques, pédologiques, climatiques et biotiques. Le cadre environnemental de l'Angola est contrasté, du climat désertique ultra-aride du Namib dans le nord du pays, aux savanes arides et semi-arides des plaines côtières de l'océan Atlantique, à une transition biologiquement diversifiée vers le haut de l'escarpement escarpé de l'ouest de l'Angola. Plus précisément, l'Angola a un carré approximatif en forme géométrique, situé entre 4° 22' et 18° 02' latitude sud, et 11° 41' et 24° 05' longitude est (Linder *et al.*, 2012).

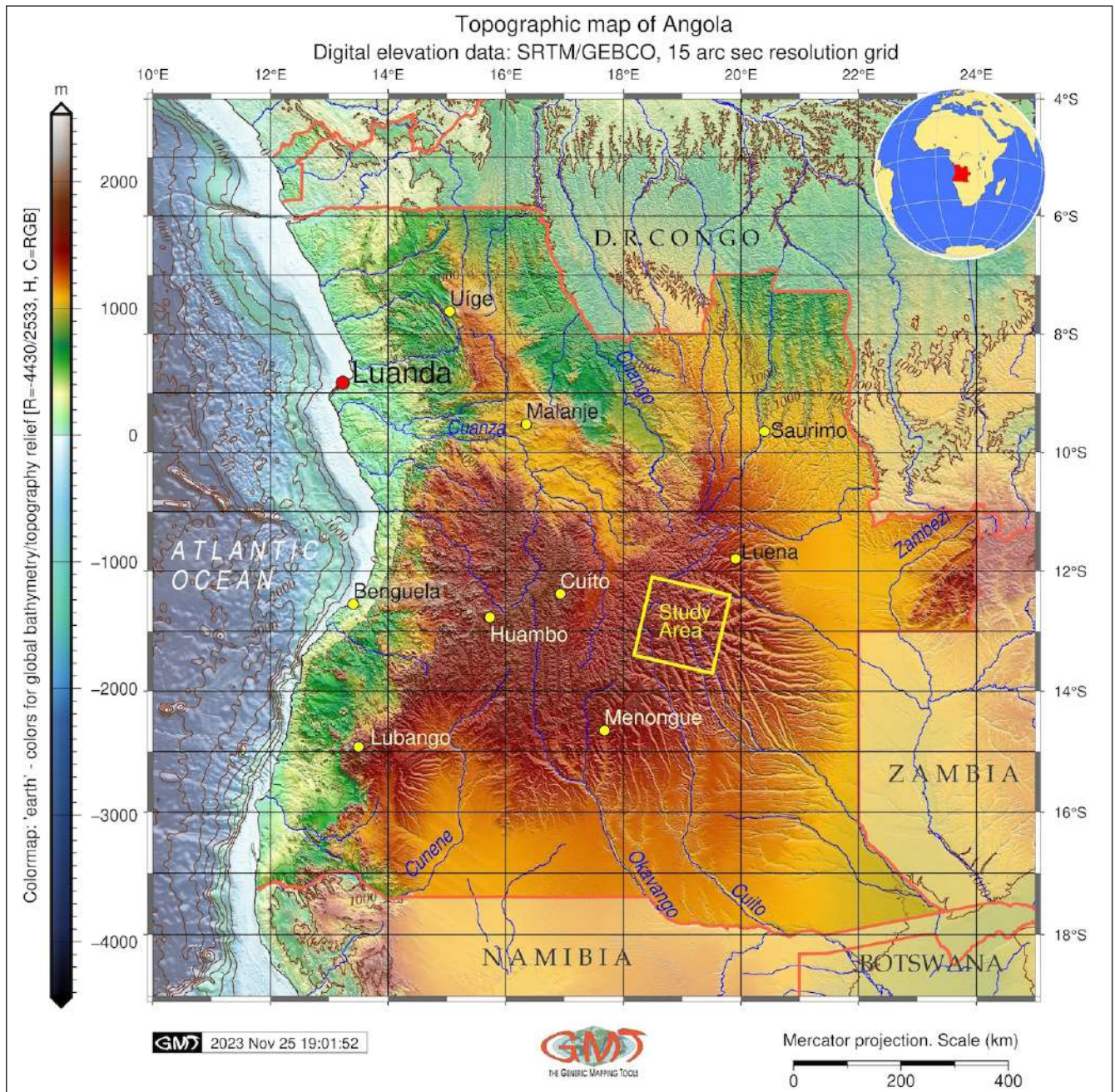


Figure 1 : Localisation de la zone d'étude : Angola, Afrique. Logiciel : GMT. Source : auteur.

Les forêts tropicales humides d'Angola sont situées le long de la frontière nord avec la République démocratique du Congo, avec des zones périphériques pénétrant vers le sud le long de l'escarpement angolais, en remontant les affluents du bassin du fleuve Congo. Au-dessus de l'escarpement, de hautes montagnes s'élèvent jusqu'à 2620 m, avec des vestiges isolés de forêts et de prairies. De vastes forêts tropicales dominent les plateaux et les pénéplaines des bassins du Congo et du Zambèze, et des forêts sèches d'acacias se trouvent

dans le sud-est du pays avec des sables du Kalahari dominants des bassins fluviaux endoréiques. Les plus grands biomes d'Angola comprennent les principaux types de végétation dominants dans le pays (Figure 2) : 1) Forêts humides tropicales et subtropicales ; 2) Prairies et zones arbustives de montagne ; 3) Prairies, savanes, zones arbustives et zones boisées tropicales et subtropicales ; 4) Forêts sèches et feuillues tropicales et subtropicales ; 5) Déserts et zones arbustives xériques ; 6) Mangroves ; 7) Prairies et savanes inondées.

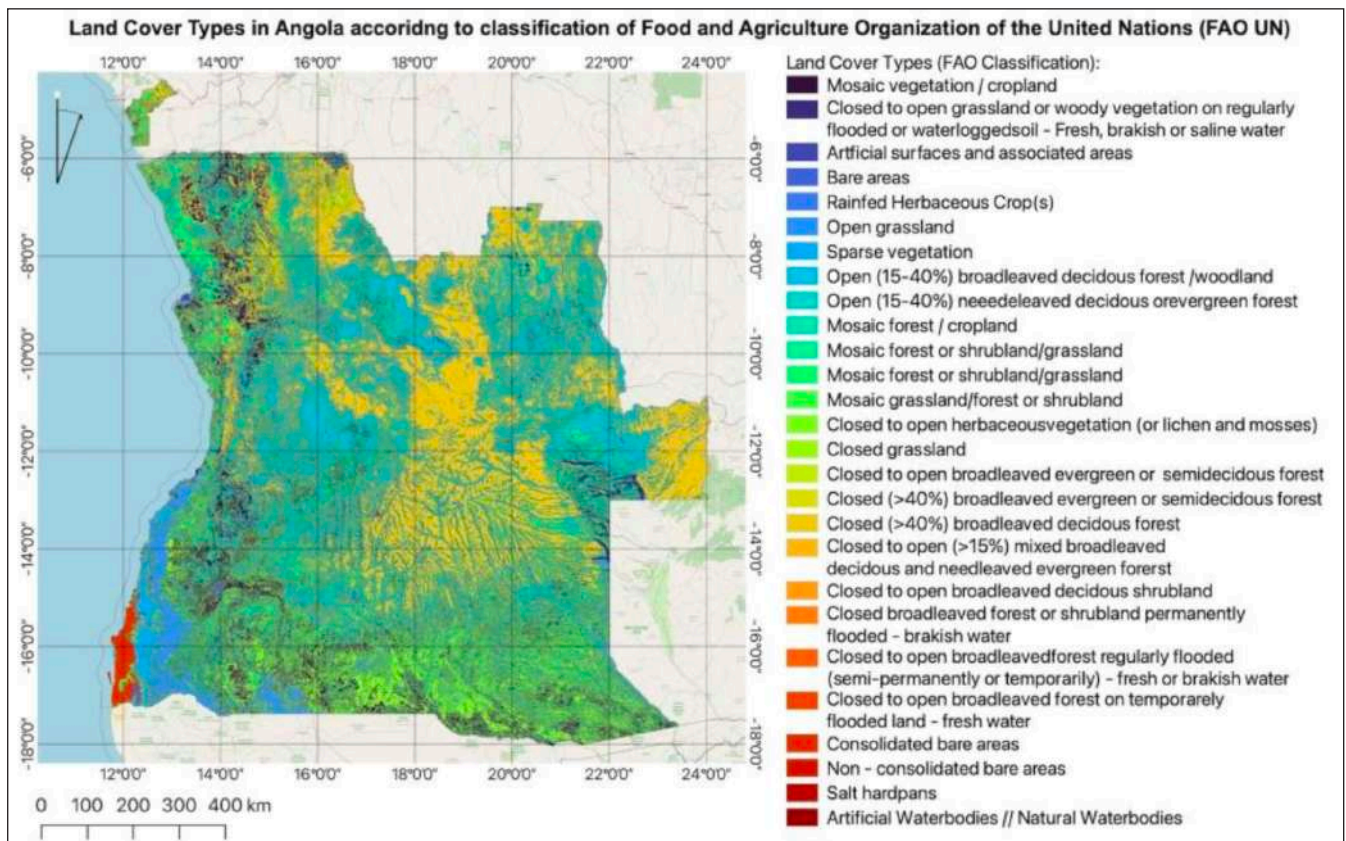


Figure 2 : Carte d'occupation du sol en Angola. Logiciel : QGIS. Source : auteur.

À l'échelle régionale de la biodiversité, l'Angola est remarquable pour avoir des représentants de sept des neuf biomes d'Afrique et de 15 des écorégions du continent (Burgess *et al.*, 2004). Cette richesse unique place l'Angola au deuxième rang après l'Afrique du Sud pour sa biodiversité des écorégions africaines (Gonçalves *et al.*, 2017). Dans les zones centrales du Angola, les forêts tropicales sont dispersées dans des écosystèmes de zones humides et sont donc difficiles à cartographier à l'aide des approches traditionnelles. En revanche, l'approche des scripts dans le SIG GRASS permet de détecter automatiquement les zones couvertes de végétation aux feuilles vert vif en discriminant les parcelles de paysage sur les images satellites par la différence de réflectance spectrale. Les forêts tropicales d'Angola sont pour la plupart entourées de champs cultivés et agricoles, ainsi

que d'établissements urbains. Ainsi, elles se distinguent généralement clairement des zones bâties et des zones cultivées pendant la saison de croissance.

Carvalho *et al.* (2017) soulignent l'extrême vulnérabilité climatique de l'Angola. Ainsi, les précipitations varient considérablement, la hausse des températures étant la plus faible dans les zones côtières et la plus élevée dans le sud-est et les zones désertiques. Les précipitations varient de moins de 20 mm par an dans le sud-ouest à plus de 1 600 mm dans le nord-ouest et le nord-est. Les contrastes extrêmes dans les gradients de température et de précipitations influencent la végétation et augmentent le risque de dégradation des terres dans les zones désertiques de l'Angola.

Matériel et méthodes

L'analyse des changements de biodiversité, à travers des indices de végétation calculés et visualisés, est réalisée à partir de données de télédétection. Pour ce faire, une méthodologie comprenant plusieurs étapes de recherche a été développée. Cette approche est représentée schématiquement à la Figure 3. Dans cette étude, les méthodes d'apprentissage d'ensemble pilotées par les données de GRASS GIS ont été appliquées en utilisant un algorithme de traitement d'images et élucidé les

variations saisonnières en Angola en utilisant un ensemble d'images satellites multispectrales pour la visualisation de la dynamique du paysage. Tout d'abord, une méthode de script du SIG GRASS est présentée pour le calcul et la visualisation de 10 indices de végétation à l'aide de l'algorithme 'i.vi'. Deuxièmement, la performance de l'imagerie Landsat-8 OLI/TIRS est comparée dans la cartographie de la végétation en utilisant les images de 2013 et 2023.

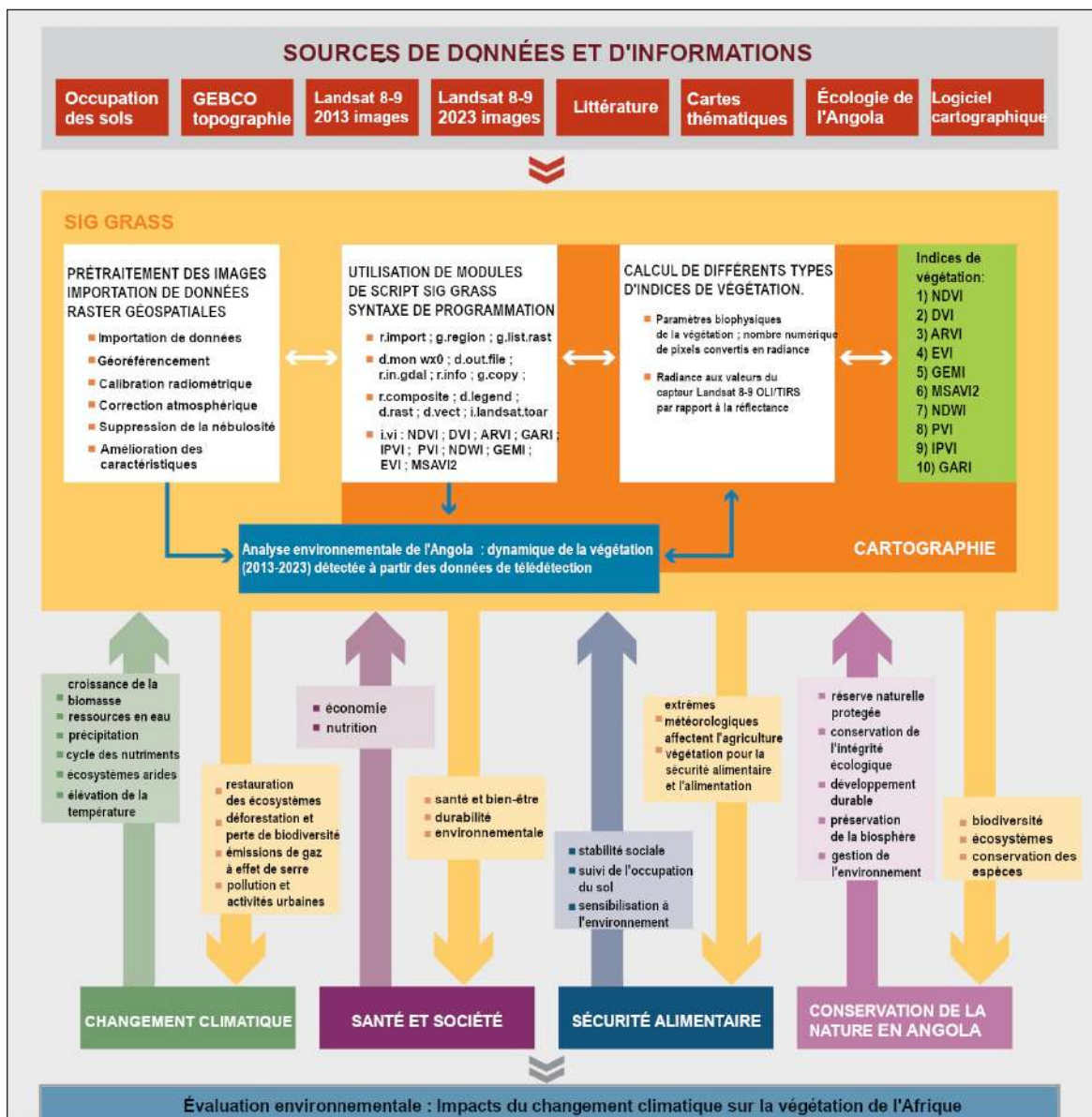


Figure 3 : Schéma principal du projet de recherche et applications pour la surveillance environnementale. Logiciel : GIMP. Source : auteur.

Les séries temporelles d'images satellites multispectrales sont une entrée essentielle dans les chaînes de traitement automatique dédiées à la cartographie des indices de végétation. Dans cette étude, des images Landsat comme source de données ont été utilisées. La NASA a mis en orbite le satellite Landsat-8 en 2013 (Hu et Wang, 2020). Il autorise la capture d'images tous les 16 jours

avec une largeur de fauchée de 185 kilomètres. Il est équipé de deux capteurs : l'instrument OLI et le capteur infrarouge thermique Thermal Infra-Red Sensor (TIRS), permettant des prises de vue à une résolution spatiale de 100 mètres (Yang *et al.*, 2025). Dans cette étude, toutes les bandes multi-spectrales sont exploitées à l'exception de celle destinée à la détection des cirrus (Figure 4).

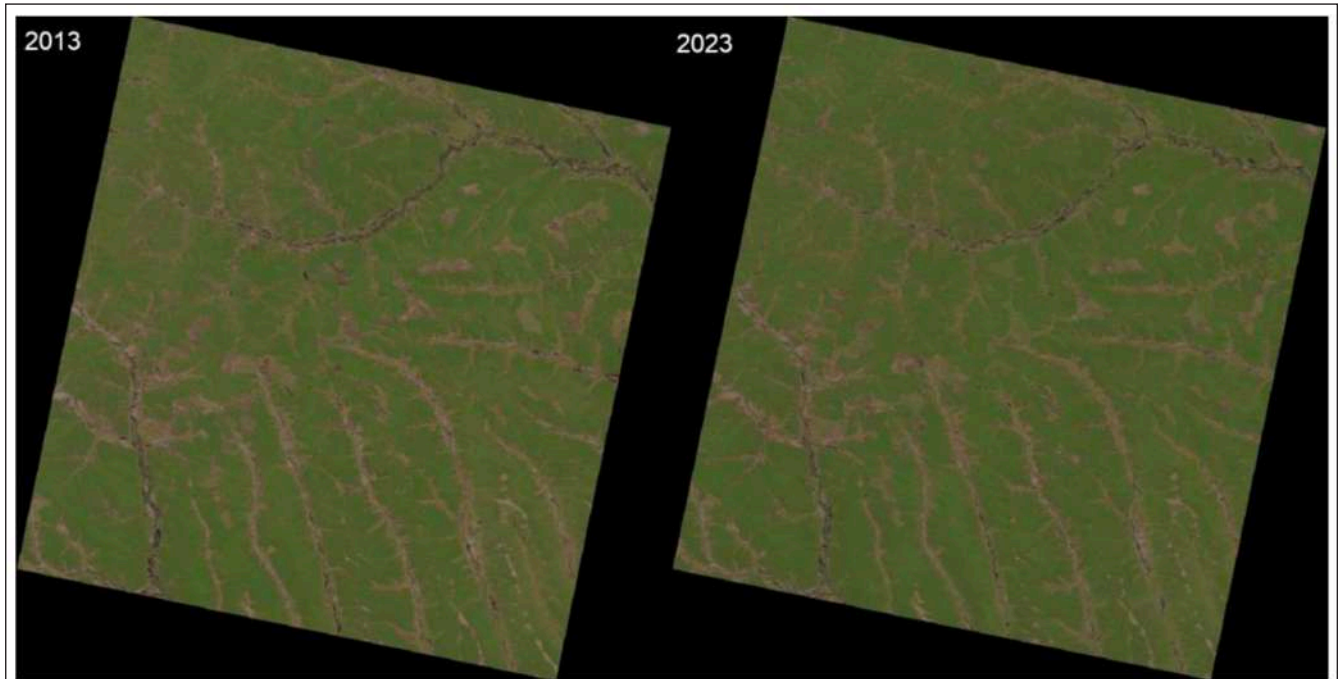


Figure 4 : Données de télédétection : images satellite Landsat 8 OLI/TIRS couvrant le centre de l'Angola. Source des données : USGS.

L'exploitation de cette base de données spatiales et de télédétection a consisté à faire des opérations de requêtes sur les images satellites. Le but est de rechercher l'information sur végétation et de produire de nouvelles données cartographiques et statistiques sur Angola. Une méthode basée sur des scripts du SIG GRASS a été présentée pour l'extraction d'informations sur les indices de végétation. En utilisant cette méthode, l'information a été extraite sur la répartition de la végétation saine, malsaine, clairsemée et distinguées des terres nues. La particularité de cette méthode est qu'elle prend en compte les relations entre bandes entre la réflectance spectrale des pixels et l'identification de la couverture végétale. Une telle approche est utile dans le cadre de surveillance environnementale adaptée au traitement d'images multispectrales telles que Landsat.

La discrimination de la végétation et la séparation des forêts tropicales des autres paysages se font par une approche basée sur l'utilisation de scripts

de programmation. Néanmoins, la condition pour un calcul précis est que les images soient acquises pendant la saison de forte couverture végétale, soient sans nuages et capturées pendant la période de faible humidité (d'octobre à mai), en fonction du climat de l'Afrique tropicale. Pour ces raisons, les images utilisées ont été sélectionnées avec une nébulosité inférieure à 10 % et prises en juillet 2013 et 2023 pendant une période sèche avec de faibles précipitations et humidité.

Le traitement cartographique des données de télédétection s'effectue principalement de deux manières : par un processus algorithmique soutenu par les modules SIG de GRASS et par un processus visuel incluant la production d'informations cartographiques. Le processus algorithmique implique le traitement d'images, la création d'un cadre pour les bandes multispectrales d'images pour divers indices de végétation, le prétraitement, notamment l'amélioration de la qualité des images satellite par des corrections géométriques et

radiométriques, l'optimisation des performances des scripts dans SIG de GRASS et la gestion du processus de classification des images. La méthodologie de traitement des données de télédétection, données géospatiales et cartographiques et organisation du

projet est résumée par la Figure 5. Le schéma de flux de travail a associé des méthodes de traitement d'images satellitaires et des analyses dynamiques de végétation en Angola obtenue par calcul d'indices de végétation.

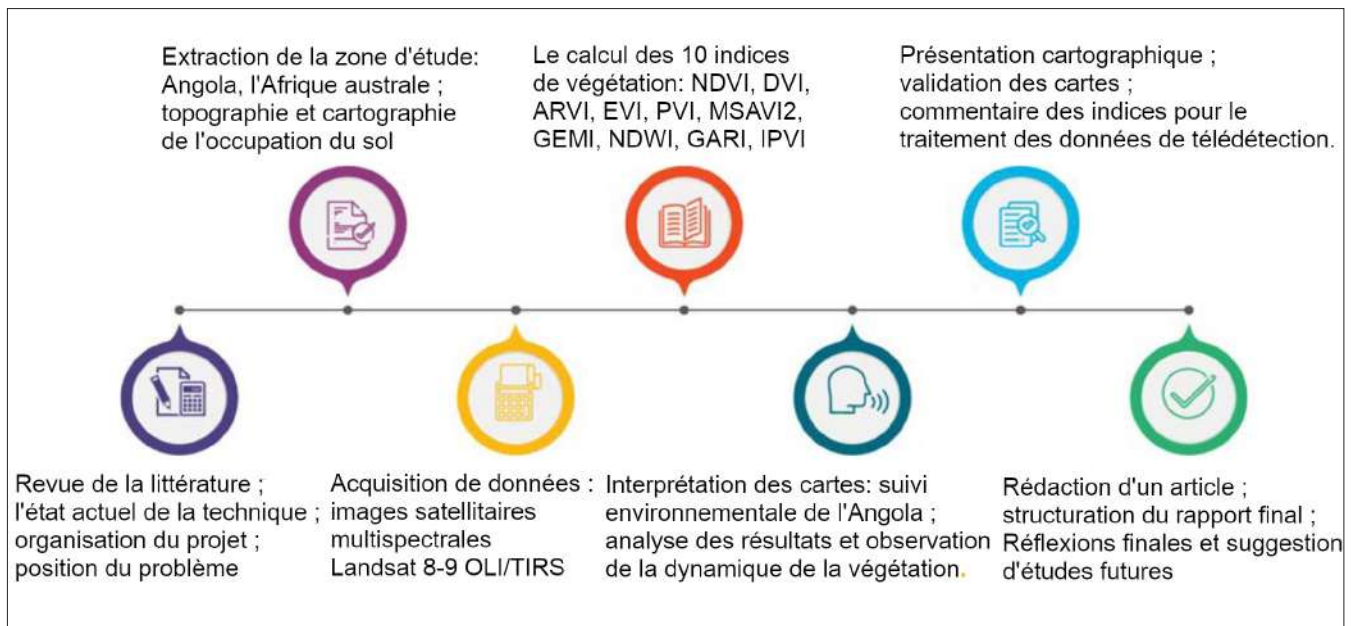


Figure 5 : Résumé de la méthodologie de traitement de données

Le processus visuel implique la représentation de données raster complexes sous forme de cartes, incluant des légendes sur les cartes pour faciliter la compréhension de la dynamique de la végétation grâce au déchiffrement de la verdure des feuilles, information dérivée des images de l'Angola.

Le calcul des indices de végétation

La méthodologie comprend le calcul des indices de végétation à l'aide de différents algorithmes de GRASS GIS. Cela comprenait différentes classes de types de couverture terrestre indiquées par des indices de végétation. Nous avons également proposé un cadre de flux de travail cartographique hybride qui combine la classification traditionnelle des images satellites basée sur le clustering k-means et la méthode de calcul des indices de végétation à l'aide de bibliothèques de scripts intégrées à GRASS GIS. Cela a permis d'évaluer la fiabilité de la modélisation et de la cartographie. Cette approche a été utilisée pour classer une série d'images multispectrales Landsat 8-9 OLI/TIRS afin d'indiquer, de détecter et de visualiser la dynamique de l'évaporation de l'eau et les réponses de la végétation au changement climatique sur 10 ans, ainsi que pour démontrer les changements dans les paysages d'Afrique australe.

Dans cette étude, le module utilisé est celui du logiciel GRASS GIS « i.vi » développé pour le calcul et la visualisation des indices de végétation. L'un des avantages de l'algorithme i.vi utilisé par GRASS GIS pour calculer les indices de végétation est que la paramétrisation de façon appropriée est requise pour séparer la couverture végétale de tous les autres types de couverture terrestre. Cette méthode est basée sur le calcul d'indices à l'aide de méthodes automatiques en utilisant les valeurs de réflectance spectrales dans les bandes Landsat-8 OLI/TIRS.

la technique des algorithmes de programmation du SIG GRASS a été utilisée pour le calcul des indices de végétation et l'amélioration de la mise en œuvre de cette approche. Contrairement aux méthodes et des approches SIG traditionnelles, cet algorithme fonctionne automatiquement dans l'extraction de données pour divers indices de végétation qui ont été calculés pour une analyse comparative.

Algorithmes

Dans le reste de cet article, les algorithmes du SIG GRASS sont décrits avec des commentaires sur les extraits de code et les modules utilisés, puis cette application est illustrée pour cartographier 10 indices de végétation différents avec deux images satellites sur 2013 et 2023. L'analyse de l'évolution de l'occupation du sol et végétation de l'espace territorial de l'Angola est basée sur des images

satellites Landsat-8 OLI/TIRS. Les algorithmes de script de GRASS GIS ont été utilisés car l'interprétation automatique de la répartition de la végétation par le calcul d'indices est plus précise que la classification manuelle. Ceci est suivi par une présentation des résultats expérimentaux obtenus

avec une discussion sur leurs implications. Enfin, des conclusions sont tirées et des recommandations sont formulées pour d'autres travaux possibles dans des études futures similaires. Dans cette étude, 10 indices de végétation différents ont été testés (Tableau 1):

Tableau 1 : Sources de référence des 10 indices de végétation utilisés dans cette étude

No	Nom de l'index (FR)	Nom de l'index (AN)	Formule	Référence
1	Indice différentiel de végétation	Difference Vegetation Index (DVI)	$DVI = NIR - R$	Tucker, 1979
2	Indice de végétation par différence normalisée	Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)	$NDVI = (NIR - R) / (NIR + R)$	Kriegler <i>et al.</i> , 1969
3	Indice de végétation résistante à l'atmosphère	Atmospherically Resistant Vegetation Index (ARVI)	$ARVI = (NIR - RED - \gamma * (RED - BLUE)) / (NIR + RED - \gamma * (RED - BLUE))$	Kaufman et Tanre, 1992
4	Indice de végétation amélioré	Enhanced Vegetation Index (EVI)	$EVI = G * ((NIR - R) / (NIR + C1 * R - C2 * B + L))$	Huete <i>et al.</i> , 2002
5	Indice de végétation non linéaire destiné à la surveillance environnementale globale	Global Environmental Monitoring Index (GEMI)	$GEMI = \eta * (1 - 0.25 * \eta) - ((Red - 0.125) / (1 - Red))$	Pinty et Verstraete, 1992.
6	Indice modifié de végétation ajusté au sol (MSAVI2)	Modified Soil Adjusted Vegetation Index (MSAVI2)	$MSAVI = (2 * NIR + 1 - \sqrt{(2 * NIR + 1)^2 - 8 * (NIR - Red)}) / 2$	Qi <i>et al.</i> 1994a, 1994b
7	Indice de teneur en eau par différence normalisée	Normalized Difference Water Index (NDWI)	$NDWI = (Green - NIR) / (Green + NIR)$	McFeeters, 1996
8	Indice de végétation perpendiculaire	Perpendicular Vegetation Index (PVI)	$PVI = (NIR - a * Red - b) / (\sqrt{1 + a^2})$	Richardson et Wiegand, 1977
9	Indice de végétation verte résistante à l'atmosphère	Green Atmospherically Resistant Vegetation Index (GARI)	$GARI = (NIR - (GREEN - (\gamma * (BLUE - RED)))) / (NIR + (GREEN - (\gamma * (BLUE - RED))))$	Gitelson <i>et al.</i> , 1996
10	Indice de végétation en pourcentage infrarouge	Infrared Percentage Vegetation Index (IPVI)	$IPVI = NIR / (NIR + RED)$	Crippen, 1990

Plus précisément, l'approche convertit les radiances enregistrées par le capteur satellite en quantités significatives dans le domaine environnemental. Plus précisément, le caractère multispectral des données satellitaires permet de décrire l'état d'un phénomène de teneur en chlorophylle dans les feuilles. De cette manière, l'indice de végétation reflète le stade de croissance des plantes à l'aide de ces indicateurs.

Analyse comparative

Nous avons testé plusieurs indices de végétation qui diffèrent les uns des autres par plusieurs paramètres techniques (utilisation de différents canaux Landsat et leur combinaison dans des équations) et des ajustements pour les paramètres environnementaux et les caractéristiques atmosphériques. Les options de calcul des indices de végétation visent à améliorer le flux de travail de traitement d'images grâce aux puissants outils de télédétection numérique intégrés à GRASS GIS. Ainsi, elles garantissent la qualité et la précision de la classification des images et utilisent diverses approches mathématiques de calcul des indices de

végétation, adaptables à divers besoins de traitement d'images. GRASS GIS propose également une large gamme de modules traditionnels pour le traitement de données géospatiales vectorielles et raster, tels que des outils de calcul des types d'occupation du sol, de modélisation géomorphologique et hydrologique ou de visualisation de données analytiques. Ces options se distinguent par leur adaptation aux données cartographiques grâce aux modules internes des algorithmes de GRASS GIS.

Traitement des données spatiales

Les images ont été importées dans le projet GRASS GIS à l'aide de la bibliothèque GDAL. Ensuite, le contenu des fichiers a été vérifié à l'aide de la commande listing : `g.list rast`. Après cela, les fichiers ont été prétraités en copiant les bandes Landsat pour correspondre à la structure d'entrée du module « `i.landsat.toar` » qui sera utilisé plus tard pour calibrer le numéro numérique (DN) de l'imagerie Landsat. Après, les valeurs de pixels DN ont été convertis en valeurs de réflectance spectrale à l'aide du DN en

réflectance. Cela se fait à l'aide du module `i.landsat.toar` qui calcule la radiance ou la réflectance et la température du « sommet de l'atmosphère » pour les images Landsat OLI/TIRS. Cette étape est nécessaire car il est important de convertir le DN en réflectance ou éventuellement en radiance avant de créer un composite RVB. Sinon, les couleurs du composite naturel ne semblent pas convaincantes mais plutôt floues. Cette conversion a été effectuée à l'aide du fichier de métadonnées avec `i.landsat.toar`.

Calculs environnementaux pour l'analyse de la végétation

Maintenant que le prétraitement est terminé, l'étape suivante comprend le calcul de 10 indices de végétation. Tous les indices ont été calculés à l'aide du module «`i.vi`» puis visualisés sur les cartes à l'aide d'une combinaison de modules de traitement cartographique. Tout d'abord, le calcul du NDVI a été effectué à l'aide de la commande de script. L'étape suivante comprenait la visualisation cartographique et la représentation des données à l'aide de plusieurs modules. Tout d'abord, l'écran a été lancé à l'aide du commande «`d.mon wx0`». Ensuite, la région a été créée pour inclure l'étendue géographique de la zone d'étude par «`g.region`». Après, les cartes ont été visualisées à l'aide du module «`d.rast`». La légende cartographique a été ajoutée à l'aide du module «`d.legend`» avec les éléments cartographiques et les ajustements nécessaires. Les changements du NDVI pour 2013 et 2023 et les données originales ont été pré-traitées pour convertir les nombres numériques des pixels en radiance. Il existe de nombreux indices de végétation permettant d'obtenir des informations à partir d'images en niveaux de gris, le NDVI étant probablement le plus connu et le plus populaire en raison de son applicabilité universelle et de son application à long terme dans la surveillance environnementale. Le NDVI est utilisé pour améliorer le contraste entre la végétation et les zones bâties. Le NDVI présente une approche générale qui est utilisée pour tous types d'applications et une plage de variation fixe : de -1 à +1. La formule de $NDVI = \frac{NIR - Red}{NIR + Red}$ utilise les bandes rouges et proche infrarouge de Landsat OLI/TIRS. L'inconvénient de méthode est la sensibilité au bruit et aux effets atmosphériques tels que l'humidité et la nébulosité. Par conséquent, des modifications du NDVI ont été développées avec un certain nombre d'indices aux propriétés ajustées, par exemple une meilleure résistance atmosphérique (ARVI) ou une correction de la luminosité du sol (MSAVI) et les

autres. GEMI considère une relation non linéaire pour minimiser l'influence de l'atmosphère sur la mesure de l'indice de végétation.

Le DVI est un calcul basé sur le contraste entre la zone d'absorption maximale dans le rouge, qui dépend des pigments chlorophylliens, et la réflexion maximale dans l'infrarouge, provoquée par la structure cellulaire de la feuille. Il est similaire au NDVI mais a des valeurs plus robustes puisque cet indice n'est pas normalisé. Le NDVI utilise des bandes (ou canaux) rouges et infrarouges (NIR) qui sont couramment disponibles dans la plupart des données de télédétection, y compris celles de Landsat.

Initialement développé pour le capteur MODIS EOS, ARVI peut également être utilisé pour la télédétection depuis Landsat TM, car il est basé sur le calcul des canaux bleu, rouge et NIR. Son principal avantage est la correction des effets atmosphériques sur la détection de la végétation. La normalisation par la somme des deux bandes calculées dans l'IPVI représentée sur la Figure 9 permet de réduire les effets de lumière et aboutit à ce que les valeurs soient comprises entre -0,1 et 0,90. L'IPVI conserve ses valeurs quel que soit l'éclairement global. Ceci le différencie des simples indices de végétation qui sont sensibles aux variations d'éclairement. Les valeurs de GARI sont théoriquement comprises entre -1 et +1, cependant les valeurs négatives correspondant aux surfaces autres que le couvert végétal sont ramenées à -0,50, car dans la zone d'étude certains types d'occupation du sol correspondant à des valeurs négatives, comme la neige où les nuages denses sont absents. La réflectance dans le rouge est donc supérieure à celle du proche infrarouge ce qui explique les valeurs.

Plusieurs expérimentations ont été réalisées sur des indices de végétation calculés à l'aide de diverses formules incluant différentes conditions des bandes Landsat : NDVI, ARVI, GARI et GVI. Bien que certaines opérations de SIG GRASS donnent de bons résultats de détection sur les images satellite, l'approche GARI s'est avérée la plus robuste. Ainsi, la classification précise des types de couverture terrestre basée sur les indices de végétation peut être envisagée dans des travaux futurs pour différencier des parcelles de terrain présentant des caractéristiques de texture et de structure très différentes pour l'identification de la déforestation, du rétrécissement des végétation ou d'autres exemples de changement de couverture terrestre.

Résultats

Les résultats du cadre de traitement d'images basé sur le SIG GRASS, utilisant le calcul des indices de végétation, incluent la série d'images satellites classées traitées à l'aide de l'analyse des critères de décision des algorithmes SIG GRASS. Les cartes des différentes années d'analyse (2013 et 2023) ont été croisées pour établir les cartes de dynamique de l'Angola. Ainsi, cette analyse a

nécessité le croisement des cartes de végétation pour détecter les types de changements de végétation d'Angola central. La série de plusieurs images satellites Landsat-8 OLI/TIRS traitées dans cette étude par des techniques d'apprentissage d'ensemble a illustré le processus de changements intenses de la végétation en Angola (Figure 6).

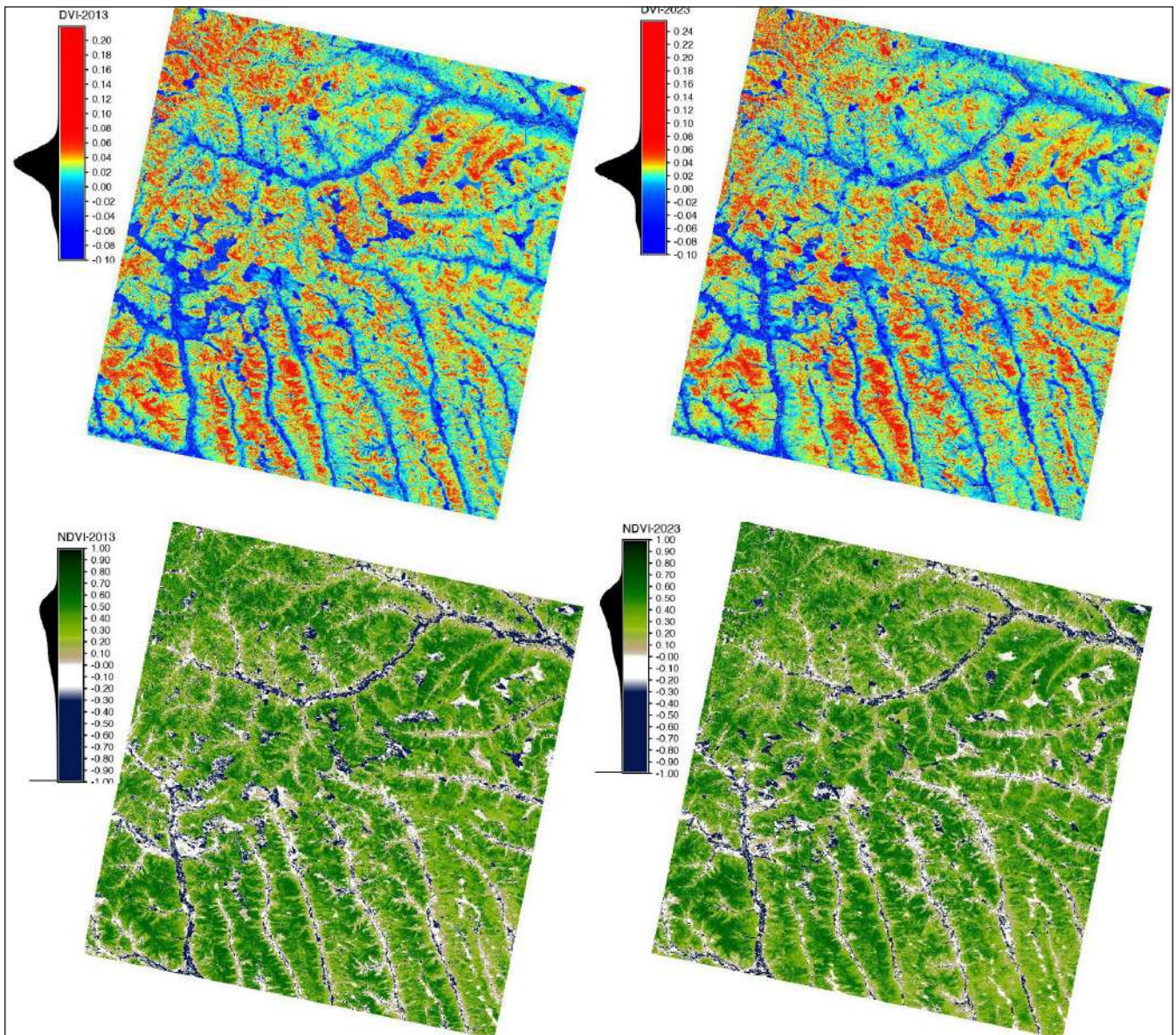


Figure 6 : Indices de végétation DVI et NDVI pour 2013 et 2023. Source : auteur.

La Figure 6 montre les calculs NDVI et DVI pour les images Landsat. Dans cette figure, la végétation lumineuse est représentée par des couleurs vertes pour le NDVI et des couleurs rouges pour le DVI. Sur la Figure 6, les histogrammes de fréquence des valeurs du DVI montrent une représentation des valeurs de DVI allant de -0,10 à +0,20 plus forte pour l'année 2013 que pour l'année 2023 avec le +0,20. Il est possible de déduire que les types d'usage du sol associés à cette gamme de valeurs (mosaïque forestière, maquis, prairie boisée) ont diminué au cours des dernières années. Dans la même Figure

6 (NDVI), les zones de forêts mosaïques, qui présentent une couverture extrêmement dense (plus de 40 %), sont signalées par des valeurs élevées (en vert éclatant). On trouve ensuite des maquis et des prairies touffues, suivis de broussailles. La teinte verte salade (NDVI de 0,30 à 0,40) représente un couvert arbustif tandis que la tonalité beige (NDVI de 0,05 à 0,10) indique une végétation clairsemée. Les valeurs positives les plus faibles correspondent aux terres nues et aux zones désertes, tandis que les valeurs négatives indiquent l'eau (représentée par la couleur bleu foncée sur la Figure 7).

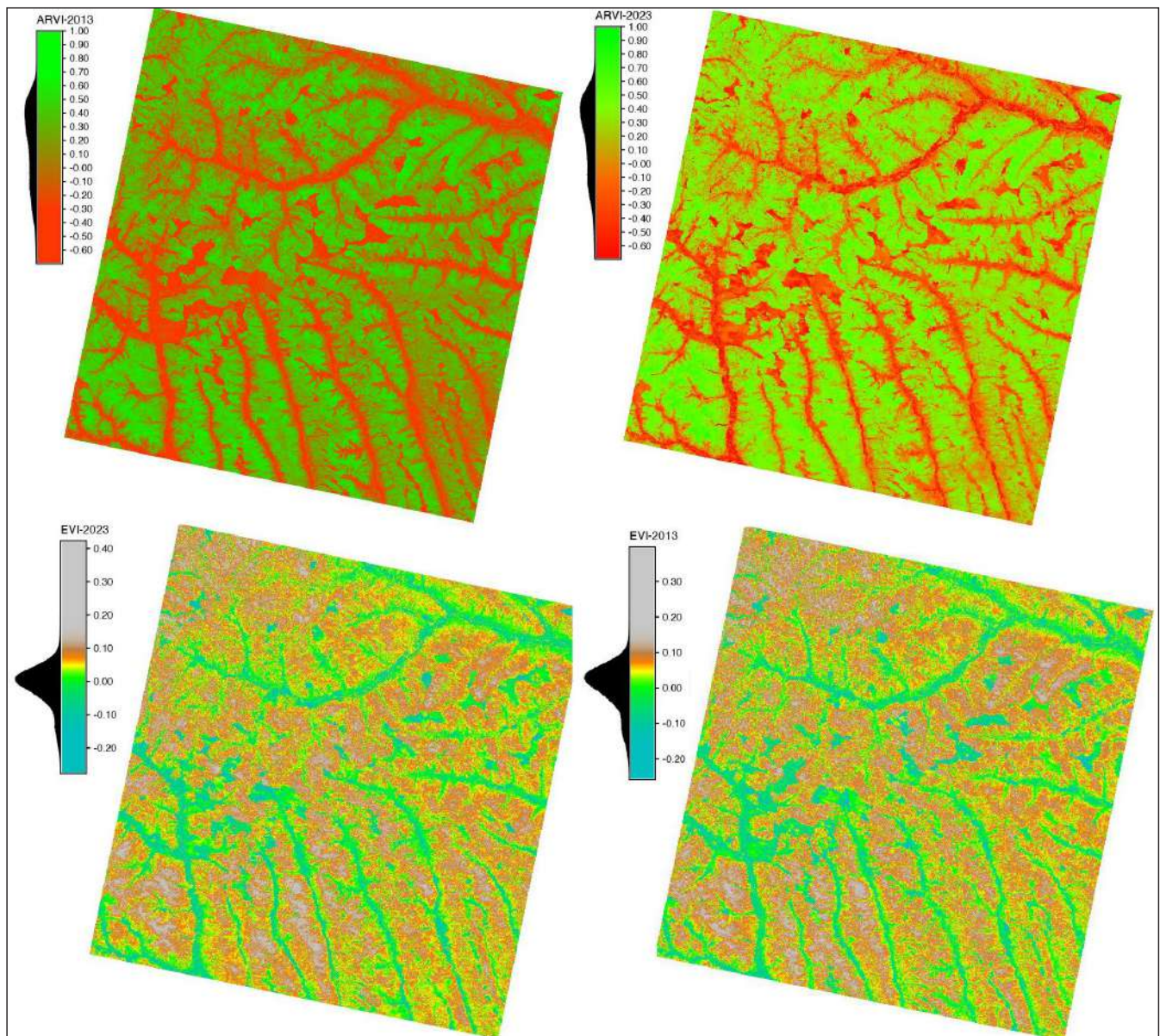


Figure 7 : Indices de végétation ARVI et EVI pour 2013 et 2023. Source : auteur.

La Figure 7 montre que les valeurs de l'ARVI varient de -0,60 à 0,70, les valeurs les plus élevées indiquant une végétation saine, vert vif, qui correspond aux forêts de feuillus du centre de l'Angola ou aux forêts mixtes de feuillus et de sempervirents à feuilles aiguilles telles que les forêts à cônes ou à écailles, arbres à feuilles persistantes. Étant donné que le mappage ultérieur est appliqué à chaque image NDVI individuelle, le calcul du NDVI est approprié. Des valeurs plus élevées indiquent une végétation vert vif. Les calculs pour 2013 et 2023 permettent l'analyse du déclin de la végétation dans le centre de l'Angola sur la base de la comparaison entre les images. Les valeurs positives de l'indice ARVI, en vert sur la Figure 6, correspondent soit à de l'eau soit à des zones forestières et buissonnantes (valeurs +0,10 et plus), tandis que les valeurs négatives (couleur rouge) indiquent des vallées et des terres nues sans végétation (valeurs -0.10 et ci-dessous). Comme le montre l'indice de végétation EVI

ci-dessous, plus les valeurs sont élevées (couleur beige, 0.10-0.40), plus la végétation est dense et saine. Les valeurs entre 0,00 et 0,05 (couleur vert vif) indiquent les zones à végétation rare ou clairsemée couvrant certains reliefs. Les valeurs de -0,10 à -0,20 (couleur vert clair vif) indiquent soit les terres cultivées et les prairies soit une végétation arbustive disséminée parmi les herbacées. Les valeurs en dessous de 0,00 (couleur émeraude) signalent des vallées et terres dénudées, tandis que les valeurs élevées correspondent forêts décidues ou semi-décidues ouvertes.

La Figure 8 montre les indices GEMI et MSAVI calculés et visualisés. Les valeurs de GEMI, quant à eux, varient de -0,5 à 0,6 en général, les plus distinctes étant comprises entre 0,15 et 0,40. L'index GEMI présente des variations similaires à celles du MSAVI. La comparaison des valeurs pour 2013 et 2023 indique une augmentation des valeurs égale à 0,40 qui correspond aux arbustes et végétations mixtes.

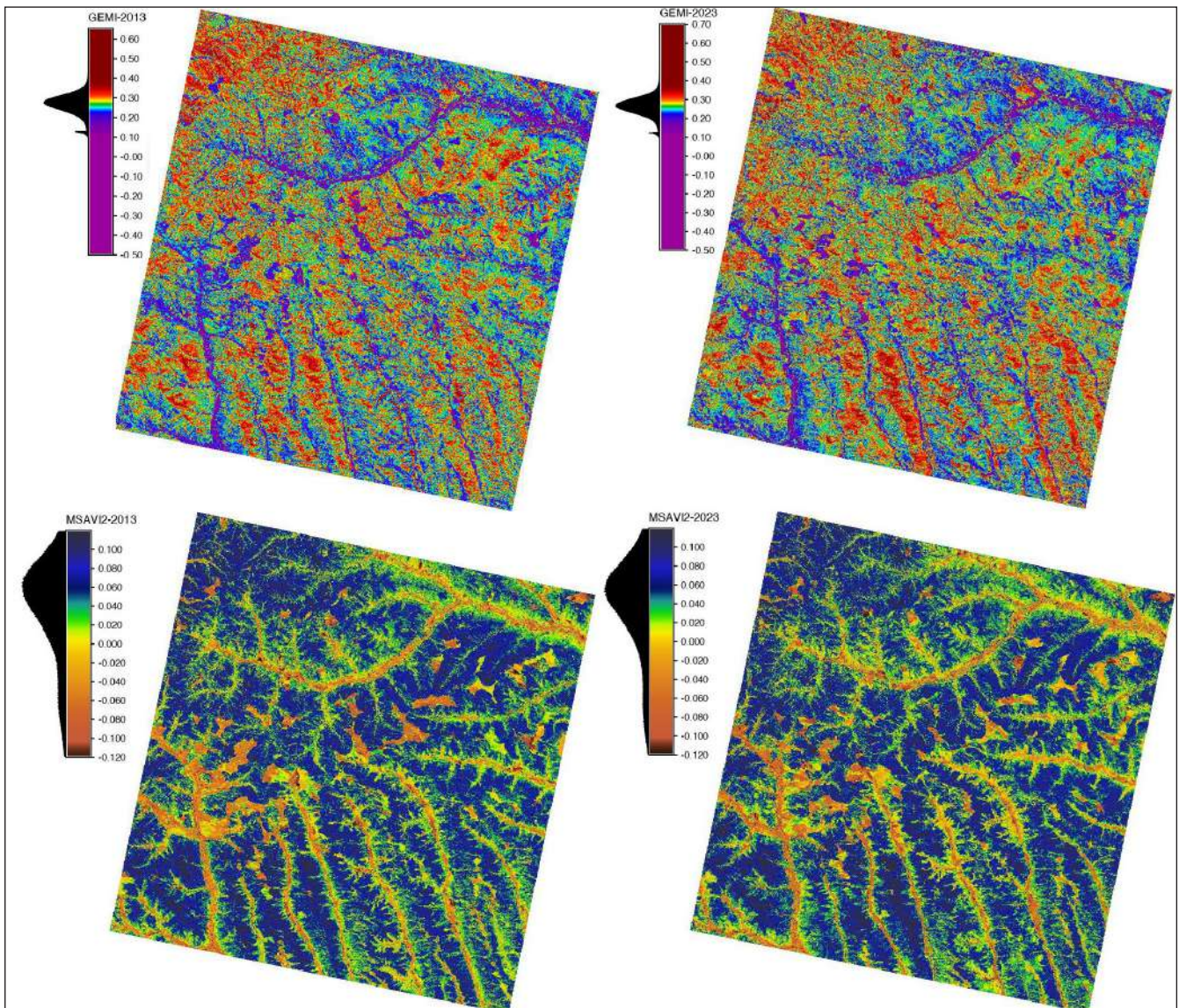


Figure 8 : Indices de végétation GEMI et MSAVI2 pour 2013 et 2023. Source : auteur.

La comparaison des histogrammes établis pour le GEMI et le MSAVI2 (Figure 8) montre que ce dernier atteint sa limite vers +0,10, contre +0,60 pour le GEMI. Pour une végétation dense et saine, le MSAVI2 est donc moins discriminant que le GEMI. Cependant, MSAVI2 est moins sensible aux effets atmosphériques que le GEMI, ce qui le rend plus précis pour la cartographie de la végétation dans les régions montagneuses tropicales de l'Angola. Dans l'indice NDWI (Figure 9), la végétation est représentée en vert foncé, tandis que les vallées fluviales sont indiquées en jaune. Une

telle distinction entre les forêts à couvert dense et à végétation épaisse et la végétation clairsemée ou inexistante dans les vallées fluviales permet également d'utiliser cet indice pour la cartographie hydrologique et géomorphologique. Lors du calcul de l'indice EVI, les minimas locaux avec une constante de valeurs inférieures à -0,20 sont remplies, tandis que la plage principale de valeurs est comprise entre -0,10 et +0,10, selon la distribution des données indiquée dans l'histogramme.

Les valeurs calculées pour les indices NDWI et PVI sont présentées dans la Figure 9.

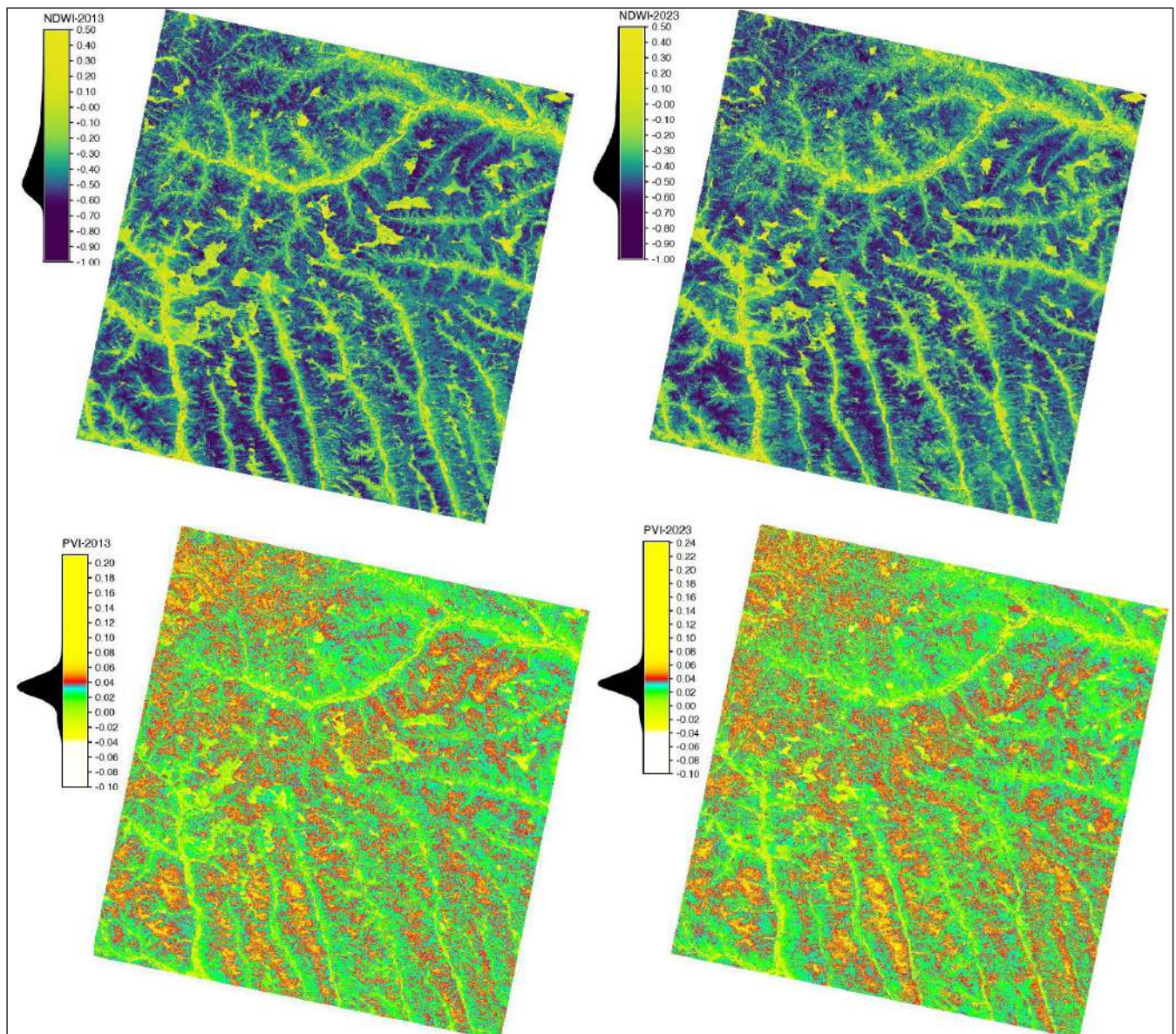


Figure 9 : Indices de végétation NDWI et PVI pour 2013 et 2023. Source : auteur.

Ici, le NDWI souligne une relation entre la végétation avec des processus photosynthétiques actifs, la quantité de biomasse, la surface verte et la santé de la culture, qui sont fortement liées à la plante et la teneur en eau. Ainsi, les valeurs les plus basses de cet indice dans la zone d'étude sont -0,7- et il atteint les valeurs maximales jusqu'à 0,20, après quoi les valeurs se stabilisent. Des valeurs très faibles (de 0,0 à 0,10), négatif (de -0,80 à -1,00), représentent des zones rocheuses, sableuses ou dénudées, tandis que des résultats plus élevés, supérieurs à 0,2 et plus, correspondent à des zones d'arbustes ou de forêts naturelles de feuillus et de

feuillus en haute montagne.

Les indices calculés pour GARI et IPVI sont présentés dans la Figure 10. Ici, GARI présente une petite plage de valeurs allant de -0,50 à 1,0 car il prend en compte la réflectivité du sol. En plus des valeurs d'indices, le codage de qualité des indices de végétation a également été utilisé afin de déterminer la confiance que l'on peut accorder aux valeurs d'indices obtenues pour une date donnée. Les histogrammes des figures 5-9 donnent les valeurs obtenues sur l'année 2013-2023 pour le codage de qualité des indices pour la végétation du centre de l'Angola (Figure 10).

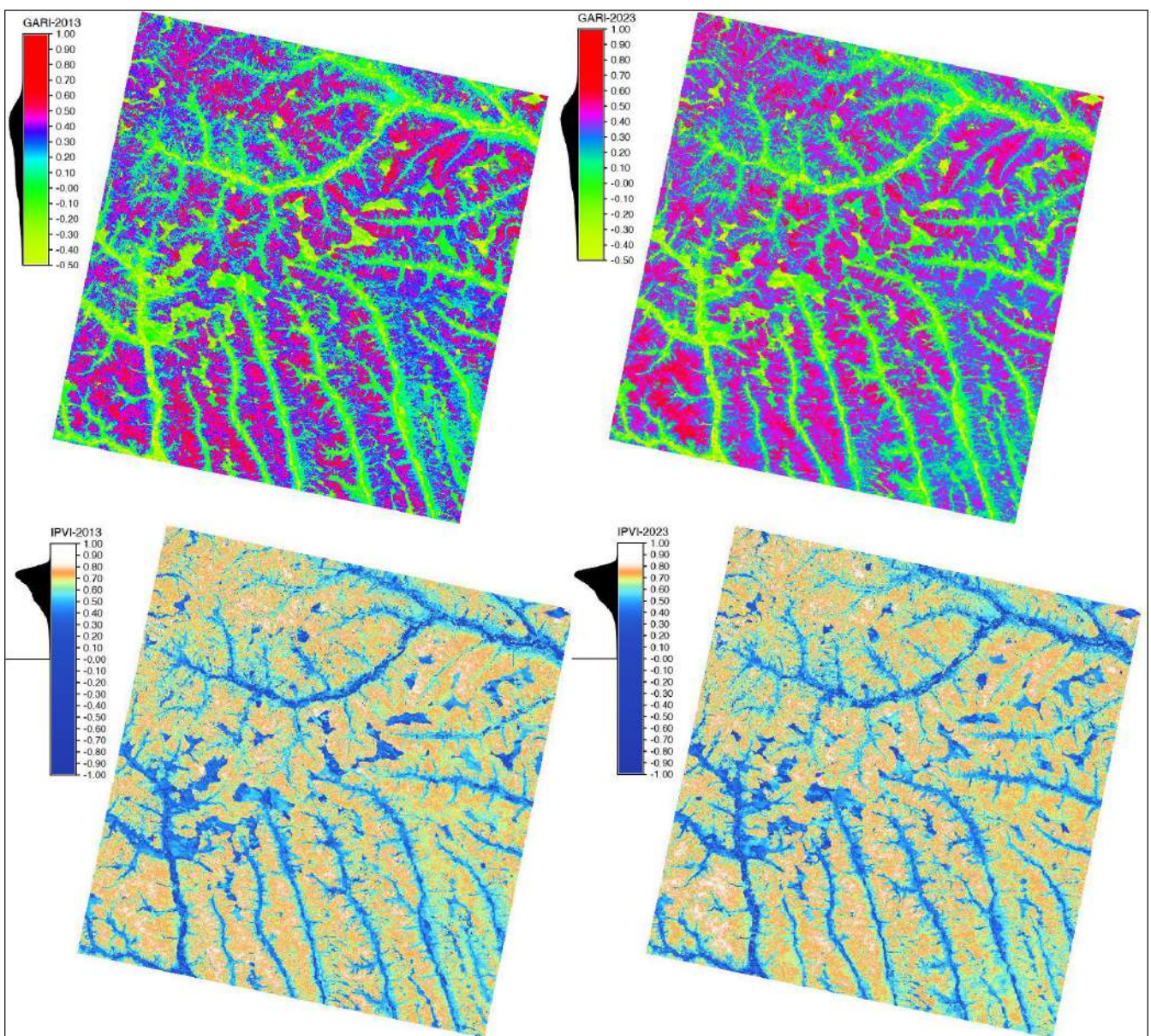


Figure 10 : Indices de végétation GARI et IPVI pour 2013 et 2023. Source : auteur.

Le IPVI montre une plage de données allant de -0,04 à 0,08 dans la principale zone de distribution des données dans le centre de l'Angola (Figure 8). Il est possible de déterminer que la qualité des indices de végétation est supérieure pour la date du 2023 à celle des images précédentes (2013) suite au changement climatique et les dégradations locales de la végétation (déforestation locale, augmentation des activités

urbaines et remplacement des forêts par l'agriculture). La légère baisse de valeur d'IPVI observée pour cette date est donc d'origine climatique et anthropique et non pas végétale. Cet exemple souligne bien l'intérêt de l'utilisation de données de télédétection lors de l'analyse des résultats environnementales, afin de pouvoir discerner de manière précise la cause d'une variation d'indice de végétation observée.

Discussion

Les résultats ont révélé des différences significatives entre les méthodes testées. L'indice NDVI a montré des performances visuelles satisfaisantes, mais présentait une fragmentation importante concentrée dans plusieurs régions, y compris les zones de végétation. L'affectation de la classe forestière aux zones de brousse souligne les limites de cet indice pour la cartographie environnementale avec une variation spectrale complexe. L'indice ARVI a montré des performances satisfaisantes, mais limitées, avec de vastes régions représentant des types de végétation fusionnés, notamment en bordure des vallées et des bandes de végétation. Cette tendance à la classification suggère une faible sélectivité, rendant difficile la distinction entre les adventices et la végétation cultivée. Parmi les indices de végétation, l'EVI présentait la segmentation visuelle la plus cohérente en termes de verdure, témoignant de sa santé. L'index EVI, probablement grâce à l'utilisation de la bande bleue, a des valeurs constantes au cours des années 2013 et 2023. Le NDVI et l'EVI sont assez similaires en valeurs et en variations au cours du temps. On remarque que l'on peut distinguer les champs agricoles en 2023. Les zones de forêts tropicales denses étaient correctement identifiées et distinctes. Le modèle affichait une bonne adhérence aux structures réelles des sols et des terres agricoles. Au niveau des indices le MSAVI2 permet de mettre très clairement en évidence le démarrage de la feuillaison et ce pour les années 2013 et 2023. Ce phénomène est également perceptible avec le GEMI, mais de façon plus faible. On voit également que le PVI montre une baisse d'activité chlorophyllienne à partir de 2013. L'NDWI est donc bien l'indice le plus approprié pour observer le volume d'eau dans les feuilles.

Avec les impacts climatiques et les activités anthropiques liées au déboisement, les changements dans le paysage et la couverture végétale sont de plus en plus notables en Afrique centrale et australe (Chiteculo *et al.*, 2019, 2022 ; Miapia *et al.*, 2021). Il en résulte donc un changement complexe dans les modèles de couverture terrestre, y compris une fragmentation du paysage qui conduit au déclin de la biodiversité (Ministério do Urbanismo e Ambiente, 2006 ; te Beest *et al.*, 2012 ; Ferrand, 2019 ; Vaz Pinto, 2019 ; Huntley et Catarino *et al.*, 2020).

Grâce à l'abondance d'informations spectrales, de résolution et temporelles fournies par l'imagerie satellite et aux progrès réalisés dans le développement de la programmation, de nombreux progrès peuvent être réalisés dans la surveillance environnementale de la végétation des forêts tropicales d'Afrique, comme le démontre cette étude (Fan *et al.*, 2015 ; Ahmad *et al.*, 2023 ; Xiao *et al.*, 2023).

Compte tenu de l'importance des indices de végétation en tant qu'indicateurs de durabilité écologique, les recherches futures devraient se concentrer sur l'identification de caractéristiques plus appropriées qui s'adaptent aux différentes régions transfrontalières présentant des types de végétation mixtes (savane, forêts tropicales, forêts de feuillus, prairies ou arbustes en mosaïque, etc.). L'adaptation de diverses caractéristiques régionales des classes d'occupation du sol aux différentes régions de l'Angola aiderait à identifier les zones à structure paysagère complexe et changeante.

L'approche SIG GRASS démontrée dans cet article détermine le flux de travail cartographique via des scripts qui automatisent le traitement des images satellites. Cela permet de déterminer automatiquement où les caractéristiques de végétation combinées peuvent être discriminées en tant que régions hétérogènes ou considérées comme des parcelles de paysage homogènes. Les techniques de scripting du SIG GRASS pour le traitement d'images sont utilisées pour cartographier la variabilité spatiale des paysages en Angola. Alors que les méthodes de classification traditionnelles reposent généralement sur les systèmes d'information géographique (SIG), la télédétection numérique offre une approche efficace, automatisée et précise du traitement d'images. Les images Landsat 8-9 OLI/TIRS traitées par le SIG GRASS constituent une source de données idéale pour identifier les oscillations saisonnières de la végétation en Angola. Le calcul des indices de végétation par télédétection numérique est appliqué à la classification automatisée des données Landsat. La classification des données RS constitue une méthode efficace pour suivre l'évolution de la végétation en comparant plusieurs scènes collectées pendant les périodes sèches et humides.

Conclusion

Cette étude démontre l'efficacité de SIG GRASS pour le calcul des indices de végétation à partir de données de télédétection. Plus précisément, cela montre le calcul et la visualisation des indices de végétation en Angola. Nous avons démontré que les images Landsat de part leur grande fréquence de passage, sont totalement adaptées pour effectuer un suivi environnemental en

utilisant le calcul des indices de végétation. Il permet de mettre en évidence, par exemple, le démarrage des différentes cultures ou les différences entre les zones couvertes par les domaines forestiers et agricoles. Il a également été montré au sein des forêts de feuillus et de conifères les variations des indices en Angola de 2013 jusqu'en 2023.

Références Bibliographiques

- Agumagu OO, Marchant R, Stringer LC. 2025.** Land Use and Land Cover Change Dynamics in the Niger Delta Region of Nigeria from 1986 to 2024. *Land*, 14(4): 765.
- Ahmad N, Ullah S, Zhao N, Mumtaz F, Ali A, Ali A, Tariq A, Kareem M, Imran AB, Khan IA, Shakir M. 2023.** Comparative Analysis of Remote Sensing and Geo-Statistical Techniques to Quantify Forest Biomass. *Forests*, 14(2): 379. <https://doi.org/10.3390/f14020379>
- Bahrami, H., McNairn, H., Mahdianpari, M., Homayouni, S. 2022.** A Meta-Analysis of Remote Sensing Technologies and Methodologies for Crop Characterization. *Remote Sensing*, 14(22): 5633. <https://doi.org/10.3390/rs14225633>
- Bazzo COG, Kamali B, Hütt C, Bareth G, Gaiser T. 2023.** A Review of Estimation Methods for Aboveground Biomass in Grasslands Using UAV. *Remote Sensing*, 15(3): 639. <https://doi.org/10.3390/rs15030639>
- Burgess N, Hales JD, 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 DC, 499 pp.
- Carvalho SCP, Santos FD, Pulquério M. 2017.** Climate change scenarios for Angola: an analysis of precipitation and temperature projections using four RCMs. *International Journal of Climatology*, 37: 3398-3412. <https://doi.org/10.1002/joc.4925>
- Catarino S, Romeiras MM, Figueira R, Aubard V, Silva JMN, Pereira JMC. 2020.** Spatial and Temporal Trends of Burnt Area in Angola: Implications for Natural Vegetation and Protected Area Management. *Diversity*, 12(8): 307. <https://doi.org/10.3390/d12080307>
- Chiteculo V, Abdollahnejad A, Panagiotidis D, Surový P, Sharma RP. 2019.** Defining Deforestation Patterns Using Satellite Images from 2000 and 2017: Assessment of Forest Management in Miombo Forests—A Case Study of Huambo Province in Angola. *Sustainability*, 11(1): 98. <https://doi.org/10.3390/su11010098>
- Chiteculo V, Abdollahnejad A, Panagiotidis D, Surový P. 2022.** Effects, Monitoring and Management of Forest Roads Using Remote Sensing and GIS in Angolan Miombo Woodlands. *Forests*, 13(4): 524. <https://doi.org/10.3390/f13040524>
- Coppin P, Jonckheere I, Nackaerts K, Muys B, Lambin E. 2004.** Digital change detection methods in ecosystem monitoring: a review. *International Journal of Remote Sensing* 25: 1 565–1 596. <http://dx.doi.org/10.1080/0143116031000101675>
- Crippen R.E. 1990.** Calculating the vegetation index faster. *Remote Sensing of Environment* 34(1): 71-73. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(90\)90085-Z](https://doi.org/10.1016/0034-4257(90)90085-Z)
- Du, X., Qin, Y., & Huang, C. 2022.** Status and Prospect of Ecological Environment in the Belt and Road Initiative Regions. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(24): 17091. <https://doi.org/10.3390/ijerph192417091>
- Fernandes PB, Santos CAD, Gurgel ALC, Gonçalves LF, Fonseca NN, Moura RB, Costa KADP, Paim TDP. 2023.** Non-Destructive Methods Used to Determine Forage Mass and Nutritional Condition in Tropical Pastures. *AgriEngineering*, 5(3): 1614-1629. <https://doi.org/10.3390/agriengineering5030100>
- Gitelson AA, Kaufman YJ, Merzlyak MN. 1996.** Use of a Green Channel in Remote Sensing of Global Vegetation from EOS-MODIS. *Remote Sensing of Environment*, 58: 289-298. [http://dx.doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00072-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00072-7)

- Gonçalves FMP, Revermann R, Gomes AL, Aidar MPM, Finckh M, Juergens N. 2017.** Tree Species Diversity and Composition of Miombo Woodlands in South-Central Angola: A Chronosequence of Forest Recovery after Shifting Cultivation. *International Journal of Forestry Research*, 13 pp <https://doi.org/10.1155/2017/6202093>
- Fan H, Fu X, Zhang Z, W Q. 2015.** Phenology-Based Vegetation Index Differencing for Mapping of Rubber Plantations Using Landsat OLI Data. *Remote Sensing*, 7(5): 6041-6058. <https://doi.org/10.3390/rs70506041>
- Hu X, Wang Y. 2020.** Coastline Fractal Dimension of Mainland, Island, and Estuaries Using Multi-temporal Landsat Remote Sensing Data from 1978 to 2018: A Case Study of the Pearl River Estuary Area. *Remote Sensing*, 12(15): 2482. <https://doi.org/10.3390/rs12152482>
- Huete A, Didan K, Miura T, Rodriguez EP, Gao X, Ferreira LG. 2002.** Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 83(1-2): 195-213.
- Huntley BJ, Ferrand N. 2019.** Angolan Biodiversity: Towards a Modern Synthesis. In: Huntley, B., Russo, V., Lages, F., Ferrand, N. (eds) *Biodiversity of Angola*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-03083-4_1
- Kaufman YJ, Tanre D. 1992.** Atmospherically resistant vegetation index (ARVI) for EOS-MODIS. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 30(2): 261-270. <https://doi.org/10.1109/36.134076>
- Kriegler FJ, Malila WA, Nalepka RF, Richardson W. 1969.** Preprocessing transformations and their effects on multispectral recognition. *Proceedings of the Sixth International Symposium on Remote Sensing of Environment*, p. 97-131.
- Lemenkova P. 2022a.** Console-Based Mapping of Mongolia Using GMT Cartographic Scripting Toolset for Processing TerraClimate Data. *Geosciences*, 12(3) : 140.
- Lemenkova P. 2022b.** Mapping Climate Parameters over the Territory of Botswana Using GMT and Gridded Surface Data from TerraClimate. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 11(9) : 473.
- Lemenkova P. 2022c.** Handling Dataset with Geophysical and Geological Variables on the Bolivian Andes by the GMT Scripts. *Data*, 7 (6) : 74.
- Lemenkova P. 2023a.** Using open-source software GRASS GIS for analysis of the environmental patterns in Lake Chad, Central Africa, *Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment*, 74(1): 49-64.
- Lemenkova P. 2023b** A GRASS GIS Scripting Framework for Monitoring Changes in the Ephemeral Salt Lakes of Chotts Melrhir and Merouane, Algeria. *Applied System Innovation*, 6(4): 61.
- Lemenkova P. 2023c.** Monitoring Seasonal Fluctuations in Saline Lakes of Tunisia Using Earth Observation Data Processed by GRASS GIS. *Land*, 12(11) : 1995.
- Linder HP, Klerk HMD, Born J, Burgess ND, Fjeldså J, Rahbek C. 2012.** The partitioning of Africa: statistically defined biogeographical regions in sub-Saharan Africa. *Journal of Biogeography*, 39(7): 1189-1205. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2012.02728.x>
- McFeeters SK. 1996.** The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features. *International Journal of Remote Sensing*, 17(7): 1425-1432. <https://doi.org/10.1080/01431169608948714>
- Mendelsohn JM. 2019.** Landscape Changes in Angola. In: Huntley B, Russo V, Lages F, Ferrand N. (eds) *Biodiversity of Angola*. Springer, Cham.
- Miapia LM, Ariza-Mateos D, Lacerda-Quartín V, Palacios-Rodríguez G. 2021.** Deforestation and Biomass Production in Miombo Forest in Huambo (Angola): A Balance between Local and Global Needs. *Forests*, 12(11): 1557. <https://doi.org/10.3390/f12111557>
- Ministério do Urbanismo e Ambiente. 2006.** National Biodiversity Strategy and Action Plan (2007-2012); Ministério do Urbanismo e Ambiente, República de Angola: Luanda, Angola, 2006.
- Neteler M, Bowman MH, Landa M, Metz M. 2012.** GRASS GIS: A multi-purpose open source GIS, *Environmental Modelling & Software*, 31 : 124-130.
- Palacios G, Lara-Gomez M, Márquez A. 2015.** Spatial dynamic and quantification of deforestation and degradation in Miombo Forest of Huambo Province (Angola) during the period 2002-2015. *SASSCAL Proceedings*, Huambo, 182.
- Pinty B, Verstraete MM. 1992.** GEMI: a non-linear index to monitor global vegetation from satellites. *Vegetatio*, 101: 15-20. <https://doi.org/10.1007/BF00031911>

- Qi J, Chehbouni A, Huete AR, Kerr YH. 1994a.** A modified soil adjusted vegetation index. *Remote Sensing of the Environment*, 48:119-126. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(94\)90134-1](https://doi.org/10.1016/0034-4257(94)90134-1)
- Qi, J., Kerr, Y., Chehbouni, A., 1994b.** External factor consideration in vegetation index development. Proc. of Physical Measurements and Signatures in Remote Sensing, *ISPRS*, 723-730.
- Radočaj D, Šiljeg A, Marinović R, Jurišić M. 2023.** State of Major Vegetation Indices in Precision Agriculture Studies Indexed in Web of Science: A Review. *Agriculture*, 13(3), 707. <https://doi.org/10.3390/agriculture13030707>
- Richardson AJ, Wiegand CL. 1977.** Distinguishing Vegetation from Soil Background Information. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 43(12): 1541-1552. URL: https://www.asprs.org/wp-content/uploads/pers/1977journal/dec/1977_dec_1541-1552.pdf
- Ruppen D, Runnalls J, Tshimanga RM, Wehrli B, Odermatt D. 2023.** Optical remote sensing of large-scale water pollution in Angola and DR Congo caused by the Catoca mine tailings spill, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 118 : 103237.
- Schneibel A, Stellmes M, Revermann R, Finckh M. 2013.** Agricultural expansion during the post-civil war period in southern Angola based on bi-temporal Landsat data. – In: Oldeland J, Erb C, Finckh M, Jürgens N. [Eds.]: Environmental Assessments in the Okavango Region. – *Biodiversity & Ecology* 5: 311–319. <https://doi.org/10.7809/b-e.00285>
- te Beest M, Cromsigt JPGM, Ngobese J, Oloff H. 2012.** Managing invasions at the cost of native habitat? An experimental test of the impact of fire on the invasion of *Chromolaena odorata* in a South African savanna. *Biological Invasions*, 14: 607–618. <https://doi.org/10.1007/s10530-011-0102-z>
- Tran TV, Reef R, Zhu X. 2022.** A Review of Spectral Indices for Mangrove Remote Sensing. *Remote Sensing*, 14(19): 4868. <https://doi.org/10.3390/rs14194868>
- Tucker CJ. 1979.** Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 8(2): 127-150. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(79\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0034-4257(79)90013-0)
- Uyar N, Uyar A. 2025.** Assessing Climate Change Impacts on Cropland and Greenhouse Gas Emissions Using Remote Sensing and Machine Learning. *Atmosphere*, 16(4): 418.
- Vaz Pinto P. 2019.** The Giant Sable Antelope: Angola's National Icon. In: Huntley, B., Russo, V., Lages, F., Ferrand, N. (eds) *Biodiversity of Angola*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-03083-4_17
- Vélez S, Martínez-Peña R, Castrillo D. 2023.** Beyond Vegetation: A Review Unveiling Additional Insights into Agriculture and Forestry through the Application of Vegetation Indices. *J*, 6(3), 421-436. <https://doi.org/10.3390/j6030028>
- Wang Z, Shi Y, Zhang Y. 2023.** Review of Desert Mobility Assessment and Desertification Monitoring Based on Remote Sensing. *Remote Sensing*, 15(18): 4412. <https://doi.org/10.3390/rs15184412>
- Xiao C, Wu Y, Zhu X. 2023.** Evaluation of the Monitoring Capability of 20 Vegetation Indices and 5 Mainstream Satellite Band Settings for Drought in Spring Wheat Using a Simulation Method. *Remote Sensing*, 15(19): 4838. <https://doi.org/10.3390/rs15194838>
- Xu Y, Yang Y, Chen X, Liu Y. 2022.** Bibliometric Analysis of Global NDVI Research Trends from 1985 to 2021. *Remote Sensing*, 14(16):3967. <https://doi.org/10.3390/rs14163967>
- Yang Y, Li P, Nath AJ, Feng Z, Xiao Z, Yang J. 2025.** Landsat scene- and pixel-based cloud cover research: a review. *International Journal of Digital Earth*, 18(1). <https://doi.org/10.1080/17538947.2025.2489732>
- Zhang T, Song J, Fan Y, Liu Y, Yu S, Guo D, Hou T, Guo K. 2023.** Vegetation Index Research on the Basis of Tree-Ring Data: Current Status and Prospects. *Forests*, 14(10). <https://doi.org/10.3390/f14102016>
- Zhang M, Deng Y, Hai Y, Chen H, Ma A, Wang W, Ming L, Dang H, Peng M, Jize D, Jiao C, Zhang M. 2025.** Monitoring Vegetation Dynamics and Driving Forces in the Baijiu Golden Triangle Using Multi-Decadal Landsat NDVI and Geodetector Modeling. *Land*, 14(5) : 1111. <https://doi.org/10.3390/land14051111>

Dynamique du peuplement des micro-algues du bassin du fleuve Bandama (Côte d'Ivoire)

Population dynamics of microalgae in the Bandama River basin (Côte d'Ivoire)

Lozo RN • Berté S • N'guessan KR • Konan YA • Kouamelan EP

Received: 05 August 2025 / Accepted: 02 October 2025 / Published online: 02 January 2026
© PASRES Abidjan Côte d'Ivoire 2026

Résumé Le bassin du fleuve Bandama offre une gamme très diversifiée de milieux lacustres et milieux lotiques respectivement en amont du lac de Kossou, en aval du lac de Taabo et entre les deux lacs. L'objectif de cette étude est d'évaluer la dynamique des micro-algues qui peuplent les eaux du fleuve Bandama. Les échantillons ont été prélevés à l'aide d'un filet à plancton de 20 µm de vide de maille. Les différentes campagnes d'échantillonnage ont eu lieu chaque saison de février à octobre 2013. La station B4 est la plus riche avec 104 taxons répertoriés. La station B3 avec 18 taxons enregistre la plus faible richesse en taxons. Dans l'ensemble, les stations des lacs de Kossou et de Taabo, tous deux des milieux lenticques sont plus riches que celles des milieux fluviaux. Sur 170 taxons, 26 sont signalés pour la première en Côte d'Ivoire. La majorité des espèces est cosmopolite avec 78,82%. Cette étude s'inscrit dans un cadre contributif à la connaissance de la composition des microalgues de Côte d'Ivoire.

Mots clés : Microalgues, Peuplement, Dynamique, Fleuve Bandama, Côte d'Ivoire.

Abstract The Bandama River basin offers a highly diverse range of lacustrine and lotic environments, respectively upstream of Lake Kossou, downstream of Lake Taabo, and between the two lakes. The objective of this study was to assess the dynamics of the microalgae inhabiting the waters of the Bandama River. Samples were collected using a plankton net with a 20-µm mesh size. The various sampling campaigns were conducted each season from February to October 2013. Station B4 was the richest, with 104 recorded taxa. Station B3, with 18 taxa, showed the lowest taxonomic richness. Overall, the stations located in the lentic environments of Lakes Kossou and Taabo were richer than those in the riverine environments. Of the 170 taxa identified, 26 were reported for the first time in Côte d'Ivoire. Most species were cosmopolitan, representing 78.82%. This study contributes to improving knowledge of the composition of microalgae in Côte d'Ivoire.

Key words : Microalgae, Communities, Dynamics, Bandama River, Côte d'Ivoire

Lozo RN • BERTE S • N'guessan KR •
Konan YA • Kouamelan EP

Laboratoire des Milieux Naturels et Conservation de
la Biodiversité, UFR Biosciences, Université Félix-
Houphouët-Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire

Lozo RN (✉)

Laboratoire des Milieux Naturels et Conservation de
la Biodiversité, UFR Biosciences, Université Félix-
Houphouët-Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire
lozoromeo85@yahoo.fr

Introduction

Le fleuve Bandama est le seul fleuve ayant entièrement son bassin versant en Côte d'Ivoire (Iltis et Lévêque, 1982). En raison de son orientation Nord-Sud, il recouvre des zones différentes sur le plan climatique et biogéographique. Son hydrologie est influencée par la construction de deux grands barrages hydroélectriques (Kossou en 1972, Taabo en 1978) sur son cours principal et de plusieurs barrages hydroagricoles et agropastoraux (Traoré, 1996). Le bassin du fleuve Bandama offre ainsi une gamme très diversifiée de milieux (les milieux lacustres et les milieux lotiques respectivement en amont du lac de Kossou, en aval du lac de Taabo et entre les deux lacs). Ouattara (2000) indique que les milieux lentiques comme les lacs et les réservoirs ont une flore très

diversifiée du fait que les eaux soient stagnantes par rapport aux milieux lotiques. Spécifiquement au niveau des fleuves et rivières, les communautés biologiques, dont les algues, sont structurées en fonction de l'évolution des conditions abiotiques de l'amont vers l'aval, notamment en fonction de la vitesse du courant et de la nature des ressources trophiques disponibles à chaque niveau du cours d'eau. Ces hydrosystèmes apparaissent comme un « continuum » (Vannote *et al.*, 1980 ; Bruno et Cristina, 2007 ; Gopal *et al.*, 2010) défini par des transferts longitudinaux permanents et une zonation amont-aval des communautés biologiques. L'objectif de cette étude est d'évaluer la dynamique des micro-algues qui peuplent les eaux du fleuve Bandama.

Matériel et Méthodes

Milieu d'étude

Le fleuve Bandama, long de 1 050 km, a un bassin versant de 97 000 km². Il est formé par la réunion de son cours principal (Bandama blanc) et de ses deux grands affluents qui sont la Marahoué (Bandama rouge) et le N'Zi (Figure 1). Sa largeur moyenne est de 100 m et son débit moyen est de 171 m³/s avec une pente de 0,46 m/km (Savané, 2010). Dans le cadre de ce travail, 10 stations de prélèvements ont été retenues suivant le gradient longitudinal du cours d'eau. Ainsi, les stations se répartissent comme suit : les stations B1 et B2 en amont du lac Kossou ; B4 et B5 sur le lac de Kossou ; B6 sur la Marahoué ; B7 entre le lac de Kossou et le lac Taabo ; B8 sur le lac de Taabo et B3, B9 et B10, respectivement en amont et aval du

confluent du N'Zi. Les coordonnées géographiques des différentes stations d'échantillonnage sont présentées dans le Tableau 1.

Prélèvement des échantillons de micro-algues

Les échantillons ont été prélevés à l'aide d'un filet à plancton de 20 µm de vide de maille et piluliers. Les différentes campagnes d'échantillonnage ont eu lieu chaque saison de février à octobre 2013. Deux types de prélèvement ont eu lieu. Pour le premier prélèvement, cinq seaux de 10 litres d'eau ont été filtrés à l'aide du filet à plancton et le deuxième a consisté à prélever directement l'eau du milieu à l'aide d'un pilulier. Les échantillons d'eau prélevés sont fixés sur place avec une solution de formaldéhyde à la concentration finale de 5 %.

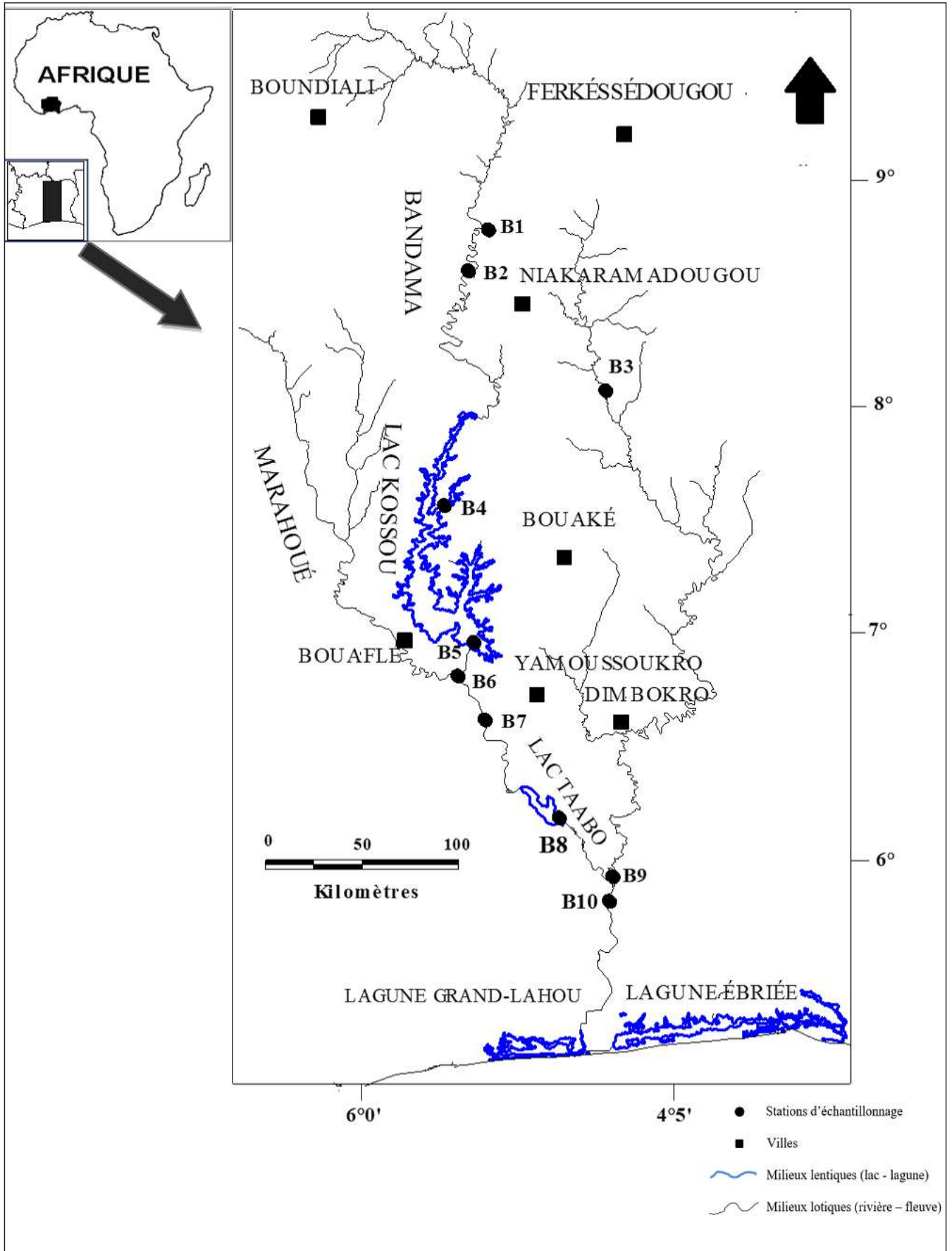


Figure 1 : Localisation des stations d'échantillonnage sur le fleuve Bandama (Côte d'Ivoire)

Tableau 1 : Coordonnées des différentes stations d'échantillonnage du fleuve Bandama

Cours d'eau	Stations	Code stations	Coordonnées géographiques	
			N	W
Bandama blanc	Longo	B1	8°59'08"	5°24'54"
Bandama blanc	Nabédjakaha	B2	8°45'48"	5°31'32"
N'Zi	Yékolo	B3	8°14'20"	4°50'53"
Lac de Kossou	Konsou	B4	7°37'44"	5°38'03"
Lac de Kossou	Kossou	B5	7°02'07"	5°28'32"
Marahoué	Bozi	B6	6°54'28"	5°32'12"
Bandama	Zambakro	B7	6°43'56"	5°25'16"
Lac de Taabo	Taabo-barrage	B8	6°15'21"	5°04'32"
N'Zi	N'Zianouan	B9	6°00'13"	4°49'24"
Bandama	Tiassalé	B10	5°53'36"	4°49'02"

Observation et identification des micro-algues

Au laboratoire, nous avons effectué les observations à partir des échantillons fixés et conservés. Après le dépôt des micro-algues au fond du pilulier, une goutte d'eau prélevée à l'aide d'une pipette est examinée au microscope photonique de type Olympus à l'objectif 40x. L'identification des taxons de micro-algues a été faite sur la base de clés de détermination et de divers documents : Da (1992 et 2007), Zongo (1994, 2007), Komárek et Anagnostidis (2005), Ouattara (2000), Faria (2010), Komoé (2010), Kouassi (2013) et Konan (2014). La classification proposée par Van Den Hoek *et al.* (1995) a été suivie pour l'ensemble des algues.

Analyse du peuplement de micro-algues

Fréquence d'occurrence des taxons

La fréquence d'occurrence « F » des taxons dans les différents prélèvements est le rapport exprimé en pourcentage entre le nombre d'échantillons « P_i » où l'espèce i apparaît et le nombre total d'échantillons « P_t » de l'unité biocénétique considérée (Dajoz, 2006). Il s'obtient selon la formule suivante :

$$F = \frac{P_i}{P_t} \times 100 \quad (1)$$

La classification suivante est faite selon la valeur de F (Dajoz, 2006) :

- taxons constants : taxons présents dans plus de 50 % des échantillons ;
- taxons accessoires : taxons présents dans 25 à 50 % des échantillons ;
- taxons accidentels : taxons présents dans moins de 25 % des échantillons.

Indices de Sorensen ou coefficient de similarité

L'indice de Sorensen est destiné à comparer des objets sur la base de la présence-absence d'espèces. Il donne un poids deux fois plus élevé à la double présence. Cet indice est une mesure simple de la biodiversité bêta, variant de 0 quand il n'y a pas d'espèces communes entre deux milieux ou communautés, à la valeur 1 lorsque les mêmes espèces existent dans les deux milieux (Pedel et Fabri, 2012).

$$B = \frac{2c}{(S_1 + S_2)} \quad (2)$$

- S_1 : nombre total d'espèces enregistrées dans le milieu 1 ;
- S_2 : nombre total d'espèces enregistrées dans le milieu 2 ;
- c : nombre espèces communes aux deux milieux.

Résultats

Cent soixante-dix (170) taxons ont été inventoriés dans le cadre de l'étude de la composition taxinomique du fleuve Bandama. Au niveau de la composition, la communauté phytoplanctonique est caractérisée par une prédominance des Chlorophyta (44,11 %) suivis par les Euglenophyta (25,88 %), les Heterokontophyta (21,17 %), les Cyanoprokaryota (7,05 %) et les Dinophyta (1,76 %). Concernant le nombre de taxons par stations (Tableau 2), on observe que la station B4 est la plus riche avec 104 taxons répertoriés. La station B3 enregistre la plus faible richesse en taxons (18 taxons). Aussi, une variation de composition du peuplement s'observe-t-elle en fonction des différentes parties du bassin du fleuve Bandama (Tableau 3). Les stations en aval et du cours moyen (entre les lacs) des milieux fluviaux ont un nombre de taxons relativement plus élevé que les stations de l'amont du lac Kossou et du confluent. Le lac de Kossou qui a une superficie beaucoup plus grande, est plus riche (148 espèces) que celui de Taabo (90 espèces). Dans l'ensemble, les stations des milieux lenticques (lac de Kossou et lac de Taabo) sont plus riches que celles des milieux fluviaux. Pour ce qui est de la répartition phytogéographique, la majorité des taxons ont une large distribution. Cent trente-quatre (134) soit 78,82 % des taxons ont une distribution cosmopolite et subcosmopolite. Viennent

ensuite les espèces tropicales avec 15 taxons, soit 8,82 % dont 8 espèces tropicales, 5 espèces pantropicales, 1 espèce subtropicale et 1 espèce paléotropicale. Parmi les taxons recensés, trois (*Trachelomonas comperei*, *Trachelomonas pisciformis* var. *bicoloronata* et *Trachelomonas radiosa* var. *imperfurata*) n'ont été retrouvés jusqu'à présent que dans les eaux ivoiriennes. La fréquence d'apparition des taxons dans les différentes stations du fleuve Bandama (Tableau 4) a permis de les classer en trois catégories : constants, accessoires et accidentels. Le peuplement algal comprend 33 taxons constants soit (19,41 %), 70 taxons accessoires soit (41,17 %) et 67 taxons accidentels soit (39,41 %). Au niveau des taxons constants, les plus importants sont : *Nitzschia palea*, *Pediastrum duplex* var. *gracillimum*, *Desmodesmus quadricaudatus*, *Staurastrum tetracerum*, *Trachelomonas hispida* var. *hispida* et *Peridiniopsis armebeensis*. Le Tableau 5 présente les valeurs des coefficients de similitude de Sorensen. Le coefficient le plus élevé (0,70) a été obtenu entre les peuplements de deux milieux lotiques que sont l'amont du lac de Kossou et les sites entre les lacs avec 52 taxons communs. Toutefois, l'indice le plus faible (0,50) est observé entre l'amont du lac de Kossou et l'aval du fleuve Bandama pour 39 espèces communes. On enregistre une relative similarité (0,65) entre les lacs Kossou et Taabo avec 78 taxons communs.

Tableau 2 : Liste des taxons répertoriés dans les différentes stations du fleuve Bandama (Côte d'Ivoire).

Acro : acronyme, Bio : biogéographie, Fb : fleuve Bandama, C : cosmopolite, SC : subcosmopolite, A : Afrique, T : tropicale, Pa : pantropicale, Pt : paléotropicale, St : subtropicale, CI : Côte d'Ivoire, F : pourcentage d'occurrence, *** : taxon constant, ** : taxon accessoire, * : taxon accidentel, x : taxons présents

TAXONS	Acro	Bio	F	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	B9	B10
Cyanoprokaryota Anagnostidis et Komárek													
Cyanophyceae Sachs													
Chroococcales Wettstein et Westerheim													
Chroococcaceae Nägeli													
<i>Aphanocapsa elachista</i> G.S. West	Apel	C	***	x			x	x		x	x		x
<i>Aphanocapsa incerta</i> Lemmermann	Apin	SC	**	x			x	x		x	x		
<i>Chroococcus dispersus</i> (Keissler) Lemmermann	Chdi	C	*								x	x	
<i>Chroococcus limneticus</i> Lemmermann	Chli	C	**				x	x					x
<i>Coelomoron pusillum</i> (Van Goor) Komárek	Cepu	SC	**	x							x	x	
<i>Merismopedia elegans</i> Braun	Meel	C	*		x				x				
<i>Merismopedia glauca</i> (Ehrenberg) Nägeli	megl	C	**		x				x	x			
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing	Miae	C	**		x			x	x	x	x		
<i>Microcystis wesenbergii</i> Komárek	Miwe	SC	**				x	x		x	x		
Nostocales (Borzi) Geitler													
Nostocaceae Dumortier													
<i>Anabaena mucosa</i> Komarkov-Legnerova et Eloranta	Anmu	C	***		x		x	x	x	x	x	x	
<i>Anabaena planctonica</i> Brunthaler	Anpl	C	**				x	x			x		
Oscillatoriales Elenkin													
Oscillatoriaceae (Gray) Bory de St. Vincent													
<i>Oscillatoria princeps</i> Gomont	Ospr	C	**				x	x			x	x	
Heterokontophyta Van Den Hoek et al.													

Bacillariophyceae Haeckel**Centrales Schütt****Acanthocerataceae Crawford**

<i>Acanthoceras zachariasii</i> (Brun) Simonsen	Acza	SC	**				x	x			x		
Aulacoseiraceae Crawford													
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O. Müller) Simonsen	Auan	C	***	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> fo. <i>spiralis</i> (O. Müller) Simonsen	Ausp	C	**				x	x		x	x		x
Biddulphiaceae Kützing													
<i>Terpsinoe musica</i> Ehrenberg	Temu	SC	*										x
Stephanodiscaceae Glezer et Makarova													
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	Cyme	C	***	x	x	x	x	x	x			x	x
<i>Discotella pseudostelligera</i> (Hustedt) Houk et Klee	Dips	C	**	x								x	x
Pennales Schütt													
Amphipleuraceae Grunow													
<i>Frustulia saxonica</i> Rabenhorst	Frsa	C	*						x	x			
<i>Nitzschia intermedia</i> Hantzsch ex Cleve et Grunow	Niin	C	**					x		x			x
<i>Nitzschia linearis</i> var. <i>subtilis</i> (Grunow) Hustedt	Nili	T	*		x					x			
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) Smith	Nipa	C	***	x		x	x	x		x		x	x
Ophiocytaceae Lemmermann													
<i>Ophiocytium capitatum</i> Wolle	Opca	C	**				x	x			x		
Pleurochloridaceae Pascher													
<i>Pseudostaurastrum gracile</i> (Reinsch) Chodat ex Bourrelly	Psgr	SC	**		x		x	x	x				x
Chlorophyta Cavalier-Smith													
Chlorophyceae Wille in Warming													
Sphaeropleales Luerssen													
Ankistrodesmaceae Korshikov													
<i>Ankistrodesmus gracillis</i> (Reinsch) Korshikov	Angr	C	**				x	x			x		x
Selenastraceae Blackman et Tansley													
<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchner) Möbius	Kilu	C	**					x	x	x			
Botryococcaceae Wille													
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Van Goore	Dipu	C	***		x		x	x	x		x		x
Chlorococcales Pascher													
Golenkiniaceae (Korshikov) Komárek													
<i>Golenkinia paucispina</i> West et G.S. West	Gopa	C	*									x	x
Hydrodictyceae (Gray) Dumortier													
<i>Pediastrum biradiatum</i> Meyen	pebi	C	**				x			x	x		x
<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>gracillimum</i> West et G.S. West	Pegr	C	***	x	x		x	x	x	x	x	x	x
<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>rugulosum</i> Raciborski	Peru	C	*							x	x		
<i>Pediastrum simplex</i> Meyen	Pesi	C	**					x	x	x	x		x
<i>Pediastrum simplex</i> var. <i>duodenarium</i> (Bail) Rabenh	Pedu	C	*										x
<i>Pediastrum simplex</i> var. <i>echinulatum</i> Wittrock	Peec	C	*					x			x		
<i>Pediastrum simplex</i> var. <i>simplex</i> Meyen	Pesm	C	**			x		x			x		x
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehrenberg) Ralfs	pete	C	***				x	x		x	x	x	x
Neochloridaceae Ettl et Komárek													
<i>Tetraedron trigonum</i> (Nägeli) Hansgirg	Tetr	C	**		x			x	x				x
Scenedesmaceae Oltmanns													
<i>Coelastrum indicum</i> Terner	Coin	C	**					x			x		x
<i>Coelastrum pulchrum</i> Schmidle	Copl	C	***		x			x	x	x		x	x
<i>Crucigenia quadrata</i> Morren	Crqu	C	**					x		x			x
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchner) Kuntze	Crte	C	*										x
<i>Crucigeniella apiculata</i> Morren	Crap	C	***		x		x	x	x	x	x	x	x
<i>Crucigeniella rectangularis</i> (Nägeli) Komárek	Crre	C	**	x			x	x					
<i>Desmodesmus denticulatus</i> (Lagerheim) Friedl et Hegewald	Dede	C	*									x	x
<i>Desmodesmus quadricaudatus</i> (Turpin) Hegewald	Dequ	C	***		x		x	x	x	x	x	x	x
<i>Desmodesmus regularis</i> (Swirenko) Hegewald et Vanormelingen	Dere	T	**					x				x	x
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Chodat	Scau	C	**		x			x	x	x			
<i>Scenedesmus acutiformis</i> Schröde	Scac	C	*					x					

<i>Scenedesmus bernardii</i> Chodat	Scbe	C	***	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Scenedesmus bicaudatus</i> Dedussenko	Scbi	SC	**	x	x	x	x	x			x
<i>Scenedesmus disciformis</i> (Chodat) Fott et Komarek	Scdi	C	***	x	x	x	x		x	x	x
<i>Scenedesmus naegellii</i> Brébisson	Scna	C	*			x			x		
<i>Scenedesmus peccensis</i> var. <i>setosus</i> fo <i>denticulatus</i>	Scpe	T	*		x						
<i>Scenedesmus smithii</i> Teiling	Scsm	C	**	x			x			x	x
<i>Tetrastrum heteracanthum</i> (Nordstedt) Chodat	Tehe	C	**	x			x		x		x
Volvocales Ehrenberg											
Volvocaceae Ehrenberg											
<i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg	Euel	C	**			x	x				x
<i>Pandorina morum</i> (Müller) Bory	Pamo	C	***	x		x	x	x	x	x	x
Conjugatophyceae Engler											
Desmidiiales Bessey											
Closteriaceae Bessey											
<i>Closterium kuetzingii</i> Brébisson	Clku	C	*			x				x	
<i>Closterium leibleinii</i> Kützing	Clle	C	*								x
Desmidiaceae Kützing ex Ralfs											
<i>Actinotaenium curtum</i> (Ralfs) Teiling	Accu	C	**	x				x	x	x	
<i>Cosmarium connatum</i> Brébisson ex Ralfs	Coco	C	*						x	x	
<i>Cosmarium depressum</i> var. <i>achondrum</i> (Boldt) West et G.S. West	Code	C	**			x	x		x		
<i>Cosmarium granatum</i> Brébisson ex Ralfs	Cogr	C	*				x			x	
<i>Cosmarium monoliforme</i> (Turpin) Ralfs	como	C	***	x		x	x	x	x		x
<i>Cosmarium pseudodecoratum</i> Schimile	Cope	SC	*					x	x		
<i>Cosmarium pseudopachydermum</i> Nordstedt	Cops	C	*			x				x	
<i>Cosmarium punctulatum</i> Brébisson	Copu	C	***	x		x	x	x	x		x
<i>Cosmarium quadrum</i> Lundell	Coqu	C	**				x		x	x	
<i>Cosmarium quadrum</i> var. <i>sublatum</i> (Nordstedt) West et G.S. West	Cosb	C	*			x	x				
<i>Cosmarium subtumidum</i> Nordstedt	Cosu	C	*			x					
<i>Cosmarium venustum</i> (Brébisson) Archer	Cove	C	**	x		x		x		x	
<i>Euastrum dubium</i> var. <i>ornatum</i> Woloszynska	Eudu	T	**			x	x		x	x	
<i>Euastrum praemorsum</i> (Nordstedt) Schmildle	Eupr	P	*			x					x
<i>Euastrum rectangulare</i> Fritsch et Richter	Eure	St	*				x		x		
<i>Euastrum spinulosum</i> Delponte	Eusp	SC	*							x	
<i>Hyalotheca dissiliens</i> Brébisson ex Ralfs	Hydi	C	**							x	x
<i>Micrasterias mahabuleshwarensis</i> Hobson	Mima	T	*						x		x
<i>Micrasterias radians</i> Turner	Mira	Pa	*			x	x				
<i>Pleurotaenium ovatum</i> Nordstedt	Plov	Pa	*	x							
<i>Pleurotaenium subcoronulatum</i> (Turner) West et G.S. West	Plsu	C	*				x			x	
<i>Pleurotaenium trabecula</i> Nägeli	Pltr	C	*			x					x
<i>Spondylosium pulchrum</i> (Bailey) Archer	Sppu	SC	*			x	x				
<i>Staurastrum forficulatum</i> Lundell	Stfo	T	**			x	x		x	x	
<i>Staurastrum gladiosum</i> Turner	Stgl	C	*			x	x				
<i>Staurastrum leptocladum</i> var. <i>leptocladum</i> Nordstedt	Stle	SC	**				x	x	x		
<i>Staurastrum leptocladum</i> var. <i>cornutum</i> Wille	Stco	C	**			x	x		x	x	
<i>Staurastrum setigerum</i> Cleve	Stse	C	*							x	x
<i>Staurastrum tetracerum</i> Ralfs	Stte	C	***	x		x	x	x	x	x	x
<i>Staurastrum</i> sp.	Stsp	Fb	*							x	
<i>Stauroidesmus convergens</i> (Ralfs) Lillier	Stco	C	***	x		x	x	x	x		x
<i>Stauroidesmus glaber</i> Teiling	Stgl	C	**	x				x	x		
<i>Stauroidesmus mamillatus</i> (Nordstedt) Teiling	Stma	C	**							x	x
<i>Stauroidesmus subulatus</i> (Ehrenberg ex. Ralfs) Teiling	Stsu	C	*						x		
<i>Teilingia granulata</i> (Roy et Bisset) Bourrelly	Tegr	C	***	x				x	x	x	x
<i>Xanthidium cristatum</i> Brébisson ex Ralfs	Xacr	C	*				x			x	
<i>Xanthidium subtrilobum</i> West et G.S. West	Xasu	Pa	*			x				x	
Mesotaeniaceae Rabenhorst											
<i>Gonatozygon aculeatum</i> Hastedt	Goac	C	*			x	x				
Zygnemataceae Kützing											
<i>Spirogyra</i> sp. 1	Sps1	Fb	**	x		x	x			x	x
<i>Spirogyra</i> sp. 2	Sps2	Fb	**			x	x			x	

<i>Euglenophyta</i> Pascher										
<i>Euglenophyceae</i> Schoenichen										
<i>Euglenales</i> Engler										
<i>Euglenaceae</i> Stein										
<i>Euglena anabaena</i> Mainx	Euan	C	*			x				x
<i>Lepocinclis acus</i> (Müller) Marin et Melkonian	Leac	C	**	x		x	x			
<i>Lepocinclis oxyuris</i> var. <i>oxyuris</i> (Schmarda) Marin et Melkonian	Leox	C	*							x
<i>Lepocinclis oxyuris</i> var. <i>charkowiensis</i> (Swirenko) Chu.	Lech	C	*							x
<i>Lepocinclis ovum</i> Ehrenberg	Leov	C	***	x		x	x		x	x
<i>Lepocinclis salina</i> Fritscher	Les	C	*			x	x			
<i>Lepocinclis texta</i> (Dujardin) Lemmerman	Lete	C	*			x				x
<i>Phacus longicauda</i> var. <i>longicauda</i> (Ehrenberg) Dujardin	Phlo	C	**			x	x			x
<i>Phacus longicauda</i> var. <i>insecta</i> Koczwara	Phin	C	**			x	x		x	
<i>Phacus onyx</i> Pochmann	Phon	C	**		x	x	x		x	
<i>Phacus platalea</i> Drezepolski	Phpl	C	**			x	x		x	x
<i>Phacus pleuronectes</i> (Müller) Dujardin	Phpl	C	**	x		x		x		x
<i>Phacus ranula</i> Pochmann	Phra	C	*				x			x
<i>Phacus sesquitortus</i> Pochmann	Phse	C	*			x	x			
<i>Phacus suecicus</i> Lemermann	Phsu	C	***			x	x		x	x
<i>Phacus tortus</i> (Lemermann) Skvortzov	Phto	C	*			x				
<i>Strombomonas fluviatilis</i> (Lemmermann) Deflandre	Stfl	C	**	x		x	x			x
<i>Strombomonas girardiana</i> (Playfair) Deflandre	Stgi	C	***	x	x	x	x	x	x	x
<i>Strombomonas guinkoi</i> Zongo, Mascarell et Couté	Stgu	A	*				x			x
<i>Strombomonas treubii</i> (Włoszyńska) Deflandre	Sttr	Pt	***	x	x	x	x		x	x
<i>Strombomonas verrucosa</i> (Daday) Deflandre	Stve	C	***	x	x	x	x	x	x	x
<i>Trachelomonas abrupta</i> var. <i>arcuata</i> (Playfair) Deflandre	Trab	C	**			x				x
<i>Trachelomonas armata</i> var. <i>gordeievii</i> Skvortzov	Trar	C	*			x				x
<i>Trachelomonas bernardinensis</i> var. <i>africana</i> Deflandre	Trbe	Pa	*						x	x
<i>Trachelomonas comperei</i> Da et Couté	Trco	Cl	*			x				x
<i>Trachelomonas dubia</i> (Swirenko) Deflandre	Trdu	C	**			x				x
<i>Trachelomonas hispida</i> var. <i>crenulatocollis</i> (Maskell) Lemmermann	Trcr	C	**			x	x			x
<i>Trachelomonas hispida</i> var. <i>hispida</i> (Perty) Stein	Trhi	C	***	x	x	x	x	x	x	x
<i>Trachelomonas oblonga</i> Lemmermann	Trob	C	**		x			x	x	
<i>Trachelomonas pisciformis</i> Prescott var. <i>bicoronata</i> Couté et Iltis	Trpi	Cl	*			x				x
<i>Trachelomonas planctonica</i> var. <i>oblonga</i> Drezepolski	Trpl	SC	**			x	x		x	x
<i>Trachelomonas radiosa</i> Fritsch var. <i>imperforata</i> Couté et Iltis	Trra	Cl	***		x	x		x	x	x
<i>Trachelomonas rugulosa</i> Stein (emend.) Deflandre	Trru	C	***		x	x	x	x		x
<i>Trachelomonas similis</i> Stokes	Trsi	C	**	x		x			x	x
<i>Trachelomonas superba</i> Swirenko (emend.) Deflandre	Trsu	C	**			x	x			x
<i>Trachelomonas sydneyensis</i> Playfair	Trsy	C	**	x		x				x
<i>Trachelomonas vas</i> Deflandre	Trva	Pa	**			x	x			x
<i>Trachelomonas verrucosa</i> var. <i>verrucosa</i> fo. <i>irregularis</i> Deflandre	Trve	C	*						x	x
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehrenberg	Trvo	C	***	x	x	x		x	x	
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Swirenko	Trvl	C	***	x		x	x		x	x
<i>Trachelomonas</i> sp.1	Trs1	Fb	**			x				x
<i>Trachelomonas</i> sp.2	Trs2	Fb	**			x			x	x
<i>Trachelomonas</i> sp.3	Trs3	Fb	**			x	x			x
<i>Trachelomonas</i> sp.4	Trs4	Fb	**			x	x	x		x
Dinophyta auct.										
Dinophyceae Pascher										
Peridinales Haeckel										
Peridiniaceae Ehrenberg										
<i>Bagredinium crenulatum</i> Da, Zongo, Mascarell et Couté	Bacr	Cl	**				x		x	x
<i>Peridiniopsis armebeensis</i> Ten-Hage, Da et Couté	Pear	T	***	x		x	x		x	x
<i>Peridinium</i> sp.	Pesp	C	***	x	x	x	x	x	x	x
Total				170	31	47	18	104	95	55
									62	90
										52
										72

Parmi les taxons recensés, trois (*Trachelomonas comperei*, *Trachelomonas pisciformis* var. *bicoronata* et *Trachelomonas radiosa* var. *imperforata*) n'ont été retrouvés jusqu'à présent que dans les eaux ivoiriennes.

Fréquence d'occurrence des taxons

La fréquence d'apparition des taxons dans les différentes stations du fleuve Bandama (Tableau 5) a permis de les classer en trois catégories : constants, accessoires et accidentels. Le peuplement algal comprend 33 taxons constants soit (19,41 %), 70 taxons accessoires soit (41,17 %) et 67 taxons accidentels soit (39,41 %). Au niveau des taxons constants, les plus importants sont : *Nitzschia palea*, *Pediastrum duplex* var. *gracillimum*, *Desmodesmus quadricaudatus*, *Staurastrum tetracerum*, *Trachelomonas hispida* var. *hispida* et *Peridiniopsis armebeensis*.

Tableau 3 : Répartition des taxons des micro-algues des différentes parties du bassin du fleuve Bandama (Côte d'Ivoire)

	B1-B2 (amont du lac Kossou)	B4-B5 (lac de Kossou)	B6-B7 (entre les lacs)	B8 (lac de Taabo)	B3 (amont confluent)	B9-B10 (aval)
Taxons	65	148	82	90	18	91

Discussion

Le lac de Kossou présente la grande richesse spécifique avec 148 taxons recensés. Dans l'ensemble, les milieux lacustres qui présentent une similarité entre eux sont plus diversifiés que les milieux fluviaux. Cette richesse pourrait être liée à leur caractère lentique. En effet, le caractère stagnant des lacs favorise des processus biologiques tels que les cycles complets de reproduction et de développement des algues. Cette richesse algale en relation avec la stabilité des eaux a été constatée par Ouattara (2000) sur le lac d'Ayamé en Côte d'Ivoire. Au niveau des parties fluviales, les stations situées en aval ont enregistré une richesse taxinomique plus élevée que les stations situées en amont. Cette situation s'explique par le fait que les micro-algues périphtiques, se retrouvant en dérive après arrachage, sont entraînées par le courant vers la partie aval du fleuve (Lavoie *et al.*, 2003). Cela pourrait s'expliquer aussi par le fait que les communautés biologiques des cours d'eau sont structurées en fonction de l'évolution des conditions

Tableau 4 : Répartition des taxons des différents embranchements collectés dans le fleuve Bandama (Côte d'Ivoire) selon leur occurrence

Embranchement	Taxons		
	Constants	Accessoires	Accidentels
Cyanoprokaryota	2	8	2
Heterokontophyta	5	14	17
Chlorophyta	14	27	34
Euglenophyta	10	20	14
Dinophyta	2	1	0
Total	33	70	67

Tableau 5 : Indices de Sorensen ou coefficient de similarité et nombre de taxons communs aux différentes zones d'échantillonnage du bassin du fleuve Bandama (Côte d'Ivoire)

Zone d'échantillonnage	Indice de Sorensen (B)	Nombre de taxons communs
Amont du Lac Kossou - Entre les lacs	0,7	52
Amont du Lac Kossou - Aval du fleuve Bandama	0,5	39
Lac de Kossou - Lac de Taabo	0,65	78
Entre les lacs - Aval du fleuve Bandama	0,57	49

abiotiques et des ressources trophiques du milieu suivant la zonation amont-aval (Vannote *et al.*, 1980). En revanche, la faible richesse de la partie amont pourrait s'expliquer par le renouvellement permanent de l'eau. La richesse taxinomique élevée des stations entre les lacs s'explique par le fait que cette partie du fleuve est influencée par le lac de Kossou à travers l'ouverture des vannes du barrage. Elle pourrait bénéficier d'une addition d'espèces provenant du lac et de la Marahoué. La richesse de cette zone est en conformité avec les résultats de Ouattara *et al.* (2001) dans le bassin de la Bia. La rareté, voir l'absence de travaux sur le phytoplancton tout au long d'un fleuve en Côte d'Ivoire ne permet pas de faire de véritables comparaisons. Par contre, l'effectif de taxons est supérieur à ceux obtenus par Iltis (1982) et Iltis et Lévêque (1982) dans la rivière Bagoué (119 taxons), Ouattara (2000) dans la rivière Agnéby (148 taxons) et Da (2007) dans les cours d'eau du sud-est de la Côte d'Ivoire (108 taxons). L'effectif des taxons de

la présente étude est supérieur à ceux obtenus par Dibong et Ndjouondo (2014) avec 105 taxons dans les rivières Kambo et Longmayagui au Cameroun, en Afrique centrale. Cette dominance des Chlorophyta et des Euglenophyta particulièrement serait due au fait que les caractéristiques physico-chimiques (sels nutritifs, température et la transparence) enregistrés dans les eaux du fleuve Bandama leurs sont favorables. En effet, les Chlorophyta sont typiquement thermophiles et photophiles (Sheath et Wehr, 2003). Concernant les Euglenophyta, leur grande diversité est due à la richesse en substances

organiques dans le milieu (Xavier, 1985 ; Kim et Boo, 1998). La fréquence d'occurrence des taxons dans les différents prélèvements a montré que ceux-ci sont généralement accidentels. Ce nombre élevé de taxons accidentels (67) pourraient s'expliquer par le fait que la plupart des taxons récoltés dans les stations soient des taxons périphtiques, qui se seraient détachés accidentellement de leurs supports par le courant de l'eau à un moment donné de leur vie. Quant aux taxons constants (33), ils ont été capables de s'adapter aux différents changements de l'hydrologie et des paramètres physico-chimiques.

Conclusion

Cent soixante-dix (170) taxons ont été inventoriés dans le cadre de l'étude de la composition taxinomique du fleuve Bandama. Au niveau de la composition, la communauté phytoplanctonique est caractérisée par une prédominance des Chlorophyta (44,11 %) suivi par les Euglenophyta (25,88 %), les Heterokontophyta (21,17 %), les Cyanoprokaryota (7,05 %) et les Dinophyta (1,76 %). De toutes les stations échantillonnées dans le fleuve Bandama, celle du lac de Kossou (B4 et

B5) est la plus diversifiée (148 taxons) tandis que la station de Yékolo (B3), un milieu lotique en amont du N'Zi est la moins riche avec 18 taxons. Concernant les milieux fluviatiles, c'est la station de Tiassalé (B10) qui est la plus diversifiée (72 taxons). Dans l'ensemble, les milieux lacustres visités sont plus diversifiés que les milieux fluviatiles. Sur 170 taxons, 26 sont signalés pour la première en Côte d'Ivoire. La majorité des espèces (n = 134) est cosmopolite.

Références Bibliographiques

Bruno M, Cristina B. 2007. The River continuum concept revisited : Lessons from the Alps. *The water Balance of the Alps*, 3 : 67-76.

Da KP. 1992. Contribution à la connaissance du phytoplancton de la mare et du complexe piscicole du Banco (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat de 3ème cycle, F.A.S.T., Université Nationale de Côte d'Ivoire, Abidjan, 384 p.

Da KP. 2007. Étude taxinomique du phytoplancton dulçaquicole des masses d'eaux lenticues et lotiques de quelques sites au Sud de la Côte d'Ivoire, entre les fleuves Bandama et Bia : apports de la microscopie électronique à balayage. Thèse de Doctorat d'État ès Sciences Naturelles. U.F.R. Biosciences, Université de Cocody-Abidjan, Côte d'Ivoire, 402 p.

Dajoz R. 2006. Précis d'Écologie. 8^{ème} édition, Éditions Dunod, Paris, 631 p.

Dibong SD, Ndjouondo GP. 2014. Inventaire floristique et écologie des algues des rivières

Kambo et Longmayagui de la zone humide de Douala (Cameroun). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 8 (6) : 2560-2577.

Faria DM. 2010. Diatomées périphtiques de la réserve eutrophique de Rio Itaquí : Aspect qualitatif et quantitatif. Thèse de Doctorat, Université Fédérale de Paraná, Curitiba, Brésil, 150 p.

Gopal B, Shilpakar R, Sharma E. 2010. Fonctions and services of wetlands in the Eastern Himalayas : Impacts of climate change. Technical Report 3, Kathmandu, 24 p.

Iltis A. 1982. Peuplements algaux des rivières de Côte d'Ivoire. 1. Stations de prélèvement, méthodologie, remarques sur la composition qualitative et biovolumes. *Revue d'Hydrobiologie tropicale*, 15 (3) : 231-239.

Iltis A, Lévêque C. 1982. Caractéristiques physico-chimiques des rivières de Côte d'Ivoire. *Revue d'Hydrobiologie tropicale*, 15 (2) : 115-130.

- Kim JT, Boo SM. 1998.** Morphology, population size, and environmental factors of two morphotypes in *Euglena geniculata* (Euglenophyceae) in Korea. *Archiv für Hydrobiologie, Supplement*, 126 : 27-36.
- Komárek J, Anagnostidis K. 2005.** Cyanoprokaryota -2. Teil/ 2nd Part : Oscillatoriales. In : Büdel B., Krienitz L., Gärtner G. & Schagerl M. (Eds.) : Süßwasserflora von Mitteleuropa 19/2, Elsevier/Spektrum, Heidelberg, 759 p.
- Komoé K. 2010.** Distribution du phytoplancton dans le complexe lagunaire de Grand-Lahou en Côte d'Ivoire. Thèse de Doctorat, Université de Cocody-Abidjan, 282 p.
- Konan ES. 2014.** Distribution spatio-temporelle du peuplement phytoplanctonique et variabilité des facteurs abiotiques de la lagune de Fresco (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Université Félix Houphouët-Boigny, (Côte d'Ivoire), 174 p.
- Kouassi BAT. 2013.** Taxinomie, composition floristique et dynamique spatio-saisonnière des algues périphytiques de la retenue d'eau d'Adzopé (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Université Félix Houphouët-Boigny, 190 p.
- Lavoie I, Vincent WF, Pienitz R, Painchaud J. 2003.** Effet du débit sur la dynamique temporelle des algues périphytiques dans une rivière influencée par les activités agricoles. *Revue des Sciences de l'eau*, 16 : 55-77.
- Ouattara A. 2000.** Premières données systématiques et écologiques du phytoplancton du lac d'Ayamé (Côte d'Ivoire). Thèse de doctorat, Université Catholique Leuven, Belgique, 226 p.
- Ouattara A, Podoor N, Teugels GG, Gourène G. 2001.** Études préliminaires de la distribution spatio-temporelle du phytoplancton dans un système fluvio-lacustre africain (Bassin Bia ; Côte d'Ivoire). *Hydroécologie Appliquée*, 23 (1) : 113-132.
- Pedel L, Fabri M-C. 2012.** État de l'art sur les indices existants concernant l'état écologique des habitats benthiques du domaine profond. Rapport Ifremer, Toulon (France), 76 p.
- Savané I. 2010.** La géographie physique. In : Konaté S. et Kampmann D., 2010. Atlas de la biodiversité de l'Afrique de l'Ouest, tome III : Côte d'Ivoire. Abidjan et Frankfurt. pp. 122-123.
- Sheath RG, Wehr J.D. 2003.** Freshwater Algae of North America. Ecology and classification. California, U.S.A, 918 p.
- Traoré K. 1996.** État des connaissances sur les pêcheries continentales ivoiriennes. Rapport de consultation Avril 1996. Projet F.A.O. TCP/IVC/4553, 135 p.
- Van Den Hoek C, Mann DG, Jahns H.M. 1995.** Algae. An introduction to phycology. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 623 p.
- Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE. 1980.** The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37 : 130-137.
- Xavier MB. 1985.** Estudo comparativo da flora de *Euglenaceae pigmentadas* (Euglenophyceae) de lagos do parque Estadual das Fontes do Ipiranga, Sao Paulo (Brasilia). Tese de Doutorado. Faculdade de Saude Publica da USP, 378 p.
- Zongo F. 2007.** Inventaire et systématique des micro-algues dulçaquicoles du réservoir de Bagré au Burkina Faso (Province de Boulgou). Thèse de Doctorat d'État, Université de Ouagadougou (Burkina Faso), 164 p.
- Zongo F. 1994.** Contribution à l'étude du phytoplancton d'eau douce du Burkina Faso : Cas du Barrage N°3 de la ville de Ouagadougou. Thèse de Doctorat de 3ème cycle, Université de Ouagadougou (Burkina Faso), 161 p.

Préférence de microhabitat, cohabitation interspécifique et effet du parasitisme sur le facteur de condition de *Heterobranchus bidorsalis* Geoffroy Saint-Hilaire, 1809 infesté par trois *Quadriacanthus* dans la rivière Bagoué (Côte d'Ivoire)

Microhabitat preference, interspecific cohabitation and effect of parasitism on the condition factor of *Heterobranchus bidorsalis* Geoffroy Saint-Hilaire, 1809 infected by three *Quadriacanthus* species in the Bagoué river (Côte d'Ivoire)

Bouah EF • Kouadio ARE • Coulibaly F • Blahoua KG • Konan YA • N'douba V

Received: 05 August 2025 / Accepted: 02 October 2025 / Published online: 02 January 2026
© PASRES Abidjan Côte d'Ivoire 2026

Résumé Cette étude analyse la distribution et la dynamique de trois espèces de Monogènes branchiaux chez *Heterobranchus bidorsalis* (Geoffroy Saint-Hilaire, 1809) capturé dans la rivière Bagoué (Nord-Ouest de la Côte d'Ivoire), afin de mieux comprendre leur impact écologique et sanitaire. Entre août 2018 et janvier 2019, 55 individus ont été collectés à l'aide de filets maillants. Les parasites ont été identifiés et comptabilisés sous loupe binoculaire et microscope optique. Trois espèces du genre *Quadriacanthus* ont été recensées : *Q. mandibulatus*, *Q. tanoyaoi* et *Q. bidorsalisi*. La prévalence augmente significativement avec la taille des poissons, atteignant 80 % pour *Q. tanoyaoi* et 73,3 % pour *Q. bidorsalisi* dans la classe [62–75[cm, tandis qu'aucune différence liée au sexe n'a été observée. Les parasites se répartissent préférentiellement sur les arcs branchiaux II et III : *Q. mandibulatus* se fixe sur les segments dorsaux et médians, et *Q. tanoyaoi* ainsi que *Q. bidorsalisi* sur les segments médians et ventraux. Une corrélation négative significative entre la densité parasitaire et le facteur de condition suggère un impact physiologique. Ces résultats constituent une base utile pour la gestion sanitaire et la surveillance parasitaire en aquaculture.

Mots clés : Monogènes, Distribution spatiale, Cohabitation, Impact, *Heterobranchus bidorsalis*, Rivière Bagoué.

Abstract This study analyzed the distribution and dynamics of three species of gill monogeneans infecting *Heterobranchus bidorsalis* (Geoffroy Saint-Hilaire, 1809) caught in the Bagoué River (northwestern Côte d'Ivoire), to better understand their ecological and sanitary impact. Between August 2018 and January 2019, 55 fish specimens were collected using gill nets. Parasites were identified and counted under a stereomicroscope and light microscope. Three *Quadriacanthus* species were recorded: *Q. mandibulatus*, *Q. tanoyaoi*, and *Q. bidorsalisi*. The prevalence increased significantly with fish size, reaching 80% for *Q. tanoyaoi* and 73.3% for *Q. bidorsalisi* in the [62–75[cm class, while no significant difference was observed between sexes. Parasites were mainly distributed on the second and third gill arches, with *Q. mandibulatus* preferring the dorsal and median segments, and *Q. tanoyaoi* and *Q. bidorsalisi* favoring the median and ventral ones. A significant negative correlation was observed between parasite density and the fish condition factor, suggesting a physiological impact of infestation. These findings provide valuable insights into the ecology of *Quadriacanthus* species on *H. bidorsalis* and support improved parasite monitoring and health management in aquaculture systems.

Key words : Monogeneans, Spatial distribution, Coexistence, Impact, *Heterobranchus bidorsalis*, Bagoué River.

Bouah EF • Kouadio ARE •
Blahoua KG • Konan YA •
N'douba V
Laboratory of Hydrobiology, UFR
Biosciences, University of Félix
Houphouët-Boigny, Abidjan,
Côte d'Ivoire

Coulibaly F
Laboratoire de Biologie Production
Santé Animale, Université Peleforo Gon
Coulibaly, Korhogo, Côte d'Ivoire

Bouah EF (✉)
Laboratory of Hydrobiology, UFR
Biosciences, University of Félix
Houphouët-Boigny, Abidjan,
Côte d'Ivoire
fabricebouah@gmail.com

Introduction

Le poisson *Heterobranchus bidorsalis* (Geoffroy Saint-Hilaire, 1809) occupe une place importante dans les pêcheries africaines en raison de sa forte valeur commerciale et de ses aptitudes biologiques remarquables, telles qu'une croissance rapide, une grande fécondité, une alimentation variée et une forte tolérance aux conditions environnementales (Fagbenro *et al.*, 1993 ; Adebayo *et al.*, 2004 ; Alla *et al.*, 2010). Ces caractéristiques font de cette espèce un candidat privilégié pour l'aquaculture en Afrique de l'Ouest, notamment en Côte d'Ivoire. Cependant, comme de nombreuses espèces piscicoles, *H. bidorsalis* est sensible aux infestations parasitaires, en particulier aux Monogènes, des ectoparasites spécifiques se fixant principalement sur les branchies (Bouah *et al.*, 2021). Ces parasites, généralement en équilibre avec leurs hôtes à l'état naturel, peuvent en milieu d'élevage provoquer des épizooties entraînant des lésions tissulaires, des troubles respiratoires, voire la mort des poissons (Bilong Bilong, 1995 ; Bilong Bilong et Tombi, 2004). Les impacts de ces infections se traduisent par des pertes économiques importantes pour les pêcheries et les exploitations aquacoles (Ghittino *et al.*, 2003 ; Johnson *et al.*, 2004 ; Bounou *et al.*, 2008 ; Velloso et Joaber, 2010). Les branchies, organes respiratoires hautement vascularisés et essentiels aux échanges gazeux, constituent un site de prédilection pour ces ectoparasites. Leur grande surface et leur structure complexe en arcs et filaments offrent une mosaïque microhabitable

favorable à la colonisation (Christison, 1998 ; Bilong Bilong et Tombi, 2004 ; Nack *et al.*, 2010). Cette hétérogénéité oblige les monogènes à choisir des sites de fixation spécifiques, variant selon les arcs, les segments (dorsaux, médians ou ventraux) et les zones filamenteuses (Kooskivaara et Valtonen, 1991 ; Bagge et Valtonen, 1999).

En Afrique, les études sur la distribution spatiale des monogènes branchiaux chez les Siluriformes demeurent limitées. Elles se concentrent principalement sur les travaux de Nack *et al.* (2010, 2018) concernant la répartition de quelques espèces chez *Clarias camerunensis* et *Chrysichthys auratus*.

En Côte d'Ivoire, de telles données restent quasi inexistantes, en particulier pour *H. bidorsalis*, bien que cette espèce soit largement exploitée et présente dans la rivière Bagoué, au nord-ouest du pays. La présente étude vise à caractériser la cohabitation et la répartition spatiale de trois espèces de Monogènes du genre *Quadriacanthus* parasites des branchies de *H. bidorsalis*. Elle analyse les taux d'infestation en fonction de la taille, du sexe et des côtés de l'hôte, ainsi que selon les gradients transversal et longitudinal des branchies. Les résultats permettront d'améliorer la compréhension des interactions hôte parasite et de fournir des éléments utiles à la gestion sanitaire et aquacole de cette espèce en Côte d'Ivoire.

Matériel et Méthodes

Zone d'échantillonnage

La Bagoué est une rivière transfrontalière localisée au Nord-Ouest de la Côte d'Ivoire entre les longitudes 5°40' et 7°10' Ouest et les latitudes 9°15' et 10°50' Nord (Adja *et al.*, 2009). Elle prend sa source à Kokoum, dans la région de Madinani en Côte d'Ivoire à environ 600 m d'altitude (Girard *et al.*, 1971). De la source à la frontière ivoiro-malienne, son cours a une longueur de 230 km, avec un bassin d'environ 10150 km² (Adja *et al.*, 2009). Sur le territoire ivoirien, la Bagoué reçoit plusieurs affluents dont les deux principaux sont la Palée sur la rive gauche et le Niangboué

ou Gbangbè sur la rive droite (Girard, 1961). La rivière Bagoué est soumise au climat soudano-guinéen caractérisé par deux saisons : une saison des pluies de mai à octobre et une saison sèche de novembre à avril (Savané et Konaré, 2010 ; Tanina *et al.*, 2013). Dans cette étude, quatre sites d'échantillonnage (Guinguéréni, Samorosso, Samorossoba et Kanakono) (Figure 1) ont été définis sur cette rivière en tenant compte de leur accessibilité, de leurs caractéristiques environnementales et de la disponibilité de poissons à tout moment.

Collecte de données

Ce travail a porté sur un total de 55 spécimens de *H. bidorsalis* Geoffroy Saint-Hilaire, 1809 capturés avec des filets maillants. Les poissons ont été identifiés selon **Teugels et al. (1990)**. Les mensurations ont été faites au millimètre près à l'aide d'un ichtyomètre gradué. Les poissons ont été posés sur l'ichtyomètre, le museau contre la butée et l'axe du corps perpendiculaire à celui de la butée. La pesée a été faite au gramme près à l'aide d'une balance de marque **KIT CHEN SCALE**. Les classes de taille en pas d'intervalle (13 cm) ont été définies afin d'avoir un effectif représentatif (**Bilong Bilong, 1995**). Les arcs branchiaux gauche et droit ont été prélevés par deux sections : l'une dorsale et l'autre ventrales. Ceux-ci ont été étiquetés conformément aux poissons et aux côtés (gauche ou droit) puis maintenus dans de la glace (0 °C) jusqu'au laboratoire où la conservation a été faite au congélateur. Au laboratoire, les arcs branchiaux ont été détachés et numérotés de I à IV dans le sens antéropostérieur suivant le gradient transversal (**Rohde, 1977**). Chaque arc branchial ou holobranchie a été divisé dorso-ventralement en 3 secteurs suivant le gradient transversal (**Rohde, 1977**) (**Figure 2**).

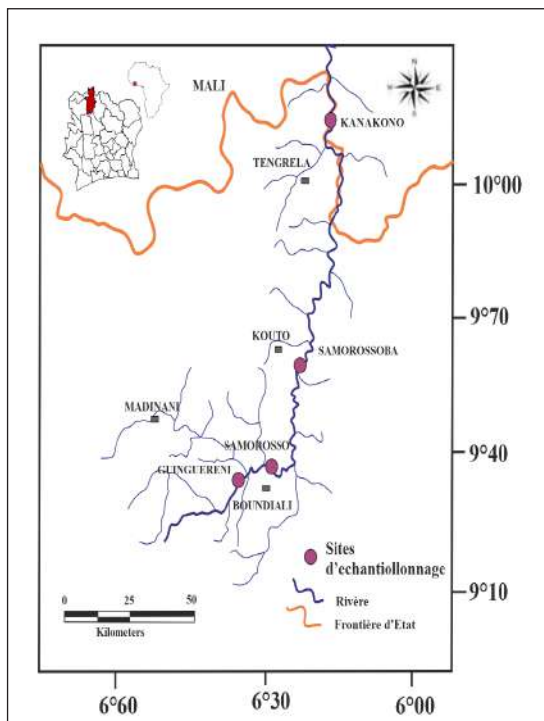


Figure 1 : Situation géographique de la rivière Bagoué (Côte d'Ivoire) et des sites d'échantillonnage de *Heterobranchus bidorsalis*.

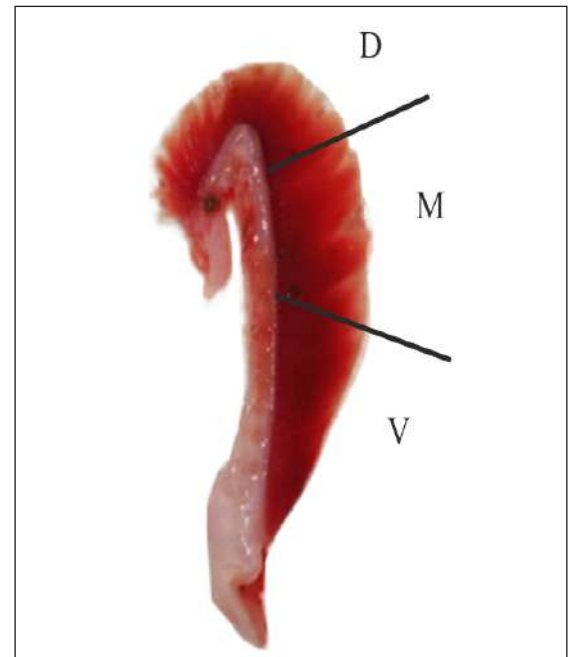


Figure 2 : Délimitations des segments de l'arc branchial de *Heterobranchus bidorsalis*

D : segment dorsal ; M : segment médian ; V : segment ventral.

Les secteurs ainsi obtenus ont été examinés séparément et les parasites collectés ont été montés entre lame et lamelle dans une goutte de picrate d'ammonium glycérique (**Malmberg, 1957**). Les observations ont été faites au microscope optique de type *Motic BA310* muni d'une caméra intégrée. Les critères d'identification des parasites utilisés sont la morphologie et la taille des pièces sclérifiées du haptère et du complexe copulateur.

Analyse statistique des données

La prévalence, l'abondance et l'intensité moyenne des parasites ont été déterminées selon **Bush et al. (1997)**. Les espèces parasites ont été classées en espèce dominante (prévalence > 50%), satellite ($10 \leq$ prévalence $\leq 50\%$) ou rare (prévalence < 10%) selon **Valtonen et al (1997)**. Concernant l'intensité parasitaire moyenne, la classification des espèces adoptée est celle de **Bilong Bilong et Njiné (1998)**. L'intensité parasitaire moyenne (IM) est très faible ($IM \leq 10$), faible ($10 \leq IM \leq 50$), moyenne ($50 \leq IM \leq 100$) et élevée ($IM > 100$). L'indice de condition (K) de Fulton a été utilisé pour voir l'embonpoint de l'hôte et évaluer l'influence des monogènes sur l'hôte. C'est le rapport entre le poids total du poisson et la taille correspondante. Il est donné par la relation suivante (**Agbohessi et al., 2015**) :

$$K = (Pt) / LS^3 \times 100$$

K, Pt et LS étant respectivement le facteur de condition, le poids total du poisson (g) et la longueur standard du poisson (cm).

La densité parasitaire (d) est le nombre de parasites par unité de masse du poisson (Unlu et Balcı, 1993).

$$d=(np)/m$$

np et m étant respectivement le nombre de parasites et la masse du poisson en gramme.

Le test de chi deux (χ^2) a été utilisé pour comparer les prévalences des monogènes entre les classes

de taille. Celui de Mann-Whitney (U) a servi à comparer les intensités et les abondances parasitaires des différentes espèces de monogènes en fonction du côté et du sexe de l'hôte. Le test de test de Kruskal Wallis (K) a permis de comparer les intensités de plus de deux échantillons. Les analyses statistiques ont été effectuées à l'aide du logiciel XLSTAT Version 2016.02.27444 et les tests ont été considérés significatifs au seuil de 5 %.

Résultats

Aspect général du parasitisme

L'examen des branchies de 55 spécimens de *Heterobranchus bidorsalis* (28 mâles et 27 femelles) a permis de récolter 15632 parasites répartis en trois espèces de Monogènes : *Quadriacanthus mandibulatus* Francová & Řehulková 2017 (14723 spécimens), *Q. tanoyaoi* Bouah *et al.*, 2021 (414 spécimens) et *Q. bidorsalisi* Bouah *et al.*, 2021 (495 spécimens) (Tableau 1). Avec une prévalence de 100%, *Q. mandibulatus* représente l'espèce dominante de la xénocommunité. Les espèces satellites sont *Q. tanoyaoi* (47,27%) et *Q. bidorsalisi* (15,45%). Les valeurs respectives de l'intensité parasitaire moyenne obtenues sont 267,69 ; 19,03 et 16,56. Cette intensité parasitaire moyenne est élevée pour *Q. mandibulatus* tandis qu'elle est faible pour les deux dernières espèces.

Parasitisme en fonction de la classe de taille

L'analyse du parasitisme en fonction de la classe de taille montre que *Q. mandibulatus* avec une prévalence de 100% infeste toutes les classes de

taille de la même manière. La prévalence de *Q. mandibulatus* ne varie pas significativement entre les différentes classes de taille de *H. bidorsalis* ($\chi^2 = 29,03$ ddl = 3 ; $p = 0,961$). (Figure 3A). Les résultats indiquent que toutes les classes de taille hébergent *Q. tanoyaoi* et *Q. bidorsalisi* sauf celle de petite taille [23-36]. Le taux d'infestation de ces deux espèces de Monogènes augmente avec la taille de l'hôte. Le taux de prévalence maximal de *Q. tanoyaoi* (80 %) et de *Q. bidorsalisi* (73,33 %) a été enregistré dans la classe de taille [62-75 [cm. le test du Khi-deux révèle une variation significative de la prévalence en fonction des classes de taille, aussi bien pour *Q. tanoyaoi* ($\chi^2 = 142,267$; ddl = 3 ; $p < 0,001$) que pour *Q. bidorsalisi* ($\chi^2 = 165,052$; ddl = 3 ; $p < 0,001$) (Figure 3A). Pour chacun de ces parasites, l'intensité moyenne (Figure 3B) suit la même variation et les maximums ont été enregistrés chez les plus grands hôtes [62-75]. L'intensité d'infestation des différentes espèces de Monogènes est dépendante de la taille de l'hôte (Kruskall-Wallis ; $p = 0,03$).

Tableau 1 : Prévalence (P) et Intensité moyenne (IM) $\pm\sigma$ des différentes espèces de monogènes parasites de *Heterobranchus bidorsalis*.

Espèces parasites	Nombre d'hôtes examinés	Nombre d'hôtes infestés	Nombre de parasites	P (%)	IM
<i>Q. mandibulatus</i>	55	55	14723	100	267,69 \pm 21
<i>Q. tanoyaoi</i>	55	26	495	47,27	19,03 \pm 1,2
<i>Q. bidorsalisi</i>	55	25	414	45,45	16,56 \pm 1,5

Q = *Quadriacanthus*

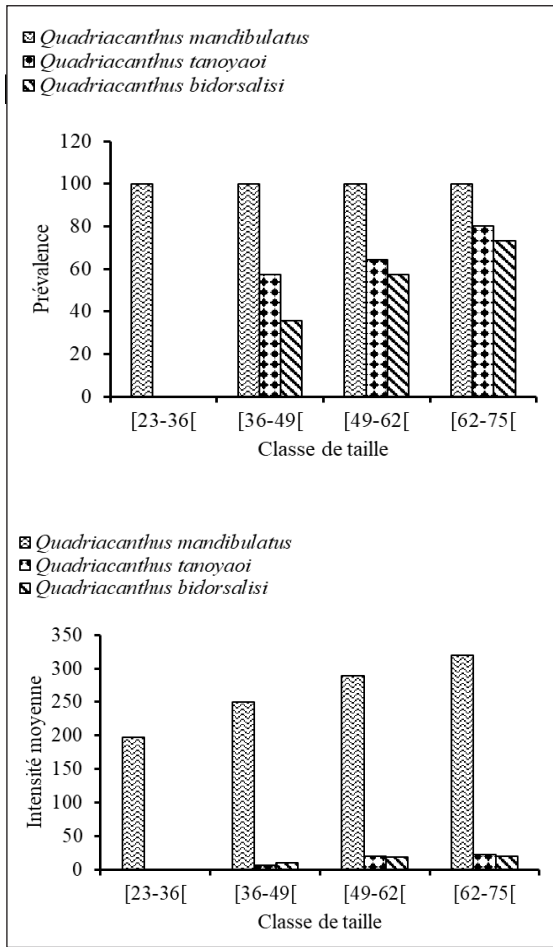


Figure 3 : Prévalence (A) et intensité moyenne (B) des monogènes parasites branchiaux en fonction de la classe de taille chez *Heterobranchus bidorsalis* échantillonnés dans la rivière Bagoué

Parasitisme en fonction du sexe chez *Heterobranchus bidorsalis*

L'évaluation des indices parasitaires en fonction du sexe chez *H. bidorsalis* a montré que 100% ; 71,42% et 66,67% sont infestés respectivement par *Quadriacanthus mandibulatus*, *Q. tanoyaoi* et *Q. bidorsalisi* (Figure 4A). Chez les hôtes femelles, 100% ; 82,14% et 75% des individus sont infestés respectivement par *Q. mandibulatus*, *Q. tanoyaoi* et *Q. bidorsalisi*. Le test de Chi deux ($\chi^2 = 4,024$; ddl = 1 ; $p = 0,07 > 0,05$) montre qu'il n'y a pas de différence significative entre les prévalences de tous les Monogènes parasites suivant le sexe de l'hôte. Chez les hôtes mâles, les intensités moyennes (Figure 4B) sont de 264,78 ; 11,8 et 10,74 respectivement pour *Q. mandibulatus*, *Q. tanoyaoi* et *Q. bidorsalisi* contre respectivement 270,70 ; 10,56 et 10,19 chez les femelles. L'infestation de *H. bidorsalis* par les trois espèces de Monogènes est indépendante du sexe de l'hôte (test de Mann-Whitney (U) ; $p = 0,200$).

Infestation des branchies droites et gauches, des arcs branchiaux et des segments des arcs branchiaux

Les branchies gauches et droites de 55 individus de *Heterobranchus bidorsalis* ont été examinées (Tableau 2). Au total 55, 26 et 25 hôtes ont été respectivement infestés par *Quadriacanthus mandibulatus*, *Q. tanoyaoi* et *Q. bidorsalisi*. Les intensités parasitaires moyennes de *Q. mandibulatus*, *Q. tanoyaoi* et *Q. bidorsalisi* sont respectivement de 134,02 ; 9,88 et 8,20 pour la branchie gauche et 133,7 ; 9,20 et 8,40 pour la branchie droite. Les branchies droites et gauches de *H. bidorsalis* présentent la même distribution d'intensités parasitaires moyennes (test de Mann-Whitney (U) ; $p = 0,200$).

L'analyse du parasitisme de *H. bidorsalis*, suivant le gradient transversal est représentée par la Figure 5. Cette figure, ainsi que l'analyse statistique montrent que les arcs branchiaux II, III sont les plus infestés par les trois espèces de Monogènes étudiées (Kruskal Wallis ; $p = 0,010$).

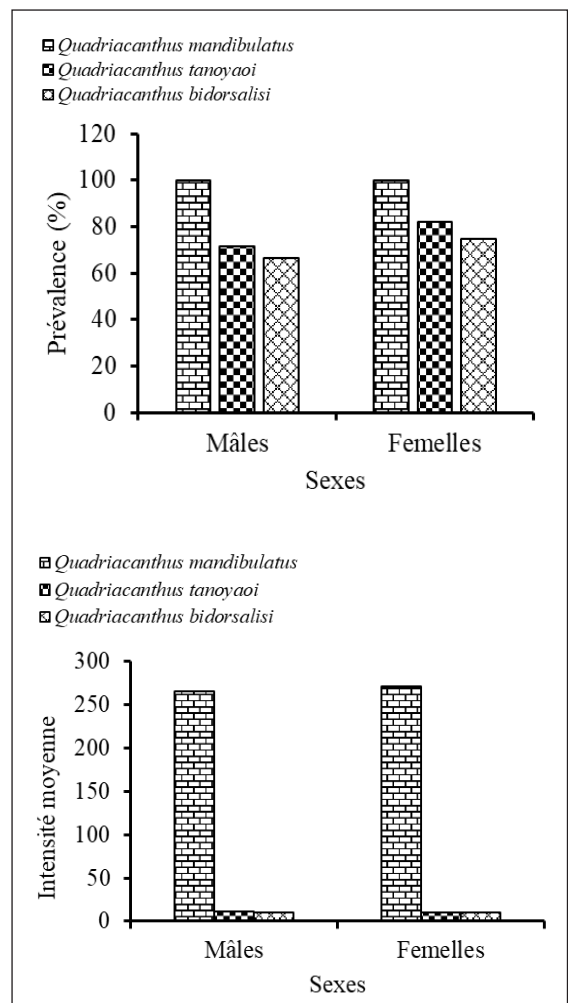


Figure 4 : Prévalence (A) et intensité moyenne (B) des monogènes parasites branchiaux en fonction du sexe chez *Heterobranchus bidorsalis* échantillonné dans la rivière Bagoué

Tableau 2 : Infestation des branchies gauches et droites chez *Heterobranchus bidorsalis*

Espèces parasites	Nombre d'hôtes examinés	Nombre d'hôtes infectés	Nombre de parasites			
			BG	IM	BD	IM
<i>Q. mandibulatus</i>	55	55	7371	134,02±12,4	7352	133,7±12,2
<i>Q. tanoyaoi</i>	55	26	257	9,88±0,4	238	9,2±0,4
<i>Q. bidorsalisi</i>	55	25	205	8,20±0,2	209	8,4±0,2

Test U de Mann-Whitney; $p > 0,05$

Q= *Quadricanthus* ; BG= Branchie gauche ; BD= Branchie droite

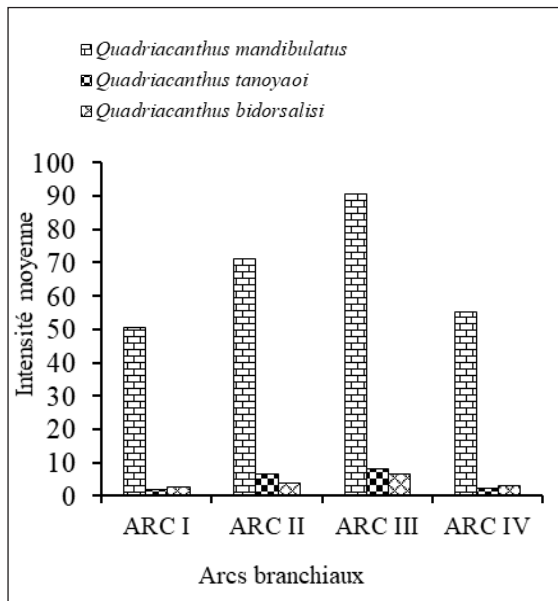


Figure 5 : Intensités moyennes des monogènes parasites en fonction des arcs branchiaux chez *Heterobranchus bidorsalis*.

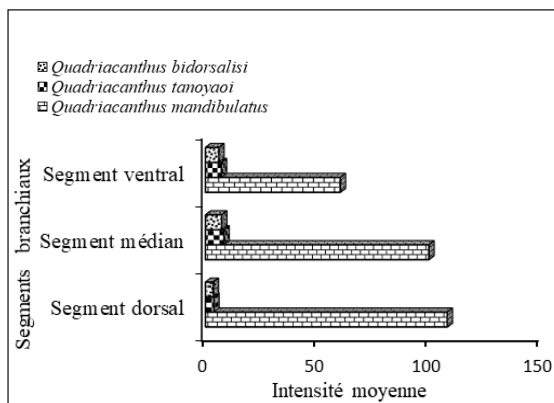


Figure 6 : Intensité moyenne des monogènes parasites de *Heterobranchus bidorsalis* sur les différents segments des arcs branchiaux.

En ce qui concerne le gradient longitudinal (Figure 6), l'analyse a montré que *Q. mandibulatus* préfère les segments dorsaux et médians, avec des intensités moyenne de 107,87 et de 99,67 respectivement au niveau des premier et second type de segments cités (test de Kruskal Wallis ; $p = 0,010$). *Q. tanoyaoi* avec une intensité moyenne de 8,26 et 7,07 respectivement pour les segments médians et ventraux (test de Kruskal Wallis ($p = 0,03 < 0,05$)) et *Q. bidorsalisi* avec une intensité moyenne de 7,18 et 5,92 colonisent plus les segments médians et ventraux. Le test de Kruskal Wallis ($p = 0,020$) confirme la préférence de ces monogènes pour chacun des segments.

Parasitisme et embonpoint chez *Heterobranchus bidorsalis*

La Figure 7 révèle que la condition physiologique de l'hôte est négativement corrélée à sa charge parasitaire. La relation entre la santé du poisson chez *Heterobranchus bidorsalis* est donnée par l'équation suivante : $k = -0,0356d + 0,1049$. Toutefois, la faible valeur du coefficient déterminé ($r^2 = 0,0403$) montre que l'impact du parasitisme sur l'embonpoint des individus de cette espèce dans la rivière Bagoué est très faible.

Discussion

Cette étude a mis en évidence une colonisation simultanée de trois espèces Monogènes parasitant les branchies de *H. bidorsalis* capturé dans la rivière Bagoué. La présence de ces trois monogènes a déjà été signalée par Bouah *et al.* (2021). En Côte d'Ivoire, le polyparasitisme des poissons par les Monogènes est assez bien documenté (Blahoua *et al.*, 2009, 2016, 2018 ; Adou *et al.*, 2017a, b). Ce parasitisme multispécifique de *H. bidorsalis* pourrait s'expliquer par la présence permanente de niches vacantes sur son biotope branchial. L'analyse des charges parasitaires a montré que l'infestation par *Quadriacanthus mandibulatus*, *Q. tanoyapi* et *Q. bidorsalisi* augmente avec la taille de *H. bidorsalis*. Des observations similaires ont été faites par divers auteurs. Ainsi, Tombi *et al.* (2016) ont fait remarquer que chez *Barbus camptacanthus* l'intensité moyenne de *Dactylogyrus amieti* et *Dogielius njinei* était maximum chez les individus dont la longueur standard est supérieure à 75 mm. De même, Blahoua *et al.* (2009, 2015, 2016) ont montré que chez *Sarotherodon melanotheron*, *Coptodon zillii* et *Oreochromis niloticus*, les spécimens de grandes tailles hébergent plus de parasites que ceux de petite taille. Ces mêmes observations ont été rapportées chez *Tilapia zillii* dans le lac d'Ayamé 2 (Adou *et al.*, 2017a). L'augmentation de la charge parasitaire avec la taille du poisson est due à l'augmentation du nombre et de la surface des filaments branchiaux (Ibrahim, 2012).

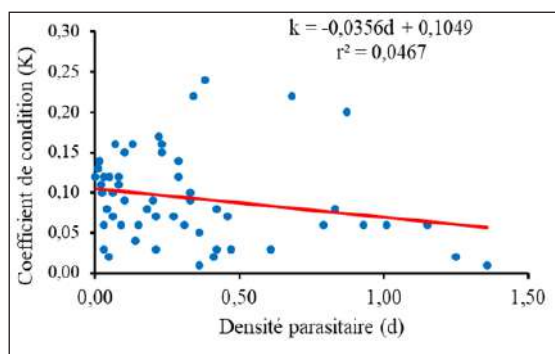


Figure 7 : Variations du coefficient de condition (K) en fonction de la densité parasitaire (d).

En effet, cela offrirait une surface de plus en plus importante aux parasites, favoriserait une infestation plus importante chez les hôtes de grande taille. Aussi, la grande surface des branchies chez les spécimens de grande taille augmenterait-elle le volume d'eau qui y traverse (Simkova *et al.*, 2006). En effet, le grand volume d'eau qui passe à travers les branchies de ces spécimens augmenterait les chances d'invasion des laves des Monogènes parasites. De plus, les poissons de grande taille auraient eu plus de temps pour

accumuler les parasites (Sasal *et al.*, 1999 ; Ibrahim, 2012). Cependant, l'absence de *Q. tanoyaoi* et *Q. bidorsalisi* sur les poissons de petite taille pourrait s'expliquer par le concept de "filtre", responsable de la mise en place des systèmes hôtes-parasites (Combe *et al.*, 2018). Selon ces auteurs, ces filtres exclus successivement d'abord, les espèces qui n'appartiennent pas à l'écosystème du parasite, parce qu'elles se trouvent en dehors de la limite de la biocénose. Ensuite, ils éliminent les espèces d'hôtes qui n'ont pas de contact avec le parasite pour des raisons comportementales. Puis, les filtres écartent les poissons qui n'apportent pas au parasite les ressources métaboliques nécessaires à leur survie et des hôtes qui peuvent par des réactions immunitaires éliminer le parasite ou empêcher son installation. Ainsi, l'absence de ces deux Monogènes chez les poissons de petite taille pourrait résulter des réactions de l'hôte par des réactions immunitaires élimine le parasite ou empêche son installation, ou que ces monogènes ne retrouvent pas chez ces hôtes, l'habitat et les ressources nécessaires à leur développement. L'étude a révélé que les Monogènes *Q. mandibulatus*, *Q. tanoyaoi* et *Q. bidorsalisi* n'ont aucune préférence pour un sexe de leur hôte. Ces observations sont semblables à celles de Blahoua *et al.* (2015, 2016) faites chez les Monogènes parasites de *Tilapia zillii* (*Coptodon zillii*) et de *Oreochromis niloticus*. Adou (2018) a également observé que l'infestation de *Sarotherodon melanotheron* par *Cichlidogyrus acerbus*, *C. halli* et *Scotogyrus minus* est indépendante du sexe de l'hôte. Toutes ces observations sont corroborées par l'idée selon laquelle très peu de Monogènes ont une préférence pour un sexe de l'hôte (Rohde, 1993). En général, la distribution des parasites branchiaux de *Heterobranchius bidorsalis* de la rivière Bagoué ne diffère pas entre les côtés gauches et droits de l'hôte. Des observations similaires ont été faites par Agos (2013), Lim *et al.* (2016) et Blahoua *et al.* (2016) chez *Oreochromis niloticus*. L'examen de diverses autres espèces de poissons telles que *Coptodon zillii*, *C. guineensis*, l'hybride (*C. zillii* X *C. guineensis*) et *Sarotherodon melanotheron* par Adou, (2018), a donné les mêmes résultats. Pour Tombi *et al.* (2016), cette équpartition des Monogènes de part et d'autre des branchies de l'hôte pourrait être due à la symétrie bilatérale de son corps. Ainsi, la symétrie bilatérale du corps de *H. bidorsalis* serait donc à l'origine de la répartition équitable des parasites sur les côtés gauches et droits du poisson. L'intensité moyenne et la prévalence de l'espèce dominante (*Quadriacanthus mandibulatus*) montrent que, bien qu'il soit présent sur les premiers et quatrièmes arcs branchiaux, cette espèce est plus fréquente sur les deuxièmes et

troisièmes arcs. Nos résultats ont aussi révélé que *Q. bidorsalisi* et *Q. tanoyaoi* ont respectivement une préférence plus marquée pour les deuxièmes et troisièmes arcs. Plusieurs cas des préférences de l'arc branchial par les monogènes ont été signalés. En effet, selon Dzika (1999), *Pseudodactylogyrus anguillae* a une préférence pour les arcs branchiaux médians (II et III) de *Anguilla anguilla*. C'est aussi le cas des Monogènes parasites branchiaux de *O. niloticus* (Tombi *et al.*, 2014 ; Blahoua *et al.*, 2016). Par ailleurs, Adou (2018) a noté que les arcs branchiaux II et III sont simultanément plus infestés par *Cichlidogyrus vexux* chez *Coptodon zillii*, par *C. ergensis* et *C. louipaysani* chez *C. guineensis* et par *Scutogyrus minus* chez *Sarotherodon melanotheron*. En revanche, Nack *et al.* (2010) ont indiqué la préférence de l'arc IV de *Clarias camerunensis* par *Q. pariselli* et *Birgiellus kellensis*. Plusieurs hypothèses sont souvent avancées pour expliquer la sélection des arcs branchiaux par les monogènes parasites. Selon Gutiérrez et Martorelli (1994) ; Lo et Morand (2001), les arcs branchiaux médians II et III sont plus infestés parce qu'ils reçoivent un plus grand volume d'eau et un courant ventilatoire important transportant plus de larves infestantes. L'infestation élevée de ces arcs est due également au fait qu'ils offrent aux parasites une grande surface à coloniser (Buchmann, 1989 ; Koskivaara et Valtonen, 1991). Le faible taux d'infestation de l'arc I observé peut être dû au mode de colonisation de l'hôte par les larves des Monopisthocotylea (Euzet & Combes, 1998 ; Combes et Jourdan, 2003). Selon ces auteurs, ces larves se fixent d'abord sur le corps du poisson puis migrent vers les branchies. Ainsi, elles atteignent d'abord l'arc IV et progressivement les arcs III, II et I. Au niveau du gradient longitudinal, les résultats obtenus ont révélé que les monogènes *Q. mandibulatus*, préfèrent les segments dorsaux tandis que *Q. tanoyaoi* et *Q. bidorsalisi* sont plus concentrés sur les segments ventraux. La préférence par les monogènes de certains sites au niveau des arcs branchiaux a fait l'objet de nombreux travaux (Lo et Morand, 2001 ; Yang *et al.*, 2006 ; Nack *et al.*, 2010, 2018, Adou, 2018). Selon ces auteurs, les parasites colonisent indépendamment les secteurs. Certains se fixent sur les secteurs médians plus exposés au courant d'eau respiratoire tandis que d'autres, dans des cas assez rares, s'accrochent sur le secteur dorsal ou ventral. Plusieurs interprétations expliquent le choix des secteurs branchiaux par les monogènes parasites. Pour Bilong Bilong (1995), certaines espèces s'attachent essentiellement sur les secteurs médians parce que ceux-ci sont plus exposés au courant ventilatoire. Les facteurs biotiques comme la forme et la taille des pièces sclérifiées du hôte jouent également un rôle important dans le choix des sites

de fixation (Euzet et Combes, 1998 et Tombi *et al.*, 2010). Selon ces auteurs, les monogènes armés de petits crochets se fixeraient préférentiellement sur la région ventrale des filaments branchiaux pour s'abriter du courant fort. En revanche, d'autres auteurs pensent que la préférence de certains sites par les monogènes serait liée à la compétition intra et interspécifique (Ramassamy *et al.*, 1985). L'hypothèse la plus plausible dans le choix des segments des arcs branchiaux chez le genre *Quadriacanthus* est vraisemblablement la taille des pièces sclérifiées (crochets dorsaux et ventraux) du hôte. En effet, *Q. mandibulatus* possède des crochets dorsaux plus grands que ceux de *Q. tanoyaoi* et *Q. bidorsalisi* d'où la résistance de cette espèce aux courants d'eau sur les arcs dorsaux. La présente étude met en évidence une corrélation négative significative entre le facteur de condition (K) et la densité parasitaire (d) chez *Heterobranchus bidorsalis* dans la rivière Bagoué, indiquant que le parasitisme influence défavorablement l'état physiologique des poissons. Ce résultat suggère que les infestations par les Monogènes du genre *Quadriacanthus* peuvent altérer la condition corporelle de l'hôte, probablement en perturbant les échanges gazeux au niveau des branchies ou en augmentant la dépense énergétique liée à la réponse immunitaire. Des observations similaires ont été rapportées par Marinho *et al.* (2013) chez *Arapaima gigas* infesté par *Dawestrema cycloancistrum* et *D. cycloancistrioides*, ainsi que par Lizama *et al.* (2007) chez *Oreochromis niloticus* parasité par *Cichlidogyrus sclerosus* et *Cichlidogyrus sp.* Ces auteurs ont également constaté que l'augmentation de la charge parasitaire s'accompagne d'une diminution de l'embonpoint, témoignant du caractère pathogène de ces Monogènes branchiaux. Dans la présente étude, certains individus de *H. bidorsalis* présentaient une production accrue de mucus branchial, probablement en réaction à l'agression parasitaire. Bien que cette observation suggère une réponse de défense physiologique, elle reste qualitative et mériterait d'être confirmée par des analyses histologiques ou biochimiques permettant de quantifier la sécrétion de mucus et d'en évaluer la composition. Les résultats montrent par ailleurs que les espèces de *Quadriacanthus* présentent des préférences spatiales distinctes sur les arcs branchiaux, ce qui traduit une cohabitation structurée plutôt qu'une compétition directe pour l'espace. *Q. mandibulatus* se fixe majoritairement sur les segments dorsaux et médians, tandis que *Q. tanoyaoi* et *Q. bidorsalisi* privilégient les zones médianes et ventrales. Cette distribution pourrait être liée à des différences morphologiques des hôte ou à des microvariations du flux sanguin et de l'oxygénation des filaments branchiaux (Bilong Bilong, 1995 ; Nack *et al.*, 2010).

Conclusion

Ce travail a permis d'analyser la distribution spatiale et la cohabitation de trois espèces de Monogènes *Quadriacanthus mandibulatus*, *Q. tanoyaoi* et *Q. bidorsalis* parasites des branchies de *Heterobranchus bidorsalis* dans la rivière Bagoué. Les résultats ont montré que les indices parasitaires augmentent avec la taille de l'hôte, traduisant une exposition plus longue aux stades infestants et une surface branchiale plus étendue, favorisant la colonisation. Par ailleurs, aucune différence significative n'a été observée selon le sexe ou le côté de l'hôte, ce qui suggère une symétrie naturelle de l'infestation liée à la morphologie et à la physiologie respiratoire du poisson. La répartition hétérogène des parasites sur les arcs et segments branchiaux révèle une spécialisation écologique entre les espèces de *Quadriacanthus*. *Q. mandibulatus* occupe préférentiellement les segments dorsaux, tandis que *Q. tanoyaoi* et *Q.*

bidorsalis colonisent davantage les zones médianes et ventrales. Cette partition spatiale constitue un mécanisme de coexistence limitant la compétition interspécifique au sein du même hôte. Sur le plan écologique, ces résultats mettent en évidence le rôle structurant des interactions hôte-parasite dans l'organisation des communautés branchiales. La ségrégation des niches microhabitatales traduit une adaptation fine des parasites à leur environnement physiologique, contribuant à la stabilité du système parasitaire en milieu naturel. Enfin, ces données offrent des perspectives appliquées pour la gestion sanitaire des élevages de *H. bidorsalis* : la connaissance des zones de fixation privilégiées et des facteurs favorisant les infestations constitue un outil de surveillance et de prévention essentiel pour limiter les impacts parasitaires en aquaculture ivoirienne.

Références

- Adebayo OT, Fagbenro OA. 2004.** Induced ovulation and spawning of pond raised African giant catfish, *Heterobranchus bidorsalis* by exogenous hormones. *Aquaculture*, 242: 1-4, 229-236.
- Adja MG, Jourda JPR, Ta MY, Kouamé K, Kouamé KJ, Kouamé KF, Saley MB, Djé KB, Biemi J. 2009.** Diagnostic à la mi-saison sèche de l'état hydrique du bassin versant de la Bagoé (milieu soudano-sahélien de Côte d'Ivoire) à l'aide d'images ETM + de Landsat. *Sécheresse*. 20(3): 253-261.
- Adou YE, Blahoua KG, Etilé RN, Yao SS, N'Douba V. 2017a.** Ecological aspects of gill monogeneans of *Tilapia zillii* (Teleostei: Cichlidae) from man-made Lake Ayamé 2 (Côte d'Ivoire). *European Journal of Biotechnology and Bioscience.*; 5(4): 18-28.
- Adou YE, Blahoua KG, Yao SS, N'Douba V. 2017b.** Spatial distribution of two gill monogenean species from *Sarotherodon melanotheron* Cichlidae in man-made Lake Ayamé 2. *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences*. 10(2): 35-44.
- Adou YE. 2018.** Diversité et écologie des monogènes parasites branchiaux de *Coptodon zillii* (Gervais, 1848), *C. guineensis* (Günther, 1862), leur hybride et de *Sarotherodon melanotheron* (Rüppel, 1852) (Cichlidae) du lac de barrage d'Ayamé 2 et de la lagune Ebrié. Thèse université Félix Houphouët Boigny (Côte d'Ivoire), 197p.
- Agbohessi PT, Ibrahim IT, Ouédraogo A, Thierry J, Mandiki SNM, Kestemont P. 2015.** Assessment of the health status of wild fish inhabiting a cotton basin heavily impacted by pesticides in Benin (West Africa). *Science of the Total Environment*. 506: 567-584.
- Agos S. 2013.** A study of monogenean gill parasite on cage-cultured red tilapia (*Oreochromis* sp.) in relation to water physico-chemical parameters in Como River, Kenyir Lake. MSc thesis, university Malasia Terengganu. 192p.
- Alla YL, Ouattara M, Blé MC, Atse BC. 2010.** Etude de la fécondité du silure Africain *Heterobranchus bidorsalis* (Geoffroy Saint-Hilaire, 1840) en conditions d'élevage, *Tropicultura*. 28(1): 31-36
- Bagge AM, Valtonen ET. 1999.** Development of monogenean communities on the gill of roach fry (*Rutilus rutilus*). *Parasitology*. 118: 479-487.
- Bilong Bilong CF, Njiné T. 1998.** Dynamique de populations de trois monogènes parasites d'*Hemichromis fasciatus* (Peters) dans le lac Municipal de Yaoundé et intérêt possible en pisciculture intensive. *Sciences Naturelles et Vie*. 34(2): 295-303.

- Bilong Bilong CF, Tombi J. 2004.** Hétérogénéité du système branchial de *Barbus martorelli* Roman, 1971 (Poisson : Cyprinidae) et modèle de croissance. *Journal of Cameroon & Academy of Sciences*. 4(3): 10-27
- Bilong Bilong CF. 1995.** Les monogènes parasites des poissons d'eau douce du Cameroun : Biodiversité et spécificité ; biologie des populations inféodées à *Hemichromis fasciatus*. Thèse de Doctorat d'État, Université de Yaoundé I, 341p.
- Blahoua KG, Adou YE, Etilé RN, Yao SS, N'Douba V. 2018.** Occurrence of gill monogenean parasites in redbelly tilapia, *Tilapia zillii* (Teleostei: Cichlidae) from lobo River, Côte d'Ivoire. *Journal of Animal and Plant Sciences*. 35(3): 5674-5688.
- Blahoua KG, N'Douba V, Tidiani K, N'Guessan KJ. 2009.** Variations saisonnières des indices épidémiologiques de trois monogènes parasites de *Sarotherodon melanotheron* (Pisces: Cichlidae) dans le lac d'Ayamé (Côte d'Ivoire). *Sciences & Nature*. 6(1): 39-47.
- Blahoua KG, Yao SS, Etilé RN, N'Douba V. 2016.** Distribution of gill monogenean parasites from *Oreochromis niloticus* (Linné, 1758) in man-made Lake Ayamé I, Côte d'Ivoire, African Journal of Agricultural Research. 11(2): 117-129
- Blahoua KG, Yao SS, Etilé RN, N'Douba V. 2015.** Infection dynamics of four gill Monogenean species from *Tilapia zillii* (Gervais, 1848) in man-made Lake Ayamé I, Côte d'Ivoire, International Journal of Biological and Chemical Sciences. 9(1): 12-23
- Bouah, EF, N'Douba V, & Pariselle A. 2021.** Two new Quadriacanthus Species (Monogenea : Dactylogyridae) Including a New Geographical Record of Quadriacanthus mandibulatus Francová & Řehulková, 2017, Gill Parasites from *Heterobranchus bidorsalis* (Siluriformes) in Côte d'Ivoire. *Acta Parasitologica*. <https://doi.org/10.1007/s11686-021-00476-3>
- Boungou M., Kabre GB., Marques A, Sawadogo L. 2008.** Dynamics of population of Five Parasitic Monogeneans of *Oreochromis niloticus* Linné, 1757 in the Dam of Loumbila and possible Interest in intensive pisciculture. *Pakistan Journal of Biological Sciences*. 11(10): 1317-1323
- Buchmann K. 1989.** Microhabitat of monogenean gill parasites on European eel (*Anguilla anguilla*). *Folia Parasitologica*. 36: 321-329.
- Bush AO. 1997.** Lafferty KD, Lotz, JM, Shostak, AW. Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis et al., revisited. *Journal of Parasitology*. 83: 575-583
- Christison, M. 1998.** Applying Multiple Intelligences Theory in Pre-Service and In-Service TEFL Education Programs. *English Teaching Forum*. 36: 3-13.
- Combe C, Gavotte L, Moulia C, Sicard M. 2018.** Parasitisme, Ecologie et évolution des Interactions durables. Collection Sciences Sup, Dunod d'Ecologie, 332 p.
- Combes C, Jourdanes J. 2003.** Taxonomie écologie et évolution des métazoaires parasites taxonomy ecology and evolution of metazoan parasites. (Livre hommage à Louis Euzet) Tome I. PUP, Perpignan France, 161-201.
- Dzika E. 1999.** Microhabitats of *Pseudodactylogyrus anguillae* and *P. bini* (Monogenea: Dactylogyridae) on the gill of the large size european eel *Anguilla anguilla* from Lake gaj, Poland. *Folia parasitologica*. 46: 33-36.
- Euzet L, Combes C. 1998.** The selection of habitat among the monogenea. *International Journal of Parasitology*. 28: 1654-1662.
- Fagbenro OA, Adedire CO, Owoseeni EA, Ayotunde EO. 1993.** Studies on the biology and aquaculture potential of feral catfish *Heterobranchus bidorsalis* (Geoffroy St. Hilaire 1809) (Clariidae), *Tropical Zoology*. 6(1): 67-79, DOI: 10.1080/03946975.1993.10539209.
- Francová K, Seifertová M, Blažek R, Gelnar M, Mahmoud ZN, Řehulková E. 2017.** *Quadriacanthus* species (Monogenea: Dactylogyridae) from catfishes (Teleostei: Siluriformes) in eastern Africa: New species, new records and first insights into interspecific genetic relationships. *Parasites and Vectors*. 10(1): 361 <https://doi.org/10.1186/s13071-017-2223-4>
- Ghittino C, Latini M, F. Agnetti, Panzieri C, Lauro L, R, Ciappelloni R, Petracca G. 2003.** Emerging Pathologies in Aquaculture: Effects on Production and Food. Safety Istituto Zooprofilattico Sperimentale dell'Umbria e delle Marche Via Salvemini 1, 06126 Perugia, Italy Veterinary Research Communications. 27(1): 471-479.
- Girard G, Sircoulon J, Touchebeuf P. 1971.** Aperçu sur les régimes hydrologiques. In : Le milieu naturel de la Côte d'Ivoire. (Avenard J. M., Eldin E., Girard G., Sircoulon J., Touchebeuf P., Guillaumet J.-L., Adjanohoun E. & Perraud A., eds). ORSTOM(Paris). 111-155.

- Girard MG. 1961.** Étude du bassin versant de la haute-Bagoé. Résultat de la campagne 1960. Société d'Équipement de la Côte d'Ivoire (SECI), Rapport ORSTOM, Service d'Hydrologie. 82 p.
- Gutiérrez PA, Martorelli SR. 1994.** Seasonality, distribution and preference sites of *Demisdospermus valenciennesi* Gutierrez & Suriano, 1992 (Monogenea: Ancyrocephalidae) in catfish. *Research review in Parasitology*. 54(4): 259 – 261.
- Ibrahim MM. 2012.** Variation in parasite infracommunities of *Tilapia zillii* in relation to some biotic and abiotic factors. *International Journal of Zoological Research*. 8(2): 59-70.
- Johnson SC, Treasurer JW, Bravo S, Nagasawa K, Kabata Z. 2004.** A review of the impact of parasitic Copepods on marine aquaculture. *Zoological studies*. 43(2): 229-243.
- Kookivaara M, Valtonen T, Vuori KM. 1991.** Microhabitat distribution and coexistence of Dactylogyrus species (Monogenea) on the gill of Roach. *Parasitology*. 104: 273-281.
- Kooskivaara M, Valtonen T. 1991.** Paradiplozoon homoion (monogenea) and some others gill parasites on Roach *Rutilus rutilus* in Finland. *Aqua fennica*. 21(2): 137-146.
- Lim SY, Ooi AL, Wong WL. 2016.** Gill monogeneans of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and red hybrid tilapia (*Oreochromis* spp.) from the wild and sh farms in Perak, Malaysia: infection dynamics and spatial distribution. *Springer plus*. 5: 1609. <https://doi.org/10.1186/s40064-0163266-2>
- Lizama MAP, Takemoto R, Rizani-Paiva MJT, Ayroza LMS, Pavanelli GC. 2007.** Relação parasito-hospedeiro em peixes de piscicultura da região de Assis, estado de São Paulo. Brazil *Oreochromis niloticus* (Linnaeus 1957). *Acta Scientiarum Biological Sciences*. 29: 223-231.
- Lo CM, Morand S. 2001.** Gills parasites of *Cephalopholis argus* (Teleostei: Serranidae) from Moorea (French Polynesia): site selection and coexistence. *Folia Parasitologica*. 48: 30-36.
- Malmberg G. 1957.** On the occurrence of Gyrodactylus on Swedish fishes. In: Swedish, with description of species and a summary in English. *Skrifterutgivning av Sodra Sveriges Fiskeriforening*. 19-76
- Marinho RGB, Tavares-Dias M, Boijink CL, Dias-Grigório MKR, Neves LR, Yoshioka ETO, Takemoto RM. 2013.** Helminths and protozoan of farmed pirarucu (*Arapaima gigas*) in eastern Amazon and host-parasite relationship. *journal Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia*. 65(4): 1192-1202.
- Nack J, Bilong Bilong CF. 2007.** Biotope des ectoparasites branchiaux de *Clarias camerunensis* Lonnberg, 1895 (Pisces Clariidae) : modèle de croissance de l'aire colonisable. *Journal of cameroon Academy of Sciences Sci*. 7: 11-16.
- Nack J, Massende J, Messu MDF. 2018.** Distribution spatiale de deux monogènes du genre *Protoancylo-discoides* Paperna, 1969 (Dactylogyridea, Ancyrocephalidae) parasites branchiaux de *Chrysichthys auratus* (Geoffroy Saint-Hilaire, 1808) (Siluriformes, Claroteidae) dans le Lac Ossa (Littoral -Came. *Journal of Applied Biosciences*. 121(1): 12157-12167.
- Nack J, Tombi J, Bitya Nyom A, Bilong Bilong CF. 2010.** Sites de fixation de deux monogènes Dactylogyridae parasites branchiaux de *Clarias camerunensis*: évidence sur le mode d'infestation par les Monopisthocotylea. *Journal of Applied Biosciences*. 33: 2076-2083.
- Paredes-Trujillo, A., Velázquez-Abunader, I, Vidal Martínez, V. 2016.** The negative effect of *Cichlidogyrus sclerosus* Paperna & Thurston, 1969 (Monogenea: Dactylogyridae) on the relative condition factor of farmed Tilapia (*Oreochromis niloticus*) in Yucatan, Mexico. *Journal of Parasitology* (submitted). 88-97.
- Ramasamy P, Ramalingam K, Hanna REB, Halton DW. 1985.** Microhabitats of gill parasites (Monogenea and Copepoda) of teleosts (Scomberoides spp.). *International Journal of Parasitology*. 15(4): 385-397.
- Rohde K. 1993.** Ecology of marine parasites. An introduction to marine parasitology. 2 Ed. CAB INTERNATIONAL, Wallingford, Oxon: 298p
- Sasal P S, Müller-Graf C, Morand S. 1999.** Specificity and host predictability: A comparative analysis among monogenean parasites of fish. *Journal of Animal Ecology*. 68 : 437-444.
- Savané I, Konaré A. 2010.** Le climat. In : Atlas de la Biodiversité de l'Afrique de l'Ouest, Tome III : Côte d'Ivoire (Konaté S. & Kampmann D., eds). Abidjan & Frankfurt/Main. 124-125.
- Šimková A, Verneau O, Gelnar M, Morand S. 2006.** Specificity and specialization of congeneric monogeneans parasitizing cyprinid fish. *Evolution*. 60 : 1023-1037.

- Tanina DS, Bernard DK, Ernest AK, Gbombélé S, Amani MK, Konan EK, Marie-Solange OY, Nagnin S. 2013.** Hydroclimatologie et dynamique de l'occupation du sol du bassin versant du Haut Bandama à Tortiya (Nord de la Côte d'Ivoire). *La revue électronique en sciences de l'environnement*. 13(3) : DOI : 10.4000/vertigo-14468.
- Teugels GG, Denayer B, Legendre M. 1990.** A systematic revision of the African catfish genus *Heterobranchus* (Pisces, Clariidae) *Revue de Zoologie Africaine*. 95(1) : 11-28
- Tombi J, Akoumba JF, Bilong Bilong CF. 2014.** The monogenean community on the gills of *Oreochromis niloticus* from Melen Fish station in Yaoundé, Cameroun. *International Journal of Modern Biological Research*. 2: 16-23
- Tombi J, Nack J, Bilong Bilong CF. 2010.** Spatial distribution of monogenean and myxosporidian gill parasites of *Barbus martorelli* Roman, 1971 (Teleostei: Cyprinid): the role of intrinsic factors. *African Journal of Agricultural Research*. 5(13): 1662-1669. <http://www.academicjournals.org/AJAR>
- Tombi J, Sandje BAS, Akoumba JF, Bilong Bilong CF. 2016.** Ecology of three monogenean ectoparasites of *Barbus camptacanthus* (Teleostei: Cyprinid) from the Koukoum River, Cameroon. *Journal of Applied Biosciences*. 101: 9661-9668. <http://dx.doi.org/10.4314/jab.v101i1.6>
- Unlu EV, Balci K. 1993.** Observation on the reproduction of *Lecius cephalis orientalis* (Cyprinidae) in Savour stream (Turkey), *Cybiurn*. 17(3): 241-250
- Valtonen ET, Holmes JC, Koskivaara M. 1997.** "Eutrophication, pollution and fragmentation: effects on parasite communities in roach (*Rutilus rutilus*) and perch (*Perca fluviatilis*) in four lakes in the Central Finland", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 54: 572-585.
- Velloso AL, Joaber PJ. 2010.** Influence of ectoparasitism on the welfare of *Micropogonias furnieri*. *Aquaculture*. 310: 43-46.
- Yang T, Liu J, Gibson DI, Dang A. 2006.** Spatial distribution of two species of monogeneans on the gills of *Siamus fuscescens* (Houhyn) and their seasonal dynamics in caged versus wild-caught hosts. *Journal of Parasitology*. 92: 933-940
-

INSTRUCTIONS AUX AUTEURS

REB-PASRES, la Revue Environnement et Biodiversité, est publiée par le Programme d'Appui Stratégique à la Recherche Scientifique en Côte d'Ivoire (PASRES), deux fois par an. Elle publie en langue française et anglaise, des articles originaux dans les domaines suivants : Biologie, Écologie et Conservation des ressources naturelles, Gestion durable des ressources naturelles, Qualité des ressources naturelles et des écosystèmes, Interaction(s) environnement et pression anthropique. Les articles ne doivent pas avoir été publiés antérieurement ni soumis dans une autre revue.

PRÉSENTATION DES MANUSCRITS

La page de titre

Elle doit comprendre :

- un titre en français et en anglais, en gras et en majuscule à l'exception des mots en latin ;
- les noms des auteurs (nom de famille suivi de l'initiale du (des) prénom(s), l'adresse postale complète des services ou des laboratoires d'affiliation avec une indication de l'appartenance de chacun des auteurs ;
- le nom et le numéro de téléphone, le fax et l'adresse e-mail de l'auteur à qui seront adressés les demandes de modifications avant l'acceptation du manuscrit, les épreuves et les tirés à part.

Les résumés et mots-clés

Chaque article comprend un résumé de 250 mots au maximum, en français et en anglais, ainsi que des mots-clés (4 à 6) également en français et en anglais. Ces résumés doivent être présentés en un seul paragraphe et structurés comme suit : but de l'étude, méthodes, résultats et conclusion. Les mots-clés doivent commencer par une lettre majuscule et séparés par une virgule. La longueur du manuscrit n'excédera pas 25 pages y compris les références bibliographiques, les tableaux et les figures.

Le texte

Les auteurs doivent veiller à ce que les textes soumis soient clairs et facilement compréhensibles, précis et concis. Ils doivent s'assurer que le français ou l'anglais est simple et correct. Les abréviations doivent être expliquées lors de leur première apparition dans le texte et, ensuite, être utilisées de manière cohérente et invariable. Pour ne pas nuire à la clarté du texte, elles doivent être en nombre restreint. Aucune abréviation ne sera utilisée ni dans le titre, ni dans le résumé. Les unités de mesure abrégées doivent être conformes aux nomenclatures internationales (par exemple, l'abréviation de minute est « min » et non pas « mn »).

Les articles sont rédigés en français ou en anglais en Word, Times New Roman, taille 12, double interligne, avec des marges de 2,5 cm de chaque côté.

Le texte comprendra les sections suivantes :

INTRODUCTION

L'introduction doit présenter succinctement le contexte, l'importance du sujet, le point sur les travaux antérieurs avec des références actualisées et les objectifs visés.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Les méthodes antérieurement décrites doivent être citées et non réécrites. Si les méthodes sont nouvelles, elles seront détaillées de sorte à permettre leur reproduction.

RÉSULTATS

Les résultats originaux et importants doivent être indiqués. Ils peuvent être illustrés par des figures et/ou des tableaux, mais leur nombre doit être restreint et venir en complément du texte et non en répétition. Ces illustrations doivent être numérotées en chiffres arabes et accompagnées d'un titre et d'une légende. Les titres et les légendes des figures seront placés en bas et ceux des tableaux, en haut. La numérotation des tableaux et des figures doit être en gras. Exemple : **Figure 1** : Localisation des points d'échantillonnage.

DISCUSSION

Le but de la discussion est de présenter une interprétation brève et fondée des résultats et devrait faire ressortir ce qui est nouveau par rapport aux connaissances antérieures. Une simple récapitulation des résultats n'est pas acceptable à ce niveau.

CONCLUSION

Une conclusion doit être tirée à la fin de toutes ces sections. Elle doit présenter les résultats significatifs et les limites de l'étude.

REMERCIEMENTS

Des remerciements peuvent être présentés à la fin du texte et avant les références bibliographiques.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Les auteurs doivent accorder une attention particulière à l'exactitude et à l'exhaustivité de leurs références. Ces dernières doivent être citées dans le texte par le(s) nom(s) de(s) l'auteur(s) et l'année de publication, par exemple : (Touré, 2014) ou (Aké-Assi et Guinko, 1991).

Pour la citation de références avec trois auteurs ou plus, seul le nom du premier auteur suivi par « *et al.* », doit être utilisé, par exemple : (Simarmata *et al.*, 1990). S'il y a plus d'une publication produite au cours de la même année pour le(s) même(s) auteur(s), il faudrait ajouter les lettres « a » ; « b », etc. Pour l'année : par exemple, (Dembele 2008a ; 2008b). Les références doivent être listées par ordre alphabétique à la fin du texte, sans numérotation. Le(s) nom(s) de(s) l'auteur(s) et l'année de publication doivent être en gras. Exemple : **Aké-Assi L, Guinko S. 1991.** Plantes utilisées dans la médecine traditionnelle en Afrique de l'Ouest. Roche, Bâle, Suisse, 151p

Le nombre de références ne doit pas dépasser 30 et ne seront constituées que des références consultées pour la rédaction de la publication. Celles-ci doivent être accessibles aux lecteurs. Toutes les références citées dans le texte doivent figurer dans la liste des références bibliographiques et vice-versa. Les articles acceptés mais non encore publiés peuvent être référencés en indiquant les auteurs, le titre, la revue, le volume avec la mention (à paraître) ou (*in press*) en lieu et place de l'année de publication.

Article de journaux

Simarmata M, Kaufmann JE, Penner D. 2003. Potential basis of glyphosate resistance in California rigid ryegrass (*Lolium rigidum*). *Weed Science*, 51: 678-682.

Mukherjee P, Gao Y. 2016. Efficiency of organic ligands in adsorptive dissolution and photoreductive dissolution of hematite. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 13(5) : 1195-1206.

Ouvrage

Aké-Assi L, Guinko S. 1991. Plantes utilisées dans la médecine traditionnelle en Afrique de l'Ouest. Roche, Bâle, Suisse, 151p.

Chapitre d'ouvrage

Blasa M, Gennari L, Angelino D, Ninfali P. 2010. Fruit and vegetable antioxidants in health. *In*: Watson RR, Preedy VR (Eds.). *Bioactive foods in promoting health. Fruits and vegetables*, 1st edn. Elsevier : 37-58.

Michel JL (Eds.). 2002. L'organisation pratique. *In* : Le mémoire de fin d'études dans les écoles de commerce. Ellipses, Paris, 77-88.

Thèse

Touré A. 2014. Gestion agronomique et dynamique des mauvaises herbes dans les systèmes de riz de bas fond en Afrique de l'Ouest. Thèse de l'Université d'Abomey-Calavi, Bénin, 250p.

Référence consultable sous format électronique

Blythe S. 1999. An introduction to medicines from plants. [http:// www.rainforesteducation.com/medicines/PlantMedicines/rfmedicines.htm](http://www.rainforesteducation.com/medicines/PlantMedicines/rfmedicines.htm), consulté le 24/03/2015.

OMS. 2014. Premier rapport de l'OMS sur la résistance aux antibiotiques: une menace grave d'ampleur mondiale. <http://www.who.int/mediacentre>, consulté le 16/11/2014.

FIGURES

Toutes les figures (graphiques, dessins, photographies, cartes...) sont numérotées en chiffres arabes et appelées dans le texte par ordre numérique (numéro entre parenthèses : Figure 1). Les figures en couleur ou en noir et blanc, sont fournies dans un fichier séparé.

TABLEAUX

Chaque tableau doit être présenté sur une page séparée, numéroté en chiffres arabes et indexé dans le texte par appel de son numéro entre parenthèses (Tableau 1). Il est accompagné d'un titre (placé au-dessus) et, éventuellement, de notes explicatives (au-dessus). Il est saisi en interligne simple. Les tableaux sont fournis dans un fichier séparé.

SOUSSION DES ARTICLES

L'article proposé doit être envoyé par voie électronique à l'adresse de la revue : rebpasres.prov@gmail.com

Lors de la soumission des articles, les auteurs doivent s'assurer que le texte est conforme aux instructions aux auteurs. La revue se réserve le droit de rejeter tout article qui ne les respecte pas.

Une fois reçu, le comité de rédaction vérifie que l'article soumis pour publication entre dans la ligne éditoriale de la revue. Le manuscrit est ensuite évalué par deux référés. Les auteurs reçoivent les décisions de ces évaluations qui peuvent être l'acceptation, le refus ou l'acceptation avec des demandes de modifications. Le Comité de rédaction à son tour vérifie que les modifications apportées au manuscrit correspondent bien à ce qui a été demandé par les évaluateurs scientifiques. Une fois validé, le manuscrit est accepté par l'éditeur et le processus d'édition peut commencer.

CORRECTION D'ÉPREUVES, DEMANDES DE REPRODUCTION

En cas de reproduction partielle ou totale, dans le manuscrit, d'un document ou d'une illustration déjà publiée, l'autorisation écrite de l'éditeur et des auteurs doit être impérativement fournie. L'auteur correspondant recevra les épreuves électroniques de son article sous format PDF. Les modifications portant sur le fond ne sont pas acceptées sur les épreuves. Les corrections se limiteront à la typographie. Les auteurs feront le nécessaire pour retourner à l'éditeur les épreuves corrigées, dans les 48 heures suivant leur réception, et ce, à toute période de l'année. En cas de retard, l'éditeur se réserve le droit de procéder à la publication du manuscrit sans les corrections de l'auteur. Dès parution, toute demande de reproduction devra être adressée à l'éditeur.

L'auteur correspondant recevra l'article paru sous format PDF.

La publication dans la REB-PASRES est entièrement gratuite.

INSTRUCTIONS TO AUTHORS

REB-PASRES, a journal of Environment and Biodiversity, is published by the « Programme d'Appui Stratégique à la Recherche Scientifique (PASRES) », two times a year. REB-PASRES publishes French and English-language original articles in the following fields : Biology, Ecology and Conservation of natural resources, Sustainable management of natural resources, Quality of natural resources and ecosystems, Environment and Anthropogenic pressure interaction. Articles must not have been published or submitted to another journal.

PRESENTATION OF MANUSCRIPTS

The format of the manuscript should be as follows:

Title page

- a title in English and in French, in bold and capital letters except words in Latin.
- the names of authors (first name initial and surname), the full postal addresses of the affiliations of each author.
- name, phone number, fax number and e-mail address of corresponding author.

Abstracts and keywords

Each article must include an abstract of 250 words at the most, in French and English, as well as French and English keywords (4 to 6). These abstracts must be in one paragraph and structured in the following manner: study goal, methods, results and conclusion. Keywords must begin with a capital letter and separated by a comma. The full-length paper should not exceed 25 pages, including references, tables and figures.

Text

Authors must ensure that the texts submitted are clear, easy to understand, precise and concise. The French or English language used must be simple and correct. Abbreviations must be explained when first used in the text, then used in a coherent and invariable manner. Abbreviations cannot be used in the title or abstract. In order to ensure clarity of the text, they must be used in a limited number. Abbreviated units of measurement must follow international nomenclature (for example, the abbreviation of minute is “min” not “mn”).

Articles are written in English or French in Word, Times New Roman, size 12, double spaced, with margins of 2.5 cm on each side. The body of the article is structured as followed:

INTRODUCTION

The introduction must present the background on the subject, its relevance, relationship with previous studies and state the goals of the study.

MATERIAL AND METHODS

Previously described methods should be cited but not rewritten. If new methods are used, they must be described in details in order to allow reproduction.

RESULTS

Original and important findings must be presented. They may be illustrated, not repeated with limited numbers of tables or figures. Tables and figures must be numbered in Arabic numerals and bear a title and a legend. Titles and legends must be placed below figures and above tables. Tables and figures number must be in bold:

Example: **Figure 1:** Location of the sampling sites.

DISCUSSION

The purpose of the discussion is to present a brief and sound interpretation of the results. The discussion must highlight what is new in the paper as compared to existing knowledge. A mere recapitulation of the results is not acceptable. A conclusion must be given at the end of this section.

CONCLUSION

A conclusion must be given at the end of these sections. It must point out the major points of results and the limitations of the study.

ACKNOWLEDGEMENTS

These may be presented at the end of the text and before the references.

REFERENCES

Authors must pay a particular attention to the quality and comprehensiveness of the references. These references must be quoted in the text using the name(s) of author(s) and the year of publication, e.g. (Touré, 2014) or (Aké Assi et Guinko, 1991). For references with more than two authors, only the name of the first author followed by *et al.*, must be used, e.g. (Simarmata *et al.*, 1990). If an author is quoted twice for the same year, add letters “ a “, “ b “, etc. for this year : e.g (Dembele 2008a, 2008b). The references must be listed in alphabetical order at the end of the text without number. Author’s names and publishing year must be in bolt.

Example :

Aké-Assi L, Guinko S. 1991. Plantes utilisées dans la médecine traditionnelle en Afrique de l’Ouest. Roche, Bâle, Suisse, 151p

The number of references must not exceed 30 in original articles. The article must only include references to texts that have been consulted when writing the article. The quoted references should be accessible to the readership. Any reference quoted within the text must be included in the list of references and vice versa. Articles accepted but not yet published can be referenced by indicating the journal, the year of publication, and the volume with the words (in press).

Journals

Simarmata M, Kaufmann JE, Penner D. 2003. Potential basis of glyphosate resistance in California rigid ryegrass (*Lolium rigidum*). *Weed Science*, 51: 678-682.

Mukherjee P, Gao Y. 2016. Efficiency of organic ligands in adsorptive dissolution and photoreductive dissolution of hematite. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 13(5): 1195-1206.

Book

Aké-Assi L, Guinko S. 1991. Plantes utilisées dans la médecine traditionnelle en Afrique de l’Ouest. Roche, Bâle, Suisse, 151p.

Book chapter

Blasa M, Gennari L, Angelino D, Ninfali P. 2010. Fruit and vegetable antioxidants in health. *In*: Watson RR, Preedy VR (Eds.). *Bioactive foods in promoting health. Fruits and vegetables*, 1st edn. Elsevier, 37-58.

Michel JL (Eds.). 2002. L’organisation pratique. *In* : Le mémoire de fin d’études dans les écoles de commerce. Ellipses, Paris, 77-88.

Thesis

Touré A. 2014. Gestion agronomique et dynamique des mauvaises herbes dans les systèmes de riz de bas fond en Afrique de l’Ouest. Thèse de l’Université d’Abomey-Calavi, Bénin, 250p.

Reference that can be consulted in electronic format

Blythe S. 1999. An introduction to medicines from plants. [http:// www.rainforesteducation.com/medicines/PlantMedicines/rfmedicines.htm](http://www.rainforesteducation.com/medicines/PlantMedicines/rfmedicines.htm), Accessed 24/03/2015.

OMS. 2014. Premier rapport de l’OMS sur la résistance aux antibiotiques: une menace grave d’ampleur mondiale. <http://www.who.int/mediacentre>, Accessed 16/11/2014.

ILLUSTRATIONS

All illustrations (graphs, drawings or photographs) must be numbered in Arabic numerals and mentioned in numerical order in the text (number in brackets). Each illustration must be supplied in a separate file.

TABLES

Each table must be presented on a separate page, numbered in Arabic numeral and indexed in the text using its number in parenthesis. It must be accompanied by a title (placed above it) and, potentially, explanatory notes (below). It must have simple line spacing.

SUBMISSION OF PAPERS

Papers should be submitted in electronic form through e-mail as attachment, to:

rebpasres.prov@gmail.com

Before a manuscript is submitted, authors must ensure that the text follows carefully the instructions for authors. The journal could reject any article that does not respect its guideline.

After receipt of the manuscript, the editorial board of the journal sees if the article fit into the editorial line. The manuscript is then evaluated by two scientists of known competence in the relevant field. Notification of acceptance, of rejection or of the need for revision will be given to authors. The final manuscript will be approved by the editorial board before sending to the publisher for copy editing.

CORRECTING PROOFS, REPRODUCTION REQUESTS

In the event of full or partial reproduction, in the manuscript, of a document or illustration that has already been published, a written authorization from the publisher and authors must be supplied. The corresponding author will receive the electronic proofs of his or her article in PDF format. Content changes will not be accepted on proofs. Corrections must only be made to the typography. The authors must send back the corrected proofs to the publisher within 48 hours following receipt, at any time throughout the year. If they are not sent back in time, the publisher has the right to print the article without the author's corrections. As soon as the journal is published, reproduction requests must be sent to the publisher.

The corresponding author will receive his or her published article in PDF format.

The publication in the REB-PASRES is completely free of charge.