

Dynamique Spatio-Temporelle et Contribution à la Séquestration du Carbone des Mangroves, dans un Contexte de Changement Climatique : Cas de l'estuaire de Fresco, Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire

Spatio-Temporal Dynamics and Contribution to Carbon Sequestration in Mangroves in a Context of Climate Change: The Case of the Fresco Estuary, South-West Côte d'Ivoire

Faye Jean Denis Wagane¹, Konan Edouard Kouassi², Bwende Nkolomoni Aristote³

¹Centre d'Excellence Africain sur le Changement Climatique, la Biodiversité et l'Agriculture Durable (CEA-CCBAD), Unité de Formation et de Recherche en Biosciences, Université Félix Houphouët Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire

²Centre de Services Scientifiques Ouest-africains sur le Changement Climatique et l'Utilisation Adaptée des Terres (WASCAL), Programme de recherche universitaire sur le changement climatique et la biodiversité, Unité de Formation et de Recherche en Biosciences, Université Félix Houphouët-Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire

³Université de Lubumbashi, Université de Likasi, République Démocratique du Congo.

(*) Auteur correspondant : fayedenisjean@gmail.com

ORCDI des Auteurs :

Faye Jean Denis Wagane : <https://orcid.org/0009-0009-1480-0547>; Konan Edouard Kouassi : <https://orcid.org/0009-0008-6207-6357>; Bwende Nkolomoni Aristote : <https://orcid.org/0000-0001-5242-062X>

Comment citer article : Faye Jean Denis Wagane, Konan Edouard Kouassi, Bwende Nkolomoni Aristote (2025) Dynamique Spatio-Temporelle et Contribution à la Séquestration du Carbone des Mangroves, dans un Contexte de Changement Climatique : Cas de l'estuaire de Fresco, Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire. *Revue Ecosystèmes et Paysages*, 5(1):1-18pp, e-ISSN (Online): 2790-3230.

doi: <https://doi.org/10.59384/recopays.tg5103>

Reçu : 30 mars 2025

Accepté : 15 juin 2025

Publié : 30 juin 2025



Copyright: Published under a Creative Commons Attribution (CC-BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>)

Résumé

Les mangroves jouent un rôle crucial dans les stratégies de lutte contre le changement climatique, tant pour l'atténuation que pour l'adaptation. La présente étude s'est concentrée sur l'évaluation de la dynamique spatiotemporelle des mangroves de Fresco entre 1990 et 2023 et sur l'estimation de la quantité de carbone stockée par ces écosystèmes, en vue de mettre en évidence leur rôle dans la lutte contre le changement climatique. La méthodologie adoptée comprend une analyse diachronique de deux images Landsat couvrant les périodes de 1990 et 2023, révélant l'évolution des mangroves sur trente-trois ans dans cette région. L'estimation du stock de carbone a été réalisée grâce à des équations allométriques utilisant les données dendrométriques issues des espèces de palétuviers de ces écosystèmes. Les résultats montrent une légère régression des mangroves de la lagune de Fresco, passant de $1504,26 \pm 12,45$ hectares en 1990 à $1416,61 \pm 10,73$ hectares en 2023, avec un taux moyen d'évolution annuel de $-0,18 \% \pm 0,05 \%$. Cette diminution, bien que modérée, indique une perte significative de la couverture des mangroves sur la période étudiée. En termes de stockage de carbone, les mangroves de Fresco séquestrent jusqu'à $24,33 \pm 3,12$ tonnes de carbone par hectare, avec une variation liée à la diversité des espèces et à la structure forestière. Ces résultats fournissent des

).

informations précieuses pour les stratégies nationales de lutte contre le changement climatique, soulignant l'importance de la conservation et de l'amélioration des mangroves pour maintenir leur rôle de puits de carbone et atténuer les effets du changement climatique.

Mots clés : Mangrove, Carbone, Modélisation, Changement climatique, Côte d'Ivoire

Abstract

Mangroves play a crucial role in climate change strategies, both for mitigation and adaptation. This study focused on evaluating the spatiotemporal dynamics of the Fresco mangroves between 1990 and 2023 and estimating the amount of carbon stored by these ecosystems, in order to highlight their role in the fight against climate change. The methodology adopted includes a diachronic analysis of two Landsat images covering the periods of 1990 and 2023, revealing the evolution of mangroves over thirty-three years in this region. The estimation of carbon stock was carried out using allometric equations based on dendrometric data from mangrove species in these ecosystems. The results show a slight regression of the Fresco lagoon mangroves, decreasing from 1504.26 ± 12.45 hectares in 1990 to 1416.61 ± 10.73 hectares in 2023, with an average annual change rate of $-0.18\% \pm 0.05\%$. This decrease, although moderate, indicates a significant loss of mangrove cover over the studied period. In terms of carbon storage, the Fresco mangroves sequester up to 24.33 ± 3.12 tonnes of carbon per hectare, with variation related to species diversity and forest structure. These results provide valuable information for national climate change strategies, emphasizing the importance of conserving and restoring mangroves to maintain their role as carbon sinks and mitigate the effects of climate change.

Key words : Mangrove, Carbon, Modelling, Climate change, Côte d'Ivoire

1. Introduction

Le changement climatique est actuellement l'une des questions les plus importantes au monde. Il se manifeste en partie par un réchauffement de la planète. Ce réchauffement est provoqué par les Gaz à Effet de Serre (GES), provenant principalement des actions anthropiques qui perturbent le cycle mondial du carbone (IPCC 2007).

Ces dernières décennies, le dioxyde de carbone (CO_2) est désigné comme le principal gaz à effet de serre, à la base du réchauffement climatique. Le changement climatique observé depuis le début de la révolution industrielle est en grande partie dû à l'augmentation de la quantité de gaz à effet de serre dans l'atmosphère. Le dioxyde de carbone (CO_2), le méthane (CH_4), l'oxyde nitreux (N_2O), l'ozone (O_3) et la vapeur d'eau (H_2O) sont tous impliqués (GIEC 2007). Le carbone se présente en infime quantité (Pedro 2007). Les composants azote, eau et carbone réalisent chacun un ensemble de processus appelés cycles biogéochimiques (Ramade 2008). Ces processus soulignent le rôle important de ces éléments chimiques non seulement dans le maintien de la biosphère, mais aussi dans les phénomènes climatiques, notamment l'effet de serre, entre autres. Selon GIEC (2007), les émissions de dioxyde de carbone par la combustion du carbone fossile et par la production de ciment ont fait augmenter la quantité de carbone envoyée dans l'atmosphère de $6,4 (\pm 0,4)$ GtC par an dans les années 1990 à $7,2 (\pm 0,3)$ GtC par an pour la période 2000-2005. Ainsi, même s'il n'est pas l'agent le plus influent de l'atmosphère, la vapeur d'eau étant « le plus important gaz à effet de serre » (GIEC 2007) ; le dioxyde de carbone est l'élément chimique dont l'homme a beaucoup contribué à augmenter la teneur dans l'atmosphère. De ce fait, de l'avis de Touré (2002), le CO_2 « assure 60 % de l'actuel effet de serre ».

Toutefois, la question du contrôle des émissions de gaz à effet de serre en particulier le dioxyde de carbone demeure crucial, tant pour les scientifiques que pour la société en général. C'est pourquoi, le protocole de Kyoto a été mis en place le 11 décembre 1997. Son objectif visait à réduire de manière significative les émissions de dioxyde de carbone des pays signataires (Ravelondralambo 2018). Les grands réservoirs de carbone, tels que les forêts et les océans, sont des éléments clés pour lutter contre le changement climatique en absorbant une quantité importante de CO_2 émis par l'homme. En effet, ces écosystèmes terrestres et marins capturent environ 45 % des émissions anthropiques de dioxyde de carbone (Commission Européenne 2009), tout en ne couvrant que 2 % de la surface terrestre (Commission for Environmental Cooperation 2013). D'après la FAO (2005), les forêts

du monde stockent une quantité impressionnante de carbone : 283 GtC uniquement dans la biomasse des arbres. En incluant le bois mort, la litière et les sols, le carbone stocké dans les forêts atteint un total environ 50 % supérieur à la quantité présente dans l'atmosphère.

La mangrove est une formation végétale halophile caractéristique des estuaires et deltas des régions tropicales et subtropicales soumises à l'action de la marée. Bien qu'elle ne couvre qu'une superficie réduite, la mangrove se distingue comme l'écosystème le plus productif de la planète (FAO 2020). En effet, les mangroves stockent une quantité impressionnante de carbone estimée à 18,4 TgC/an, avec un taux de 1,39 tC/ha/an (Poirier 2013) surpassant largement d'autres types de forêts. Elles participent à l'atténuation du changement climatique en raison de leur capacité à s'adapter aux changements des vents dominants, des marées et à l'élévation du niveau de la mer (Pure Ocean Fund 2022).

La mangrove, un écosystème précieux, est actuellement menacée de dégradation. On estime qu'un tiers de leur superficie a disparu au cours des 50 dernières années. La principale cause de cette destruction est la conversion des mangroves en terres agricoles ou en bassins d'aquaculture (Alongi 2002). Les taux annuels de déforestation étaient estimés à environ 0,7 % de 2000 à 2005 (Spalding et al. 2010), similaires ou supérieurs à ceux des forêts tropicales et trois à cinq fois plus que les taux globaux moyens de perte de forêt (FAO 2006).

En Côte d'Ivoire, les mangroves ont subi une déforestation massive entre 1980 et 2006. Leur superficie a chuté de 30 200 hectares à 9 900 hectares (Egnankou 2009). Ce phénomène alarmant s'est accéléré au fil du temps, passant d'un taux de destruction annuel de 3 à 4 % dans les années 90 à un taux effarant de 6,3 % par an au cours de la dernière décennie (Sané et al. 2019).

Face au manque de données récentes ou à la disponibilité limitée d'informations sur les mangroves, cette recherche a été menée afin de combler ces insuffisances et d'offrir des éléments essentiels pour l'élaboration de politiques visant une gestion durable et la conservation des écosystèmes de mangrove de Fresco. Plus spécifiquement, l'étude vise à évaluer la dynamique spatiotemporelle des mangroves dans cette région et à estimer leur contribution à la séquestration du carbone dans un contexte de changement climatique.

2. Matériel et Méthodes

2.1. Présentation de la zone d'étude

Fresco est une ville de la Côte d'Ivoire. Elle compte 48 098 habitants (INS 2022). Elle est située au sud-ouest du pays, à 220 km d'Abidjan approximativement aux coordonnées 5,10°N de latitude et 5,60°W de longitude (Figure 1). La ville de Fresco fait partie du district du Bas-Sassandra. Sa superficie est estimée à 23 253 km², soit 7 % de la superficie totale de la Côte d'Ivoire qui est de 322 462 km² (N'Dri 2008). Le relief de la région de Fresco, réparti en zone forestière et lagunaire, est peu accidenté. Il présente de nombreux plateaux, des bas-fonds marécageux, des vallées et quelques collines (Dibo et al. 2021). Les activités principales pratiquées dans la région sont l'agriculture et la pêche. Concernant l'agriculture, un accent particulier est mis sur les cultures pérennes procurant aux populations l'essentiel de leurs revenus. Les cultures pérennes pratiquées sont le cacao, l'hévéa, le café et auparavant le coco dont les plantations étaient gérées par la COPAGRI (N'drin et al. 2019). Fresco reçoit entre 1 600 et 1 800 mm d'eau par an. Le climat reste pratiquement humide toute l'année (taux d'humidité 80 %), avec une température moyenne de 27 °C (Dibo et al. 2021).

2.2. Matériel

2.2.1. Matériel végétal

Le matériel végétal utilisé dans cette étude est composé essentiellement de deux espèces des mangroves à savoir *Avicennia germinans* et *Rhizophora racemosa*. Ces deux espèces sont celles caractéristiques dans la zone d'étude et recensées lors de l'inventaire floristique.

2.2.2. Matériel technique

Pour bien mener cette étude, un ensemble d'outils et d'équipements s'est révélé essentiel, notamment un appareil photo numérique pour la prise des images, un GPS de marque GARMIN 64s pour la géolocalisation des points de relevés, un décamètre pour la délimitation des placettes, de la peinture pour le marquage des mangroves inventoriées, un mètre ruban gradué pour la mesure de la circonférence des arbres, un télémètre (Laser Distance Meter B60) pour l'estimation de la hauteur des mangroves, ainsi que des fiches de relevés écologiques contenant les paramètres dendrométriques.

2.2.3. Matériel de cartographie

Cette étude a également utilisé du matériel de cartographie, comprenant des images satellites de type Landsat de la scène 197-056 (Tableau 1). Ces deux images, datant respectivement de 1990 (constituant la couverture ancienne) et de 2023 (représentant

la couverture la plus récente) ont été téléchargées sur le site Earth Explorer de l’US Geological Survey (<https://earthexplorer.usgs.gov/>).

Tableau 1. Données satellitaires acquises (images Landsat couvrant la scène 197-056)

Type de Capteurs*	Résolution (m)	Nombre de Bande	Date d’acquisition
Landsat 5 TM	30	7	29 décembre 1990
Landsat 8 OLI-TIRS	30	7	24 décembre 2023

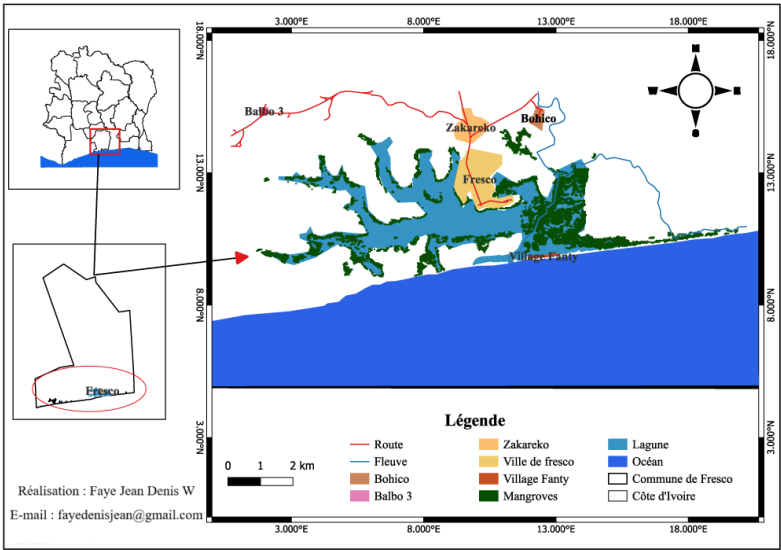


Figure 1. Localisation de la ville de Fresco et des mangroves de la région.
Données. Global Mangrove Watch (<https://www.globalmangrovetwatch.org>)

2.3. Caractérisation cartographique et dynamique spatio-temporelle des mangroves

2.3.1. Traitement d’images satellitaires

La méthode de télédétection utilisée dans cette étude s’inspire de Roy et al. (2019) et comprend cinq étapes principales : acquisition, classification, vérification terrain, validation et interprétation des deux images Landsat (Tableau 1). Les images ont été traitées à l’aide des logiciels ENVI 5.3 et QGIS 3.28. La correction radiométrique et atmosphérique a été appliquée à l’image de 1990, tandis que celle de 2023, déjà corrigée en surface (niveau 2), n’a pas nécessité de traitement supplémentaire. Des compositions colorées spécifiques ont permis de distinguer huit classes d’occupation du sol. Une campagne de terrain a permis de collecter 27 points de référence pour l’identification et la validation post-classification. La classification supervisée par maximum de vraisemblance a été utilisée pour produire les cartes finales, en raison de sa capacité à différencier des classes spectrales proches (Oszwald et al. 2010).

2.3.2. Évaluation de la classification

La pertinence d’une classification demeure insuffisante sans une évaluation qualitative de sa précision, comme souligné par Marechal (2012). Ainsi, pour évaluer et valider la qualité de la classification des images satellites, deux méthodes ont été utilisées : la création de la matrice de confusion et le calcul du coefficient Kappa (K) (Ndavaro et al. 2021). La matrice de confusion a été générée à l’aide du logiciel ENVI (version 5.3) en utilisant la fonction "confusion matrix". Cette matrice représente le nombre de pixels correctement classés, exprimé en proportion du total de pixels (Girard et Girard 2010). En outre, elle calcule le coefficient Kappa (K), un indice qui évalue la précision de la classification en prenant en compte les erreurs tant en termes de lignes que de colonnes, que ce soit de manière globale ou à l’échelle de chaque classe (Boulogne 2016).

L'indice de Kappa (K) est considéré comme excellent quand il est supérieur à 0,81 ; bon entre 0,61 et 0,8 ; modéré entre 0,41 et 0,6 ; médiocre entre 0,21 et 0,4 ; mauvais entre 0 et 0,2 et très mauvais pour les valeurs négatives (Ndavaro et al. 2021).

2.3.3. Analyse de la dynamique spatio-temporelle des mangroves

Dans la réalisation de la matrice de transition, les deux images résultant de la classification des types d'occupation du sol ont été utilisées comme données fondamentales dans l'analyse de l'évolution de la couverture du sol. Pour décrire les transformations dans l'utilisation des terres entre 1990 et 2023, la méthode de la matrice de transition a été employée. Cette méthode, préconisée par Schlaepfer (2002), a consisté à élaborer une matrice carrée pour identifier les différentes évolutions qu'ont connues les différents types d'occupations du sol à Fresco, notamment les mangroves dans le cas de cette étude, entre 1990 et 2023.

Le nombre X de lignes de la matrice indique le nombre de classes d'occupations du sol au temps t_0 (1990) ; le nombre Y de colonnes de la matrice est le nombre de classes d'occupations du sol converties au temps t_1 (2023) et la diagonale contient les superficies des formations forestières restées inchangées (Ndavaro et al. 2021).

Dans cette étude, la méthode standardisée développée par Puyravaud (2003) a été utilisée afin de calculer le taux d'évolution moyen annuel (θ). Dans le cadre de cette étude, la particularité a été faite sur la mangrove. $\theta < 0$ indique une régression, alors que $\theta > 0$ indique plutôt une progression et $\theta = 0$ indique stabilité de la mangrove.

$$\theta = \frac{1}{t_2 - t_1} \ln\left(\frac{A_2}{A_1}\right) \times 100$$

Avec **A1** : la superficie des mangroves de l'année initiale (1990) ; **A2** : la superficie des mangroves de l'année finale (2023) ; **t1** : la date d'acquisition exacte de l'image pour l'année initiale (1990) ; **t2** : la date d'acquisition exacte de l'image pour l'année finale (2023) ; **ln** : le logarithme népérien.

2.4. Caractérisation de la végétation

2.4.1. Prospection préliminaire et choix du site d'étude

La recherche préalable a consisté à avoir une connaissance générale du milieu d'étude avec son environnement. Il s'est agi d'une étape de définition du site d'étude. Les perspectives comprennent également l'identification des types d'occupations du sol afin de mieux évaluer les pressions sur la zone d'étude. Le choix du site d'étude a été fait sur la base d'informations bibliographiques sur l'écosystème, la richesse floristique, et l'état d'accessibilité pour l'étude de la mangrove.

2.4.2. Plan d'échantillonnages

La collecte de données sur la flore des mangroves a été rendue possible grâce à un schéma d'échantillonnage. Ce plan d'échantillonnage s'est inspiré en partie des travaux de Ndour (2005) et a été ajusté pour assurer son applicabilité dans la zone d'étude sur des formations de mangroves naturelles. La sélection d'unités d'échantillonnage au sein de l'écosystème de mangrove de la région de Fresco, motivée par l'accès difficile aux peuplements et la vaste étendue des mangroves, est justifiée par plusieurs raisons. Elle a permis : (i) de réduire la taille des populations échantillonnées, (ii) de minimiser l'effort d'inventaire et (iii) de se concentrer sur les mangroves accessibles de la région. Une superficie de 10,37 hectares a été délimitée à l'aide du logiciel QGIS (version 3.28). Pour établir une méthodologie efficace sur le terrain, le site d'étude a été subdivisé en 4 transects de 250 mètres chacun. Chaque transect a été aménagé avec 5 placettes, totalisant ainsi 20 placettes de 25 m x 25 m. Chaque placette représente une surface de 0,0625 hectare sur le site d'étude. Ainsi, l'inventaire floristique a été réalisé sur une superficie totale de 1,25 hectares.

2.4.3. Inventaire floristique

A partir de l'inventaire floristique des mangroves les paramètres dendrométriques ont été prélevés et ont été appliqués sur les équations allométriques pour l'obtention de la quantité totale de biomasse et de carbone qui a été séquestré. Les paramètres dendrométriques qui ont été relevés sont : le diamètre à hauteur de poitrine en cm ($D \geq 1$ cm) et la hauteur de chaque arbre en m. Le diamètre à hauteur de poitrine (DHP=1,3 m théoriquement), dans la mangrove, cette hauteur conventionnelle ne s'applique pas, elle est remplacée par la notion de « diamètre » à 0,3 m chez les individus du genre *Rhizophora* présentant des racines échasses (Donato et Kauffman 2012).

2.4.5. Traitement et analyse des données

Les données obtenues ont été traitées à l'aide du tableur Excel qui a servi au classement des données numériques et à l'élaboration des tableaux. Les graphiques ont été créés à l'aide du logiciel RStudio (version 4.1). La liste floristique des espèces a été dressée puis analysée, en calculant la biomasse, le stock de carbone, la fréquence, la densité, le diamètre moyen, la hauteur moyenne, la dominance relative et la surface terrière.

Les équations allométriques de la biomasse spécifique aux espèces *Rhizophora racemosa* et *Avicennia germinans* développées par Zanvo et al. (2023) dans le sud du Bénin ont été utilisées pour l'estimation de la biomasse totale (c'est-à-dire la composante aérienne et souterraine) pour les deux espèces de mangroves (*R. racemosa* et *A. germinans*). Les équations allométriques spécifiques aux espèces sont les suivantes :

$$Rhizophora racemosa : BT = 1,07 \times e^{(0,66+0,68 \times \ln(D^2 H))}$$

$$Avicennia germinans : BT = 1,05 \times e^{(0,40+0,56 \times \ln(D^2 H))}$$

Avec **BT** : Biomasse Totale (kg) ; **D** : diamètre à hauteur de poitrine ≥ 1 cm et **H** : hauteur totale de l'arbre (m).

Le calcul du stock de carbone est obtenu, en multipliant la valeur de biomasse totale obtenue, par un facteur de conversion égale à 0,48 (Donato et Kauffman 2011). Concernant l'équivalent dioxyde de carbone, il est reconnu que la masse molaire du carbone est de 12 et celle du dioxygène est de 16 d'où une masse molaire du CO₂ égale à 44. Ainsi, le rapport du carbone (C) au dioxygène (O₂) est de 3,67. Le stock de CO₂ atmosphérique équivalent est alors obtenu en multipliant le stock de carbone issu de la biomasse totale par 3,67 (Ouedraogo et al. 2019).

$$C = BT \times 0,48$$

Avec **C** : stock de carbone (kg/ha) ; **BT** : biomasse totale (kg).

La notion de fréquence est définie par Gaussien (1963) et Gounot (1969) comme le rapport entre le nombre de relevés dans lesquels l'espèce est représentée et le nombre total de relevés. Elle renseigne sur la distribution d'une espèce dans un peuplement. Elle a été obtenue par la formule suivante :

$$F = \frac{Nri}{Nr} \times 100$$

Avec **F** : la Fréquence exprimée en pourcentage (%) ; **Nri** : le nombre de relevés où l'on retrouve l'espèce i et **Nr** : le nombre total de relevés.

La surface terrière (St) ou recouvrement basal qui désigne la surface de l'arbre évaluée à 1,3 m. Elle est exprimée en mètre carré par hectare (m²/ha) et a été obtenue à partir de la formule suivante :

$$St = \frac{\sum \pi \left(\frac{d}{2}\right)^2}{SE}$$

Avec **St** : la Surface terrière (m²/ha) ; **d** : le diamètre à hauteur de poitrine (cm) et **SE** : la surface de l'échantillon (ha).

La dominance relative (DR) fait référence à la prépondérance d'une ou plusieurs espèces par rapport aux autres dans une communauté donnée. Elle représente, pour une espèce (a), le rapport de la surface terrière AB (a) (surface de la section des troncs correspondant au DHP) par la somme des surfaces terrières (AB) de toutes les espèces du peuplement. Elle est obtenue à partir de la formule suivante :

$$DR(a) = \frac{AB(a)}{\sum AB} \times 100$$

Avec **DR (a)** : dominance relative exprimée en pourcentage (%) ; **AB** la surface terrière de l'espèce.

La Densité (individus / hectares) est le rapport entre le nombre total des individus ligneux (n) et la surface totale échantillonnée (S en ha).

$$N = \frac{n}{S}$$

Le Diamètre moyen (centimètres) est le rapport entre la somme des diamètres de tous les individus (di) et le nombre total d'individus (n) inventoriés.

$$D moy = \frac{\sum di}{n} = \frac{\sum \left(\frac{C}{\pi}\right)}{n}$$

3. Résultats

État de l'occupation du sol en 1990 et 2023

Cartographie de l'occupation du sol en 1990

La précision globale de la classification de l'image de 1990 a été de 97,30 %, avec un Coefficient Kappa de 0,97. Cette classification par maximum de vraisemblable a fait ressortir huit classes d'occupations (forêts (forêts denses humides), mangroves, plantations de palmier, plantations d'hévéa, marécages, jachères, sols nus/bâti et plans d'eau). D'après l'analyse des figures 2 et 4, en 1990, les mangroves ne couvraient que 13,27 %, soit une superficie de 1504,27 ha.

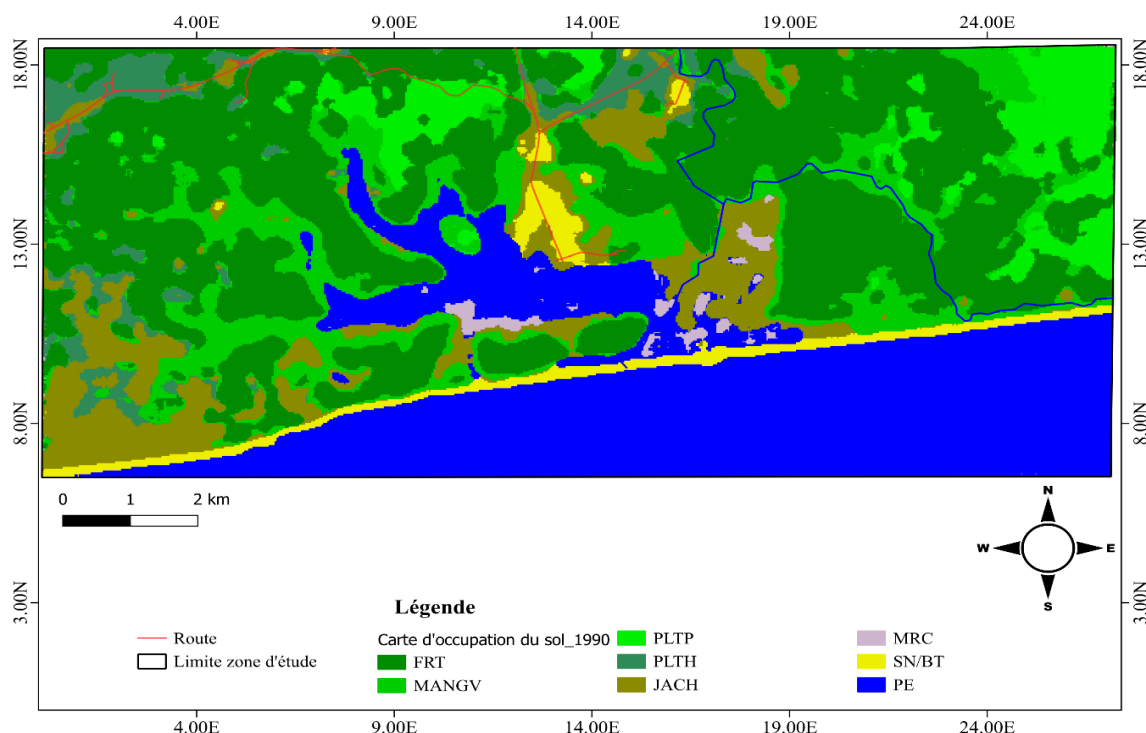


Figure 2. Carte d'occupations du sol historique de la région de Fresco en 1990

FRT : Forêts ; **MANGV** : Mangroves ; **PLTP** : Plantations de palmier ; **PLTH** : Plantations d'hévéa ; **MAR** : Marécages ; **JACH** : Jachères ; **SN/BT** : Sols nus/bâti et **PLE** : Plans d'eau

Cartographie de l'occupation du sol en 2023

La classification par maximum de vraisemblable effectuée sur l'image Landsat 8 de 2023 a fait ressortir huit classes (forêts (forêts denses humides), mangroves, plantations de palmier, plantations d'hévéa, marécages, jachères, sols nus/bâti et plans d'eau). La précision globale est de 94,91 % et une valeur du Coefficient Kappa de 0,9376. L'analyse des figures 3 et 4 révèle un changement dans l'occupation des sols en 2023. Les mangroves, ne couvrent plus que 12,48 % de la superficie totale, soit 1416,61 ha.

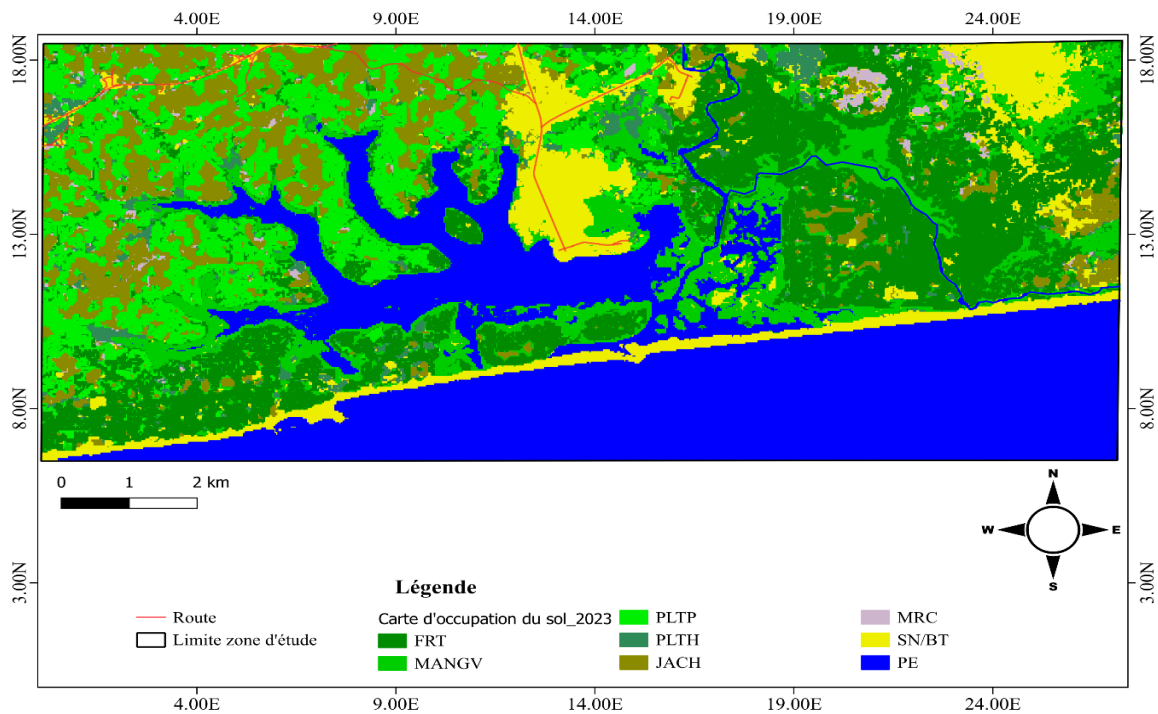


Figure 3. Carte d’occupations du sol actualisée de la région de Fresco en 2023

FRT : Forêts ; MANGV : Mangroves ; PLTP : Plantations de palmier ; PLTH : Plantations d’hévéa ; MAR : Marécages ; JACH : Jachères ; SN/BT : Sols nus/bâties et PLE : Plans d’eau

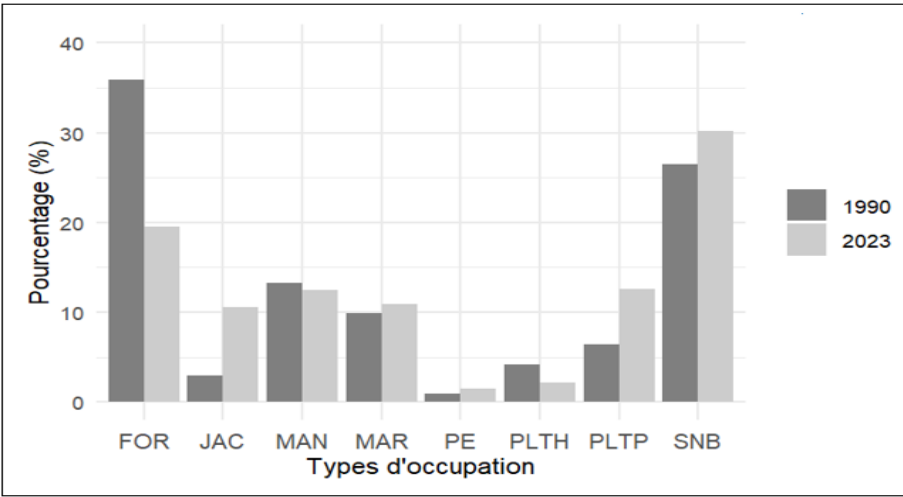


Figure 4. Évolution de l'occupation des terres entre 1990 et 2023 : Comparaison des superficies (%)
FOR : Forêt, MAN : Mangrove, PLTP : Plantation de Palmier, PLTH : Plantation d'hévéa, MAR : Marécage, JAC : Jachère, SNB : Sol Nus/Bâties, PE : Plan D'eau

Dynamique de l’occupation du sol

La matrice de transition de l’occupation du sol entre 1990 et 2023 (Tableau 2) révèle que les mangroves ont subi des transformations majeures, ayant été convertis en plantations de palmiers (23,78 %), en zones de marécages (12,61 %) et en sols nus/bâties (12,84 %). Seule 30,77 % de leur superficie initiale a été conservées. Seulement 21,94 % des forêts sont restées intactes, tandis

que le reste de leur superficie a été principalement converti en plantations de palmiers (22,81 %) et d'hévéas (16,56 %). De même, Les autres types d'occupations, en dehors des plantations d'hévéas, ont tous vu leur superficie augmenter entre 1990 et 2023. Les plantations de palmiers ont préservé 53,81 % de leur superficie d'origine, tandis que les zones marécageuses ont conservé 34,69 % de leur surface initiale. Les jachères ont maintenu 44,72 % de leur étendue, les sols nus et bâtis ont gardé 62,94 %, et les plans d'eau ont préservé 47,65 % de leur superficie.

Les données du tableau 3 indiquent une diminution de la superficie des mangroves entre 1990 et 2023, passant de 1504,26 ha à 1 416,61 ha, avec un taux d'évolution moyen annuel de -0,18 %.

Tableau 2. Matrice de transition des types d'occupation du sol entre 1990 et 2023

Occupation du sol (%)	1990							
	FRT	MANGV	PLTP	PLTH	MAR	JACH	SN/BT	PLE
2023								
FRT	21,94	6,49	6,91	16,27	12,11	0,28	3,32	9,42
MANGV	1,02	30,77	4,40	0,00	11,86	1,01	0,00	7,71
PLTP	22,81	23,78	53,81	33,94	6,71	22,27	11,19	0,00
PLTH	16,56	5,32	2,79	6,45	5,59	7,30	1,43	0,00
MAR	8,39	12,61	4,20	0,00	34,69	0,81	9,44	0,49
JACH	10,64	6,67	18,77	26,92	2,68	44,72	5,39	0,00
SN/BT	11,52	12,84	9,12	16,41	4,48	23,60	62,94	34,73
PLE	7,11	1,52	0,00	0,00	21,87	0,01	6,29	47,65
Total général	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00

Tableau 3. Superficie et taux moyen d'évolution annuel de la mangrove de 1990 à 2023

Unités	Occupation du Sol (1990)		Occupation du Sol (2023)		Taux d'évolution	Nature
	Superficie (ha)	Proportion (%)	Superficie (ha)	Proportion (%)		
Mangrove	1504,26	13,26	1416,61	12,49	-0,18%	Régression

Caractéristiques structurales des mangroves de la région de Fresco

Afin de mieux visualiser les résultats de l'inventaire floristique réalisé dans la mangrove de Fresco, le tableau 4 présente de manière synthétique les principales caractéristiques des espèces recensées ainsi que les paramètres structurels de la mangrove.

Tableau 4. Caractéristiques des espèces recensées et structurels de la mangrove

Paramètre	Mangrove de Fresco
Diamètre moyen (cm)	7,01
Hauteur moyenne (m)	6,53
Densité moyenne (ind./ha)	991
Surface inventoriée (ha)	1,25

	<i>Avicennia germinans</i>	<i>Rhizophora racemosa</i>	Total / Moyenne
Nombre d'individus	1105	134	1239
Fréquence (%)	89,18 %	10,82 %	100 %
Dominance relative (%)	60,55 %	39,45 %	100 %

La distribution des individus des espèces de palétuvier par classe de diamètre (Figure 5) montre une allure unimodale (structure en « L »). Cette forme de distribution traduit une dominance des individus de petite classe de diamètre. Dans cette situation, la majorité des mangroves ont un diamètre compris dans les classes de diamètres [1-5 cm[et [5-10 cm[. Cette distribution des mangroves par classe de diamètre est mieux ajustée à une fonction polynomiale d'équation $y = 13,549x^2 - 203,35x + 720,68$, $R^2 = 0,662$.

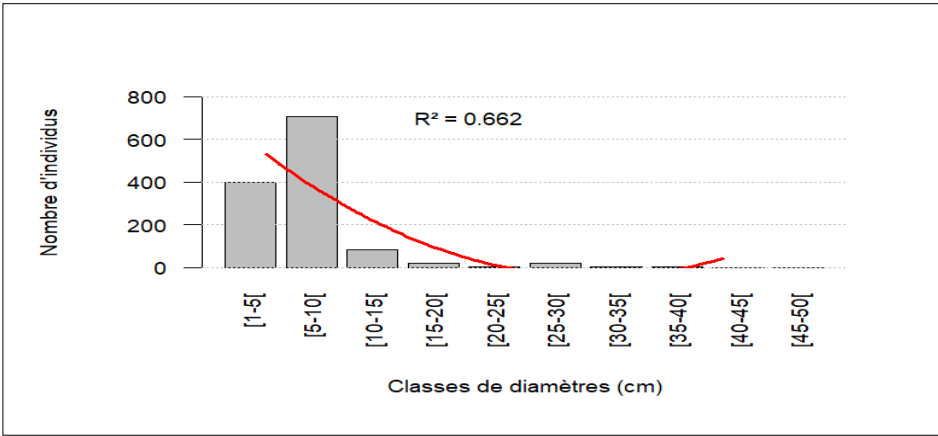


Figure 5. Distribution des individus de *Avicennia germinans* et *Rhizophora racemosa* par classe de diamètre

L’histogramme des individus des espèces de palétuvier par classe de hauteur (Figure 6) présente une distribution unimodale et décroissante des hauteurs (structure en « L »). Cette distribution traduit la dominance des individus de petites classes de hauteur. L’observation de la figure 10 montre que la majorité des mangroves ont une hauteur comprise dans les classes]2-6 m] et]6-10 m]. Pour les autres classes, les effectifs vont en décroissance au fur et à mesure que la hauteur augmente. Cette répartition des mangroves par classe de hauteur est mieux décrite par une fonction polynomiale d’équation $y = 13,55x^2 - 203,35x + 720,68$, $R^2 = 0,848$.

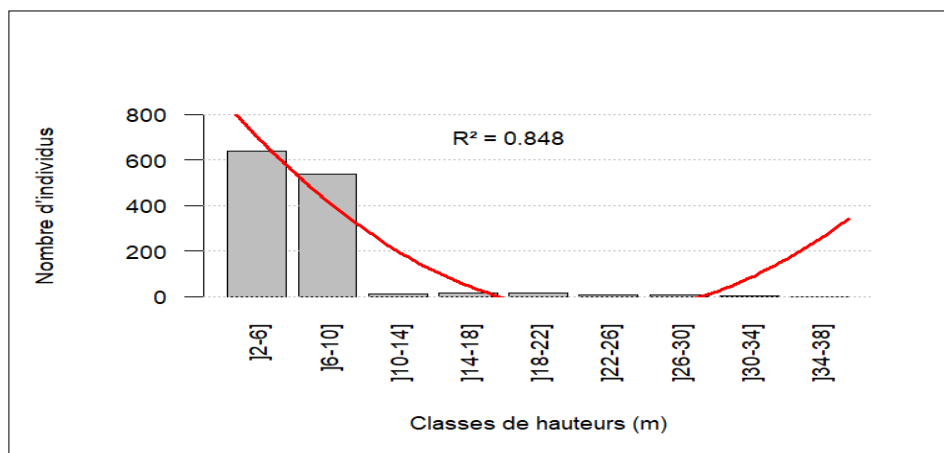


Figure 6. Distribution des individus de *Avicennia germinans* et *Rhizophora racemosa* par classe de hauteur

Biomasse végétale et séquestration de carbone dans les classes de diamètre

De l'analyse de la figure 7, il ressort que la quantité de biomasse totale, de stock de carbone et d'équivalent CO₂ varient selon les différentes classes de diamètre. Les valeurs les plus élevées ont été observées dans les classes de diamètre compris entre 5 et 10 cm (respectivement 32,49 tonnes ; 15,59 tonnes et 57,24 tonnes pour la quantité de la biomasse totale, le stock de carbone séquestré et l'équivalent CO₂) et celle dont les individus ont des diamètres compris entre 1 et 5 cm (8,57 tonnes ; 4,11 tonnes et 15,11 tonnes, respectivement pour la quantité de la biomasse totale, de stock de carbone et l'équivalent CO₂).

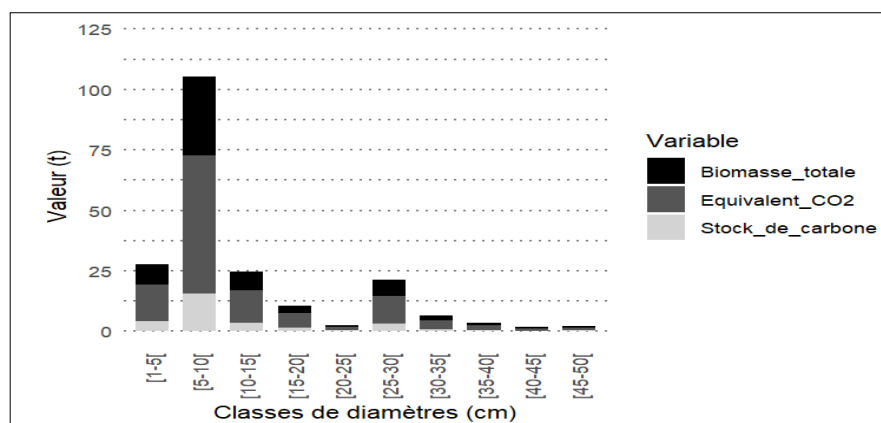


Figure 7. Distribution de la biomasse totale, de l'équivalent CO₂ et du stock de carbone en fonction des classes de diamètres

Biomasse végétale et séquestration de carbone par espèce

En analysant les espèces individuellement, *Avicennia germinans* se distingue en produisant la plus grande quantité de biomasse. Cette espèce génère un total de 50,47 tonnes de matière sèche, ce qui correspond à un stockage de carbone de 24,23 tonnes et équivalent à 88,92 tonnes de CO₂. En comparaison, *Rhizophora racemosa* produit une biomasse totale de 12,87 tonnes, stockant 6,18 tonnes de carbone et équivalent à 22,68 tonnes de CO₂. Lorsqu'on examine les individus, *R. racemosa* présente un stock de carbone plus élevé, stockant 0,05 tonnes, comparé à *A. germinans* qui en stocke 0,02 tonnes (Tableau 5).

Tableau 5. Valeurs de la biomasse, du stock de carbone et du CO₂ équivalent des espèces

Espèces	Biomasse Totale (t)		Stock de Carbone (t)		Equivalent CO ₂ (t)	
	Par Individus	Totale	Par Individus	Totale	Par Individus	Totale
<i>Rhizophora racemosa</i>	0,10	12,87	0,05	6,18	0,17	22,68
<i>Avicennia germinans</i>	0,05	50,47	0,02	24,23	0,08	88,92

Stock de carbone séquestré

Pour 1,25 hectares de surface inventoriée, une biomasse totale de 63,35 tonnes de matière sèche a été obtenue, soit 50,68 tonnes par hectare (Tableau 6). Ce qui correspond à une quantité de carbone séquestré de 30,41 tonnes (soit 24,33 tonnes de carbone par hectare) et à un équivalent CO₂ de 111,60 tonnes (soit 89,28 tonnes de CO₂ par hectare). Lorsqu'on extrapole les données de l'échantillonnage à la superficie des 10,37 hectares qui a été délimitée dans la zone d'étude, on obtient, respectivement, une valeur de 525,55 tonnes de matière sèche pour la biomasse totale, 252,30 tonnes de carbone séquestré et 925,83 tonnes de CO₂ équivalent.

Tableau 6. Estimation de la biomasse et du taux de carbone

Site d'étude	Superficie (ha)	Biomasse totale (t)	Stock de carbone sé- questré (t)	Equivalent CO ₂ (t)
Superficie échantillonnée	1,25	63,35	30,41	111,60
Superficie délimitée	10,37	525,55	252,30	925,83

4. Discussion

4.1. Dynamique de l'occupation du sol

La classification des images de 1990 et de 2023 présente une précision globale respectivement de 97,30 % et 94,91 %. Ces résultats sont comparables à ceux obtenus par N'Da et al. (2019), qui ont rapporté des précisions entre 93 et 94 % dans la cartographie des écosystèmes de mangroves de Toukouzou-Hozalem. Les coefficients Kappa pour les années 1990 et 2023 sont de 0,97 et 0,93, respectivement. Selon les critères établis par Girard et Girard (1999), des valeurs du coefficient Kappa supérieures à 75 % (0,75) indiquent une classification acceptable. Ainsi, les classifications effectuées montrent un accord substantiel avec les réalités du terrain.

Les cartes des figures 2 et 3 ont permis d'évaluer la dynamique de l'occupation des sols dans la région de Fresco, révélant des marges d'erreur statistiquement acceptables. Ces cartes ont mis en évidence une dégradation accrue de la couverture forestière et des changements significatifs dans l'occupation des sols sur une période de trente-trois ans. Au terme de cette période, une grande partie de la couverture forestière a été considérablement altérée, avec environ 78,06 % des forêts et 69,23 % des mangroves touchées par des perturbations principalement attribuées aux activités humaines telles que l'agriculture et l'urbanisation. Ces valeurs sont supérieures à celle rapportée par Boulogne (2016) dans une étude similaire réalisée dans la forêt de Ranomafana à Madagascar sur une période de 24 ans (1989-2013) et qui a montré une régression du paysage forestier de l'ordre de 15 %. Les changements d'occupation des sols observés sur les cartes Landsat de 1990 et 2023 corroborent les résultats de Judex (2008), qui ont mis en lumière l'impact des activités humaines sur la dégradation presque totale des paysages forestiers du centre du Bénin.

Suivant la matrice de transition, au cours d'une période de trente-trois ans, les mangroves de la lagune de Fresco ont été majoritairement transformées en plantations de palmiers, représentant environ 23 % de la conversion totale, avec une portion plus modeste (12 %) convertie en sols nus et bâtis en raison de la pression démographique croissante qui s'exerce le long du littoral. La superficie des mangroves a diminué, passant de 1504,26 ha en 1990 à 1416,61 ha en 2023, avec un taux moyen d'évolution annuel de -0,18 %. Cette légère régression, comparée aux mangroves dans d'autres régions, peut s'expliquer par une campagne de reboisement menée par l'ONG SOS Forêt autour de la lagune de Fresco dans les années 2000. Les travaux de Bonou et al. (2023) sur la dynamique spatio-temporelle de 2001 à 2019 de l'aire communautaire de conservation de la biodiversité de la Bouche du Roy au Bénin révèlent une régression totale des écosystèmes de mangroves de -1,48 %, tandis que les zones anthropisées ont augmenté annuellement de près de 2,81 %. Des résultats similaires ont été obtenus par Armah et al. (2010) dans la région des mangroves au Ghana, qui a connu un appauvrissement significatif au cours des 30 dernières années. Ces pertes sont

attribuées aux pressions anthropiques, lesquelles augmenteront avec la croissance démographique et les variations climatiques. Ses auteurs affirment que la diminution de la couverture des mangroves a un impact négatif sur les services écosystémiques fournis par ces habitats (Fousseni et al. 2011 ; Fousseni et al. 2017).

Selon Akegbejo (2009), les mangroves sont soumises à une pression combinée de facteurs internes et externes. Elles subissent les impacts de diverses activités non contrôlées des populations locales vivant le long des côtes, les variations constantes de l'environnement littoral, et la pollution provenant des rejets urbains et maritimes. De nombreuses activités y sont pratiquées, notamment la coupe de bois et l'agriculture. Egnakou et al. (2023) affirment également une réduction progressive des mangroves principalement due aux activités humaines, qui ont contribué à leur dégradation progressive. Ces auteurs ont conclu dans leur étude que les multiples usages des mangroves ont entraîné leur détérioration. De plus, le bois de *Rhizophora racemosa* fait l'objet d'une exploitation intensive. Ces constats rejoignent ceux de Teteli et al. (2024) qui ont observé dans le parc marin des mangroves de Muanda une perte estimée à 70 % du stock de carbone sur les sites dégradés, soit environ 235 tC/ha disparues sous l'effet de la coupe non contrôlée et des pressions anthropiques directes. Les sites conservés présentaient quant à eux des stocks allant jusqu'à 390 tC/ha, soulignant l'importance de préserver ces milieux dans leur état naturel pour optimiser la séquestration du carbone.

4.2. Paramètres de la végétation ligneuse des mangroves

Composition floristique

L'inventaire floristique réalisé dans les mangroves de Fresco a permis d'identifier 1239 palétuviers de DPH ≥ 1 cm répartis en deux espèces *Avicennia germinans* et *Rhizophora racemosa*. Ce résultat montre que la mangrove est peu diversifiée dans la zone de Fresco, ce qui est cohérent avec les observations de Sankaré et al. (1999), selon lesquelles la végétation de mangrove de Côte d'Ivoire est faiblement diversifiée, ne recèle aucune espèce endémique et présente les mêmes espèces de palétuviers partout, mais en proportions variables. Sur les deux espèces recensées, *A. germinans* est largement prédominante, représentant 89,18 % de la fréquence et 60,55 % de la dominance relative. La forte présence de l'espèce *A. germinans* pourrait s'expliquer par une forte concentration en sel des sols de la zone d'étude. Les espèces du genre *Avicennia* sont généralement considérées comme plus résistantes au sel que celles du genre *Rhizophora* (Clough 1992 ; Méndez-Alonzo et al. 2016). Dans les sites à forte salinité, où les concentrations d'anions et de cations sont élevées, l'espèce *A. germinans* s'adapte facilement à ces sols hypersalins, en augmentant sa concentration en soluté et l'élasticité des cellules (Tattini et al. 1995 ; Rajesh et al. 1998 ; Sobrado et Ball 1999 ; Trinchant et al. 2004 ; Le Rudulier 2005 ; Taffou 2005). En effet, des recherches sur les *Rhizophora* indiquent que la croissance de ses jeunes plants est également liée de manière inverse à la concentration en sel (Smith et Snedaker 1995 ; Biber 2006 ; Hoppe-Speer et al. 2011).

Diamètres et hauteurs

La distribution des palétuviers dans la zone d'étude, aussi bien en termes de classes de diamètre que de classes de hauteur, présente une structure unimodale, révélatrice des dynamiques de régénération en cours dans les peuplements de mangroves.

Les données montrent que la majorité des individus se concentrent dans les classes de diamètre [1–5 cm] et [5–10 cm], traduisant une prédominance d'arbres jeunes ou en phase de croissance. Cette abondance d'individus de petit diamètre constitue un indicateur favorable pour la reconstitution du peuplement, en assurant le renouvellement des générations. À l'inverse, la faible proportion d'individus de gros diamètre pourrait être le signe d'une pression anthropique importante (exploitation du bois, déboisement, etc.), comme l'ont signalé Sambou (2004) et Abdourhamane et al. (2013). Ces structures unimodales, caractérisées par une homogénéité des diamètres (Jdaidi, 2009), témoignent également de peuplements relativement jeunes, où les arbres présentent des âges proches.

La distribution des palétuviers selon les classes de hauteur suit également une structure unimodale décroissante de type « L », avec une dominance marquée des individus mesurant entre [2–6 m] et [6–10 m]. Ce type de répartition, selon Silué et al. (2023), est typique d'un écosystème en bon état de santé écologique. Il reflète une stabilité structurelle du peuplement, avec un renouvellement régulier des individus et une faible perturbation environnementale.

Stock de carbone

Le stock de carbone moyen piégé dans les mangroves de la région de Fresco (24,33 t/ha) reste plus élevé que celui de certains écosystèmes terrestres. Les études menées par Sambou (2017) et Mbow (2009) dans les forêts classées de Patako, Bala, Ouli et Wélor sur les savanes arbustives ont estimé un stock de carbone variant de 4 à 20,3 t/ha. Cela souligne l'importance des mangroves dans les stratégies de lutte contre le changement climatique. Cependant, ce chiffre est inférieur à la moyenne de 31,2 t/ha estimée par Woerner et al. (2004) pour les mangroves du Sénégal, et nettement en deçà de la moyenne de 185 t/ha rapportée par

Ajonina et al. (2014) pour l'estuaire ouest du Ghana. Cette faible quantité de carbone stocké dans les mangroves de Fresco pourrait être due à l'abondance des individus de moyenne classe de diamètre et d'une densité assez faible. Kokou et al. (2023) insistent sur le fait que « la conversion des terres forestières en terres agricoles réduit considérablement la capacité de séquestration du carbone des écosystèmes » et que « la dynamique spatio-temporelle du carbone permet de localiser les zones critiques à restaurer ». Leur étude sur la forêt d'Amou-Mono montre que les unités forestières denses stockent jusqu'à 7,4 tC/ha, tandis que les zones anthropisées chutent à zéro, soulignant la nécessité de reboisements ciblés. Sikbagou et al. (2023), dans leur étude des bois sacrés du nord-Togo, ont quant à eux estimé un stock de carbone moyen de 2216 tC/ha sur les ligneux vivants, révélant une forte capacité de séquestration dans les formations encore intactes. Ils recommandent fortement « la mise en place d'un plan de gestion participatif pour préserver et renforcer le rôle de ces forêts sacrées comme puits de carbone ». Rahma et Arif (2011) affirment que la quantité de biomasse et de carbone séquestrée sont influencées par l'augmentation de la densité et du diamètre des arbres. Ceci est en accord avec les observations de Wahyudi et al. (2018) et Azzahra et al. (2020) selon lesquelles la grandeur des arbres a un effet sur la séquestration du carbone. Kokou et al. (2023) confirment que « les formations forestières ayant une forte surface terrière et un diamètre moyen élevé présentent une meilleure efficacité dans le stockage du carbone ». La répartition du carbone au sein de cette structure, montre sa concentration sur les jeunes individus de diamètre compris entre 5 et 10 cm qui renferme 51,30 % du stock de carbone. Cet aspect est révélateur de la variation du carbone en fonction de la prédominance car la classe de diamètre [5-10 cm] représente 57,06 % des individus inventoriés (707 individus sur 1239). Au sein du peuplement, le potentiel en carbone est détenu par *A. germinans* (24,23 t), en raison certainement de sa prédominance, représentant 89,18 % de la fréquence et 60,55 % de la dominance relative sur l'ensemble des individus recensés. De nombreux auteurs (Chave et al., 2005 ; Mbow, 2009 ; Ouedraogo et al., 2019) ont souligné l'impact significatif de la densité du bois et de la taille des arbres sur la séquestration du carbone. Leurs travaux montrent qu'une espèce ou un peuplement avec des arbres plus grands et une densité de bois plus élevée peut avoir une dominance en carbone supérieure à celle d'autres espèces avec des arbres de dimension et de densité de bois plus faibles.

En revanche, lorsqu'on évalue le stock de carbone par individu pour chaque espèce, *R. racemosa* se distingue en stockant une quantité de carbone plus importante. Cette particularité pourrait être élucidée par sa capacité accrue à stocker le carbone. Mahmood et al. (2020) affirment que la quantité de biomasse et de carbone stockée varie selon les espèces de mangroves. Leurs travaux expliquent que cette variation est due aux capacités différentes de chaque espèce à stocker le carbone, en fonction de son diamètre à hauteur de poitrine, de sa densité de bois et de sa hauteur.

5. Conclusion

Dans le cadre de la conservation des mangroves et la lutte contre le changement climatique, cette étude a porté sur l'évaluation de la dynamique spatiotemporelle des mangroves de Fresco entre 1990 et 2023 et leur contribution à la séquestration du carbone, soulignant leurs potentiels dans la lutte contre le changement climatique. Pour évaluer la dynamique spatiotemporelle des mangroves à Fresco, l'utilisation d'outils cartographique a été essentielle. Une analyse diachronique des images satellitaires Landsat de 1990 et 2023 a révélé l'évolution des mangroves dans cette région. Il a été constaté que les mangroves de la région de Fresco ont légèrement régressé, leur superficie passant de $1504,26 \pm 12,45$ hectares en 1990 à $1416,61 \pm 10,73$ hectares en 2023, avec un taux moyen d'évolution annuel de $-0,18 \% \pm 0,05 \%$. Cette dynamique est principalement attribuée à des facteurs anthropiques, qui ont des impacts significatifs tant sur l'environnement que sur le plan socio-économique.

Au terme de l'inventaire floristique réalisé, les mangroves de la région de Fresco révèlent une faible diversité spécifique, caractérisée par la présence de deux espèces : *Rhizophora racemosa* et *Avicennia germinans*. Les relevés dendrométriques ont montré que, malgré une densité relativement faible, la population est jeune, avec un diamètre moyen de 7,01 cm et une hauteur moyenne de 6,53 m. Le stock moyen de carbone séquestré dans ce peuplement ($24,33 \pm 3,12$ tC/ha) est supérieur à celui de certaines formations de savane en terres fermes, notamment les formations arbustives. Ces résultats reflètent l'importance de préserver ces écosystèmes jouant un rôle essentiel dans le stockage du carbone. Il est donc impératif, dans le cadre des stratégies nationales de lutte contre le changement climatique, de promouvoir la conservation et l'amélioration des mangroves afin de maintenir leur rôle de puits de carbone.

Remerciements

Cette recherche a été réalisée avec le soutien financier de la Banque mondiale (BM) et de l'Agence française de développement (AFD). Nous tenons à exprimer notre gratitude à tous ceux qui ont contribué, directement ou indirectement, à sa réalisation. A cet effet, nous remercions le personnel du Centre d'Excellence Africain sur le Changement Climatique, la Biodiversité et l'Agriculture Durable (CEA-CCBAD), avec l'appui de ses partenaires.

Contribution des auteurs

Rôle du contributeur	Noms des auteurs
Conceptualisation	Faye JDW, Kouassi KE
Gestion des données	Faye JDW, Kouassi KE
Analyse formelle	Faye JDW, Kouassi KE, Bwende NA
Enquête et investigation	Faye JDW, Bwende NA
Méthodologie	Faye JDW, Kouassi KE
Supervision Validation	Faye JDW, Kouassi KE
Écriture – Préparation	Faye JDW, Kouassi KE, Bwende NA
Écriture – Révision	Faye JDW, Kouassi KE, Bwende NA

Références

- Abdourhamane, H., Morou, B., Rabiou, H., & Mahamane, A. (2013). Caractéristiques floristiques, diversité et structure de la végétation ligneuse dans le Centre-Sud du Niger : Cas du complexe des forêts classées de Dan Kada Dodo-Dan Gado. *The International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 7(3), 1048–1068. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v7i3.13>
- Ajonina, G. (2008). *Inventory and modelling mangrove forest stand dynamics following different levels of wood exploitation pressures in the Douala-Edéa, Atlantic coast of Cameroon* [Thèse de doctorat, Albert-Ludwigs University]. Freidok. <https://freidok.uni-freiburg.de/data/6132>
- Ajonina, G. N., Agardy, T., Lau, W., Agbogah, K., & Gormey, B. (2014). L'état des mangroves comme indicateur du paiement potentiel des services écosystémiques dans certains estuaires de la région occidentale du Ghana, en Afrique de l'Ouest. In S. Diop (Éd.), *Les interactions terre/océan dans la zone côtière d'Afrique de l'Ouest et centrale* (pp. 151–166). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-06388-1_13
- Akegbejo, S. (2009). Défis en matière de gestion des forêts de mangrove en Afrique : Une évaluation critique de la zone du Delta du Niger au Nigéria. *Nature & Faune*, 24(1), 53–84. <https://www.fao.org/3/i1035f/i1035f.pdf>
- Alongi, D. M. (2002). Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental Conservation*, 29(3), 331–349. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000231>
- Armah, A. K., Diame, A., Ajonina, G., & Kairo, J. (2010). Protection des mangroves : Le rôle du Réseau africain des mangroves. *Nature & Faune – FAO*, 24(1), 27–51. <https://www.fao.org/3/i1035f/i1035f.pdf>
- Azzahra, F. S., Suryanti, S., & Febrianto, S. (2020). Estimasi serapan karbon pada hutan mangrove Desa Bedono, Demak, Jawa Tengah. *Journal des Pêches et de la Recherche Marine (JFMR)*, 4, 308–315.
- Baig, S. P., & Iftikhar, U. A. (2005). *Les mangroves sont-elles un avenir ? Preuves empiriques de la valeur de l'écosystème de mangroves de Miani Hor comme base d'investissement* (Rapport de l'UICN, pp. 1–35). UICN. <https://portals.iucn.org/library/efiles/documents/Rep-2010-039.pdf>
- Barbier, E. B. (2000). Valoriser l'environnement comme intrant : Revue des applications aux liens mangrove-pêche. *Ecological Economics*, 35(1), 47–61. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(00\)00167-1](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(00)00167-1)
- Biber, P. D. (2006). Mesure des effets du stress salin dans la mangrove rouge, *Rhizophora mangle* L. *Revue Africaine de Recherche Agricole*, 1(1), 44. <https://doi.org/10.5897/AJAR.9000485>
- Bocquet, E. (2018). *Reboisements de mangrove dans le Delta du Saloum, Sénégal : Évaluation écologique et sociale* (Mémoire de master, Université de Liège, 86 p.). https://matheo.uliege.be/bitstream/2268.2/5182/4/TFE_Evelyne%20Bocquet.pdf
- Bonou, C. T., Sahgui, M. C., Karimou, S., Issifou, Y., Toko Imorou, I., & Micha, J. C. (2021). Dynamics of mangrove ecosystem in the « Bouche du Roy », a community of biodiversity in a conservation area of southwest Benin. *Geo-Eco-Trop*, 45(4), 711–723. https://www.geocotrop.be/uploads/publications/pub_454_16.pdf
- Boulogne, M. (2016). *Vulnérabilité des paysages forestiers dans le parc de Ranomafana (Madagascar) : Dynamiques environnementales et trajectoires agroforestières* (Thèse de doctorat, Université Grenoble Alpes, France, 270 p.). https://theses.hal.science/tel-01529847/file/BOULOGNE_2016_archivage.pdf
- Brander, L. M., Wagtendonk, A. J., Hussain, S., McVittie, A., Verburg, P. H., de Groot, R. S., & van der Ploeg, S. (2012). Ecosystem service values for mangroves in Southeast Asia: A meta-analysis and value transfer application. *Ecosystem Services*, 1, 62–69. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.06.003>

- Commission Européenne. (2009). *Le rôle de la nature dans le changement politique*. Nature et Biodiversité (pp. 34–54). Bruxelles, Luxembourg : Office des publications officielles des Communautés européennes. <https://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM%3A2009%3A0147%3AFIN%3Afr%3APDF>
- Commission for Environmental Cooperation. (2013). *North American Blue Carbon Scoping Study* (pp. 6–9). Montreal, Canada. <https://www.cec.org/files/documents/publications/11368-north-american-blue-carbon-scoping-study-en.pdf>
- Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M. A., Chambers, J. Q., Eamus, D., Fölster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T., Lescure, J. P., Nelson, B. W., Ogawa, H., Puig, H., Riera, B., & Yamakura, T. (2005). Tree allometry and improved estimation of carbon stock and balance in tropical forest. *Oecologia*, 145(1), 87–99. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0100-x>
- Clough, B. F. (1992). Primary productivity and growth of mangrove forests. In A. I. Robertson & D. M. Alongi (Eds.), *Coastal and estuarine studies* (pp. 225–249). American Geophysical Union. <https://doi.org/10.1029/ce041p0225>
- Donato, D. C., & Kauffman, J. B. (2011). *Protocols for the measurement, monitoring and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests* (Working Paper 86). CIFOR. <https://doi.org/10.17528/cifor/003749>
- Dibo, W. B., Errami, E., Jean-Paul Yao, N'G., Djeya, K. L., Tea, J., Gauly, G. M., & Digbehi, Z. B. (2021). Inventaire et évaluation scientifique des géosites des falaises de Fresco en Côte d'Ivoire. *Journal scientifique européen (ESJ)*, 17(25), 150–154. <https://doi.org/10.19044/esj.2021.v17n25p150>
- Egnankou, W. M. (2009). La réhabilitation des mangroves comprises entre Fresco et Grand-Lahou en Côte d'Ivoire : Zones importantes pour la pêche. *Nature et Faune*, 24(1), 85–93. FAO, Rome.
- Egnankou, W. M., Gnagbo, A., Pagny, J. P. F., & Tiebre, M. S. (2023). Gestion durable des mangroves du complexe lagunaire de Grand-Lahou (Côte d'Ivoire) dans un contexte de pressions anthropiques. *Revue internationale des sciences biologiques et chimiques*, 17(2), 505–518. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v17i2.17>
- FAO. (2005). *Évaluation de l'Examen mondial des forêts* (pp. 45–61). FAO. <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/5c616f1b-e91d-46b6-875e-037ea37cf3db/content>
- FAO. (2006). *Évaluation des ressources forestières mondiales 2005, Rapport principal : Progrès vers une gestion durable des forêts* (Étude FAO sur les forêts 147, p. 31). FAO. <https://foris.fao.org/static/data/fra2005/kf/common/GlobalForestA4-FRsmall.pdf>
- FAO. (2020). *Mangroves – Ecology*. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture. Consulté le 26 février 2025, à l'adresse <https://www.fao.org/forestry/mangrove/ecology/fr>
- Fousseni, F., Guoa, H. H., Haia, Z. X., Seburanga, J. L., Mande, S. A. S., & Koffi, A. (2011). Urban area vegetation changing assessment over the last 20 years based on NDVI. *Energy Procedia*, 11(9), 2449–2454.
- Fousseni, F., Andrianamenoso, R. M., Kperkouma, W., Agbelessessi, W. Y., Madjouma, K., Hodabalo, P., ... & Koffi, A. (2017). Écologie et dynamique spatio-temporelle des mangroves au Togo. *VertigO*, 17(3).
- Gaussen, H. (1963). *Carte de la végétation de la France au 1/200 000 : Feuille de Carcassonne* (p. 52). CNRS. <https://hal.science/hal-02611079/document>
- GIEC. (2007). *Bilan des changements climatiques : Rapport de synthèse*. <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2020/02/ar4-wg2-sum-vol-fr.pdf>
- Girard, M. C. L., & Girard, C. M. (2010). *Traitement des données de télédétection : Environnement et ressources naturelles* (553 p.). Dunod.
- Global Mangrove Alliance. (2022). *Rapport sur l'état des mangroves – Résumé (Français)*. Consulté le 26 février 2023, à l'adresse <https://www.mangrovealliance.org/>
- Gounot, M. (1969). *Méthodes d'étude quantitative de la végétation* (314 p.). Masson.
- Hoppe-Speer, S. C. L., Adams, J. B., Rajkaran, A., & Bailey, D. (2011). The response of the red mangrove *Rhizophora mucronata* Lam. to salinity and inundation in South Africa. *Aquatic Botany*, 95, 71–76. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2011.03.006>
- IPCC. (2007). *Réduction des émissions occasionnées par la déforestation et la dégradation des forêts (REDD) et lutte contre la pauvreté : Synthèse du Quatrième Rapport d'évaluation du GIEC (AR4)* (p. 63). https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ar4_syr_fr.pdf (consulté le 28 avril 2024)
- Jdaïdi, N. (2009). *Structure des peuplements de la subéraie tunisienne : situation actuelle et devenir d'un écosystème* (Mémoire de Master en Eco-Physiologie Végétale, Université de Tunis El Manar, 82 p.). Disponible à https://www.researchgate.net/publication/328080385_Structure_des_peuplements_de_la_suberaie_tunisienne_situation_actuelle_et_devenir_d'un_ecosysteme (consulté le 04 mars 2024)
- Judex, M. (2008). *Modelling of the land use dynamics in central Benin with the Xulu framework* (Thèse de doctorat, Université de Bonn, Allemagne, 130 p.).

- Kokou, K. B., Atakpama, W., Kombate, B., Egbelou, H., Koffi N'Déré, A., Elangilangi, M. J., Ganyo, K. K., Sambieni, K. R., Bogaert, J., & Batawila, K. (2023). *Dynamique et modélisation du stock de carbone de la Forêt Classée d'Amou-Mono au Togo*. *Revue Écosystèmes et Paysages*, 3(2), 1–15. <https://doi.org/10.59384/recopays.tg3211>
- Koné, M., Kouadio, Y. L., Neuba, D. F. R., Malan, D. F., & Coulibaly, L. (2014). Évolution de la couverture forestière de la Côte d'Ivoire des années 1960 au début du 21^e siècle. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 2(7), 782–794. Disponible à <https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=b15db71f42cdcdce27b0dcc48d306ddc6ad50bf2> (consulté le 12 janvier 2024)
- Le Rudulier, D. (2005). Osmoregulation in rhizobia: The key role of compatible solutes. *Grain Legume*, 42, 18–19.
- Maréchal, J. (2012). *Caractérisation de la dynamique d'occupation du sol de la ville de Kisangani (R.D. Congo) et sa périphérie entre 2002 et 2010* (Mémoire de Master, Université de Liège, Belgique, 76 p.). https://orbi.uliege.be/bitstream/2268/131997/1/TFE_Mar%C3%A9chalJustine_V2.pdf
- Mbow, C. (2009). *Potentiel et dynamique des stocks de carbone des savanes soudaniennes et soudano-guinéennes du Sénégal* (Thèse de Doctorat d'État ès Sciences, Institut des Sciences de l'Environnement, Université Cheikh Anta Diop, Dakar, 319 p.). Disponible en ligne à : <https://www.memoireonline.com/02/13/6912/Potentiel-et-dynamique-des-stocks-de-carbone-des-savanes-soudaniennes-et-soudano-guineennes-du-Se.html> (consulté le 15 mars 2024).
- Méndez-Alonzo, R., López-Portillo, J., Moctezuma, C., Bartlett, M. K., & Sack, L. (2016). Osmotic and hydraulic adjustment of mangrove saplings to extreme salinity. *Tree Physiology*, 36(12), 1562–1572. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpw073>
- N'Da, D. H., Kouassi, K., Tra Bi, F. B., Konan, K., & Bohoussou, N. (2019). *Apport de l'imagerie satellitaire SPOT dans la gestion durable des écosystèmes de mangroves de Toukouzou-Hozalem, départements de Grand-Lahou et Jacqueville, Sud de la Côte d'Ivoire* (OSFACO, 16 p.). Disponible à : <https://hal.science/hal-02189383v1/document>
- Ndavaro, K. N., Sahani, M. W., & Ssh, B. (2021). Dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol et du couvert forestier dans les Hautes Terres Fraîches de Lubero (R.D. Congo). *Journal of Geographic Information System*, 45. Disponible sur <https://www.scirp.org/reference/referencespapers?referenceid=3409426>
- Ndour, N. (2005). *Caractérisation et étude de la dynamique des peuplements de mangrove de la réserve de biosphère du Delta du Saloum (Sénégal)* (Thèse de doctorat de troisième cycle, Institut des Sciences de l'Environnement, Université Cheikh Anta Diop), 170 p.
- N'Dri, G. A. (2008). *Le tourisme littoral dans le Sud-Ouest ivoirien* (Thèse de doctorat, Université de Cocody - Abidjan, 363 p.). <https://theses.hal.science/tel-00282992v1>
- N'drin, O. J. A., Konan-Waidhet, A. B., & Kienon-Kaboré, T. H. (2019). Analyse des déterminants de la résilience aux changements climatiques des cultivateurs du département de Fresco, Côte d'Ivoire. *European Scientific Journal*, 15(18), 293–294. <https://doi.org/10.19044/esj.2019.v15n18p288>
- Nfotabong, A. A. (2011). *Impact des activités anthropiques sur la structure de la végétation des mangroves de Kribi, de l'embouchure du fleuve Nyong et de l'estuaire du Cameroun* (Thèse de doctorat, Université Libre de Bruxelles, Belgique / Université de Douala, Cameroun, 196 p.).
- Oszwald, J., Lefebvre, A., Arnauld de Sartre, X., Gond, V., Thalès, M., & Fretas, R. L. (2010). Analyse des directions de changement des états de surface végétaux pour renseigner la dynamique du front pionnier de Maçaranduba (Brésil) entre 1997 et 2006. *Télédétection*, 9(2), 97–111. https://www.researchgate.net/publication/269109360_Analyse_des_directions_de_changement_des_etats_de_surface_vegetaux_pour_renseigner_la_dynamique_du_front_pionnier_de_Macaranduba_Para_Bre-sil_entre_1997_et_2006
- Ouedraogo, W. O., Gomgnimbou, P. K. A., Santi, S., Ilboudo, D., & Toguyeni, A. (2019). Quantification de la biomasse et stockage du carbone du massif forestier de l'École Nationale des Eaux et Forêts de Dindéresso, province du Houet au Burkina Faso. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 13(7), 3276–3288. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v13i7.24>
- Pedro, G. (2007). *Cycles biogéochimiques et écosystèmes continentaux*. Rapport sur la science et la technologie, Académie des sciences, Institut de France. <https://www.edp-open.org/images/stories/books/fulldl/rapport7.pdf>
- Poirier, A. (2013). *La vulnérabilité des puits de carbone océaniques par rapport à l'acidification des océans* (Essai de double diplôme, Université de Sherbrooke). Département de Biologie et Centre universitaire de formation en environnement. <http://hdl.handle.net/11143/8129>
- Pure Ocean Fund. (2022). *Les mangroves, un rempart naturel face au dérèglement climatique*. Consulté le 14 mars 2025, à l'adresse <https://www.pure-ocean.org/2022/11/14/article-mangroves/>
- Puyravaud, J.-P. (2003). Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management*, 177(1-3), 593–596. <https://repository.si.edu/bitstream/handle/10088/2160/Puyravaud2.pdf?sequence=1>

- Rajesh, A., Arumugam, R., & Venkatesalu, V. (1998). Growth and photosynthetic characteristics of *Ceriops roxburghiana* under NaCl stress. *Photosynthetica*, 35(2), 285–287. <https://doi.org/10.1023/A:1006983411991>
- Rahma, A., & Arif, R. F. (2011). Estimation du potentiel de stockage de carbone dans les peuplements de *Schima wallichii* dans les forêts secondaires de Bogor. *Jurnal Penelitian Silviculture*, 4, 28–35. <https://doi.org/10.23960/jsl2313-20>
- Ramade, F. (2008). *Dictionnaire encyclopédique des sciences de la nature et de la biodiversité*. Dunod. https://www.persee.fr/doc/revec_0249-7395_2009_num_64_1_1450_t10_0099_0000_2
- Ravelondralambo, M. (2018). *Étude des émissions de gaz à effet de serre et du bilan carbone de la station piscicole de Mahitsy* (Mémoire de Master, Université d'Antananarivo, École Supérieure des Sciences Agronomiques).
- Roy, S., Mahapatra, M., & Chakraborty, A. (2019). Cartographie et surveillance des mangroves le long de la côte d'Odisha grâce à des techniques de télédétection et de SIG. *Modélisation des systèmes terrestres et de l'environnement*, 5(1), 217–226. <https://doi.org/10.1007/s40808-018-0529-7>
- Sané, T., & LMI PATEO. (2019). *Vulnérabilité des sociétés et des milieux côtiers et estuariens d'Afrique de l'Ouest : Actes du colloque international LMI-PATEO-UASZ, tenu à l'Université Assane Seck de Ziguinchor (Sénégal) du 19 au 22 novembre 2019*.
- Sankaré, Y., Avit, J.-B., Egnankou, W. M., & Saenger, P. (1999). Étude floristique des mangroves des milieux margino-littoraux de Côte d'Ivoire. *Bulletin du Jardin Botanique National de Belgique / Bulletin van de Nationale Plantentuin van België*, 67(1/4), 335–360.
- Sambou, B. (2004). *Évaluation de l'état, de la dynamique et des tendances évolutives de la flore et de la végétation ligneuses dans les domaines soudanien et subguinéen au Sénégal* (Thèse de Doctorat d'État ès Sciences Naturelles, Université Cheikh Anta Diop de Dakar). 210 p.
- Sambou, S. (2017). *Dynamique de la végétation et du stock de carbone de la forêt classée de Patako et de sa périphérie (Centre-ouest Sénégal)* (Thèse de doctorat, Institut des Sciences de l'Environnement, Faculté des Sciences et Techniques, Université Cheikh Anta Diop de Dakar). 155 p.
- Schlaepfer, R. (2002). *Analyse de la dynamique du paysage* (11 p.). Laboratoire de gestion des écosystèmes (GECOS), École polytechnique fédérale de Lausanne.
- Sikbagou, K., Atato, A., & Soussou, T. (2023). Potentiel de séquestration de carbone des bois sacrés de la chaîne de Lama-Kouméa au Nord du Togo. *Revue Écosystèmes et Paysages*, 3(2), 1–14. <https://doi.org/10.59384/recopays.tg3212>
- Silué, P. A., Koffi, K. A. D., Kouassi, K. E., & Kouakou, A. A. M. (2021). Espace boisé de l'Écoferme de Lokoli (Sinématiali, nord de la Côte d'Ivoire) : Un cas de compensation écologique. *Journal international de recherche avancée*, 9(9), 466–473. <https://doi.org/10.21474/IJAR01/13434>
- Silué, P. A., Soro, D., Koffi, A. B., & Yao, K. A. (2023). Structure de la végétation et potentiel de séquestration du carbone de la Réserve forestière de l'Université Peleforo Gon Coulibaly de Korhogo (nord de la Côte d'Ivoire). *Vertigo*, Article 40569. <https://doi.org/10.4000/vertigo.40569>
- Smith, S. M., & Snedaker, S. C. (1995). Salinity responses in two populations of viviparous *Rhizophora mangle* L. seedlings. *Biotropica*, 27(4), 435–441.
- Spalding, M., Kainuma, M., & Collins, L. (2010). *Atlas mondial des mangroves*. Earthscan. Londres, Royaume-Uni et Washington, DC, États-Unis.
- Sobrado, M. A., & Ball, M. C. (1999). Utilisation de la lumière en relation avec le gain de carbone dans la mangrove, *Avicennia marina*, dans des conditions hypersalines. *Australian Journal of Plant Physiology*, 26, 245–251. https://www.researchgate.net/publication/262995395_Light_use_in_relation_to_carbon_gain_in_the_mangrove_Avicennia_marina_under_hypersaline_conditions/download
- Taffouo, V. D. (2005). *Variation de la réponse au stress salin chez cinq espèces de légumineuses : étude des marqueurs physiologiques et biochimiques* (Thèse de doctorat, Université de Yaoundé I, Cameroun). 151 p.
- Teteli, S. C., Kokou, K. B., Elangilangi, M. J., Mukotanyi, M. S., Lobho, J. L., Diop, A. B., Ngoie, L. L., Lwanzo, D. V., Mbavumoya, T. S., Muhindo, M. A., Ahouandjinou, S. D. I. T. K., Pyame, O. D., Balandi, J. B., Atakpama, W., & Riera, B. (2024). Impact of anthropogenic and climatic factors on forest structure in and around the Muanda Mangrove Marine Park in DR Congo. *Revue Écosystèmes et Paysages*, 4(2), 1–16. <https://doi.org/10.59384/recopays.tg4207>

- Tattini, M., Gucci, R., Coradeschi, M. A., Pangio, C., & Everard, J. D. (1995). Croissance, échanges gazeux et teneur en ions chez les plantes d'*Olea europaea* pendant le stress salin et la période de soulagement subséquente. *Physiologia Plantarum*, 95(2), 203–210. <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.1995.tb00832.x>
- Touré, A. (2002). *Contribution à l'étude de l'évolution des réservoirs de carbone en zone nord soudanienne au Sénégal* (Thèse de DEA, pp. 139–142).
- Trinchant, J. C., Boscari, A., Spennato, G., Van de Sype, G., & Le Rudulier, D. (2004). Accumulation et métabolisme de la proline bêtaïne chez les plants de luzerne soumis à un stress chlorhydrique : étude de sa compartimentation dans les nodules. *Plant Physiology*, 135, 1583–1594. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC519073/>
- Wahyudi, A. J., Afdal, Prayudha, B., Dharmawan, I. W. E., Irawan, A., Abimanyu, H., Meirinawati, H., Surinati, D., Syukri, A. F., & Yuliana, C. I. (2018). L'indice de séquestration du carbone comme déterminant de l'atténuation du changement climatique : étude de cas de l'île de Bintan. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 118, 012050. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/118/1/012050>
- Woomer, P. L., Touré, A., & Sall, M. (2004). Carbon stocks in Senegal's Sahel transition zone. *Journal of Arid Environments*, 59, 499–510. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2004.03.027>
- Zanvo, S. M., Mensah, S., Salako, V. K., & Glèlè Kakäï, R. L. (2023). Tree height-diameter, aboveground and belowground biomass allometries for two West African mangrove species. *Biomass and Bioenergy*, 176, 106917. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2023.106917>