

Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Cotutelle avec

Université Cheikh Anta Diop de Dakar

EXPLORER ET PRÉDIRE LA BIODIVERSITÉ DES FORÊTS AMÉNAGÉES DU
DOMAINE SOUDANAIEN DU SÉNÉGAL, AFRIQUE DE L'OUEST

Thèse
présentée
comme exigence partielle
du programme de doctorat en sciences de l'environnement

Par
Fatimata Niang

Août 2024

REMERCIEMENTS

« Il n'est pas d'hiver sans neige, de printemps sans soleil, et de joie sans gratitude. »

Comme chaque jour de mon existence et de mes réalisations, je rends grâce tout d'abord à Dieu le TOUT PUISSANT pour m'avoir guidée et donné la sagesse, la santé ainsi que les moyens d'aller à bout de ce projet. Cette thèse est l'aboutissement d'un long parcours d'études et de persévérance marqué par la conciliation, parfois difficile, entre études, travail et famille. Il faut aussi voir ce retour aux études comme un renforcement de connaissances dans le domaine de l'analyse statistique des données écologiques. Cet accomplissement n'aurait pas été possible sans l'appui constant de nombreuses personnes et institutions qui m'ont soutenue et encouragée durant toutes ces années. Nommer certaines personnes c'est risquer d'en oublier d'autres et pour certains, un remerciement n'est pas assez pour leur exprimer ma profonde gratitude.

J'exprime tout d'abord mon infinie gratitude et mes vifs remerciements à mes directeurs de thèse de l'UCAD et de l'UQAT.

Au professeur Bienvenu Sambou (UCAD), pour qui le pari d'aller au Canada pour reprendre mes études doctorales valait le coup. Je n'ai pas de mot pour décrire à quel point vous avez été essentiel dans ce projet. Vous êtes à la fois mon maître et une source de motivation. Vous avez toujours été disponible, chaque fois que j'ai eu besoin de vous, prêt à m'aider à surmonter les difficultés durant cette thèse. Votre soutien indéfectible ainsi que vos encouragements rassurants ont su me redonner la motivation nécessaire pour continuer dans les moments les plus difficiles. Je suis honorée d'avoir cheminé à vos côtés lors des étapes les plus marquantes de mon parcours académique et professionnel.

Au Professeur Philippe Marchand qui a inlassablement soutenu cette thèse depuis le début et même après avoir quitté l'UQAT. Cette thèse vous doit énormément pour votre accompagnement sans faille et je ne saurais taire votre contribution « *statistiquement* » significative dans l'analyse de mes données et dans ma formation en analyse statistique des données écologiques qui m'ont valu des progrès considérables dans le monde fascinant des statistiques. C'était une chance pour moi de vous avoir dans ma direction de thèse et d'être initiée et formée par vos soins à l'analyse statistique des données et au logiciel R. Je vous remercie aussi pour votre soutien financier en me faisant bénéficier d'une bourse qui a été décisive dans la prise en charge de mes frais d'étude.

Au professeur Nicole Fenton (UQAT) que j'ai eu la chance et le privilège d'avoir comme Directrice après le départ de Benoit Lafleur. Ce travail n'aurait pu être mené à termes sans sa disponibilité exemplaire. Vous avez beaucoup facilité l'orientation de la réflexion développée dans cette thèse par vos lectures méticuleuses et votre regard critique. J'admire votre engagement professionnel et votre sociabilité avec vos étudiants qui resteront plus que jamais une référence pour moi.

Les remerciements adressés à mes directeurs seraient vains sans mentionner Benoit Lafleur, ancien professeur de l'UQAT avec qui j'ai fait les premiers pas de thèse. Un grand merci pour m'avoir donné la chance de vivre cette aventure intellectuelle à l'UQAT, une université « humaine, créative et audacieuse ».

Je tiens également à adresser mes sincères remerciements aux membres du jury. Au Président du Jury, le professeur Xavier Cavard (UQAT) qui avait aussi tout au début apporté des commentaires féconds à mon projet de thèse ainsi qu'aux autres membres du Jury, la professeure Valentina Buttó (UQAT) et le professeur Aliou Guissé (UCAD) pour le temps et la disponibilité à la révision de cette thèse. Vos commentaires m'ont permis sans nul doute d'améliorer la première version de cette thèse et m'ont aussi apporté de nouvelles idées de recherche dans le monde fascinant de la biodiversité.

Je dois de vifs remerciements à Élise Bouchard, Doctorante à l'UQAM qui a lu, relu et discuté régulièrement le chapitre sur les traits fonctionnels. Un grand merci Élise pour tes commentaires éclairés et féconds et pour ta collaboration. Je remercie aussi les membres de mon comité de thèse, Alison Munson et Annie Desrochers pour leurs commentaires sur mon projet de thèse et ma synthèse environnementale.

Ma gratitude va également aux autorités universitaires de l'UCAD et de l'UQAT. Cette thèse est en effet le résultat d'une convention de cotutelle entre ces deux grands temples du savoir. Je n'aurais, par ailleurs pas pu mener à bien cette recherche sans les appuis administratifs et professionnels de l'UCAD et de l'UQAT. Merci également aux professeurs de l'UQAT et de l'UQAM qui m'ont offert des enseignements de qualité au cours de mon cheminement académique. J'adresse également mes sincères remerciements au corps professoral et administratif de l'UCAD à travers les Recteurs Pr Ibrahima Thioub et Pr Ahmadou Aly Mbaye. Aussi, à travers le Directeur de l'ISE, Pr El Hadji Mamadou Sonko,

j'exprime ma profonde gratitude à mes jeunes collègues de l'ISE mais aussi à ceux qui sont à la retraite.

A l'UCAD, je dois également de vifs remerciements à l'équipe de l'URENE. La collecte des données n'aurait pas été possible sans la collaboration constante et un soutien indéfectible des étudiantes et étudiants de l'URENE qui ont accepté de donner leur temps pour le bon déroulement de mes travaux de recherche et de mon séjour au Québec. Je remercie spécialement les collègues et frères, les professeurs Assane Goudiaby et Mamadou Diop avec qui j'ai traversé presque toutes les forêts du Sénégal et aussi pour leur fraternité à toutes mes épreuves de la vie. Je remercie particulièrement Assane Goudiaby pour ses lectures et commentaires tout au long de cette thèse sans oublier le Dr Sara Danièle Dieng, une collègue et sœur sur qui je pourrai toujours compter. J'adresse une mention spéciale aux jeunes chercheurs de l'URENE nommément Mariama Diop, Abdoulaye Samb, Mayacine Badara Sène, Mariama Cissé, Hadji Diallo, Fatou Anta Fall, Fatimata Traoré, Khadija Ba, Stéphane Sambou, Mamadou Lamine Cissé et Omar Sall. Malgré mes occupations et mes nombreuses absences au laboratoire, vous avez toujours cru en ma modeste personne et vous avez aussi apporté votre contribution à cette thèse chacun et chacune à sa manière. A ces remerciements, j'associe mes collègues Ousseynou Ndiaye, Simon Sambou, Laurice Faye Sambou, Abdou Aziz Camara et Mamadou Sidibé du Département de Biologie Végétale pour leur appui dans la collecte des données de terrain et de la revue bibliographique.

A l'UQAT, je remercie la Fondation J.A. DeSève et la Fondation de l'UQAT pour leur appui financier à la finalisation de cette thèse et aussi tout le personnel administratif et technique de l'IRF nommément Danièle Laporte, Marie-Hélène Longpré, Mélissa Lacroix et Marie-Pier Labranche, Julie Arseneault et Sophie Laliberté qui m'ont accompagnée tout au long de mon cheminement. A l'UQAT, j'aimerais aussi remercier Suzie Royer, la Registraire et toute son équipe pour leur convivialité ainsi que le Professeur Yves Bergeron avec qui j'ai eu le tout premier contact à l'UQAT. Je dois aussi des remerciements à Lauralie Béliveau, étudiante à l'Université de Sherbrooke pour m'avoir appuyée dans la collecte de données sur les traits fonctionnels durant son stage d'été à l'UQAT.

Je tiens également à remercier mes amies et collègues d'études de l'UQAT nommément Maciré Fofana, Ange Marie Botroh et Maisa DeNoronha et leurs familles respectives pour leur affection, leur solidarité et les bons moments passés ensemble durant cette aventure.

Ces remerciements s'adressent aussi à toutes les autres étudiantes et étudiants que j'ai rencontrés durant mon séjour à Rouyn-Noranda. Merci particulièrement à corrige-moi, le service de relecture anonyme entre étudiants pour ses lectures attentives ainsi qu'à Maxime Thomas, Gabriel Ventas, Renaud Massoukou Pamba, Emilie Desjardins, Patrick-Nino Oloumane et Nils Ambec pour tous les moments passés ensemble au cours de ce cheminement.

Je dois aussi de vifs remerciements à d'autres personnes qui me sont également chères et que j'ai quelque peu délaissées ces dernières années au profit de cette thèse. Jamais cette thèse n'aurait pu voir le jour sans le soutien indéfectible de mes parents qui m'ont inculqué les valeurs essentielles qui soutiennent ma réflexion dans cette aventure tumultueuse. Aucun mot ne peut exprimer l'amour, la fierté et la gratitude que j'éprouve à l'égard de mes parents. A mon papa pour avoir été ma source d'inspiration, de soutien et de réconfort les jours les plus gris et les après-midis les plus sombres de ma vie. C'est avec nostalgie que je me remémore l'affection de ma mère qui est partie sur la pointe des pieds au cours de cette aventure. Je ne me suis pas encore relevée de cette douleur et je ne pense pas que cela puisse l'être. Heureusement, elle m'a inculquée de bonnes valeurs qui ne cesseront de guider mes pas dans ce monde parsemé d'embûches. Chère maman, bien que tu ne sois plus parmi nous, j'ai la conviction que tu ne cesses de veiller sur nous. Maman, voilà presque quatre années que tu nous aies quittés mais pas un seul jour ne s'écoule, sans que je ne pense à toi. Une maman comme toi ne meurt jamais. « *Puisse ALLAH SWT, le Miséricordieux vous accueillir au plus Haut de ses Paradis* ».

J'aimerais aussi signaler l'inestimable contribution de mon époux Aly Diop et le remercier infiniment pour son amour inconditionnel et pour avoir facilité mes longues absences de la maison. Sans son soutien précieux, cette aventure aurait été certainement toute autre. Merci également d'avoir enduré mon stress et mes émotions durant cette thèse.

Mes remerciements s'adressent à mes filles Amy et Safiata qui ont vécu avec moi l'expérience d'une mère étudiante. C'est grâce à nos innombrables discussions de fin de journée que j'arrivais à surpasser mon stress et à mettre de l'ordre dans mes idées. Vous m'avez été d'un réconfort extraordinaire et d'une source d'inspiration constante me donnant la volonté de mener à terme cette thèse. Vous avez même lu et commenté certaines parties de la thèse et participé à l'organisation des références bibliographiques.

Merci mes filles « amie et chérie », cette thèse vous revient en grande partie et j'espère qu'elle sera pour vous source de motivation pour vos études.

Je remercie aussi mes frères et sœurs, toute ma famille et ma belle-famille pour leurs prières et encouragements affectueux dans toutes mes entreprises. Chacun et chacune à sa manière ont soutenu cette aventure et j'aimerais écrire le nom de chacun d'entre vous mais vous comprendrez. Je veux remercier spécialement mes nièces Diarra Ndiaye, Dr Mame Bousso Cissé et Coumba Ndellé Ndiaye pour leur affection et aussi d'avoir s'occupé de la maison durant mes longues absences.

Je tiens à remercier fraternellement mes compatriotes sénégalais de Rouyn Noranda : Alpha Mouhamadou Guèye, Ismaila Diouf, Bathie Thioub, Papa Déthié Dione, Ibrahima Hane, Sanou Diaham, Siga Diouf, Fatimata Sall, Seynabou Ndoye, Nati Guèye, Rokhaya Faye et leurs familles respectives. La communauté sénégalaise de Rouyn Noranda a été toujours là pour m'assister quand il le fallait. Mes débuts à l'UQAT auraient été beaucoup plus difficile si je n'avais pas eu le contact de mon frère Mohamadou Alpha Guèye qui m'avait déjà trouvé un logement avant mon arrivée et était resté à ma disposition durant tout mon séjour à Rouyn Noranda.

Je suis reconnaissante à la famille de Yosra Hasnaoui qui s'est occupée de ma fille pendant mes séjours au Sénégal. A Rouyn Noranda, je n'oublierai pas Robert De Carufel, enseignant qui avait réservé un accueil chaleureux à ma fille Safiata à l'École secondaire d'Iberville. J'associe à ces remerciements mon locateur Marc Maribeau, le député de l'Abitibi Sébastien Lemire, Assitan Traoré ainsi que tous les habitants de Rouyn Noranda qui nous ont soutenus dans les moments les plus difficiles.

Merci du fond du cœur à toutes les personnes ici mentionnées et à celles dont les noms n'ont pas été cités mais qui savent qu'elles comptent beaucoup pour moi. Par vos encouragements et vos prières, vous m'avez permis d'aller au bout de ce travail de longue haleine. En effet, comme disait Épicure, « *ce n'est pas tant l'intervention de nos amis qui nous aide, mais le fait de savoir que nous pourrions toujours compter sur eux.* »

DÉDICACE

Nombreuses sont les personnes à qui je dédie cette thèse mais si je les mentionne individuellement, je suis sûre que les dimensions de cette page ne suffiront pas pour contenir tous leurs noms. Elles savent qui elles sont et qu'elles ont ma plus profonde gratitude.

À la mémoire de ma mère

et de celle de mes proches défunts

A mon papa

A mon époux

A mes filles

À mes frères et sœurs

A mes nièces et neveux

À toute ma famille et belle famille

A mes amis, professeurs, collègues et étudiants

A celles et ceux d'ici et d'ailleurs qui m'ont soutenue dans cette aventure.

AVANT-PROPOS

Les travaux présentés dans ce mémoire de thèse s'inscrivent dans le cadre du programme de doctorat en sciences de l'environnement. Cette thèse a été réalisée en cotutelle entre l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) et l'Université Cheikh Anta Diop de Dakar (UCAD) sous la direction de Nicole J. Fenton (UQAT), Philippe Marchand (UQAT) et de Bienvenu Sambou (UCAD). Ce programme de doctorat en sciences de l'environnement a pour objectif *« de former des scientifiques capables de dépasser les frontières disciplinaires et conscients des interdépendances dynamiques en environnement. Il vise la formation de chercheurs de haut calibre, spécialistes d'une ou de plusieurs disciplines des sciences de l'environnement, aptes à formuler des problématiques de recherche, à analyser la dynamique des systèmes environnementaux, à établir des stratégies d'étude et à réaliser avec autonomie une recherche originale répondant à des critères d'excellence »*.

Conformément à l'approbation des deux universités, cette thèse de doctorat est rédigée sous forme d'articles scientifiques. Ainsi trois articles scientifiques ont été produits. Je suis la principale auteure de l'ensemble des chapitres de cette thèse. Avec le soutien constant de mes Directeurs, j'ai procédé à l'élaboration du protocole de recherche. Ma Directrice Nicole Fenton, et mes deux Co-Directeurs Philippe Marchand et Bienvenu Sambou ont révisé tous les chapitres et ont contribué significativement à l'analyse statistique et la structuration du document. Cette thèse a aussi bénéficié de la collaboration de nombreuses personnes qui ont participé à la collecte des données sur le terrain et à la relecture du texte. En particulier, le manuscrit 2 a bénéficié de la collaboration de Élise Bouchard, Doctorante à l'UQAM qui a contribué à l'interprétation des résultats et à la relecture du manuscrit.

Le sujet de cette thèse s'est penché sur les relations entre la biodiversité taxonomique et fonctionnelle et l'aménagement forestier en contexte soudanien du Sénégal. En plus de cet axe de recherche, peu exploré dans le pays, cette thèse a permis de faire des projections sur les effets du changement climatique sur la distribution des espèces d'arbres de valeur.

Les résultats obtenus ont permis de mettre en évidence la dépendance à l'aménagement forestier de la biodiversité forestière en zone soudanienne mais avec une dépendance qui

varie selon le niveau de biodiversité. Sur la diversité taxonomique, il est ressorti que le statut d'aménagement et le niveau de perturbation de la forêt affectent les espèces ligneuses de différentes manières et selon l'âge des arbres. De manière inattendue, aussi bien dans les forêts aménagées tout comme celles non aménagées, les perturbations courantes sont plus déterminantes dans la variation de la diversité des espèces que le statut d'aménagement.

Concernant la biodiversité fonctionnelle, les résultats mettent en évidence les effets importants des traits fonctionnels sur la présence des espèces de valeur dans les différentes forêts peu importe leur statut d'aménagement et leur niveau de perturbation. Cet aménagement forestier ainsi que les perturbations ont tendance à favoriser plus les espèces aux capacités colonisatrices et compétitives, même si les forêts non aménagées sont plus susceptibles d'abriter des espèces de valeur, quels que soient leurs traits fonctionnels et leur type d'utilisation.

Au niveau des projections climatiques, les résultats révèlent que sur les quinze espèces étudiées, neuf courent un haut risque d'extinction locale, trois maintiendraient une certaine stabilité de leur aire de répartition tandis que trois autres espèces connaîtraient une expansion de leur aire de distribution selon les trois scénarios climatiques à des horizons temporels différents.

Les résultats de cette thèse offrent plusieurs pistes d'amélioration des pratiques d'aménagement forestier en zone soudanienne et suggèrent en particulier l'adoption de plans de gestion adaptés aux différents niveaux de la biodiversité pour favoriser la résilience forestière.

Cette thèse est structurée ainsi en trois chapitres. Le corps de cette thèse est composé de trois articles scientifiques rédigés en anglais et publié (chapitre I et II) et en préparation pour publication (chapitre III) dans des revues scientifiques internationales avec comité de lecture. Outre ces trois chapitres écrits en anglais, le reste de la thèse est écrit en français et comprend deux autres parties. La première partie consacrée à l'introduction générale qui pose la problématique générale et donne un aperçu sur le contexte sénégalais et ses forêts avant de décrire les objectifs de la thèse tandis que la dernière partie dégage les conclusions générales de cette thèse et leurs implications pour l'amélioration des stratégies d'aménagement forestier. Enfin, l'annexe présente quelques

graphiques issus de l'analyse statistique des données de la thèse. Enfin, toutes les références citées dans les différents chapitres sont présentées à la fin après la conclusion.

Introduction générale

Chapitre I - Niang, F., Marchand, P., Sambou, B., Fenton, N. (2024). Exploring the effects of forest management on tree diversity, community composition, population structure and carbon stocks in sudanian domain of Senegal, West Africa, *Forest Ecology and Management*, 559 (121821).

Chapitre II - Niang, F., Marchand, P., Fenton, N., Sambou, B., Bouchard, E. (2024). Forecasting forest management impacts on regeneration traits of high socio-economic value species in the Senegal's Sudanian zone, West Africa, article publié à la revue *Trees, forests and people*.

Chapitre III - Niang, F., Marchand, P., Fenton, N., , Sambou, B. (2024). Predicting tree species geographic distribution under climate change scenarios in the Sudanian domain of Senegal, West Africa, manuscrit en préparation.

Conclusion générale

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	II
DÉDICACE	VII
AVANT-PROPOS.....	VIII
TABLE DES MATIÈRES	XI
LISTE DES FIGURES	XV
LISTE DES TABLEAUX	XX
LISTE DES SIGLES ET DES ABRÉVIATIONS	XXII
RÉSUMÉ.....	XXIII
ABSTRACT	XXIV
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
1. EXPLORING THE EFFECTS OF FOREST MANAGEMENT ON TREE DIVERSITY, COMMUNNAUTY COMPOSITION, POPULATION STRUCTURE AND CARBON STOCKS IN SUDANIAN DOMAIN OF SENEGAL, WEST AFRICA.....	40
1.1 Abstract.....	40
1.2 Résumé	41
1.3 Introduction	42
1.4 Material and methods.....	46
1.4.1 Study area	46
1.4.2 Sampling design	48
1.4.3 Data analysis	49
1.5 Results.....	52
1.5.1 Tree species diversity	52
1.5.2 Tree species composition.....	54
1.5.3 Tree size structure and carbon stocks.....	57
1.6 Discussion.....	59
1.6.1 Tree species diversity across unmanaged and managed forest types and with disturbance severity	60
1.6.2 Woody flora differs across unmanaged and managed forest types and with disturbance severity	61
1.6.3 Alteration of tree structure and biomass balance across unmanaged and managed forest types.....	63
1.7 Limitations.....	64

1.8	Conclusion	64
2.	FORECASTING FOREST MANAGEMENT IMPACTS ON REGENERATION TRAITS OF HIGH SOCIO-ECONOMIC VALUE SPECIES IN SENEGAL'S SUDANIAN ZONE, WEST AFRICA.....	66
2.1	Abstract.....	66
2.2	Résumé	67
2.3	Introduction	68
2.4	Materials and methods.....	71
2.4.1	Study area	71
2.4.2	Forest management and sites.....	72
2.4.3	Disturbance levels.....	72
2.4.4	Forests inventories.....	74
2.4.4.1.	Functional traits.....	75
2.4.5	Data analysis	76
2.5	Results.....	78
2.6	Discussion.....	89
2.6.1	Vegetative regeneration traits are prominent in predicting species presence	90
2.6.2	Trend towards smaller trees.....	92
2.6.3	Seed, leaf and wood traits.....	93
2.6.4	Beyond functional traits; trends in forest products.....	94
2.7	Conclusion	95
3.	PREDICTING TREE SPECIES GEOGRAPHIC DISTRIBUTION UNDER CLIMATE CHANGE SCENARIOS IN THE SUDANIAN DOMAIN OF SENEGAL, WEST AFRICA	97
3.1	Abstract.....	97
3.2	Résumé	99
3.3	Introduction	100
3.4	Material and methods.....	103
3.4.1	Studied species and their geographic localisation	103
3.4.2	Species presence data.....	104
3.4.3	Bioclimatic data.....	105
3.4.4	Species distribution models.....	107
3.5	Results.....	108

3.5.1	Selection of bioclimatic predictors	108
3.5.2	Importance of bioclimatic variables in species distribution prediction models.....	110
3.5.3	Evolution of mean species presence under different climate scenarios..	112
3.5.4	Evolution of species distribution under climate scenarios.....	113
3.6	Discussion.....	123
3.7	Conclusion	128
CONCLUSION GÉNÉRALE		129
ANNEXE A – ALPHA, BETA AND GAMMA DIVERSITIES (DOTS) MEASURED BY THE SHANNON-WIENER INDEX (X-AXIS SCALE IS SPECIFIC TO EACH FIGURE) AND 95% CONFIDENCE INTERVAL (BLUE BANDS) OF MATURE TREES AND REGENERATING TREES ACCORDING TO FOREST TRACT TYPE (UMF = UNMANAGED FORESTS TRACTS, OMF = OLDER MANAGED FORESTS TRACTS > 10 YEARS, NMF = NEWLY MANAGED FORESTS TRACTS < 10 YEARS, CRF = COMMUNITY RESERVE FORESTS TRACTS) . THE RED ARROWS INDICATE A TEST OF SIGNIFICANCE ($\alpha = 0.05$) WITH A TUKEY ADJUSTMENT FOR MULTIPLE COMPARISONS: WHEN THE ARROWS OVERLAP, THERE IS NO SIGNIFICANT DIFFERENCE.....		
		142
ANNEXE B – MEDIAN AND MEDIAN DEVIATION OF THE DIAMETER OF MATURE TREES IN DIFFERENT FOREST TYPES (UMF = UNMANAGED FORESTS TRACTS, OMF = OLDER MANAGED FORESTS TRACTS > 10 YEARS, NMF = NEWLY MANAGED FORESTS TRACTS < 10 YEARS, CRF = COMMUNITY RESERVE FORESTS TRACTS).....		
		143
ANNEXE C – VARIATION IN THE MEAN AMOUNT OF CARBON STORED IN THE ABOVE-GROUND AND ROOT BIOMASS OF TREES IN DIFFERENT FOREST TRACTS TYPES (UMF = UNMANAGED FORESTS TRACTS, OMF = OLDER MANAGED FORESTS TRACTS > 10 YEARS, NMF = NEWLY MANAGED FORESTS TRACTS < 10 YEARS, CRF = COMMUNITY RESERVE FORESTS TRACTS).....		
		144
ANNEXE D – DIFFERENCES IN THE MEAN PROBABILITY OF PRESENCE OF ALL HIGH-VALUE SPECIES (EXPRESSED AS LOG ODDS RATIOS) ESTIMATED FROM LINEAR MIXED MODELS WITH A BINOMIAL DISTRIBUTION (SPECIES PRESENCE/ABSENCE IN PLOTS) AS A FUNCTION OF (A) MANAGEMENT STATUS (A : UMF = UNMANAGED FORESTS, OMF = OLDER MANAGED FORESTS, MORE		

THAN 10 YEARS AGO, NMF = NEWLY MANAGED FORESTS, LESS THAN 10 YEARS
AGO, CRF = COMMUNITY RESERVES FORESTS) AND (B) DISTURBANCE LEVEL OF
THE FORESTS, WITH SPECIES IDENTITY AS A RANDOM EFFECT. THE TUKEY-
ADJUSTED 95% CONFIDENCE INTERVALS (IN BLUE) INDICATE SIGNIFICANT
DIFFERENCES IF THEY DO NOT INCLUDE 0. 145
LISTE DES RÉFÉRENCES..... 146

LISTE DES FIGURES

Figure 1 Illustrations des formations végétales en zone soudanienne du Sénégal	8
Figure 2 Stades successifs simplifiés de la dynamique des écosystèmes forestiers en zone soudanienne du Sénégal	31
Figure 3 Représentation schématique des effets des changements environnementaux sur la structure des communautés et le fonctionnement des écosystèmes. La réponse de la structure des communautés aux changements environnementaux est une fonction des traits de réponse des espèces, et la conséquence de ces changements sur le fonctionnement des écosystèmes est une fonction des traits d'effet des espèces.....	33
Figure 4 Location of the different forests studied, color-coded based on their management status (UMF = unmanaged forests, OMF = older managed forests > 10 years, NMF = newly managed forests < 10 years, CRF = community reserve forests).	47
Figure 5 Estimated mean gamma diversity (dots) and 95% confidence interval (blue bands) of mature trees as a function of forest disturbance level. The red arrows indicate a test of significance ($\alpha = 0.05$) with a Tukey adjustment for multiple comparisons: when the arrows overlap, there is no significant difference.	54
Figure 6 Non-metric multidimensional scaling (NMDS) based on the Bray-Curtis distance between forest stands, as calculated from the basal area of mature trees (a) and the abundance of juvenile trees (b) by species. Large dots indicate the positions of each forest stand in the NMDS, its management status (UMF = unmanaged forests (green), OMF = older managed forests > 10 years (orange), NMF = newly managed forests < 10 years (purple), CRF = community reserve forests (pink)) and disturbance level (low circle, medium square and high triangle). The position of 18 species of high socio-economic value is shown according to the correlation between their basal area and the NMDS axes; the remaining species are shown as small crosses.	56
Figure 7 Non-metric multidimensional scaling (NMDS) based on the Bray-Curtis distance between forest stands, as calculated from the basal area of mature trees (a) and the abundance of juvenile trees (b) by species. Large dots indicate the positions of each forest stand in the NMDS, its management status (UMF = unmanaged forests (green), OMF = older managed forests > 10 years (orange), NMF = newly managed forests < 10 years (purple), CRF = community reserve forests (pink)) and disturbance level (low circle, medium square and high triangle). The position of 18 species of high socio-economic	

value is shown according to the correlation between their basal area and the NMDS axes; the remaining species are shown as small crosses.	57
Figure 8 Probability density of tree diameter at breast height (DBH) across all forests with a given management status (a: UMF = unmanaged forests, OMF = older managed forests > 10 years, NMF = newly managed forests < 10 years, CRF = community reserve forests) or disturbance level (b).	58
Figure 9 Location of the different forests, color-coded based on their management status (UMF = unmanaged forests, OMF = older managed forests > 10 years, NMF = newly managed forests < 10 years, CRF = community reserve forests.	73
Figure 10 Differences in the mean probability of presence (measured as log odds ratio) of saplings of high-value species, estimated from linear mixed models with a binomial distribution (species presence/absence in plots) of species regeneration mode as a function of (a) management status (a : UMF = unmanaged forests, OMF = older managed forests, more than 10 years ago, NMF = newly managed forests, less than 10 years ago, CRF = community reserves forests) of the forests with species identity as a random effect. The Tukey-adjusted 95% confidence intervals (in blue) indicate significant differences if they do not include 0.	80
Figure 11 Differences in the mean probability of presence (measured as log odds ratio) of saplings of high-value species, estimated from linear mixed models with a binomial distribution (species presence/absence in plots) of species regeneration mode as a function of (b) disturbance level (high, medium and low) of the forests with species identity as a random effect. The Tukey-adjusted 95% confidence intervals (in blue) indicate significant differences if they do not include 0.	81
Figure 12 Differences in the mean probability of presence (measured as log odds ratio) of saplings of high-value species, estimated from linear mixed models with a binomial distribution (species presence/absence in plots) of (a) species vegetative regeneration ability (VRA) trait attributes only of the forests with species identity as a random effect. The Tukey-adjusted 95% confidence intervals (in blue) indicate significant differences if they do not include 0.	82
Figure 13 Differences in the mean probability of presence (measured as log odds ratio) of saplings of high-value species, estimated from linear mixed models with a binomial distribution (species presence/absence in plots) of (a) species vegetative regeneration ability (VRA) trait attributes as a function of management status (a : UMF = unmanaged	

forests, OMF = older managed forests, more than 10 years ago, NMF = newly managed forests, less than 10 years ago, CRF = community reserves forests) of the forests with species identity as a random effect. The Tukey-adjusted 95% confidence intervals (in blue) indicate significant differences if they do not include 0.....	83
Figure 14 Differences in the mean probability of presence (measured as log odds ratio) of saplings of high-value species, estimated from linear mixed models with a binomial distribution (species presence/absence in plots) of (a) species vegetative regeneration ability (VRA) trait attributes as a function of disturbance level (high, medium and low) of the forests with species identity as a random effect. The Tukey-adjusted 95% confidence intervals (in blue) indicate significant differences if they do not include 0.....	84
Figure 15 Predicted mean probability presence of saplings of high-value species and its 95% confidence interval obtained by parametrized bootstrapping, as estimated by a generalized linear mixed model with a binomial distribution of the response (presence/absence of a sapling in plots), (a) as a function of species maximum height and forest management status (a : UMF = unmanaged forests, OMF = older managed forests, more than 10 years ago, NMF = newly managed forests, less than 10 years ago, CRF = community reserves forests) of the forests with identity species as random effect.	85
Figure 16 Predicted mean probability presence of saplings of high-value species and its 95% confidence interval obtained by parametrized bootstrapping, as estimated by a generalized linear mixed model with a binomial distribution of the response (presence/absence of a sapling in plots), as a function of species maximum height and disturbance level (high, medium and low) of the forests with identity species as random effect.	86
Figure 17 Differences in the mean probability of presence (measured as log odds ratio) of saplings of high-value species estimated from linear mixed models with a binomial distribution (species presence/absence in plots) of (a) species main uses attributes only (FW = Fuel Wood, LST = Lumber Service and Timber, NTFP = Nom Timber Forest Products) with species identity as a random effect. The Tukey-adjusted 95% confidence intervals (in blue) indicate significant differences if they do not include 0.....	87
Figure 18 Differences in the mean probability of presence (measured as log odds ratio) of saplings of high-value species estimated from linear mixed models with a binomial distribution (species presence/absence in plots) of (a) species main uses attributes only (FW = Fuel Wood, LST = Lumber Service and Timber, NTFP = Nom Timber Forest	

Products) as a function of management status (UMF = unmanaged forests, OMF = older managed forests, more than 10 years ago, NMF = newly managed forests, less than 10 years ago, CRF = community reserves forests) of forests with species identity as a random effect. The Tukey-adjusted 95% confidence intervals (in blue) indicate significant differences if they do not include 0.	88
Figure 19 Differences in the mean probability of presence (measured as log odds ratio) of saplings of high-value species estimated from linear mixed models with a binomial distribution (species presence/absence in plots) of (a) species main uses attributes only (FW = Fuel Wood, LST = Lumber Service and Timber, NTFP = Nom Timber Forest Products) as a function of disturbance level (high, medium and low) of forests with species identity as a random effect. The Tukey-adjusted 95% confidence intervals (in blue) indicate significant differences if they do not include 0.	89
Figure 20 Studied area of Sudanian bioclimatic domain in Senegal and location of the different forests studied, color-coded based on their management status (UMF = unmanaged forests, OMF = older managed forests > 10 years, NMF = newly managed forests < 10 years, CRF = community reserve forests).....	104
Figure 21 Principal Component Analysis plot for the nineteen bioclimatic variables (defined in Tableau 8).	108
Figure 22 Potential distributions of <i>Acacia macrostachya</i> for the present (1970-2000) and for the future under three different climate change scenarios (SSP245, SSP370, SSP585) for two periods (2041-2060 and 2081-2100).....	116
Figure 23 Potential distributions of <i>Anogeissus leiocarpus</i> for the present (1970-2000) and for the future under three different climate change scenarios (SSP245, SSP370, SSP585) for two periods (2041-2060 and 2081-2100).....	116
Figure 24 Potential distributions of <i>Bombax costatum</i> for the present (1970-2000) and for the future under three different climate change scenarios (SSP245, SSP370, SSP585) for two periods (2041-2060 and 2081-2100).....	117
Figure 25 Potential distributions of <i>Combretum glutinosum</i> for the present (1970-2000) and for the future under three different climate change scenarios (SSP245, SSP370, SSP585) for two periods (2041-2060 and 2081-2100).....	117
Figure 26 Potential distributions of <i>Combretum micranthum</i> for the present (1970-2000) and for the future under three different climate change scenarios (SSP245, SSP370, SSP585) for two periods (2041-2060 and 2081-2100).....	118

Figure 27 Potential distributions of <i>Combretum nigricans</i> for the present (1970-2000) and for the future under three different climate change scenarios (SSP245, SSP370, SSP585) for two periods (2041-2060 and 2081-2100).....	118
Figure 28 Potential distributions of <i>Cordyla pinnata</i> for the present (1970-2000) and for the future under three different climate change scenarios (SSP245, SSP370, SSP585) for two periods (2041-2060 and 2081-2100).....	119
Figure 29 Potential distributions of <i>Daniellia oliveri</i> for the present (1970-2000) and for the future under three different climate change scenarios (SSP245, SSP370, SSP585) for two periods (2041-2060 and 2081-2100)	119
Figure 30 Potential distributions of <i>Detarium microcarpum</i> for the present (1970-2000) and for the future under three different climate change scenarios (SSP245, SSP370, SSP585) for two periods (2041-2060 and 2081-2100).....	120
Figure 31 Potential distributions of <i>Lannea acida</i> for the present (1970-2000) and for the future under three different climate change scenarios (SSP245, SSP370, SSP585) for two periods (2041-2060 and 2081-2100)	120
Figure 32 Potential distributions of <i>Parkia biglobosa</i> for the present (1970-2000) and for the future under three different climate change scenarios (SSP245, SSP370, SSP585) for two periods (2041-2060 and 2081-2100).....	121
Figure 33 Potential distributions of <i>Prosopis africana</i> for the present (1970-2000) and for the future under three different climate change scenarios (SSP245, SSP370, SSP585) for two periods (2041-2060 and 2081-2100).....	121
Figure 34 Potential distributions of <i>Pterocarpus erinaceus</i> for the present (1970-2000) and for the future under three different climate change scenarios (SSP245, SSP370, SSP585) for two periods (2041-2060 and 2081-2100).....	122
Figure 35 Potential distributions of <i>Sterculia setigera</i> for the present (1970-2000) and for the future under three different climate change scenarios (SSP245, SSP370, SSP585) for two periods (2041-2060 and 2081-2100).....	122
Figure 36 Potential distributions of <i>Terminalia avicennioides</i> for the present (1970-2000) and for the future under three different climate change scenarios (SSP245, SSP370, SSP585) for two periods (2041-2060 and 2081-2100).....	123

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 Total area, forest cover area and disturbance level for the 20 forests sampled as part of this study, grouped by management status.....	48
Tableau 2 ANOVA results for the linear models of log species richness, alpha, beta and gamma diversity (Shannon index) as a function of management status and disturbance level per forest, for mature and juvenile trees.	53
Tableau 3 PERMANOVA results for the variation in species composition between forests, as a function of the management status and disturbance level. Differences in composition are calculated using the Bray-Curtis distance, based on the basal areas of each species for mature trees, and the number of individuals of each species for juvenile trees.	55
Tableau 4 ANOVA results for the linear models of the median diameter at breast height (DBH), the median absolute deviation of the DBH and the estimated carbon stocks (tC / ha) of mature trees in each forest, as a function of management status and disturbance level.	59
Tableau 5 Total area, forest cover area and disturbance level for the 20 forests sampled as part of this study, grouped by management status (Source: PROGEDE, 2016; Sambou, 2004).....	73
Tableau 6 Functional trait names and attributes and species main uses	76
Tableau 7 Estimated p-value, fixed and random effect R ² from logistic mixed models to predict the presence of saplings of high-value species, as a function of the additive effects of each trait, management status and disturbance level (first column), and with the addition of the interaction between the trait and management status (2 nd column) or disturbance level (3 rd column). The p-values indicate significance of a likelihood-ratio test comparing the model to one without any trait effect (for the 1 st column) or with only the additive trait effect (for the others).	79
Tableau 8 Bioclimatic variables used to generate models of potential distribution of species.....	106
Tableau 9 Mean value across the study area of the bioclimatic variables used in the species distribution models. See Table 8 for variable definitions.	110
Tableau 10 Coefficients values (standard error in parentheses) for the effect of bioclimatic variables on the logit of the probability of presence of each species. The standardized coefficients represent the effect of an increase of one standard deviation (calculated	

across the study area for the 1970-2000 reference period) for each variable. Asterisks denote levels of significance (* $0.01 < p < 0.05$, ** $0.001 < p < 0.01$, *** $p < 0.001$)...... 111

Tableau 11 Probability of high-value species presence according to the different scenarios..... 112

LISTE DES SIGLES ET DES ABRÉVIATIONS

- ANACIM : Agence Nationale de l'Aviation Civile et de la Météorologie
- ANSD : Agence Nationale de la Statistique et de la Démographie
- CRF : Community Reserve Forest
- DBH : Diamètre à hauteur de poitrine (Diameter at Breast Height)
- FAO : Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture
- Fw : Fuelwood
- IPBES : Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques
- IPCC : Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
- IRF : Institut de Recherches sur les Forêts
- ISE : Institut des Sciences de l'Environnement
- LST : Lumber and Service Timber
- MEDD : Ministère de l'Environnement et du Développement Durable
- NMF : Newly Managed Forest
- NTFPs : Non-Timber Forest Products
- OMF : Old Managed Forest
- PROGEDE : Projet de gestion durable et participative des énergies traditionnelles et de substitution
- UCAD : Université Cheikh Anta Diop de Dakar
- UMF : Unmanaged Forest
- UQAM : Université du Québec à Montréal
- UQAT : Université du Québec en Abitibi Témiscamingue
- URENE : Unité de Recherches sur les Écosystèmes Naturels et l'Environnement
- SSP : Shared Socioeconomic Pathways
- VRA : Vegetative Regeneration Ability

RÉSUMÉ

L'inquiétude grandissante concernant le déclin de la biodiversité exige de redoubler les efforts de conservation. Pour cela, les forêts abritant plus de 80 % de la biodiversité sur terre doivent être gérées de manière durable. L'aménagement forestier est reconnu comme principale stratégie de gestion durable des forêts. Compte tenu des perturbations récurrentes, les pratiques d'aménagement doivent s'adapter au contexte régissant les relations entre ces perturbations, les communautés biotiques et les conditions environnementales changeantes. Même si, selon la littérature plusieurs questions concernant les effets de l'aménagement forestier sur la biodiversité ont été élucidées, certaines régions demeurent moins étudiées que d'autres.

Le Sénégal fait partie des pays ayant connu un changement important dans leur couverture forestière et très peu de travaux se sont penchés sur les effets de l'aménagement forestier à grande échelle. Cette thèse de doctorat vise ainsi à explorer les relations entre l'aménagement forestier et différents indicateurs de la biodiversité forestière ainsi que l'influence du changement climatique dans l'évolution de l'aire de répartition des espèces dans le domaine soudanien du Sénégal. Pour ce faire, des données floristiques de vingt forêts, incluant des forêts non aménagées, des forêts anciennes aménagées, des forêts récemment aménagées et des réserves forestières communautaires ainsi que des données de traits fonctionnels ont été collectées. De plus, d'autres types de données relatives aux variables bioclimatiques ont été recueillies.

Principalement, les résultats indiquent que l'aménagement forestier et plus encore les perturbations courantes affectent la biodiversité de différente manière selon le type d'indicateur. Selon les indices de biodiversité, les forêts aménagées étaient autant diverses que les forêts non aménagées. En revanche, la composition des espèces était significativement différente entre ces différentes forêts aménagées ou non qui également contenaient les mêmes stocks de carbone. Cette similarité de la biomasse aérienne et souterraine est possiblement en lien avec la similarité des distributions de taille des arbres entre ces forêts. Aussi, les résultats ont mis en évidence que l'aménagement forestier sélectionne les espèces aux capacités colonisatrices et compétitives particulièrement à des niveaux de perturbation élevés. Plus encore, le changement climatique pourrait être la cause du déclin de neuf des quinze espèces de valeur étudiées tandis que trois seulement pourraient élargir leur aire de répartition et celle des trois autres se stabiliserait.

Les résultats de cette thèse suggèrent le besoin d'une amélioration des pratiques d'aménagement intégrant les traits fonctionnels des espèces et le développement de plans d'action de conservation spécifiques pour sauver les espèces en déclin et en même temps favoriser la résilience forestière. De ce fait, un axe de recherche prioritaire serait d'évaluer la performance de chacune de ces espèces afin de mieux orienter ces plans d'action.

Mots-clés : aménagement, biodiversité, espèces de valeur, traits fonctionnels, changement climatique.

ABSTRACT

There is growing concern over the decline of biodiversity, and thus an urgent need for an intensified conservation effort. In order to achieve this, it is essential for forests that house more than 80% of biodiversity to be managed in a sustainable manner. Forest management is widely acknowledged as a primary strategy for the sustainable management of forests. Given the recurrence of disturbances, management practices must be adapted to the context of the interactions between these disturbances, biotic communities and changing environmental conditions. While the existing literature indicates that several questions pertaining to the effects of forest management on biodiversity have been addressed, certain regions remain less studied than others.

Senegal is one such example, having experienced a notable transformation in its forest yet with little research examining the impacts of forest management at large scale. This doctoral thesis thus seeks to investigate the interrelationships between forest management and various indicators of forest biodiversity, as well as the influence of climate change on the distribution of species in the Sudanian domain of Senegal. To achieve this objective, a comprehensive dataset comprising floristic data from twenty forests, including unmanaged forests, old managed forests, newly managed forests and community forest reserves, was assembled. Additionally, data pertaining to functional traits as well as data related to bioclimatic variables were collected.

Overall, our results suggest that forest management and disturbances affect biodiversity in different ways, depending on the type of indicator. Managed forests were as diverse as unmanaged forests but species composition was significantly different between the different forests, despite both having the same carbon stocks. This similarity in aboveground and belowground biomass may be linked to the similar tree size distribution between the two types of forests. Additionally, the results indicated that forest management favors species with colonizing and competitive capabilities, particularly at high levels of disturbance. Moreover, the findings suggest that climate change may be responsible for the decline of nine of the fifteen valuable species under study, while only three could potentially expand their range. In contrast, the remaining three species would remain stable.

The results of this thesis indicate that improved forest management practices are necessary, integrating the specific functional traits of the different species. Additionally, the development of targeted conservation action plans to save the declining species and, at the same time, promote forest resilience is crucial. Therefore, a priority area of research would be to evaluate the performance of each of these species, with the aim of providing more informed guidance for the development of specific conservation action plans to save these declining species, while promoting forest resilience.

Keywords: forest management, biodiversity, high-value species, functional traits, climate change

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Problématique générale. La diversité biologique est le résultat de plusieurs milliards d'années d'évolution et de perturbations qui ont périodiquement affecté la composition des communautés animales et végétales ainsi que la variabilité génétique de leurs populations (Mergeay & Santamaria, 2012). Façonnée au cours du temps par les facteurs d'habitat et les interactions intra et interspécifiques, la biodiversité est répartie de manière hétérogène à la surface du globe terrestre. Elle augmente des pôles vers l'équateur et diminue avec l'altitude sur les continents (Gauthier-Clerc et al., 2014). Quelle que soit l'hétérogénéité de sa répartition spatiale, la diversité biologique demeure un patrimoine universel naturel. Elle fournit de nombreux biens et services, dont beaucoup sont profondément associés à des valeurs sociales et économiques qui contribuent significativement au développement économique (TEEB, 2008; IPBES, 2019). Par exemple, la valeur mondiale annuelle du bois de chauffage et des produits forestiers à base de bois est évaluée à plus de 400 milliards de dollars US, soit environ 2 % du PIB mondial (FAO, 2014). En revanche, le développement économique a mis en danger la stabilité des écosystèmes conduisant à l'extinction d'un nombre croissant d'espèces végétales et animales au point que certains auteurs estiment que, la Terre vit actuellement une extinction à l'échelle globale (WWF, 2018; Vellend et al., 2017; Billé et al., 2014).

En outre, bien qu'il existe encore des incertitudes, les tendances du changement global prévu dans les précipitations (variabilité) et la température (augmentation) projettent un impact négatif sur la biodiversité forestière. Il est prévu que le changement climatique soit l'une des principales causes d'extinction dans le monde et constitue une menace majeure pour la biodiversité (IPBES, 2019 ; GIEC, 2022). Lorsque les conditions climatiques changent, les espèces persisteront, migreront, s'adapteront ou disparaîtront (Feeley et al., 2012). Cependant, il semble que le rythme du changement climatique futur dépassera les taux de migration de la plupart des espèces végétales (Neilson et al., 2005), de sorte que celles qui sont incapables de s'adapter risquent probablement de disparaître. Une méta-analyse de 1 103 espèces,

y compris des plantes et des animaux de différentes régions, prédit qu'entre 15 % et 37 % d'entre elles pourraient disparaître d'ici 2050 (Thomas et al., 2004).

Cette érosion de la biodiversité n'épargne aucune région du monde et demeure un enjeu clé pour tous les pays (WWF, 2018). Elle perturbe le fonctionnement des écosystèmes et leur capacité à fournir des biens et services écosystémiques comme le bois et les produits forestiers non ligneux dans le cas des écosystèmes forestiers (Gamfeldt et al., 2008). Dans ces écosystèmes forestiers, de manière générale, l'aménagement forestier demeure l'une des principales stratégies pour freiner le déclin des espèces et la dégradation des écosystèmes forestiers. Cependant, selon la littérature, les effets de l'aménagement forestier sur la biodiversité sont contrastés en raison notamment des différents types et intensités de pratiques de gestion (Landridge et al., 2023). Ces effets sont également multifacettes et peuvent influencer sur la biodiversité de différentes manières (Davison et al., 2021 ; Dampney et al., 2021). Par exemple, la coupe à blanc, qui entraîne l'enlèvement de tous les arbres, favorise les espèces plus exigeantes en lumière au détriment des espèces d'arbres tolérantes à l'ombre (Tonteri et al., 2016). D'autres études ont montré que la récolte sélective d'espèces d'arbre avait des effets variables en fonction des espèces étudiées, l'état de conservation, l'âge de succession et le type de forêt (Landridge et al., 2023). Bien que ces effets soient contrastés selon les indicateurs, il existe de plus en plus de preuves que les pratiques de gestion continuent de menacer la survie des espèces végétales (Duguid & Ashton, 2013; Chaudary et al., 2016; Landridge et al., 2023). De plus, la récolte du bois réduit les stocks de carbone et favorise les émissions, notamment dans un contexte où le bois est très utilisé pour le chauffage (Repo et al., 2011). Aussi, la récolte du bois mort dégrade le milieu de vie de certaines espèces, comme les coléoptères saproxyliques, pour lesquels le bois mort est un habitat essentiel (Lachat et al., 2006).

Pour étudier les effets de l'aménagement forestier sur la biodiversité, une approche commune consiste à considérer les trois échelles spatiales de diversité : la diversité

alpha, la diversité bêta et la diversité gamma (Whittaker, 1972). Cette variabilité spatiale, influencée par les gradients environnementaux, exige d'adopter un plan d'échantillonnage dans différents sites. Les inventaires forestiers permettant d'acquérir des données dendrométriques et écologiques sur la flore et la végétation restent un outil fondamental pour l'évaluation de la biodiversité forestière (Corona, 2010). Bien qu'il existe des problèmes de résolution spatiale, les données satellitaires sont de plus en plus utilisées pour soutenir les inventaires forestiers à différents niveaux comme l'évaluation de la couverture forestière (Fassnacht et al., 2024; Wulder et al., 2024). De plus, ces outils cartographiques servent aussi dans la modélisation pour prédire comment les espèces réagissent au changement climatique à travers leur répartition (Amira et al., 2020). Cette approche de modélisation basée sur l'hypothèse de la niche potentielle ou fondamentale des espèces (Hutchinson, 1957) est cruciale pour mieux planifier les stratégies d'aménagement forestier (Sinclair et al., 2010 ; Pecchi et al., 2019). Cette niche est définie comme un ensemble de conditions et de ressources permettant à un organisme donné d'exister et de se reproduire dans un environnement sans interactions biotiques (Hutchinson, 1957). Cette niche fondamentale s'oppose à niche réalisée qui représente la niche réellement occupée par l'espèce. Selon Peterson et al. (2018), cette approche basée sur la niche fondamentale repose sur l'hypothèse que les espèces sont susceptibles de coloniser de nouveaux habitats en fonction des caractéristiques de leur niche, plutôt que de s'adapter au changement climatique.

De surcroît, pour mieux appréhender les conséquences de l'aménagement sur la biodiversité, ses effets sur les traits fonctionnels doivent aussi être examinés. Les traits fonctionnels représentent l'ensemble des caractéristiques morphologiques, physiologiques ou phénologiques qui influencent la performance d'un individu via ses effets sur la croissance, la reproduction et la survie (Violle et al., 2007). Ces traits fonctionnels permettent de comprendre les stratégies de réponse des espèces aux perturbations et leur impact sur le fonctionnement des écosystèmes ainsi que les

processus impliqués dans l'assemblage des communautés végétales (Chave et al., 2009 ; Lavorel et Garnier, 2002).

Les traits fournissent des informations complémentaires à l'approche taxonomique qui privilégie l'identité phylogénétique des espèces, comme par exemple les relations espèces-environnement, les interactions entre espèces et leurs rétroactions sur le fonctionnement de l'écosystème (de Bello et al., 2017). Le principe de base de l'approche fonctionnelle repose sur le fait que les rôles des espèces dans un écosystème ne sont pas exclusivement déterminés par leur identité taxonomique, mais plutôt par leurs traits de caractère, qui peuvent différer d'une espèce à l'autre, même au sein d'un même groupe taxonomique (Schmitz et al., 2015). Par exemple, les traits relatifs à la régénération des espèces ligneuses peuvent aider à comprendre les relations entre les pratiques d'aménagement forestier et les changements de la biodiversité (Tinya et al., 2023). Des traits reproductifs tels que la dissémination des graines et le type de fruit, ou les traits de croissance comme la densité du bois et la surface foliaire sont également importants dans la compréhension des stratégies de croissance et de survie des plantes (Whitfeld et al., 2014). La prise en compte de la variabilité des traits fonctionnels des espèces est cruciale pour évaluer l'impact des perturbations humaines sur les écosystèmes. Cela est particulièrement vrai dans les savanes africaines, où les tendances régionales des relations entre les traits fonctionnels et l'environnement ne reflètent pas les tendances mondiales (Wigley et al., 2016; Bouchard et al., 2024).

Dans ces écosystèmes de savane, les précipitations et la température ont été identifiées comme les principaux facteurs expliquant les changements dans la répartition des arbres et arbustes (Gonzales et al., 2001). Ainsi l'utilisation de données bioclimatiques peut aider à explorer la manière dont les conditions climatiques changeantes selon différents scénarios pourraient affecter la répartition géographique des espèces (Amiri et al., 2020). Cette approche de modélisation repose sur l'hypothèse de niche potentielle ou fondamentale des espèces (Hutchinson, 1957)

pour comprendre les préférences climatiques des espèces (Pearson & Dawson, 2003). Prédire comment les espèces d'arbres réagissent au changement climatique à travers leur répartition est crucial pour une meilleure planification des stratégies de gestion forestière (Sinclair et al., 2010 ; Pecchi et al., 2019). A ce titre, la recherche forestière, au Sénégal notamment, doit de plus en plus être orientée sur l'impact du changement climatique sur la répartition des espèces ainsi que sur la diversité et la composition fonctionnelles des écosystèmes. La prise en compte de ces travaux de recherche dans les politiques forestières et de conservation est une nécessité sur laquelle l'État du Sénégal ne doit plus faire l'impasse.

Contexte climatique de la zone d'étude. Le Sénégal se situe entre 12,20° et 16,40° de latitude nord et 11,20° et 17,30° de longitude ouest. Il est situé à l'extrême ouest du continent africain limité par l'océan atlantique. Il s'étend sur 196 722 km² et partage ses frontières avec la Mauritanie au nord, la République de Guinée au sud-est, la Guinée-Bissau au sud-ouest et le Mali à l'est. La Gambie forme une enclave qui s'étire sur 300 km. Le Sénégal présente un relief relativement plat et d'altitude peu élevée sauf la presqu'île du Cap-Vert, le plateau de Thiès et les premiers contreforts du massif du Fouta Djallon dans sa partie sud-ouest où le point culminant est à 581 m.

Dans le pays, la variabilité des précipitations annuelles détermine l'existence d'une nette zonalité climatique et subdivise le pays en trois grandes zones bioclimatiques : la zone sahélienne, la zone soudanienne et la zone sub-guinéenne (CILSS, 2016). Ces régions encore appelées zones phytogéographiques correspondent à de grands ensembles écosystémiques et présentent un gradient pluviométrique qui augmente du nord au sud. Le domaine soudanien, objet de cette étude, couvre environ 2/3 du Sénégal central et méridional et se situe entre 12°20' - 15°10' N et 11°20' - 16°75' O. La variation temporelle de la pluviométrie détermine une saison sèche en hiver, une saison humide en été avec une pluviométrie annuelle augmentant de 600 à 1200 mm du nord au sud. La saison des pluies dure 3 à 6 mois (du nord au sud) et s'étale de mai à octobre. La majeure partie des précipitations a lieu pendant les mois de juillet à

septembre (ANSD, 2015). Cette forte variabilité pluviométrique demeure déterminante dans la répartition et le fonctionnement des écosystèmes forestiers du pays (White, 1983) à l'instar du gradient thermique entre l'hiver et l'été dans la répartition des espèces de forêts boréales (Payette, 1993). Dans le cas de la zone soudanienne, le régime thermique généralement bimodal, varie selon la position par rapport au littoral. D'une part, on note une période des basses températures qui peut varier entre 18°C (décembre, janvier) et 24°C (juillet- août-septembre). D'autre part, la période des hautes températures où celles-ci varient en moyenne entre 33°C (juin et octobre) et 38°C (mars- avril-mai). Pendant la saison des pluies, les températures sont adoucies par l'effet combiné des pluies, de la couverture nuageuse et de l'humidité de l'air, ce qui explique la baisse des températures observée entre juillet et septembre. Alors que, durant la saison sèche, les températures sont soumises à l'influence de l'harmatan, un vent chaud et sec dont le centre émetteur est l'anticyclone Saharien. Ce vent chaud et sec intervient au moment où les valeurs de l'insolation sont plus élevées.

Situation des forêts du Sénégal. Le domaine forestier du Sénégal couvre 8 473 000 ha de forêts constitué par l'ensemble des forêts et des terres ayant une vocation forestière (Ngom, 2015). La zonation des principales formations végétales précédemment décrite révèle la répartition de la végétation représentée par plusieurs types de végétation différenciés par leur distribution spatiale et leur composition floristique. Dans le domaine soudanien, la savane constitue la végétation dominante où existent au moins 80 espèces d'arbres caractéristiques (Adam, 1966) dont *Pterocarpus erinaceus*, *Cordyla pinnata*, *Sterculia setigera*, *Bombax costatum*, *Lanea acida*, *Anogeisus leiocarpus*, *Combretum glutinosum*, *combretum micranthum*, *Guiera senegalensis*, *Grewia bicolor*, *Terminalia macroptera*. Ces espèces d'arbres et d'arbustes s'accompagnent de différentes espèces herbacées, principalement des graminées vivaces telles que les Andropogonae et les espèces du genre *Brachiaria*. Selon la classification de la végétation basée sur la nomenclature des types africains de végétation de Yangambi (1956), la savane est une formation herbeuse comportant un tapis de grandes herbes graminéennes mesurant, au moins

en fin de saison de végétation, 80 cm de hauteur avec des feuilles planes disposées à la base ou sur des chaumes, et des herbes et plantes herbacées de moindre taille. La savane est considérée boisée lorsque la densité des arbres et arbustes forment un couvert clair laissant largement passer la lumière. La densité de la couverture végétale peut varier entre 30 et 60 % (Figure 1). Elle est appelée savane arborée quand la densité du couvert arborescent varie entre 15 et 30 %. La hauteur des arbres ne dépasse guère 10 m. La savane arbustive se définit quant à elle comme un tapis graminéen surmonté d'arbustes ne dépassant pas 5 m de hauteur et formant une densité allant parfois jusqu'à 20 % (Figure 1). Les feux, la culture et le pâturage ravagent continuellement la savane, l'amenant de plus en plus au stade herbeux (Trochain, 1940). La savane herbeuse possède aussi un tapis graminéen dont arbres et arbustes sont absents. La hauteur du couvert herbacé varie de quelques centimètres à plus de 2 m (Figure 1). D'autres formations végétales spécifiques comme les forêts galeries, les mangroves et les palmeraies sont présentes le long des cours d'eau.

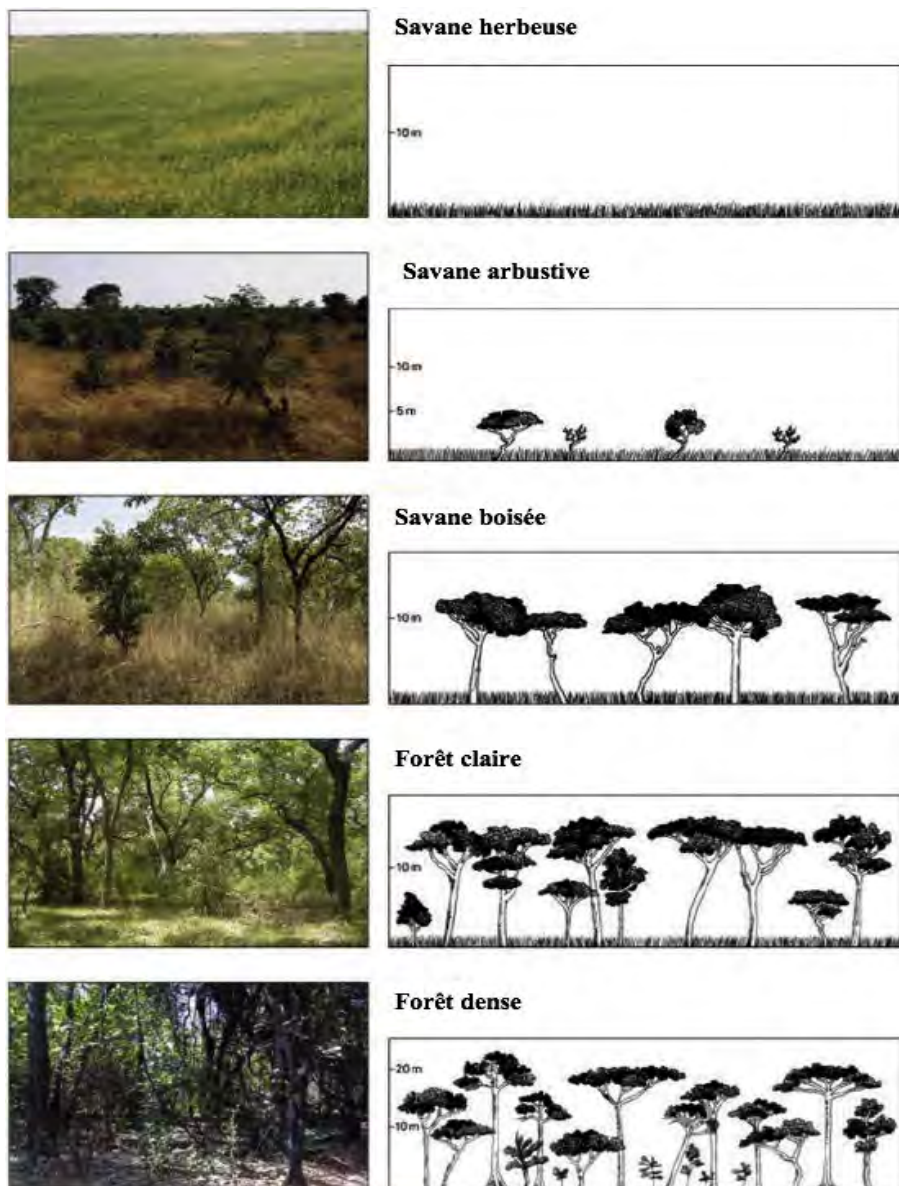


Figure 1 Illustrations des formations végétales en zone soudanienne du Sénégal
(Source, Tappan, 2004; CILSS, 2016)

Flore et végétation de la zone d'étude. Les formations végétales de la zone soudanienne appartiennent biogéographiquement à la région tropicale. Du fait que la région présente une faible variation altitudinale, sa végétation est constituée principalement de tapis de végétation, dont l'existence est aussi conditionnée par la nature du sol et la pluviométrie. Le domaine phytogéographique soudanien étant très hétérogène, il comporte une mosaïque de savanes arbustives, arborées et boisées, en association avec des forêts claires, parfois entrecoupées de forêts galeries (Trochain, 1940). La forêt galerie est un type de végétation qui se développe dans les vallées des cours d'eau, dépressions plus humides que les plateaux environnants en raison des conditions pédo-hydrologiques favorables. Elle forme ainsi une frange boisée souvent très dense et sa flore sempervirente est différente de celle des plateaux qui la bordent.

La savane constitue la végétation dominante dans cette région bioclimatique où existent au moins 80 espèces d'arbres caractéristiques (Adam, 1966) dont *Pterocarpus erinaceus*, *Cordyla pinnata*, *Sterculia setigera*, *Bombax costatum*, *Lannea acida*, *Anogeissus leiocarpus*, *Combretum glutinosum*, *Combretum micranthum*, *Guiera senegalensis*, *Grewia bicolor* et *Terminalia macroptera*. Ces espèces d'arbres et d'arbustes s'accompagnent de différentes espèces herbacées, principalement des graminées vivaces telles que les Andropogonae et les espèces du genre *Brachiaria*.

Écologie et importance des espèces étudiées. Les espèces végétales ligneuses concernées par cette étude sont des arbres indigènes de valeur, répandus et très utilisés par les populations des zones soudanienne et sahélienne du fait de leur grande valeur économique, sociale et culturelle. Ce sont des plantes à usages multiples, utilisées pour leur bois et leurs produits non ligneux dans divers domaines de la vie quotidienne des populations locales en raison principalement de leurs propriétés énergétiques, pharmacologiques et nutritionnelles (Sawadogo et al., 2017). Ces espèces concernent *Acacia macrostachya* Reichenb., *Adansonia digitata* L., *Azelia africana* Sm. ex Pers., *Anogeissus leiocarpus* (DC.) Guill. et Perrot., *Bombax costatum* Pellegr. & Vuillet, *Combretum glutinosum* Perr.Ex DC, *Combretum micranthum* G. Don, *Combretum nigricans*

Lepr., *Cordyla pinnata* (Lepr. ex A.Rich.) Milne-Redh., *Daniellia oliveri* (Rolfe) Hutch & Dalz, *Detarium microcarpum* Guill. & Perr., *Detarium senegalense* J.F. Gmel., *Khaya senegalensis* (desr.) A. Juss., *Lannea acida* A. Richard., *Neocarya macrophylla* (Sabine) Prance, *Parkia biglobosa* (Jacq.) G.Don, *Prosopis africana* (G. et Perr.), *Pterocarpus erinaceus* Poir., *Sterculia setigera* Del. et *Terminalia avicennioides* Guill Perr.

***Acacia macrostachya* Reichenb.** *A. macrostachya* est largement répartie dans les zones sahélienne et soudanienne d'Afrique. Il s'adapte bien aux conditions climatiques arides (Ouattara, 2008; Wittig et al., 2004) même si sa présence a été signalée dans des zones humides d'Afrique de l'ouest (Arbonnier, 2000 ; Wittig et al., 2004 ; Yamkoulga et al., 2018). L'espèce présente une bonne capacité de régénération végétative et se rencontre dans divers types de sols se rencontre dans divers types de sols comme les sols argileux et sableux ainsi que sur les cuirasses ferrugineuses (Kiéma ,1991 ; Ganaba, 1997; Arbonnier, 2000).

Dans la pharmacopée traditionnelle, toutes les parties de l'espèce (feuilles, racines et écorces) sont utilisées dans le traitement de certains maux et maladies tels que les morsures de serpents, les helminthiases, les coliques, l'angine, la dysenterie, la blennorragie, la syphilis, les diarrhées, le choléra, la carie dentaire et la gingivite (Arbonnier, 2019 ; Ouattara, 2008). Les graines très riches en protéines occupent une place très importante dans la lutte contre la malnutrition et l'insécurité alimentaire (Pamo et al., 2005 ; Ouedraogo et al., 2022). Grâce à ses épines, ses branchages sont régulièrement utilisés comme barrière pour la protection des cultures contre les animaux et comme enclos du bétail (Yossi et al., 2006).

***Adansonia digitata*,L.** Espèce emblématique, *Adansonia digitata* (baobab) est généralement caractéristique des paysages de savanes d'Afrique tropicale (Diop et al., 2006). Grâce à sa plasticité écologique, *A. digitata* est présente naturellement en Afrique dans les régions sahéliennes, soudano-sahéliennes, soudanienne, soudano-guinéennes, guinéennes et tropicales humides (Assogbadjo et al., 2005; Sanogo, et al., 2015). Il est aussi présent dans des endroits où la pluviométrie annuelle ne dépasse pas 90 mm (sud de

la Mauritanie) et une température moyenne annuelle comprise entre 20 et 30 °C (Diop et al., 2006). Toutefois, Sow et al (2018) soulignent que le baobab pouvait résister à des températures allant jusqu'à 42 °C. La présence du baobab est parfois liée à une occupation ancienne ou récente du terrain par les populations surtout rurales qui ont disséminé les graines et protégées les jeunes pousses jusqu'au stade adulte (Savard, 2003). Au Sénégal, les populations du baobab se caractérisent généralement par un vieillissement lié à l'absence d'une régénération naturelle.

Adansonia digitata constitue l'une des principales espèces ligneuses locales à usages multiples des parcs agroforestiers traditionnels (Dibloni et Ouedraogo, 1999 ; Boffa, 2000 ; Bationo et al., 2005). Les produits et les différentes parties du baobab (racines, écorces, bois, gomme, feuilles, fleurs, capsules, pulpe, graines) sont utilisés dans plusieurs domaines en particulier dans l'alimentation et la médecine (Leakey, 1999 ; Babou et al., 2010). L'intégration de la pulpe du fruit de l'espèce comme produits alimentaires de nouvelle génération par l'Union Européenne rehausse sa valeur économique et les produits dérivés, mais aussi la pression humaine vis-à-vis de cette dernière (Kébenzikato, 2015). Au Sénégal, la production de fruits de baobab a été estimée à 2 940 tonnes et à 3200 tonnes respectivement en 2005 et en 2018 pour une valeur commerciale de 264,6 millions FCFA (Diop et al., 2006 ; Sow et al., 2018). Cette forte valeur ajoutée a entraîné une surexploitation de la ressource, ce qui place l'espèce dans une dynamique régressive caractérisée par la raréfaction ou l'absence des jeunes individus.

***Azelia africana* Sm. ex Pers.** *Azelia africana* est une espèce qui colonise particulièrement les zones de forêts sèches à la limite des savanes et les savanes boisées du domaine soudanien de l'Afrique orientale et occidentale (Kakpo et al., 2018). Elle s'adapte aux conditions pédoclimatiques des zones boisées et des galeries forestières (Arbonnier, 2019 ; Atanasso, 2021). On la retrouve aussi dans des savanes guinéennes et celles du sud du domaine soudanien (Arbonnier, 2019). Elle est exigeante en lumière pour sa croissance et son développement. Au stade plantule, l'espèce peut tolérer l'ombre et se développer sous couvert végétal touffu (Biaou et al., 2011). Elle présente une préférence

pour les sols sableux profonds et une moyenne annuelle de température comprise entre 20 et 35°C. L'espèce présente une régénération naturelle relative bonne en zone soudanienne (Ouédraogo et al., 2006).

Dans la pharmacopée traditionnelle, elle est utilisée pour soulager la constipation, la fièvre, les vomissements, les œdèmes, la tachycardie, l'hypertension, la bronchite, les affections pulmonaires, les douleurs d'estomac, les convulsions, les trypanosomes, la hernie et servent d'antidote et de poison de flèche (Katende et al., 1995 ; Gérard et Louppe, 2011 ; Igwenyi et al., 2011). En plus de ses propriétés médicinales notoires, son bois est aussi apprécié du fait de sa stabilité et de ses propriétés mécaniques. Il est souvent utilisé dans la fabrication de pirogues, de mortiers, de tambours, comme bois de feu, charbon de bois, brosses à dent. Ce bois sert aussi à la confection d'instruments de musique, de charpentes et parfois même d'escaliers (African Regional Workshop, 1996). Grâce à sa résistance aux termites, le bois de *Afzelia africana* reste parmi les plus prisés dans l'industrie de la menuiserie. Le bois sert aussi à la construction de ponts, portes d'entrée et de fenêtres extérieures.

***Anogeissus leiocarpus* (DC.) Guill. et Perrot.** *Anogeissus leiocarpus* aussi appelée Bouleau d'Afrique est caractérisée par une très grande amplitude écologique, lui permettant d'occuper différents types d'écosystèmes, comme les savanes sèches, les forêts sèches et les galeries soudano-sahéliennes à soudano-guinéennes longeant les cours d'eau à la limite de la forêt tropicale humide (Andary et al., 2005 ; Dembélé, 2012). Elle présente une bonne capacité de régénération et est localement abondante et grégaire, pouvant former des forêts claires presque mono spécifiques (Bognounou et al, 2010).

Anogeissus leiocarpus est un arbre à usages multiples connus des traditions africaines. Son bois est très apprécié comme bois d'oeuvre et de service pour sa dureté et sa résistance (Razafimaharo et al., 1998 ; Dembélé, 2012). Les troncs seraient utilisés comme poteaux dans les maisons et les ponts (Von Maydell, 1990). Le bois est très apprécié pour sa combustion excellente. Toutes les parties de cette espèce, particulièrement les feuilles sont utilisées dans la pharmacopée traditionnelle pour le traitement de certaines pathologies

(diarrhées infantiles, ictère, hémorroïdes avec prolapsus rectal) et comme fortifiant pour les convalescents (Aké Assi & Guinko, 1991). Les feuilles sont aussi sollicitées dans le traitement des helminthiases, des schistosomiasis et de la lèpre (Dembélé, 2012).

***Bombax costatum* Pellegr. & VUILLET.** *Bombax costatum* (Kapokier à fleurs rouges) est une espèce des savanes et des forêts sèches des régions sahélo-soudaniennes à guinéennes (Ouedraogo et al 2006). Son aire de distribution s'étend au nord dans la zone sahélienne et au sud dans la zone guinéenne (Arbonnier, 2019; Assogba et al., 2021). *Bombax costatum* pousse dans les zones de pluviométrie annuelle allant de 600 à 900 mm et présente généralement une bonne capacité de régénération végétative (Belem et al., 2008).

Dans la pharmacopée traditionnelle, plusieurs organes et ou parties de la plante sont utilisées (calice, feuille, écorce, graine et racine). Elle est citée comme plante gynécologique grâce à l'utilisation du décocté des écorces chez les femmes en post-partum comme vomitif et après l'accouchement. Cette recette est aussi indiquée dans le traitement du paludisme (Bessot, 2008). Son bois est très sollicité par les artisans sénégalais, en particulier par les Laobés d'où le nom « *Garabou laobé* » pour la fabrication de divers objets tels que les pirogues, les abreuvoirs, les sculptures, les jouets et divers ustensiles ménagers (Cuny et al., 1997). Grâce aux propriétés acoustiques du bois, il est utilisé dans la fabrication de caisses de résonance de tambours et de xylophones (Oyen, 2011).

***Combretum glutinosum* Perr.Ex DC.** *Combretum glutinosum* est très répandue dans les régions soudano-sahéliennes d'Afrique Occidentale, du Sénégal au Cameroun, et vers l'Est jusqu'au Soudan (Vautier et al, 2007 ; Coulibaly, 2019). Elle fait partie des espèces les plus communes dans les savanes arbustives et arborées du domaine soudanien et subsaharien (Coulibaly, 2019 ; Thiombiano et al., 2006). *C. glutinosum* résiste aux conditions d'aridité du milieu sahélien et s'adapte à plusieurs types de sols. C'est une espèce à croissance rapide et a une capacité de régénération très rapide après un passage de feu (Vautier et al., 2007).

Combretum glutinosum, est une plante réputée pour ses diverses vertus. Au Sénégal, elle est de loin l'espèce la plus prescrite aux patients par les tradipraticiens. Elle est utilisée dans le traitement traditionnel et la prévention de certaines maladies courantes notamment le paludisme, l'hypertension artérielle, l'anémie, la fièvre bilieuse hématurique, la blennorragie, la syphilis, la toux, l'ictère, les pneumonies, les spasmes (Malgras, 1992) les affections urinaires, les œdèmes, les gastrites infantiles, la protéinurie (Enda, 2003). Le nom local donné à la plante nous édifie sur l'importance qu'a cette espèce dans les sociétés traditionnelles africaines en particulier sénégalaises. A titre d'exemple, au Sénégal, les Sérères la nomme « Yaye » qui signifie « la mère des plantes » ; le nom Socé « Diambakatan » signifie « la feuille qui ne déçoit pas » (Ngaba et al., 1980). *Combretum glutinosum* est souvent employé dans le traitement des maladies du foie. Toutes les parties de la plante sont utilisées, en particulier les feuilles qui occupent une place de choix dans la pharmacopée traditionnelle africaine.

Combretum micranthum G. Don. *Combretum micranthum* est une plante répandue dans les régions sahélo-soudaniennes et soudaniennes (Arbonnier, 2019 ; Coulibaly, 2019). Très répandue et commune, elle est localement abondante et grégaire et présente une bonne capacité de régénération (Bognounou et al, 2010; Arbonnier, 2019). Elle est présente du Sénégal à la Somalie et en Tanzanie (Thiombiano, 1996).

Combretum micranthum est recherché pour ses propriétés médicinales. La décoction des rameaux feuillés ou des racines est recommandée pour le traitement du paludisme, de la fièvre et le rhume; elle est aussi efficace contre la diarrhée à condition que la concentration ne soit trop élevée. L'infusion des feuilles est aussi utilisée pour arrêter les vomissements chez l'enfant. Le décocté des rameaux feuillés serait efficace contre les hémorroïdes à condition d'ajouter de la poudre des racines. C'est aussi une plante gynécologique utilisée par les femmes au cours de la grossesse. La prise des feuilles fraîches en infusion en association avec celle de *Chrysantellum americanum* et de *Mentha piperita* est recommandée pour lutter contre la fatigue, les indigestions et l'élimination rapide des substances toxiques de l'organisme (Kerharo & Adam, 1974 ; Pousset, 1989).

***Combretum nigricans* Lepr.** *Combretum nigricans* est une espèce soudano-sahélienne. Elle se rencontre du Sénégal au Cameroun, jusqu'au Soudan. Très répandue et commune, elle est localement abondante et grégaire (Arbonnier, 2019).

Les coliques se soignent à partir d'un décocté de racines de *Combretum nigricans* à laquelle on ajoute du gingembre. Quant au décocté du bois, il est utilisé contre les courbatures et le rhumatisme (Kerharo & Adam, 1974). Selon Adjanooun et al. (1980), la tige feuillée est utilisée contre l'hématurie. Burkill (1994) recommande une macération de feuilles contre la fatigue des ânes. Dans les sociétés traditionnelles africaines, les pilons seraient faits à base de rameaux ou de tronc de *Combretum nigricans*. Ceci se confirme du fait que le pilon et le *Combretum nigricans* partagent le même nom « clouclan » en Manding. Les troncs seraient souvent utilisés pour confectionner des mortiers. Le bois est recherché pour sa bonne combustion. Elle est considérée comme la meilleure de toutes de les Combretaceae (Thiombiano, 1996). Selon Nacro & Millogo, 1993 et Thiombiano (1996), la gomme serait utilisée pour le tannage et pour la fabrication de l'encre et les feuilles sont consommées par les animaux en saison sèche particulièrement (Thiombiano, 1996).

***Cordyla pinnata* (Lepr. ex A.Rich.) Milne-Redh.** *Cordyla pinnata* se rencontre dans les savanes boisées et les forêts claires de la zone soudano-guinéenne. Elle est localisée de façon irrégulière entre les isohyètes 600 et 1000 mm, du Sénégal au Cameroun (Arbonnier, 2000). Elle est fréquente dans les champs de culture et dans les jachères, où elle est jalousement conservée pour des raisons alimentaires, en particulier (Diop et al., 2011). Elle forme souvent des parcs agroforestiers dans certaines parties du bassin arachidier, au Sénégal, notamment autour des Forêts classées (Diop et al., 2011). *Cordyla pinnata* est présente dans un peu partout au Sénégal, en savane boisée, savanes soudaniennes, forêts sèches, avec une distribution irrégulière, localement assez commune. Il se raréfie au nord et s'arrête à la forêt guinéenne. *Cordyla pinnata* se rencontre dans les savanes boisées et les forêts claires de la zone soudano-guinéenne, à l'état disséminé (Arbonnier, 2019).

C. pinnata constitue l'une des principales espèces agroforestières et peut fournir une large gamme de produits destinés à l'alimentation humaine et animale, à la pharmacopée, aux bois d'œuvre, de service et d'énergie, en plus des nombreux services environnementaux (Dieng et al., 2016; Camara et al., 2017 ; Sambou et al., 2018). Dans le bassin arachidier du Sénégal, en particulier dans la région de Kaolack, *C. pinnata* occupe une place très importante dans l'alimentation humaine, surtout en période de disette (juin, juillet) (Bergeret, 1993 ; Dieng et al., 2019). Ses fruits matures très appréciés sont directement consommés sans aucune transformation, et ceux immatures servent à la préparation de sauces en association avec de la poudre de graines d'arachide. *C. pinnata* est connue sous l'appellation « arbre grenier » dans la zone du Saloum au Sénégal du fait de ses fruits qui sont disponibles et consommés en période de soudure (Berhaut, 1975 ; Diop et al., 2011). Ils contiennent de la vitamine C, du phosphore, du fer et des acides aminés essentiels (Sene, 1994). Dans la pharmacopée traditionnelle, les feuilles entrent souvent dans la fabrication de certaines préparations pour le traitement des maladies (Sene, 1994; Diatta et al., 2016; Diop et al., 2011). Son bois est utilisé pour la fabrication de certains ustensiles de cuisine et de matériaux divers tels que les perches, les piquets, les pirogues, les meubles (Diatta et al., 2016). Il est aussi très utilisé dans l'artisanat local (Giffard, 1974 ; Sene, 1994). Il fournit par ailleurs un excellent charbon de bois et constitue la principale source de bois de chauffage dans certaines parties du bassin arachidier (Sene, 1994 ; Diatta et al., 2016).

Daniellia oliveri (Rolfe) Hutch & Dalz. *Daniellia oliveri* est une espèce des régions soudano-guinéennes, répartie du Sénégal au Soudan et en Ouganda (Arbonnier, 2019). *D. oliveri* est une espèce des régions soudano-guinéennes, endémique en Afrique au sud du Sahara. Elle se répartie du Sénégal au Soudan et en Ouganda. Elle domine les forêts claires, les forêts denses sèches, les savanes arborées et boisées et les vieilles jachères (Diaby, 2014 ; Essowazina Seou et al., 2022). Elle est présente dans des zones humides, ainsi que dans des mares temporaires.

Daniellia oliveri se présente comme une espèce très intéressante et à plusieurs égards. En médecine traditionnelle africaine par exemple, elle est sollicitée dans le traitement de

certaines maladies telle que la tuberculose avec l'utilisation des écorces (en décoction). Le décocté des jeunes feuilles traite la trichine et les céphalées. Le mélange de feuilles, d'écorce de tronc et de racines en décoction est utilisé contre l'épilepsie (Fachola et al., 2018). Les infections hépatiques ou gastro-entériques et des variétés de troubles gastro-intestinaux sont traitées par la prise de décocté d'une poignée de feuilles (Fachola et al., 2018). La gomme a des vertus aphrodisiaque et diurétique. L'écorce associée à la gomme et parfois à d'autres parties de la plante sont utilisées dans la préparation de plusieurs médicaments pour lutter contre les maladies (Diaby, 2014). En Afrique de l'Ouest, l'espèce est exploitée pour ses écorces et sa résine utilisée comme encens. La résine et les espèces parasites du genre *Tapinanthus* qui poussent sur *Daniellia oliveri* sont activement recherchées pour attirer la chance et la fortune. Au Sénégal, dans la zone du Niombatou, on note l'exploitation du bois de *Daniellia oliveri* dans la menuiserie, la construction nautique, les jouets et les articles de fantaisie, les abreuvoirs pour le bétail, les tambours, les bols, les mortiers à riz, les caisses d'emballage, les égouttoirs, la sculpture etc. Le bois de l'espèce qui dégage une odeur parfumée pendant sa combustion est très apprécié des femmes. La cendre est parfois employée pour la production de savon (Diaby, 2014).

***Detarium microcarpum* Guill. & Perr.** *Detarium microcarpum* est rencontrée dans la zone soudano-guinéenne et soudano-sahélienne, particulièrement dans toute la partie semi-aride de l'Afrique de l'Ouest (Aubréville, 1950 ; Arbonnier, 2019 ; Anne-Laure, 2007). Son aire de répartition s'étend du Sénégal au Cameroun, jusqu'au Soudan. C'est une espèce localement commune, grégaire et à distribution irrégulière (Keay, 1989 ; Kouyaté, 2005). A l'instar de la plupart des arbres soudaniens, *D. microcarpum* a une répartition géographique très vaste, tant en longitude qu'en latitude et très peu d'espèces poussent en association (Arbonnier, 2019). Sa présence est fortement affectée dans la zone sahélienne, à cause de l'avancée de la sécheresse, la pression anthropique et les phénomènes de changement climatique (Anne-Laure, 2007). On la rencontre sur les terrains secs, les savanes boisées, les savanes arbustives à arborées et les forêts claires (Aubréville, 1950). Il croît généralement sur des sols sableux ou latéritiques (Anne-Laure, 2007).

D. microcarpum se présente comme un arbre très important dans plusieurs domaines. En effet, dans la pharmacopée traditionnelle, tout organe de la plante est utilisé pour soulager des maux et des maladies (Burkill, 1994). Grâce à ses fruits, *D. microcarpum* joue également un rôle important au niveau nutritionnel (Anne-Laure, 2007). Des auteurs comme Iwu (1993), Ikhiri & Ilagouma (1995), Malgras (1992) ont confirmé le caractère anti-diarrhéique et anti-asthénique du décocté des feuilles. Cette recette est aussi sollicitée pour soulager les patients atteints de paralysie, et de syphilis.

***Detarium senegalense* J.F. Gmel.** Originaire d'Afrique tropicale, *Detarium senegalense*, est une plante appartenant à la sous famille des Caesalpinioideae et au genre *Detarium* Juss. L'espèce est répartie du Sénégal au Soudan, jusqu'en Afrique orientale. Sa distribution est irrégulière et l'espèce domine les savanes arborées et les galeries forestières de la zone soudano-guinéenne, et pousse sur les bas-fonds humides et les sols frais (Malgras, 1992 ; Arbonnier, 2019 ; Anne-Laure, 2007). Au Sénégal, elle pousse sous une pluviométrie comprise entre de 400 mm et 1200 mm, avec une température moyenne annuelle comprise entre de 26 °C et 31 °C (Diop et al., 2010). A cause de l'installation progressive de la sécheresse dans certaines parties du continent africain, l'espèce a tendance à se déplacer dans les zones où la pluviométrie est abondante, telles que la forêt tropicale humide guinéo-congolaise. Il se trouve souvent en association avec *Parinari excelsa* Sabine (Chrysobalanaceae), *Erythrophleum suaveolens* (Guill. et Perr.) Brenan (Fabaceae) et *Khaya senegalensis* A. Juss. (Meliaceae) (Anne-Laure, 2007).

D. senegalense est souvent sollicité pour soigner diverses maladies. Au Sénégal, les fruits ont la réputation de traiter certains maux de poitrine en association avec d'autres espèces végétales. La toxicité de l'écorce et du mésocarpe du fruit de certains individus de l'espèce est exploitée pour empoisonner les flèches, parfois en association avec d'autres espèces.

***Khaya senegalensis* (desr.) A. Juss.** *Khaya senegalensis* communément appelé Caïlcédrot ou Acajou du Sénégal en français et african mahogany en anglais, est une espèce endémique de nombreux pays africains (Abiodun et Osahon, 2009 ; Fagbohoun, 2014). *K. senegalensis* recouvre entièrement le domaine climatique soudanien et soudano-

guinéen et déborde légèrement au nord sur le climat sahélo-soudanais. Elle présente une amplitude écologique assez grande et son aire de répartition correspond à une zone dans laquelle les précipitations annuelles sont comprises entre 650 et 1500 mm réparties sur 4 à 7 mois. Elle est présente dans plusieurs régions d'Afrique, Bénin, Burkina Faso, Cameroun, République centrafricaine, Tchad, Côte-d'Ivoire, Gabon, Gambie, Ghana, Guinée, Guinée-Bissau, Mali, Niger, Nigeria, Sénégal, Sierra Leone, Soudan, Togo et Ouganda (Fagbohoun, 2014). Les galeries forestières, les forêts denses sèches et les forêts claires restent son habitat naturel (Ouinsavi, 2000). Il présente une amplitude écologique assez grande car il est signalé dans différents types des substrats que sont : les sols humides profonds, les alluvions, le bord des cours d'eau et les bas-fonds non inondés. Des levées sont surtout observées sur des zones très sèches ou superficielles ou latéritiques quand les précipitations suffisent (Von Maydell, 1983 ; Kando, 2012). Son aire de répartition correspond à une zone dans laquelle les précipitations annuelles sont comprises entre 650 et 1500 mm réparties sur 4 à 7 mois, avec une température moyenne annuelle oscillant entre 19 et 29°C et 37 à 40°C la période la plus chaude de l'année. On la rencontre à 1800 m d'altitude au-dessus de la mer (Kando, 2012).

Dans la pharmacopée traditionnelle africaine, *Khaya senegalensis* occupe une place de choix car il entre dans le traitement de plusieurs maladies. Au Bénin, le nombre de maladies soignées par cette espèce est estimé à 55 (Sokpon et Ouinsavi, 2002 ; Kando, 2012). Toutes les parties de la plante sont utilisées. Les feuilles ainsi que les graines sont sollicitées contre la fièvre due à la malaria, d'où son surnom de « quinquina du Sénégal ». Le bois très dur est utilisé pour la fabrication de divers ustensiles ménagers. Il est aussi utilisé pour la production de charbon et comme bois de chauffe.

***Lannea acida* A. Richard.** *Lannea acida* se rencontre dans les domaines guinéen, soudanien et sahélo-soudanien de l'Afrique de l'Ouest et au sud du Sahel, du Sénégal au Cameroun, jusqu'à la République Centre Africaine (Arbonnier, 2019). Au Sénégal, l'espèce était assez commune. On la retrouve dans le domaine sahélo-soudanien jusque dans la région de Louga et en Casamance maritime. Elle est rare dans le « diéri » du Fouta Toro.

Grâce à ses fruits comestibles, son écorce fibreuse et son potentiel thérapeutique, l'espèce est protégée et conservée par les paysans dans les champs de culture. *Lannea acida* s'adapte presque à tous les types de sols (Geerling, 1982 ; Arbonnier, 2019).

En médecine traditionnelle, les différents organes de l'espèce sont utilisés dans les traitements de diverses maladies. La décoction de l'écorce est souvent utilisée pour soigner les ictères. *L. acida* est aussi utilisée pour le traitement de la dysenterie. Le bois sert à la fabrication de certains ustensiles de cuisine et de bois de chauffe. Les fruits sont comestibles, et les feuilles sont appréciées par le bétail. Les infections buccales et les caries dentaires sont traitées par inhalation de la vapeur d'écorce décoctée. L'écorce de la racine est très recherchée pour le traitement des infections cutanées.

Neocarya macrophylla (Sabine) Prance. *Neocarya macrophylla*, se rencontre surtout dans les régions tropicales et subtropicales (Yakandawala et al., 2010 ; Yusuf et al., 2015), et dans les zones arides et semi-arides de l'Amérique centrale, et de la partie occidentale de l'Afrique (Amza et al., 2010). Elle s'adapte bien aux conditions arides et semi-arides de l'Afrique subsaharienne (Amza et al., 2010). L'espèce est largement distribuée le long des savanes côtières du Sénégal au Libéria, et au niveau des savanes boisées du sud du Mali, du Niger et du nord du Nigéria (Amza et al., 2010 ; Yusuf et al., 2021). *N. macrophylla*, se rencontre dans les lisières et galeries forestières et les bas-fonds soudaniens et guinéens, sur sols sableux (Arbonnier, 2002). Elle s'adapte bien aux conditions arides et semi-arides de l'Afrique subsaharienne (Amza et al., 2010). L'espèce est largement distribuée le long des savanes côtières du Sénégal au Libéria, des savanes boisées du sud du Mali, du Niger et du nord du Nigéria (Amza et al., 2010 ; Yusuf et al., 2021).

N. macrophylla intervient dans plusieurs domaines de la vie : alimentaire, sanitaire, culturel etc. Dans la pharmacopée traditionnelle, différentes parties de la plante sont utilisées dans le traitement de certaines maladies et maux (Yusuf et al., 2015). Les maux de dents et les troubles respiratoires sont traités avec un mélange de décocté de l'écorce de feuilles ou de pulpe de fruits secs. L'utilisation de l'espèce est aussi signalée dans le traitement de

l'asthme, des infections cutanées, du cancer, des troubles pulmonaires, des infections de l'oreille et des yeux (Warra et al., 2013). Dans l'alimentation, le fruit et les amandes sont consommés par toutes les populations des régions d'Afrique subsaharienne dans lesquelles l'espèce est présente et au-delà (Yusuf et al., 2021). Les fruits entrent dans la préparation de divers plats traditionnels et la fabrication de certains produits comme le savon à partir de la cendre des noix (Yusuf et al., 2015).

Parkia biglobosa. *Parkia biglobosa* est répartie depuis le Sénégal à l'Est jusqu'en Ouganda à l'Ouest (Sina, 2006). *P. biglobosa* présente une élasticité écologique très large. Elle s'adapte bien dans les régions où la saison pluvieuse est comprise entre 5 mois et 7 mois. Toutefois, sa présence a été notée dans des zones à très forte pluviométrie, avec des records particulièrement en Guinée-Bissau, en Sierra Léone et en Guinée Conakry, avec respectivement 2200 mm, 3500 mm et 4500 mm (Sina, 2006). Elle résiste aussi aux conditions de sécheresse où la moyenne annuelle des précipitations est comprise entre 500 mm et 700 mm (Von Maydell, 1990), en raison de son système racinaire pivotant profond et sa capacité à restreindre la transpiration (Arbonnier, 2019 ; Lisan, 2013 ; Hopkins, 1986). Elle pousse dans des zones de températures moyennes annuelles comprises entre 26 °C et 28 °C et peut se retrouver à des altitudes allant du niveau de la mer (environ 50 m de côte du Sénégal et de la Gambie) jusqu'à 1350 m dans les monts du Fouta Djallon en Guinée Conakry (Von Maydell, 1990; Hopkins & White, 1984; Sina, 2006). C'est une essence végétale très répandue au Sénégal, en particulier dans les forêts sèches de la zone de Tambacounda et de la Casamance. Sa présence est observée près des cases, sur des champs de cultures à très courte rotations, et dans des jachères avec peu de buissons (Millogo, 2014).

Dans la pharmacopée traditionnelle africaine, *P. biglobosa* est diversement utilisée pour le traitement de plusieurs maladies et affections en Afrique occidentale, soit seule ou en association avec d'autres espèces végétales (Millogo, 2014). Dans l'alimentation, les graines fermentées appelées « Nététou », « Soumbala » ou « Dawadawa » servent de condiment pour une grande partie des peuples ouest africains. La pulpe du fruit de couleur

jaune à maturité est une source importante d'énergie et de nutriments (Avana-Tientcheu, 2019).

***Prosopis africana* (G. et Perr.)** *Prosopis africana* se rencontre dans les zones sahéliennes, soudano-sahéliennes, soudaniennes et guinéennes (Houetchegnon, 2016). La répartition naturelle de *P. africana* s'étend du Sénégal à l'Éthiopie en traversant le Soudan au nord, de la Guinée au Cameroun, jusqu'en Oubangui au sud et d'Uganda à l'Égypte jusqu'au delta du Nil à l'est (Pasicznik et al., 2004 ; Diop et al., 2010 ; Houetchegnon, 2016). Au Sénégal, l'espèce est présente dans les savanes boisées qui constituent son biotope de répartition idéale, où elle forme souvent un peuplement presque mono-spécifique caractérisé par une régénération naturelle faible (Diop et al., 2010). Elle est peu résistante à la sécheresse et préfère une pluviométrie annuelle comprise entre 600 mm et 1500 mm (Weber et al., 2008). Sa présence a été signalée sur différentes catégories de sols : sols ferrugineux tropicaux faiblement lessivés ou lessivés à cuirasse peu profonde, sols ferralitiques sur grès sablo-argileux, sur terrasse et glaciais, hydromorphes à structure dégradée, ssols gravillonnaires, inondables et sableux (Houetchegnon, 2016). L'association de *P. africana* avec d'autres espèces végétales ou groupements végétaux dépend du type de sol. Sa forte adaptabilité aux conditions pédoclimatiques très diverses, témoigne sa plasticité écologique (Lompo, 1992).

En médecine traditionnelle, toutes les parties et organes de la plante sont utilisés pour le traitement de diverses maladies, affections et symptômes. D'après certains auteurs, 51 maladies sont reconnues pour être traitées avec *Prosopis africana*. En plus de l'aspect médicinal, *P. africana* entre aussi dans l'alimentation animale et humaine en particulier. Les graines servent souvent à la fabrication de condiments pour la consommation locale chez certains peuples, tels que les Adja et les Yorubas au Sud et au centre du Bénin et dans certaines zones rurales du Nigéria et du Ghana (Von Maydell, 1990 ; Capo-Chichi, 2022). Selon Von Maydell (1990) et Arbonnier (2019), les feuilles et les gousses sont consommées par les bovidés. Le bois connu pour sa dureté, sa rigidité et sa résistance aux termites et aux champignons, peut aussi servir de poteaux. En plus de son utilisation comme bois

d'œuvre et d'artisanat, il procure un bois de feu et de charbon, avec un très grand pouvoir calorifique (Cuny et al., 1997).

***Pterocarpus erinaceus* Poir.** *Pterocarpus erinaceus* est inféodée aux forêts denses sèches, aux savanes boisées et arborées des parties subhumides et semi-arides de l'Afrique occidentale (Yawo, 2019). Elle s'adapte aussi aux conditions du milieu sahélien, caractérisé par une forte température, une faiblesse des précipitations et une répartition spatio-temporelle très irrégulière. La présence de *P. erinaceus* a été notée dans les zones où la moyenne annuelle des précipitations est comprise entre 600 mm et 1200 mm. L'espèce colonise divers types de sols comme les sols ferrugineux lessivés, les sols sur cuirasse, les sols ferralitiques, le substrat de granites, de grès ou de schistes en terrains plats (Komi Yawo, 2019). Il résiste aux feux de brousse annuels et peut coloniser des milieux où la température peut atteindre 40° C (Komi Yawo, 2019; Sirec, 2022)

En Afrique subsaharienne, *P. erinaceus* se présente comme une espèce à usages multiples (Ouédraogo et al., 2006 ; Sylla et al., 2002). En effet, dans la pharmacopée traditionnelle africaine, différentes parties de l'espèce entrent dans la fabrication de préparations des traitements d'un certain nombre de maladies et maux (Traoré, 2009; Ouédraogo, 2006). Dans l'alimentation animale, les feuilles sont très appréciées par le bétail de même que les fruits (Ouédraogo, 2006). Elles constituent un bon fourrage en appoint à l'approche de l'hivernage lorsque le tapis herbacé est presque introuvable (Cuny et al., 1997 ; Djaouga et al., 2009 ; Segla et al., 2015). *P. erinaceus* est très apprécié pour son bois, très utilisé comme bois de chauffe, de charbon, bois de service et bois d'œuvre (Maydell, 1983 ; Giffard, 1974 ; Arbonnier, 2019 ; Malgras, 1992 ; Touré ; 2001). Son bois sert à la fabrication de meubles, de lambris décoratifs, de parquets et d'ustensiles variées (NAS, 1979). Grâce à ses performances, il est utilisé dans la construction, la menuiserie, l'ébénisterie ou la fabrication d'instruments de musique (Segla et al., 2015). *P. erinaceus* présente l'un des bois les plus recherchés des forêts sèches d'Afrique de l'Ouest (Segla et al., 2015).

Sterculia setigera Del. *Sterculia setigera* est localisée en Afrique tropicale et plus particulièrement dans la zone Sahélo-soudanienne à guinéenne (Thiombiano et Kampmann, 2010 ; Sanou, 2014). Au Sénégal, l'espèce est assez commune, particulièrement en haute-Casamance, dans le Sénégal oriental et dans le Sine-Saloum (Arbonnier, 2019). *S. setigera* est une espèce des savanes sahélo-soudaniennes et guinéennes qui pousse et se retrouve presque dans tous les secteurs phytogéographiques à l'exception du secteur sahélien strict. Toutefois, sa zone de concentration est le secteur soudanien (Thiombiano et Kampmann, 2010 ; Sanou, 2014). Sa zone de présence se situe sous l'isohyète 300-1000 mm. *S. setigera* est sollicitée pour son importance dans la pharmacopée traditionnelle et dans l'alimentation.

Dans la médecine traditionnelle, tous les organes de la plante sont utilisés. Selon Arbonnier (2019), les feuilles de *S. setigera* entrent dans la préparation de médicaments pour le traitement de certaines maladies telles que le paludisme, la syphilis, la coqueluche et la lèpre. La gomme serait un important remède contre les gastro-entérites et la constipation (Arbonnier 2019). Au Sénégal, la gomme de *S. setigera* est bien utilisée en accompagnement du couscous de mil et ou de maïs, base de l'alimentation de la plupart des populations rurales (Sarr et al., 2013 ; Sanou, 2014 ; Atakpama et al., 2014). Dans le domaine industriel, elle entre dans la fabrication de certaines applications industrielles comme gel fixateur pour coiffure en cosmétique, comme dentifrice dans l'industrie pharmaceutique, comme liant en papeterie, comme boue de forage dans l'industrie pétrolière (Sanou, 2014). Dans l'agroalimentaire, certains produits dérivés de cette espèce entrent dans la fabrication des sorbets, des crèmes, des glaces, des pains, de saucissons, des viandes hachées (Sanou, 2014).

Terminalia avicennioides Guill Perr. *Terminalia avicennioides* est une espèce des zones soudano-sahélienne, sahélo-soudanienne et soudano-guinéenne. C'est une espèce des savanes et des forêts sèches nord-soudaniennes à guinéennes poussant surtout sur les sols sableux en jachère. Au Sénégal, *T. avicennioides* est disséminée

irrégulièrement dans les diverses savanes boisées depuis la Casamance jusqu'au fleuve Sénégal et reste assez commune sur les dunes fixées du Djolof (Diaw, 2014).

T. avicennioides occupe une place de choix dans la pharmacopée traditionnelle et même dans la lutte contre la précarité des ménages. En médecine traditionnelle, *T. avicennioides* est utilisé pour traiter de nombreuses pathologies par la plupart des populations autochtones de nombreuses nations africaines (Jiofack, 2012 ; Ndao, 2016). Dans la pharmacopée traditionnelle africaine, des maladies comme la syphilis, l'hydropisie, les ankylostomes, l'insomnie, la diarrhée, le cataracte, les ulcères phagédéniques, les plaies seraient traitées avec le décocté de racines et d'extrait aqueux de l'écorce de tige de *T. avicennioides* (Nacoulma-Ouédraogo, 1996 ; Arbonnier, 2019 ; Thiombiano et al., 2012 ; Adewuyi et al., 2015). Dans l'alimentation du bétail, les jeunes feuilles et les fleurs servent de fourrage, tandis que les feuilles, les écorces ainsi que les racines sont utilisées dans la teinture. Le bois est utilisé dans la construction, l'énergie des ménages, la production d'outils et d'encens (Arbonnier, 2019 ; Thiombiano et al., 2012).

Les perturbations forestières anthropiques au Sénégal. Les causes les plus profondes de la dégradation des écosystèmes forestiers au Sénégal sont principalement liées à la récolte du bois et des autres produits forestiers, les feux de brousse et les activités agrosylvopastorales auxquels s'ajoutent le changement climatique.

La récolte du bois et des produits non ligneux. Le bois demeure le premier combustible au Sénégal et représente en moyenne 67 % de l'énergie consommée, dont 28 % pour le charbon de bois (ANSD, 2017). Cette prépondérance des combustibles ligneux dans la consommation énergétique du pays occasionne une collecte intense du bois (MEDD, 2015). Plus de la moitié des espèces ligneuses font l'objet d'une récolte sélective, illicite et non durable de leur bois pour divers usages (Sambou, 2004). Des espèces *incluant* *Pterocarpus erinaceus*, *Daniellia oliveri*, *Cordyla pinnata*, *Bombax costatum*, *Lannea acida*, *Prosopis africana*, *Pericopsis laxiflora*, *Khaya senegalensis* et *Azelia africana* sont récoltées principalement pour le bois d'œuvre et le bois de service. Les espèces comme *Combretum glutinosum*, *Combretum nigricans*, *Terminalia macroptera*, *Terminalia avicennioides*,

Terminalia laxiflora, *Anogeissus leiocarpus* et *Acacia macrostachya* sont plus utilisées pour le bois d'énergie. Toutes ces espèces ainsi que d'autres font également l'objet de prélèvements de leurs écorces, résine, feuilles et racines (Sambou, 2004; Diop et al., 2011 ; Dieng et al., 2016).

En plus des coupes d'arbres vivants, la collecte systématique du bois mort constitue également un problème. Certes, avec la récurrence des feux dans le pays, le ramassage du bois mort représente un moyen de réduire la sévérité du feu. Cependant, la collecte systématique du bois mort peut entraîner des perturbations du système forestier car il constitue par exemple un attribut d'habitat essentiel pour les coléoptères saproxyliques (Lachat et al., 2014). Selon Drapeau et al. (2009), la rétention des arbres morts dans les forêts aménagées devient une considération importante en aménagement forestier. A côté de l'utilisation intensive du bois, il y a la récolte des produits forestiers non ligneux (PFNL) à diverses fins et qui représentent une source importante pour les économies nationales (Leßmeister et al., 2016 ; Dembélé et al., 2019 ; Dieng et al., 2019). Les PFNL nourrissent, soignent et génèrent des revenus consistants aux populations locales qui en dépendent étroitement pour leur subsistance (IPBES, 2019). De même, la compétition entre les différents acteurs pour l'accès aux PFNL engendre des pratiques de récolte non durables (Schumann et al., 2011). Par exemple, les ébranchages, les écorchages et la récolte régulière des racines augmentent la susceptibilité à la mortalité des arbres (Gandon, 2003).

Les feux. Le feu demeure un phénomène récurrent et présent depuis des millénaires dans toute la région ouest-africaine (Schnell, 1952) au point que certains auteurs considèrent qu'il fait partie de son écologie (Ballouche, 2002). Au Sénégal, les origines du feu (volontaire ou involontaire) sont diverses, mais elles restent essentiellement liées aux activités anthropiques telles que les défrichements, la chasse, le pâturage et la récolte des produits forestiers non ligneux comme le miel. Annuellement de vastes étendues forestières sont brûlées atteignant parfois 80 % de la superficie des savanes (DEFCCS, 2013). Par exemple, en 2016, environ 643 cas de feux de brousse se sont déclarés consommant une superficie de 125 940 ha (ANSD, 2017). Toutefois, le feu n'est pas toujours perçu comme

un facteur de dégradation, mais plutôt une pratique culturelle dans les sociétés agropastorales (Valea et Ballouche, 2012). Il est également utilisé comme outil de gestion dans l'aménagement forestier ; c'est le cas du brûlage dirigé dont l'objectif est de limiter les effets drastiques des feux tardifs (Laris et Wardle, 2006). De même, le brûlage en saison sèche par les éleveurs demeure une pratique très courante pour favoriser les repousses au profit du bétail (Amanor, 2003). Quels que soient ses perceptions et ses usages, l'action du feu sur les espèces et les communautés végétales ne fait aucun doute. Le feu tue certains arbres, ralentit la croissance d'autres, mais favorise le développement de nombreuses espèces appelées pyrophytes (Swaine, 1992). Cependant, ses effets demeurent variables en fonction des conditions climatiques et des modes d'utilisation des terres (Valea et Ballouche, 2012). Les différentes zones phytogéographiques n'ont pas la même sensibilité au feu (Valea et Ballouche, 2012). La sévérité, la fréquence et la répartition du feu demeurent variables d'une zone phytogéographique à une autre (Millimono et al., 2017). Par exemple, les formations ouvertes comme la steppe et la savane sahélienne et soudanienne demeurent plus susceptibles au brûlage que les formations relativement fermées de forêt dense et de forêt claire (Dwomoh et al., 2019). En effet, la densité et le caractère continu de la strate herbacée soumise à une longue saison sèche demeurent des conditions favorables à la propagation du feu (Millimono et al., 2017). A cet égard, Mbow (2000) atteste que la sévérité des feux est liée au combustible surtout herbacé, à l'humidité atmosphérique et à l'intensité du vent.

Les activités agropastorales. L'agriculture demeure actuellement l'un des piliers de l'économie du pays (ANSD, 2017). En zone soudanienne, la mécanisation et l'agriculture itinérante sur brûlis ont significativement contribué au déboisement et à la dégradation des écosystèmes forestiers (Tappan et al., 2004). L'introduction de cultures commerciales comme l'arachide et le coton dans les systèmes agricoles depuis la période coloniale fut une grande impulsion pour la déforestation massive des écosystèmes naturels. Les programmes de développement agricole ont conduit à une expansion des superficies cultivées au détriment des superficies forestières et ont contribué significativement à la dégradation forestière (Tappan et al., 2004). L'agriculture favorise d'une part l'expansion

des terres agricoles au détriment des forêts, et d'autre part l'utilisation de pratiques non durables comme l'usage de produits chimiques (pesticides, engrais, herbicides et fongicides) et la mise à feu pour la préparation des champs.

À ces multiples perturbations liées à l'agriculture qui ont modelé la végétation du Sénégal, s'ajoute le surpâturage. Le surpâturage caractérisé principalement par la transhumance qui favorise des déplacements massifs du cheptel et un système de récolte non durable des produits non ligneux demeure un facteur important de perte de biodiversité forestière. En saison sèche, le déplacement des troupeaux au voisinage immédiat et même à l'intérieur des zones protégées engendre une dégradation des habitats et constitue une contrainte à la régénération naturelle des espèces ligneuses fourragères à cause du broutage des jeunes semis et du piétinement (Niang-Diop et al., 2011). D'autres pratiques de récolte telles que l'élagage, l'ébranchage, l'effeuillage, l'écorchage et l'exploitation des racines demeurent également des contraintes majeures à la régénération naturelle de certaines plantes. Un exemple bien connu dans la partie sud-est du Sénégal, est le cas de *Pterocarpus erinaceus* dont l'émondage tue les branches, entraîne un dépérissement du tronc et compromet ainsi la survie de l'arbre (Gandon, 2003).

Autres perturbations anthropiques. Ces dernières décennies, les activités minières ont connu un regain d'intérêt en Afrique de l'ouest et notamment au Sénégal (Hilson et al., 2017 ; Lanzano, 2018 ; Jacka, 2018). Malheureusement, ces activités d'exploitation se déroulent généralement dans des zones pourvues de biodiversité forestière ; ce qui engendre des impacts négatifs directs et indirects sur les écosystèmes forestiers (Hosonuma et al., 2012). La dégradation forestière induite par l'activité minière ne se résume pas uniquement au déboisement. L'ouverture et l'accessibilité des zones d'exploitation minière favorisent le développement d'activités illégales notamment de coupes de bois et d'activités agricoles tout autour des permis d'exploitation (Jacka, 2018). Parallèlement à l'exploitation industrielle, il existe une exploitation artisanale surtout de l'or dans certaines zones forestières qui est aussi dégradante que l'exploitation industrielle (Merem et al., 2017). L'afflux de population dans les zones minières favorise une

augmentation de la pression sur les ressources forestières par les défrichements, l'agriculture et la récolte de bois (Ofosu et al., 2020). De plus, les migrations humaines qui s'opèrent à l'intérieur du pays comme par exemple, la migration des campagnes vers les villes communément appelée exode rural (Henry et al., 2003) augmentent de plus en plus la pression sur les ressources et engendrent parfois une situation de conflits d'utilisation des ressources (Purokayo et Gabdo, 2013).

Dans les zones de conflits comme la partie sud du pays, l'absence de l'administration forestière par endroits, favorise l'exploitation intensive des ressources forestières (McNeely, 2003). De plus, d'autres conflits de gestion des ressources naturelles parfois entre l'État et les communautés locales engendrent une utilisation anarchique des ressources forestières (Ndoye et Ntieguhong, 2004). Les problèmes de gouvernance liés à un défaut d'application de la loi et à la faiblesse des moyens de gestion font partie des facteurs indirects de dégradation des écosystèmes forestiers (Pouliot et al., 2012).

Les facteurs naturels. Les précipitations jouent un rôle prépondérant dans la dynamique et la répartition des écosystèmes forestiers et demeurent fondamentalement l'un des principaux facteurs discriminatoires des trois zones bioclimatiques du pays (Fensholt, 2013; White, 1983). L'influence des précipitations sur la productivité végétale est déterminante dans la végétation du pays au point que les sécheresses des années 1970 et 1980, avaient significativement fait baisser la productivité végétale (Hein, 2006). En retour, la perte de végétation aurait entraîné une rétroaction négative sur les précipitations et a conduit à un glissement des isohyètes vers le sud (Paturel et al., 1995). Selon les projections climatiques au Sénégal, il est attendu une augmentation des températures et une fluctuation temporelle et intra saisonnière des précipitations (Mbow, 2009 ; Bodian, 2014 ; Sagna et al., 2016). Ces variations climatiques spatio-temporelles se manifesteront entre autres par un déplacement probable des aires de distribution des espèces (Gonzalez et al., 2001).

La dynamique des écosystèmes forestiers. Au Sénégal, les écosystèmes forestiers ont été façonnés par une longue histoire d'utilisation anthropique et leur dynamique reflète la tendance mondiale rapportée périodiquement par la FAO. Les forêts originelles ont été progressivement remplacées par des forêts secondaires et la couverture forestière du pays a connu des changements majeurs au cours des deux dernières décennies et un rétrécissement continu des superficies forestières (FAO, 2020; Solly et al., 2022). Depuis plus de deux décennies, le phénomène de déforestation est récurrent et le pays perd annuellement 40 000 ha de forêt sur une couverture forestière totale de 13 140 220 ha (FAO, 2020). Bien que la dynamique forestière soit influencée par les facteurs d'habitat comme le sol et le climat (Herrmann and Tappan, 2013; Hejcmanová-Nežerková et Hejcman, 2006), les perturbations humaines restent le facteur le plus important ayant modelé le paysage forestier du pays (Sambou et al., 2015; Tappan et al., 2004; Sambou, 2004). Dans les années 1990 par exemple, la couverture forestière qui s'étendait sur 9 348 000 ha est passée en 2015 à 8 473 000 ha (Ngom, 2015) conduisant à une perte annuelle de l'ordre de 40 000 ha de forêts (FAO, 2020). Selon Tappan et al., 2004, cette régression s'est faite au profit des terres emblavées dont les superficies avaient augmenté de près de 30 % entre 1965 et 2000. En particulier, les défrichements culturels des années 1950 et 1960 dans le bassin arachidier ont entraîné une perte de couverture végétale naturelle de l'ordre de 10 à 20 % (Tappan et al., 2004; Mbow et al., 2008).

Après perturbation, le développement d'un peuplement peut prendre différentes trajectoires de succession (Bergeron et al., 2014). En zone soudanienne et particulièrement au Sénégal, il est connu que l'effet des perturbations se traduit par un processus de dégradation caractérisé par des formations végétales de plus en plus dégradées (Figure 2). Ce processus de régression s'observe par exemple, lorsque la dégradation de la savane boisée se fait au profit de la savane arbustive. Les espèces arbustives s'épanouissent avec la disparition des arbres conduisant à une perte de couverture végétale atteignant parfois 30 % de son état originel. Toutefois, sous l'hypothèse où les perturbations anthropiques n'existaient plus, on pourrait assister au processus inverse (Figure 2). Ce phénomène d'aggradation est rare dans le pays mais un exemple bien connu concerne la forêt de

Popenguine, une réserve forestière communautaire qui a été régénérée grâce à une mise en défens contre l'exploitation sur quinze années (Gampika, 2013). En tout état de cause, qu'est-ce qui fait que dans ces processus de dégradation ou d'aggradation, certaines espèces persistent tandis que d'autres déclinent ? De manière générale, l'explication de la dynamique des communautés végétales ne peut être dissociée des stratégies adaptatives des espèces.

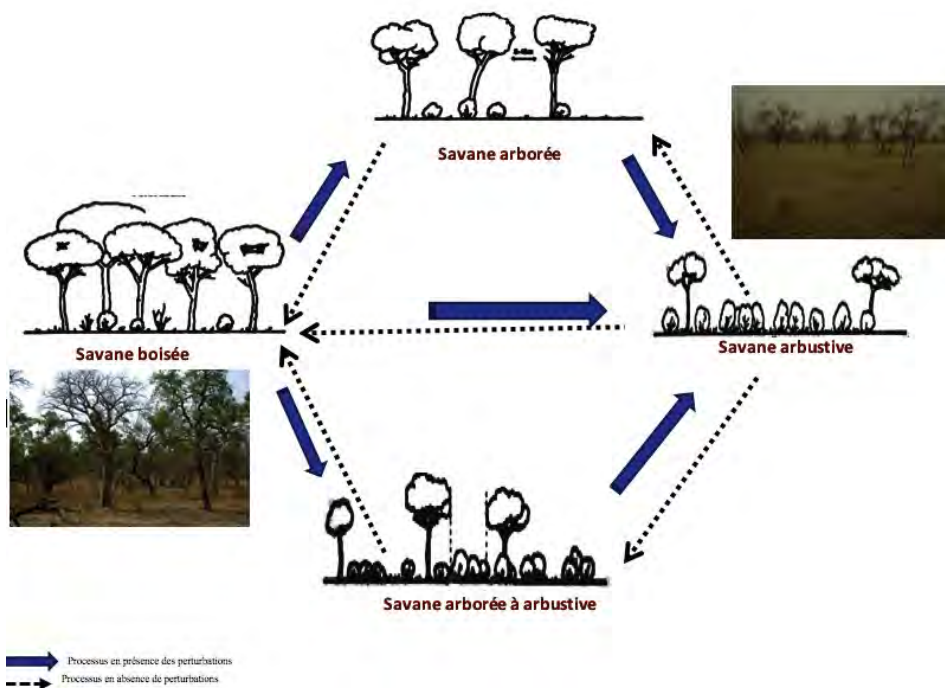


Figure 2 Stades successifs simplifiés de la dynamique des écosystèmes forestiers en zone soudanienne du Sénégal

La baisse des superficies forestières s'accompagne de modifications compositionnelles et spatiales des communautés végétales et notamment d'une raréfaction des espèces à haute valeur (Ndiaye et Ndiaye, 2013; Herrmann et Tappan, 2013; Gonzalez et al., 2012). L'impact des perturbations sur la composition et la structure des peuplements n'est pas spécifique aux écosystèmes tropicaux. Des effets similaires s'observent dans les forêts boréales

(Lafleur et al., 2018) malgré les différences liées notamment au climat, au sol et aux régimes des perturbations. Dans le pays, plusieurs espèces d'arbres demeurent confrontées à des contraintes de survie au point que les spécialistes de la végétation sont unanimes sur le risque élevé de leur disparition (Lykke, 1998 ; Bâ et Noba, 2001 ; Sambou, 2004 ; Hermann et Tappan, 2013 ; Sambou et al., 2015 ; USAID, 2007 ; MEDD, 2015). A l'inverse, dans une moindre mesure, la population d'autres espèces ligneuses augmente par endroits comme c'est le cas des espèces de la famille des Combretaceae dont l'aire de distribution géographique s'élargit (Sambou, 2004). C'est également le cas de *Mimosa pigra* L. et de *Mitragyna inermis* (Willd.) Kuntze, deux espèces devenues invasives dans la plupart des mares du Parc National du Niokolo Koba, mais les causes de l'envahissement ne sont pas encore bien connues (PGIES, 2009).

Stratégies des arbres et traits fonctionnels en contexte soudanien. Les stratégies des espèces peuvent être associées aux mécanismes d'utilisation et de distribution des ressources attribués à leurs traits fonctionnels (Poorter and Markesteijn, 2008). Les traits fonctionnels sont définis comme les caractéristiques morphologiques, physiologiques ou phénologiques mesurables au niveau individuel, qui affectent indirectement sa performance par ses effets sur la croissance, la reproduction et la survie (Violle et al., 2007). Les traits fonctionnels sont divisés en traits de réponse et en traits d'effet (Lavorel et al., 2011). Les traits de réponse régissent la réponse des arbres aux différents filtres environnementaux alors que les traits d'effet déterminent comment en retour les arbres affectent leur environnement (Figure 3; Lavorel et Garnier, 2002).

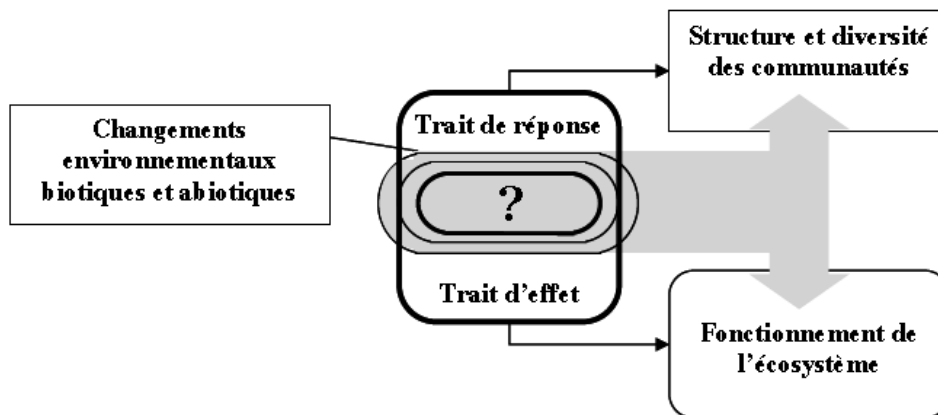


Figure 3 Représentation schématique des effets des changements environnementaux sur la structure des communautés et le fonctionnement des écosystèmes. La réponse de la structure des communautés aux changements environnementaux est une fonction des traits de réponse des espèces, et la conséquence de ces changements sur le fonctionnement des écosystèmes est une fonction des traits d'effet des espèces

Source (Lavorel & Garnier, 2002).

De manière générale, pour survivre aux perturbations, les plantes adoptent généralement deux grands modes de stratégies de survie : les stratégies "r" et "K". Les espèces à stratégie "r" ont une grande vitesse de reproduction, une croissance rapide et une durée de vie courte, tandis que les espèces à stratégie "K" ont une régénération faible, une croissance lente et une longue durée de vie (MacArthur et Wilson, 1967). Cette capacité d'adaptation peut être aussi mise en parallèle avec les trois stratégies de Grime (1977) : les espèces tolérantes au stress, les espèces compétitrices et les espèces rudérales. Les espèces tolérantes au stress dominant dans les milieux à fortes contraintes et possèdent une croissance lente et une faible capacité de reproduction. Les espèces compétitrices (forte capacité compétitive) ont une forte croissance et sont généralement de grande taille. Les espèces rudérales qui colonisent généralement les milieux fortement perturbés ont une forte capacité de reproduction, une croissance rapide et une durée de vie courte.

Dans les écosystèmes de savane soumis de manière récurrente aux perturbations humaines, il existe une large gamme de réponses et de stratégies des espèces qui leur confère des chances de survie aux perturbations (Neke et al., 2006). Par exemple, selon Ky-Dembele et al. (2007), dans ces écosystèmes, la réponse des espèces aux coupes se traduit par une bonne régénération végétative. La régénération des espèces ligneuses est l'un des groupes fonctionnels qui offrent le plus grand potentiel pour comprendre les relations entre les pratiques de gestion forestière et la biodiversité (Metz et al., 2023). Les espèces ligneuses qui se reproduisent vite et celles à croissance rapide ont probablement plus de chance de survivre dans ces milieux généralement perturbés (Bellefontaine, 2005). Un autre phénomène connu dans les stratégies de survie en zone soudanienne et sahélienne, concerne la dormance des graines qui constitue une stratégie de survie lorsque les conditions de germination restent inappropriées (Danthu et al., 1996). En outre, les perturbations peuvent aussi conduire à d'autres stratégies d'adaptations qui peuvent influencer sur les formes biologiques des espèces. Les formes biologiques ou types biologiques tels que définit par Raunkier (1934) constituent également des réponses aux conditions environnementales puisque la même espèce peut avoir différentes formes physiologiques (Sirvent, 2020) en fonction des variables environnementales.

En particulier, en zone soudanienne où la régénération végétative est une des stratégies les plus connues des espèces d'arbres soumis aux perturbations (Bellefontaine, 1997 ; Zida et al., 2007). Des traits reproductifs tels que la dissémination des graines et le type de fruit, ou les traits de croissance comme la densité du bois et la surface foliaire sont également importants dans la compréhension des stratégies de croissance et de survie des plantes (Whitfeld et al., 2014 ; Thompson, 2011). La prise en compte de la variabilité des traits fonctionnels des espèces est cruciale pour évaluer l'impact des perturbations sur les écosystèmes. Cela est particulièrement vrai dans les savanes africaines, où les tendances régionales des relations entre les traits fonctionnels et l'environnement ne reflètent pas les tendances mondiales (Wigley et al., 2016; Bouchard et al., 2024). Au Sénégal, la recherche doit, de plus en plus être orientée sur la diversité et la composition fonctionnelles des écosystèmes.

Aménagement forestier au Sénégal. Le domaine forestier national est subdivisé en deux grandes entités : un domaine classé et un domaine protégé (République, 2018). Le domaine forestier classé comprend les forêts classées, les parcs nationaux, les réserves spéciales, les réserves naturelles intégrales, les réserves sylvo-pastorales, les périmètres de reboisement et de restauration, les parcs forestiers, les parcs zoologiques et les parties continentales des aires marines protégées. Ce domaine dont la gestion relève du Service des Eaux, Forêts, Chasses et de la Conservation des Sols et du Service des Parcs Nationaux est soumis à un régime restrictif en ce qui concerne l'exploitation des ressources. Dans les forêts classées, hormis quelques droits d'usage accordés aux populations riveraines comme le ramassage du bois mort, l'exploitation des ressources est assujettie à un plan d'aménagement forestier. Au Sénégal, historiquement, les premières stratégies de gestion forestière remontent au début des années 1900 avec la protection de plusieurs forêts classées. L'objectif était la conservation de leur biodiversité (Boutinot, 2014) et leur protection contre le défrichement au profit des terres agricoles (Ségalini, 2012).

De la colonisation aux vingt premières années des indépendances, les ressources forestières ont plutôt fait l'objet d'une gestion centralisée par les États. Par la suite, la gouvernance des ressources forestières a connu des évolutions vers une approche de cogestion avec les collectivités locales. La Loi forestière n° 93-06 du 04 février 1993 portant code forestier expose le principe de l'implication des populations locales dans la gestion des ressources forestières. De plus, avec le Code Général des Collectivités Locales, les collectivités locales héritent des compétences en matière de gestion de l'environnement (République, 2003).

Aujourd'hui, la gestion des ressources forestières s'appuie sur une nouvelle politique forestière pour la période 2005/2025 et la Direction des Eaux, Forêts, Chasse et Conservation des Sols (DEFCCS) détient la mission de gestion des forêts. Sous l'égide de l'administration forestière et de ses partenaires techniques et financiers, l'aménagement forestier a été l'œuvre de grands projets dont le PROGEDE. Il existe en effet, plusieurs expériences d'aménagement forestier mais formellement, la gestion forestière a débuté au

Sénégal en 2004 (PROGEDE, 2008) et est basée sur des taillis sous futaie pour une période d'exploitation de 25 ans avec une période de rotation de 8 ans (République du Sénégal, 2018). Les espèces d'arbres sont ciblées en fonction de leur utilisation pour le bois d'énergie, le bois d'œuvre et le bois de service, et jusqu'à 50 % des arbres d'un diamètre minimum de 10 cm sont abattus lors de la récolte (République du Sénégal, 2018).

La gestion forestière au Sénégal, à l'instar des autres pays de la CEDEAO, est soumise à la fois aux droits coutumiers, au droit institutionnel et à la velléité de groupes de pression comme les acteurs civils, les opérateurs privés nationaux et étrangers (Ngom, 2015). Cette multitude d'acteurs fait souvent que, les lois et règlements régissant l'accès et la gestion des ressources forestières ne sont pas strictement respectés. Pendant longtemps, l'implication des populations à la gestion forestière a été très timide, bien qu'il y ait eu des progrès dans la prise en compte de cette faiblesse au cours des dernières décennies avec les concepts de forêts communautaires, de réserves communautaires et de cogestion. En effet, les communautés ont des relations particulières avec leurs terres et les forêts dans lesquelles elles vivent ou à la périphérie de celles-ci (Diop et al., 2011). Ces dernières leur fournissent des services économiques, culturels et spirituels. C'est dans cette optique que certains auteurs ont mis en exergue le rôle important de prendre en compte de façon conjointe les dynamiques sociales et écologiques et leurs interactions (Folke, 2006 ; Skandrani et Prévot, 2014). Ainsi, selon Boutefeu (2005) l'aménagement ne peut pas être résumé qu'à une simple gestion des ressources en bois mais doit tenir compte de sensibilités écologiques, territoriales et de plus en plus sociales.

Les populations accordent une valeur socio-culturelle à la forêt et entretiennent avec elle des relations très particulières. Toutefois, l'engagement des populations riveraines pour la sauvegarde de la forêt est souvent anéanti par un sentiment d'exclusion dans la gestion d'une ressource qui selon certains leur appartient. Au Sénégal, la forêt est perçue différemment par les populations locales selon une approche qui met en évidence la valeur symbolique et culturelle de la forêt (Diop et al., 2011). Les attitudes et comportements des populations riveraines dans leur rapport avec la forêt sont, en général, guidés par un

fondement culturel, à partir duquel, ils se font une perception de la forêt. Par exemple, selon les travaux de Diop et al. (2011), la forêt classée de Patako est perçue comme un don de Dieu, une ressource héritée de leurs ancêtres, un lieu de culte. Ces perceptions révèlent en filigrane, la logique d'exploitation des différents acteurs de la forêt où chacun fait valoir son influence.

Objectifs et structure de la thèse. Cette thèse cherche à évaluer les réponses des communautés végétales à l'aménagement forestier pour générer des informations utiles permettant de mieux comprendre la dynamique actuelle et future des forêts aménagées et de pouvoir aider à améliorer les stratégies d'aménagement forestier. L'objectif général de la thèse consiste à décrire la diversité et la composition des espèces ligneuses et expliquer la distribution et les tendances démographiques des espèces de valeur en fonction de leurs traits fonctionnels, du statut d'aménagement des forêts et du changement climatique. La thèse est articulée ainsi en trois ~~sept~~ chapitres avec chacun sa propre liste de références bibliographiques.

Le premier chapitre (ce chapitre) est l'introduction générale de la thèse. Il expose la problématique générale, recense des connaissances scientifiques sur les écosystèmes forestiers du Sénégal et apporte des informations détaillées sur le cadre méthodologique avant de présenter les objectifs et la structure de la thèse.

Le second chapitre de cette thèse (le premier des articles scientifiques) expose les résultats sur l'étude comparative de la diversité, la composition, la structure et les stocks de carbone des forêts aménagées et celles non aménagées. Nous nous interrogeons sur comment les pratiques d'aménagement forestier affectent-elles la diversité, la structure et la composition des espèces d'arbres, en particulier pour les espèces de grande valeur, compte tenu de leurs niveaux de perturbation réels ? Y a-t-il une reconstitution des stocks de carbone dans les forêts après leur aménagement? Nous nous attendions à ce que les forêts non aménagées possèdent une diversité plus élevée que tous les types de forêts aménagées, étant donné que la diversité devrait être inversement corrélé au niveau de perturbation. De plus nous supposons que la biodiversité se rétablira dans les forêts aménagées au fil du

temps, par conséquent nous nous attendions à ce que la diversité soit plus élevée dans les forêts anciennement aménagées comparées aux forêts nouvellement aménagées et les réserves communautaires. Nous avons également émis l'hypothèse d'une diminution de l'abondance des espèces de grande valeur dans les forêts aménagées et de celles présentant un niveau de perturbation élevé, car ce sont plus elles qui sont ciblées par l'exploitation forestière sélective. Enfin, il était attendu un changement dans la structure en diamètre des arbres entre les différents types de forêts. Malgré ces différences attendues dans la répartition de la taille des arbres et la biodiversité, nous prévoyons que les stocks de carbone aérien et racinaire resteront similaires entre les forêts non aménagées et aménagées et quels que soient les niveaux de perturbation, en raison de la grande capacité de régénération végétative des arbres coupés dans les forêts aménagées.

Le chapitre 3 permet de comprendre la variation de la composition fonctionnelle des forêts aménagées et celles non aménagées à l'aide des traits fonctionnels des espèces d'arbres de grande valeur. Nous nous questionnions sur comment l'aménagement forestier en lien avec les traits fonctionnels des espèces de valeurs affectent leur régénération naturelle. Spécifiquement, nous nous interrogeons sur la présence de la régénération naturelle des espèces de valeur dans les forêts aménagées comparativement aux forêts non aménagées. Nous pensions que l'aménagement favoriserait les espèces aux capacités colonisatrices et compétitives et que ces capacités seraient plus fortes à des niveaux de perturbation élevés. Par conséquent, l'aménagement forestier devrait promouvoir des espèces qui poussent plus rapidement dans des conditions de lumière de forte intensité générées après l'abattage des arbres.

Le chapitre 4, quant à lui vise à connaître les effets du changement climatique sur la distribution des espèces de valeur. Il tente de prédire la distribution des espèces d'arbres de valeur en lien avec les scénarios climatiques pour vérifier si les forêts peu importe leur statut d'aménagement continueront à convenir aux espèces de valeur dans les scénarios climatiques. Compte tenu des différences dans les exigences climatiques des espèces et des modifications de précipitations et de la température attendu dans la région, nous nous

attendions à ce que la répartition des espèces de valeur dans les forêts aménagées et non aménagées change. Toutefois, nous nous attendions à ce que la répartition géographique future des espèces de valeur ne diffère pas entre les forêts aménagées et celles non aménagées, vu que leurs perturbations humaines communes exacerberont l'effet du changement climatique. Cependant, les changements dans la répartition des espèces de valeur varieront d'une espèce à l'autre en raison de mécanismes d'adaptation spécifiques à chaque espèce.

Le chapitre 5 tire les conclusions générales de cette thèse, formule des recommandations et expose les perspectives de cette étude.

1. EXPLORING THE EFFECTS OF FOREST MANAGEMENT ON TREE DIVERSITY, COMMUNNAUTY COMPOSITION, POPULATION STRUCTURE AND CARBON STOCKS IN SUDANIAN DOMAIN OF SENEGAL, WEST AFRICA

Cet article rédigé par Niang Fatimata ^{ab*}, Marchand Philippe ^b, Sambou Bienvenu ^a, Fenton Nicole ^{J b}.

^a Institut des Sciences de l'Environnement, Université Cheikh Anta Diop de Dakar, Sénégal

^b Institut de Recherches sur les Forêts, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Canada.

Publié dans la revue *Forest Ecology and Management* en 2024, 559 (121821)

1.1 *Abstract*

Human disturbances lead to forest degradation and a drastic reduction in forest area. In Africa, the most affected continent by this phenomenon, selective cutting of trees remains the main forest management strategy. However, the effects of management on biodiversity are insufficiently known, particularly in Africa. We investigated how forest management affects tree species diversity, composition, size structure and carbon biomass of mature and juvenile trees in the sudanian domain of Senegal by comparing unmanaged forests and three types of managed forests, while considering the disturbance level of each stand. We collected floristic data on five and fifteen unmanaged and managed forest stands, respectively. We calculated species richness, the Shannon-Wiener diversity Index (alpha, beta and gamma), as well as carbon stocks of trees for each forest stand. Then we fitted linear models to estimate the differences between forest types for each index. We also analyzed tree size structure and species composition of highly valuable species. In total, 26,009 mature and juvenile trees in 183 species were recorded. Our findings showed that management status and disturbance level affect tree species in different ways and that disturbance level explains a greater proportion of the variation in species diversity than management status. Considering alpha, beta and gamma diversity, we found no significant association between any of these metrics and management status, for either mature or juvenile trees. Disturbance level was only significantly associated with the gamma diversity of mature trees. Species composition of juvenile trees of highly valuable species was significantly associated with both management status and disturbance level, unlike mature

tree species composition where the associations were not significant. The distribution of mature tree diameter forms an inverted J-shape for each management category and disturbance level. However, neither the median tree diameter nor the median absolute deviation presented significant differences as a function of management status or disturbance level. For carbon stocks, none of the differences observed by management status and disturbance level are statistically significant. Our findings indicated that forest management in the sudanian zone affects species composition more than diversity and that mature trees respond differently than juvenile trees. Disturbances more than forest management were the underlying process for biodiversity changes both in managed and unmanaged forests. These findings suggest a better protection against human disturbances of unmanaged forests, and also a development of specific conservation action plans for highly valuable species, especially for species that are threatened at national or global levels in order to minimize their risk of local extinction.

Keywords: biodiversity, carbon sequestration, forest stand structure, sudanian zone, key socio-economical species.

1.2 *Résumé*

Les perturbations humaines entraînent une dégradation des forêts et une réduction drastique de la superficie forestière. En Afrique, continent le plus touché par ce phénomène, la coupe sélective des arbres reste la principale stratégie de gestion forestière. Cependant, les effets de la gestion sur la biodiversité sont insuffisamment connus, notamment en Afrique. Nous avons étudié comment la gestion forestière affecte la diversité des espèces d'arbres, la composition, la structure et le carbone des arbres matures et juvéniles dans le domaine soudanien du Sénégal en comparant les forêts non aménagées et trois types de forêts aménagées, tout en considérant le niveau de perturbation de chaque peuplement. Nous avons collecté des données floristiques sur cinq et quinze peuplements forestiers non aménagés et aménagés, respectivement. Nous avons calculé la richesse spécifique, l'indice de diversité de Shannon-Wiener (alpha, bêta et gamma), ainsi que les stocks de carbone des arbres pour chaque peuplement forestier. Ensuite, les différences entre les types de

forêts pour chaque indice ont été estimées grâce aux modèles linéaires en plus d'une analyse de la structure de la taille des arbres et la composition des espèces de grande valeur. Au total, 26 009 arbres matures et juvéniles de 183 espèces ont été recensés. Nos résultats ont montré que le statut et le niveau de perturbation de la forêt affectent les espèces d'arbres de différentes manières et que le niveau de perturbation explique une plus grande proportion de la variation de la diversité des espèces que le statut d'aménagement. En ce qui concerne la diversité alpha, bêta et gamma, il n'y avait aucune différence significative entre les différentes forêts que ce soit pour les arbres matures ou juvéniles. Le niveau de perturbation n'était associé de manière significative qu'à la diversité gamma des arbres matures. La composition spécifique des arbres juvéniles d'espèces de grande valeur était associée de manière significative à la fois au statut d'aménagement et au niveau de perturbation de la forêt, contrairement à la composition en espèces d'arbres matures pour laquelle les associations n'étaient pas significatives. La distribution du diamètre des arbres matures présente une forme en J inversé pour chaque catégorie de gestion et niveau de perturbation. Cependant, ni le diamètre médian des arbres, ni l'écart médian absolu ne présentent de différences significatives en fonction du statut de gestion ou du niveau de perturbation. Pour les stocks de carbone, il n'y avait aucune différence entre les différentes forêts. Nos résultats ont indiqué que la gestion forestière dans la zone soudanienne affecte davantage la composition des espèces que la diversité et que les arbres matures réagissent différemment des arbres juvéniles. Les perturbations courantes, plus que l'aménagement forestier, étaient plus impliquées dans les changements de la biodiversité, tant dans les forêts aménagées que non aménagées. Ces résultats suggèrent une meilleure protection des forêts non aménagées, ainsi que le développement de plans d'action de conservation spécifiques pour les espèces de grande valeur, en particulier pour les espèces menacées au niveau national ou mondial, afin de minimiser leur risque d'extinction locale.

1.3 *Introduction*

Forest biodiversity is essential for the provision of diverse ecosystem services (Isbell et al., 2011) and contributes significantly to forest ecosystem functioning and sustainability (Hooper et al. 2012). While forest area is shrinking around the world, Africa remains one of

the most affected continents with an annual loss of 3.9 million hectares between 2010 and 2020 (FAO, 2020). This loss of forests and their degradation are in part due to numerous human disturbances, such as logging, farming and bushfires (Tappan et al., 2004; Hiernaux et al., 2009; Henchiri et al., 2020). For example, in Senegal, household consumption of fuelwood and charcoal accounts for more than 80% of total household energy consumption (ANSD, 2018) and results in intensive selective harvesting of many woody species (Sambou, et al., 2008; Faye et al., 2022). In addition, the unregulated harvesting of non-timber forest products (bark, resin, leaves, fruits, and roots), both for human consumption and for traditional medicine, remains a common activity throughout Senegal's forests (Ba et al., 2006; Diop et al., 2011; Dieng et al., 2016). Both regulated and unregulated harvesting are targeting highly valuable species due to their contribution to the national economy and to local subsistence.

The immediate effect of timber harvesting is the removal of the canopy, which results in more light on the forest floor and a break in the age distribution of trees (Cazzolla et al., 2017). These gaps favour the growth of more light-demanding (or heliophilic) tree species (Makana & Thomas, 2005) at the expense of shade-tolerant (or sciaphilic) tree species. Timber harvesting also reduces carbon stocks, especially in a context where wood is mainly used for energy purposes, which releases carbon when the wood is burned (Repo et al., 2011). However, pioneer species can increase the accumulation of biomass, which could have an impact on carbon uptake (Pugh et al., 2019). In addition, harvesting of dead wood strongly degrades the living environment of certain species, such as saproxylic beetles, for which dead wood remains an essential habitat (Lachat et al., 2006). The ensuing loss of forest biodiversity disrupts the functioning of forest ecosystems and their capacity to provide ecosystem services (Gamfeldt et al., 2008).

As opposed to unorganised timber harvesting, forest management remains one of the main strategies for conservation and restoration of forest ecosystems and a major driver of biodiversity loss or conservation in forests (Dieler et al., 2017). However, the effects of forest management on biodiversity may vary across a given landscape (Langridge et al., 2023;

Nascimbene et al., 2013; Faye et al., 2016) and differ depending on biotic factors and abiotic factors and their interactions (Langridge et al., 2023). The processes that determine biodiversity also operate at multiple spatial scales (Weiher & Howe 2003). Thus, spatial partitioning of biodiversity allows comparison of different levels of diversity (Jost, 2007) and could help to select the appropriate spatial scale for biodiversity conservation in a forest management context (Loreau, 2003).

In Senegal, historically, the first forest management strategies date back to the early 1900s with the protection of several forests, called classified forests. The objective was the conservation of their biodiversity (Boutinot, 2014) and their protection against clearing for the benefit of agricultural land (Segalini, 2012). According to forestry legislation, apart from some rights of use granted to local populations, such as the collection of dead wood, timber harvesting is prohibited in classified forests. Their formal exploitation requires a management plan. Formal forest management started in Senegal in 2004 (PROGEDE, 2008) and is based on coppice with standards and 8 years to coppice for a harvesting period of 25 years (République du Sénégal, 2018). Tree species are targeted based on their use for energy wood, lumber service and timber, and up to 50% of trees with a minimum diameter of 10 cm are removed during the harvest (République du Sénégal, 2018).

The sudanian zone contains most of the managed and unmanaged forests in Senegal. This bioclimatic zone covers a diversity of vegetation types including dense forest, clear forest, woodland savannah, tree savannah and shrubby savannah and remains the most important timber-producing region of the country. In this zone, disturbances have shaped the forest landscape, producing temporary or permanent changes in the species composition of forest stands and on the geographical distribution of plant communities (Tappan et al., 2004). Despite this, the effects of management on biodiversity have not yet been assessed at the scale of this bioclimatic region and for different managements intensities. While unmanaged forests (UMF), are officially protected against exploitation they are not primary forests since they are prone to clandestine human intervention. These UMFs are more or less equivalent to 'no longer managed forests' (Landridge et al., 2023). Older managed forests (OMF) were

managed at least ten years ago, whereas newly managed forests (NMF) have been managed less than ten years ago. Finally, community reserve forests (CRF) represent forest stands that have been heavily disturbed in the past and are continuously managed by local communities, unlike the UMF, OMF and NMF, which remain under the control of the national forestry administration.

Despite the differences in their management status, the different forests could have experienced any level of disturbance, which is a result of their land-use histories. Land-use history, that incorporates a variety of disturbances such as community tree use, pasturing, fire, legal and illegal logging, is multifaceted and may lead to heterogeneous levels of biodiversity in forests (Davison et al., 2021; Dampney et al., 2021). For example, formal logging in managed forest as well as illegal logging in protected areas (Tappan et al., 2004; Guiro et al., 2012) can both result in a reduction in forest cover (Faye et al. 2022). Regardless of type, disturbances can promote species diversity by favoring pioneer trees (Ouédraogo et al., 2011). For instance, vegetative regeneration by shoots or suckers is a well-known characteristic of many savannah species subjected to human disturbances (Bellefontaine, 1997; Zida et al., 2007; Bognounou et al., 2010). Moreover, the recovery period that follows a disturbance can have an important influence on ecosystem functions and processes (Putz et al., 2012). Thus, understanding the effects of disturbance level is crucial in maintaining a sustainable forest management since disturbances are reported to negatively impact forest diversity, structure and species composition (Garcia-Florez et al., 2017).

This article represents one of the first comparative studies of the biodiversity, tree species composition, tree size structure, and carbon stocks of forests with different management status in the sudanian zone of Senegal. The research questions addressed are: How do management practices affect tree species diversity, structure and composition, especially for highly valuable species? Do these metrics differ between shorter or longer periods after management, given their actual disturbance levels? Is there a carbon stock recovery in forests after their management while considering their disturbance level? Specifically we

expect that when comparing unmanaged forests and different statuses of managed forests and high vs low disturbance levels: i) managed forests will show greater values of diversity indices than unmanaged forests, given the positive effect of canopy opening following management, and that diversity will be inversely correlated with disturbance level due to canopy opening following management on plant species richness (Langridge et al., 2023); ii) due to recovery processes over time, we thus expect that diversity indices would be higher in older managed forests than in newly managed forests and community reserve forests. We also hypothesized iii) a decrease in the abundance of highly valuable species in managed forests and those with a high disturbance level, as they are targeted for selective logging and iv) a change in the tree diameter distribution towards smaller trees in community reserve forests and newly managed forests, when compared to older managed forests and unmanaged forests and similarly, a change in diameter distribution associated with disturbance level. Despite these expected differences in tree size distribution and biodiversity, we predict that the overall above-ground and root carbon stocks will remain similar between unmanaged and managed forests and across disturbance levels, due to the high capacity of vegetative regeneration of cut trees in the managed forests and the disturbances that are operating in the different forests.

1.4 Material and methods

1.4.1 Study area

The Sudanian zone of Senegal is located between 12°20' - 15°10' North and 11°20' - 16°75' West. The climate was characterised by two contrasting seasons: a dry season, which lasts from November to May, and a rainy season, which lasts from June to October. The average annual rainfall varied from 900 ± 200 mm, while the average annual temperature was 28°C (ANACIM, 2020). Savannah was the main vegetation type in the region, with diverse subtypes that varied mainly according to rainfall and anthropogenic factors. The main savannah formations, in a decreasing order of tree density, were the woodland savannah, tree savannah and shrub savannah. The soils were mostly tropical ferruginous, leached or slightly leached (Khouma, 2002).

All forests in the region have been shaped by complex interactions of human activities and climate that operated over multiple temporal and spatial scales. Managed forests may be subjected to human activities of different types, durations, and intensity, while unmanaged forests experienced fewer, but unknown human impacts. In total, twenty forests were sampled, which have been grouped into four management status categories (Figure 4). In order to take into account undocumented disturbances that occur in all forest types, we also defined for each forest a level of disturbance based on its percentage of forest cover (Tableau 1). The disturbance level was low when forest cover was at least 80%, medium if between 50% and 80%, and high if forest cover was less than 50%. Using this combined approach, we are able to analyse both the formal administrative system but also evaluate whether it represents what is found in reality on the sites.

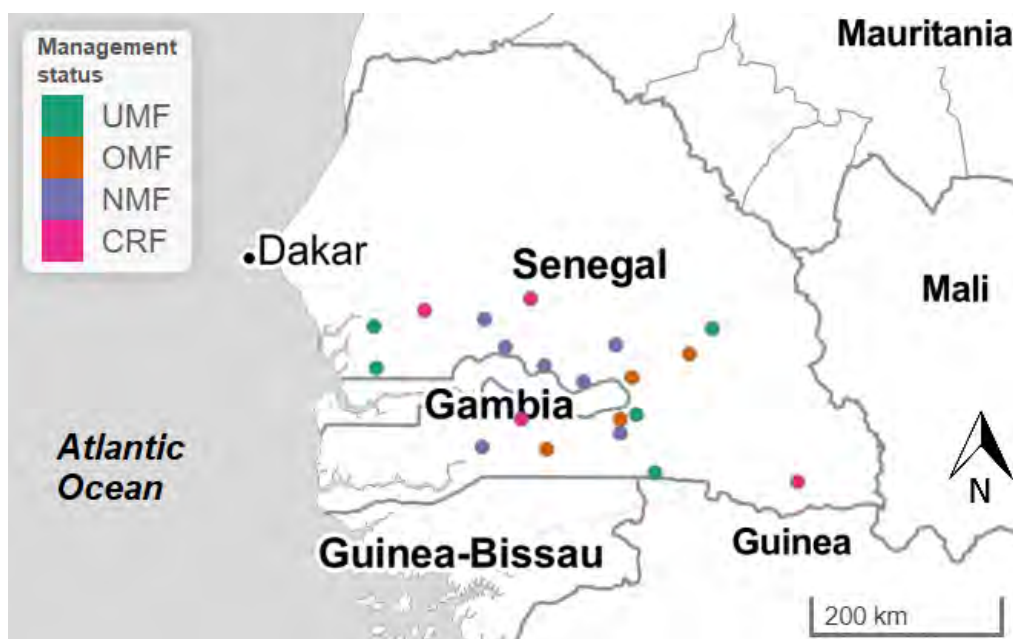


Figure 4 Location of the different forests studied, color-coded based on their management status (UMF = unmanaged forests, OMF = older managed forests > 10 years, NMF = newly managed forests < 10 years, CRF = community reserve forests).

Tableau 1 Total area, forest cover area and disturbance level for the 20 forests sampled as part of this study, grouped by management status

Forests by management status	Total area (ha)	Forest cover (ha)	Percent forest cover (%)	Disturbance levels
Unmanaged forests (UMF)				
Welor	5469	5348	97.8	Low
Bala	20891	19220	92	Low
Patako	5638	5559	98.6	Low
Mampaye	8286	8226	100	Low
Kantora	22314	21645	97	Low
Older managed forest (OMF)				
Kandiator	54 179	39 635	73.16	Medium
Nétéboulou	10 989	5 261	47.88	High
Koar	70227	63388	90.26	Low
Thiéwal	31 082	18 271	58.78	Medium
Newly managed forests (NMF)				
Mousdalifa	19 307	8 899	46.09	High
Malème Delby	12 125	4 575	37.73	High
Boussimballo	27 500	20 174	73.36	Medium
Mballoconda	26 518	20 203	76.19	Medium
Maka	54 174	33 603	62.03	Medium
Ouli	12 529	11 513	91.89	Low
Niani saloum	41630	17791	42.74	High
Community reserve forests (CRF)				
Ribot Escale	22 948	8 675	37.80	High
Guimara	52 596	48 014	91.29	Low
Mbirkilane	6 882	5 689	82.66	Low
Tomboronkoto	31 774	30 874	97.17	Low

Source: PROGEDE,2016 et Sambou,2004

1.4.2 Sampling design

A stratified random sampling design was used to collect floristic data in five unmanaged forests (UMF), four older managed forests (OMF), seven newly managed forests (NMF) and four community reserve forests (CRF), covering a total area of 5114 km². Landsat images were used to stratify the forest based on tree density classes. To ensure an even distribution

of the points across all vegetation types, a grid with 250 x 250 m cells was laid out over the forest and a fraction corresponding to 2.5 % of the grid cells for each vegetation type (woodland, savanna woodland, tree savanna and shrub savanna) were randomly selected. Then, in each of the selected grid cells, a random sample of eight plots was installed (Sambou, 2004). In total, 2398 plots were used to collect data. In each plot, the diameter at breast height (DBH, 1.3 m from the ground), total height and crown cover of mature trees (those with DBH greater than or equal to 5 cm) were measured, while the juvenile trees (with DBH less than 5 cm) were counted in four 5 m x 5 m subplots located at the four corners of each plot.

1.4.3 Data analysis

In this study, we used the species richness (Hill number of order 0) and the Shannon diversity index (logarithm of the Hill number of order 1) to assess and compare the diversity of forests according to their management status and disturbance level. These metrics were calculated using the *vegan* package (version 2.5-6; Oksanen, et al., 2019) in R version 4.2.2. The species richness calculated here corresponds to the number of species present across all plots in each forest (gamma species richness). The Shannon diversity index (H) was calculated based on the Shannon and Weaver (1949) formula expressed as:

$$H = -\sum_{i=1}^S p_i \log p_i$$

where S is the total number of species and p_i is the relative abundance (fraction of the total number of individuals) of species i . We calculated three diversity indices: the alpha diversity, representing the mean of the values of H calculated for each plot in the forest; the gamma diversity, representing the calculation of H for the total abundances of each species across all plots in the forest; and the beta diversity, calculated as the difference between the gamma and alpha diversity which is one possible measure of beta diversity (Jost, 2007).

Linear models were fitted to estimate the additive effect of management status (UMF, OMF, NMF and CRF) and disturbance level (low to high) on the logarithm of the species richness, as well as the alpha, beta and gamma Shannon diversity. We verified using the DHARMA

package in R (Hartig, 2022) that the residuals of these models better fit the model assumptions compared with alternatives (such as a GLM with Poisson or negative binomial distribution for the species richness), and calculated a variogram of the residuals using `gstat` (Gräler et al., 2016) to verify the absence of a pattern of spatial autocorrelation. Note that we could not estimate the interaction effects of the two factors, since not all disturbance levels were represented in each management status category. We used an ANOVA test to determine the significance ($\alpha = 0.05$) of each of the two factors (management status and disturbance level). We also calculated the partial R^2 with the `rsq` package in R (Zhang, 2017) as a measure of the fraction of differences in the response variables explained by each factor. For each factor with a significant effect of one of the response variables, we used the `emmeans` package in R (Lenth, 2020) to estimate the mean of the response variable and its 95% confidence interval for each management status or disturbance level, and to determine between which categories of the factor a significant difference could be found, with a significance level of $\alpha = 0.05$ and a Tukey adjustment for multiple comparisons. All diversity analyses were performed separately for mature (> 5 cm in DBH) and juvenile trees .

In order to evaluate the variation in species composition between forests according to their management status or disturbance level, we calculated the Bray-Curtis index of dissimilarity between all forests of the dataset, and used that dissimilarity metric to perform the ordination and multivariate ANOVA analyses presented below. The Bray-Curtis distance measures the ratio of the sum of the differences (in absolute value) between the abundances for each species and the total number of individuals of all species. It has a minimum value of 0 when the observed abundance is the same for each species between two sites and a maximum value of 1 when two sites have no species in common. For mature trees, we used basal area (sum of stem area at breast height) as a measure of abundance to calculate the Bray-Curtis dissimilarity, rather than the number of individuals; for juvenile trees, the number of individuals was used as the measure of abundance.

The two-dimensional visualisation of dissimilarities between forests was produced separately for mature and juvenile trees using a non-metric multidimensional analysis, performed with the "metaMDS" function of the vegan package. In this visualisation, we are particularly interested in the position of 20 species that are among those most used by local people for timber and non-timber forest products. These twenty species are considered to be of high socio-economical value due to their preponderant contribution to national energy consumption (ANSD, 2018; Sambou, 2004) and the satisfaction of the food and medicinal needs of local populations (Dieng et al.; Diop et al., 2011). These species include *Acacia macrostachya* Reichenb., *Azelia africana* Sm. ex Pers., *Anogeissus leiocarpus* (DC.) Guill. et Perrot., *Bombax costatum* Pellegr. & Vuillet, *Combretum glutinosum* Perr.Ex DC, *Combretum micranthum* G. Don, *Combretum nigricans* Lepr., *Cordyla pinnata* (Lepr. ex A.Rich.) Milne-Redh., *Daniellia oliveri* (Rolfe) Hutch & Dalz, *Detarium microcarpum* Guill. & Perr., *Detarium senegalense* J.F. Gmel., *Khaya senegalensis* (desr.) A. Juss., *Lannea acida* A. Richard., *Neocarya macrophylla* (Sabine) Prance, *Parkia biglobosa* (Jacq.) G.Don, *Prosopis africana* (G. et Perr.), *Pterocarpus erinaceus* Poir., *Sterculia setigera* Del., *Terminalia avicennioides* Guill and Perr. and *Vitex madiensis* Oliv.

In addition, we used a PERMANOVA (adonis function in the vegan package) to test if the species composition of mature and juvenile trees differs significantly between forests with different management statuses and disturbance levels. To compare the size structure of the forests, we estimated the distribution of mature tree diameters in each forest stand, and fitted linear models for the median diameter and the median absolute deviation of tree diameters in a forest stand as a function of its management status and disturbance level.

For the estimation of adult tree carbon stocks, the allometric equation developed by Mbow et al. (2013) in the sudanian domain forests of Senegal was used to calculate the above-ground biomass (BA_i) of each individual *i* as a function of its DBH in cm:

$$BA_i \text{ (kg)} = 1.929 \times DBH + 0.116 \times DBH^2 + 0.013 \times DBH^3 \text{ (Mbow et al., 2013)}$$

The root biomass (BRi) was deduced from the above-ground biomass using the allometric model proposed by the IPCC and estimated using the following formula:

$$\text{BRi (kg)} = \text{Exp} (-1.0587 + 0.8836 \times \ln (\text{BAi})). \quad (\text{Cairns et al. 1997})$$

Conventionally, the average carbon content in woody biomass is approximated as 50% of the total biomass. We sum this estimated carbon stock across all adult trees in each forest, divide by the total sampled area in that forest to obtain a carbon stock in tC / ha, and fit a linear model of the carbon stock as a function of the management status and disturbance level of the forest.

As for the diversity metrics, we performed an ANOVA to determine if either of the two factors has a significant effect on the median tree diameter, median absolute deviation of tree diameter, or carbon stock, and use the partial R² to calculate the fraction of the variation of each response variable explained by each factor. Finally, we perform post-hoc comparisons between the factor levels for any factor with a significant effect of the response, using the emmeans package.

1.5 Results

1.5.1 Tree species diversity

This study recorded 26,009 trees in 2398 plots that were distributed across 183 species. Of the species recorded, 152 were represented among mature trees and 163 among juveniles. Among these species, four species were only found in mature trees, while 11 species were exclusively found as juvenile trees. Management status and disturbance level did not have significant effect on species richness, for both mature and juvenile trees (Tableau 2). Furthermore, the alpha, beta and gamma diversities of the Shannon index, did not vary between any of the three-diversity metrics and the management status, for either mature or juvenile trees (Tableau 2). Disturbance level was only significantly associated with the gamma diversity of mature trees: it was greatest in the medium disturbance level and smallest in the high disturbance level, and the difference between the two is statistically significant (Figure 5).

Tableau 2 ANOVA results for the linear models of log species richness, alpha, beta and gamma diversity (Shannon index) as a function of management status and disturbance level per forest, for mature and juvenile trees.

(a) Log species richness

Predictor	df	Mature trees					Juvenile trees				
		sum sq.	mean sq.	F	p	Partial R2	sum sq.	mean sq.	F	p	Partial R2
Management status	3	0.596	0.199	0.95	0.441	0.09	1.016	0.339	1.74	0.204	0.18
Disturbance level	2	1.401	0.701	3.36	0.064	0.32	1.432	0.716	3.68	0.052	0.34
Residuals	14	2.917	0.208				2.722	0.194			

(b) Alpha diversity

Predictor	df	Mature trees					Juvenile trees				
		sum sq.	mean sq.	F	p	Partial R2	sum sq.	mean sq.	F	p	Partial R2
Management status	3	0.702	0.234	1.17	0.354	0.14	1.393	0.464	2.82	0.078	0.34
Disturbance level	2	0.848	0.424	2.13	0.156	0.23	0.635	0.318	1.93	0.182	0.22
Residuals	14	2.787	0.199				2.303	0.164			

(c) Beta diversity

Predictor	df	Mature trees					Juvenile trees				
		sum sq.	mean sq.	F	p	Partial R2	sum sq.	mean sq.	F	p	Partial R2
Management status	3	0.175	0.058	0.798	0.515	0.13	0.095	0.032	0.22	0.878	0.04
Disturbance level	2	0.351	0.175	2.394	0.128	0.25	0.716	0.358	2.53	0.116	0.27
Residuals	14	1.025	0.073				1.984	0.142			

(d) Gamma diversity

	Mature trees	Juvenile trees
--	--------------	----------------

Predictor	df	sum sq.	mean sq.	F	p	Partial R2	sum sq.	mean sq.	F	p	Partial R2
Management status	3	1.111	0.370	1.388	0.287	0.15	1.257	0.419	0.90	0.465	0.11
Disturbance level	2	2.232	1.116	4.183	0.038	0.37	2.535	1.267	2.73	0.100	0.28
Residuals	14	3.734	0.267								

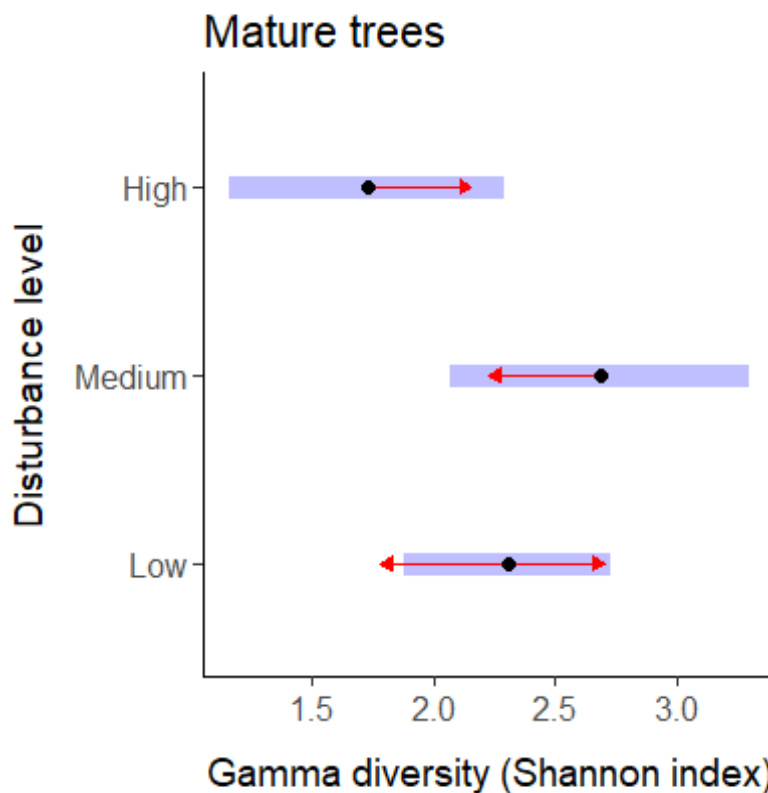


Figure 5 Estimated mean gamma diversity (dots) and 95% confidence interval (blue bands) of mature trees as a function of forest disturbance level. The red arrows indicate a test of significance ($\alpha = 0.05$) with a Tukey adjustment for multiple comparisons: when the arrows overlap, there is no significant difference.

1.5.2 Tree species composition

The non-metric multidimensional scaling (NMDS) (Figures 6 et 7) demonstrates gradients in species composition that were linked to management status and disturbance level of the

forests, for both mature and juvenile trees. The PERMANOVA test indicated that for juvenile trees, there were significant associations between the composition and management status and disturbance level, unlike for mature tree species where the associations were not significant (Tableau 3). The vertical axis (axis 2) in particular appears to primarily reflect the disturbance level for mature trees (Figure 6), with highly-disturbed forests concentrated in the top of the graph. For juvenile trees (Figure 7) axis 2 also reflected management status, with unmanaged forests concentrated at the bottom and all types of managed forests at the top. For both mature and juvenile trees, most of the selected species of socio-economic importance were located in a cluster on the right side of the graph, with two groups of species located on the left. At the bottom left, *Anogeissus leiocarpus* (mature trees only) and *Neocarya macrophylla* (mature and juvenile trees) were associated with a single unmanaged forest (Welor). At the top left, *Combretum micranthum* (mature and juvenile trees), as well as *Acacia macrostachya* and *Sterculia setigera* for mature trees only, appeared closely associated with a group of newly managed forests and community reserve forests. For mature trees, the species *Adansonia digitata* was associated with both groups and appeared in the middle to the left, whereas for juvenile trees, that species was an outlier at the top due to a single individual being observed in the whole data, in one of the older managed forests.

Tableau 3 PERMANOVA results for the variation in species composition between forests, as a function of the management status and disturbance level. Differences in composition are calculated using the Bray-Curtis distance, based on the basal areas of each species for mature trees, and the number of individuals of each species for juvenile trees.

Predictor	df	Mature trees					Juvenile trees				
		sum sq.	mean sq.	F	p	Partial R2	sum sq.	mean sq.	F	p	Partial R2
Management status	3	0.828	0.276	1.17	0.280	0.17	1.585	0.528	2.45	0.001	0.30
Disturbance level	2	0.687	0.344	1.45	0.121	0.14	0.756	0.378	1.75	0.042	0.14
Residuals	14						3.021	0.216			

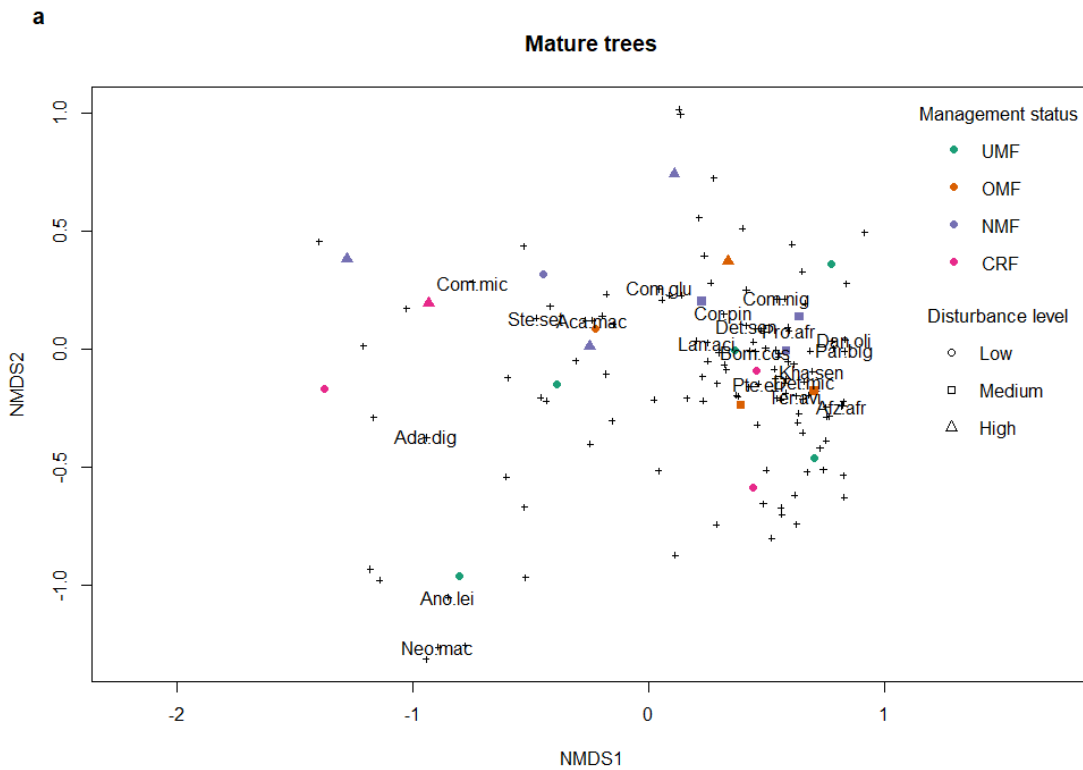


Figure 6 Non-metric multidimensional scaling (NMDS) based on the Bray-Curtis distance between forest stands, as calculated from the basal area of mature trees (a) and the abundance of juvenile trees (b) by species. Large dots indicate the positions of each forest stand in the NMDS, its management status (UMF = unmanaged forests (green), OMF = older managed forests > 10 years (orange), NMF = newly managed forests < 10 years (purple), CRF = community reserve forests (pink)) and disturbance level (low circle, medium square and high triangle). The position of 18 species of high socio-economic value is shown according to the correlation between their basal area and the NMDS axes; the remaining species are shown as small crosses.

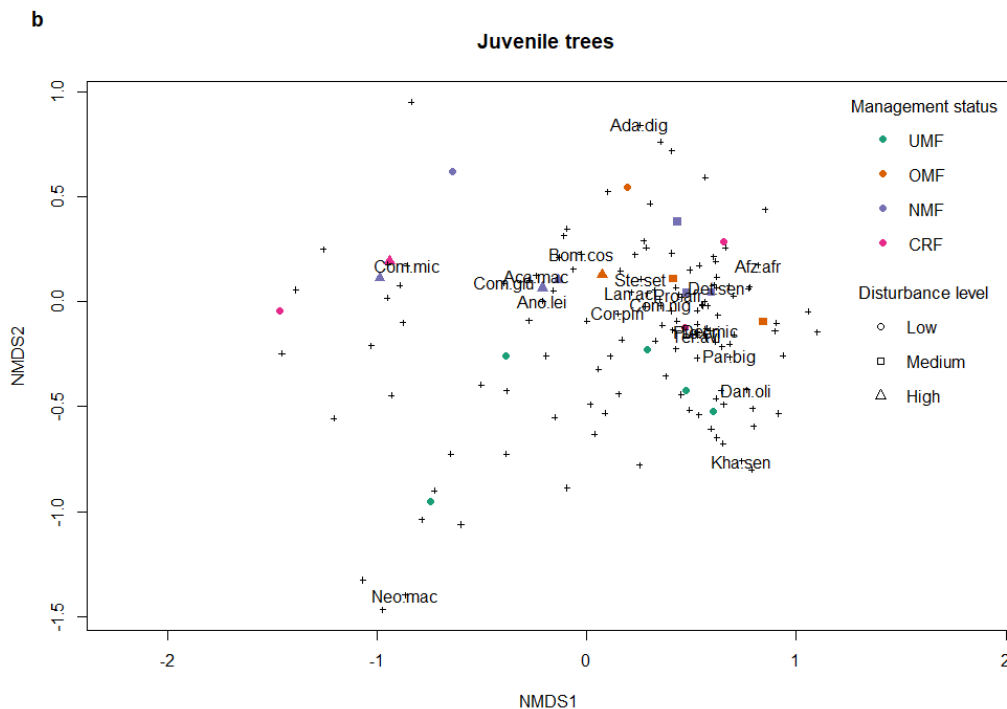


Figure 7 Non-metric multidimensional scaling (NMDS) based on the Bray-Curtis distance between forest stands, as calculated from the basal area of mature trees (a) and the abundance of juvenile trees (b) by species. Large dots indicate the positions of each forest stand in the NMDS, its management status (UMF = unmanaged forests (green), OMF = older managed forests > 10 years (orange), NMF = newly managed forests < 10 years (purple), CRF = community reserve forests (pink)) and disturbance level (low circle, medium square and high triangle). The position of 18 species of high socio-economic value is shown according to the correlation between their basal area and the NMDS axes; the remaining species are shown as small crosses.

1.5.3 Tree size structure and carbon stocks

The distribution of mature tree diameters formed an inverted J-shape for each management category and disturbance level. Thus, the majority of individuals had diameters between 5 and 10 cm and the number of large diameter stems (DBH > 10 cm) was low in all types of forest (Figure 8). However, in some types of managed forest, specifically CRF and NMF, there were more small trees (DBH < 5 cm) and fewer medium trees (5 cm < DBH < 10 cm) compared to UMF and OMF (Figure 8a). The distribution also shifts towards smaller trees

when the disturbance level increased (Figure 8b). However, although the management status explained a greater proportion of the variation (30%) compared to disturbance level (13%), neither the median tree diameter nor the median absolute deviation presented significant differences as a function of management status or disturbance level (Tableau 4).

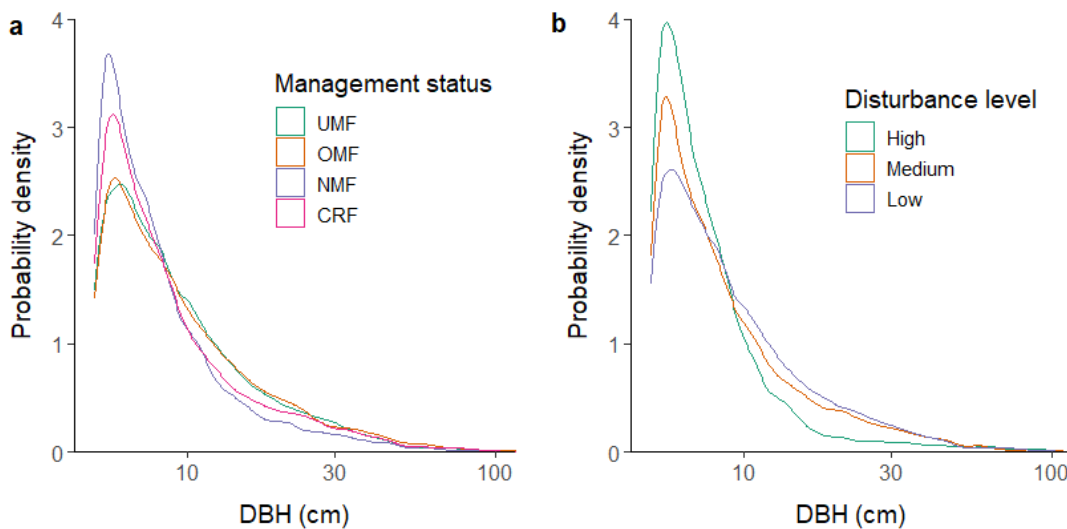


Figure 8 Probability density of tree diameter at breast height (DBH) across all forests with a given management status (a: UMF = unmanaged forests, OMF = older managed forests > 10 years, NMF = newly managed forests < 10 years, CRF = community reserve forests) or disturbance level (b).

Carbon stocks per hectare varied by management status and disturbance level, but none of the differences observed were statistically significant ($p > 0.05$) (Tableau 4c). The carbon stocks were equal to 54 ± 13 tC / ha, 42 ± 11 tC / ha, 26 ± 8 tC / ha and 36 ± 12 tC / ha for UMF, OMF, NMF and CRF respectively. Furthermore, taking into account disturbance levels, the mean estimated carbon stocks were greatest in the forest stands with medium disturbance levels (49 ± 12 tC / ha) than in those with low (40 ± 8 tC / ha) or high (29 ± 11) disturbance levels but these differences were not significant.

Tableau 4 ANOVA results for the linear models of the median diameter at breast height (DBH), the median absolute deviation of the DBH and the estimated carbon stocks (tC / ha) of mature trees in each forest, as a function of management status and disturbance level.

(a) Median DBH (cm)

Predictor	df	sum sq.	mean sq.	F	p	Partial R2
Management status	3	5.921	1.974	3.07	0.063	0.30
Disturbance level	2	1.313	0.656	1.02	0.386	0.13
Residuals	14	9.009	0.644			

(b) Median absolute deviation of DBH (cm)

Predictor	df	sum sq.	mean sq.	F	p	Partial R2
Management status	3	6.959	2.320	2.34	0.118	0.25
Disturbance level	2	2.067	1.034	1.04	0.379	0.13
Residuals	14	13.903	0.993			

(c) Carbon stocks (tC / ha)

Predictor	df	sum sq.	mean sq.	F	p	Partial R2
Management status	3	2651	883.7	2.03	0.156	0.21
Disturbance level	2	973	486.5	1.12	0.354	0.14
Residuals	14	6085	434.7			

1.6 Discussion

We hypothesized that unmanaged forests will have higher values of biodiversity indices than all managed forests. We also expected to see a possible recovery of biodiversity in managed forests over time. Similarly, we assumed an inverse correlation of diversity with disturbance level and a decrease of the abundance of highly valuable species in managed forests as well as in forests with a high disturbance level. Finally, we predicted a change in diameter distribution associated with disturbance level and that the overall above-ground and root carbon stocks will remain constant across disturbance levels. Our findings demonstrated

that, forest management and disturbance intensity did not affect species richness and tree diversity whereas the composition of mature trees and juvenile trees differed.

1.6.1 Tree species diversity across unmanaged and managed forest types and with disturbance severity

The effects of forest management on biodiversity varied due notably to various types and intensities of management practices (Langridge et al., 2023). Our results indicated insignificant differences in species richness between unmanaged and managed forest types. This finding could be explained by various mechanisms underlying ecological process following management practices which are known to increase species diversity (Zeller et al., 2023). For instance, canopy opening caused by logging could increase the availability of resources, leading directly or indirectly to an enrichment of biodiversity in managed forests (Langridge et al., 2023; Dormann et al., 2020; Chaudhary et al., 2016). Another explanation for the similar diversity of unmanaged and managed forests could be related to uncontrolled disturbances that occur in unmanaged forests over a range of spatial and temporal scales and a subsequent possible increase in biodiversity in managed forests (Gourlet-Fleury et al., 2013). We also found that disturbance level was significantly associated with the gamma diversity of mature trees, which was greatest at the medium disturbance level and smallest at the high disturbance level. This result demonstrated that the differences of diversity between unmanaged and managed forests may depend on temporal and spatial scales (Langridge et al., 2023; Hillebrand et al. 2018). While we predicted that forest management would be the leading cause of tree diversity variation among forests, our results show that disturbance level explains a greater proportion of the variation in species richness than is explained by management status.

In unmanaged forests, high forest cover may mask disturbances that were not captured by our disturbance level variable. In unmanaged forests, unregulated harvesting that is likely to interact with other disturbances like fire, grazing and encroachment of agricultural land (Nielsen et al., 2003; Tappan et al., 2004; Žáčková et al., 2013) may reduce diversity. Anthropogenic surface fires and grazing could also reduce the biodiversity of these forests by selectively removing vulnerable species from the community (Lykke, 2000; Dayamba et

al., 2011). In contrast, agricultural encroachment results in both loss of surface area and an increase in edge, reducing the core conservation area of the forests (Tappan et al., 2004). This result is coherent with those of Paillet et al. (2010) and Langridge et al. (2023) for vascular plants. Secondly, in managed forests, greater light availability could also explain the similarity in species diversity between managed and unmanaged forests. Increased canopy openness creates new conditions of high light intensity and low competition for resources that favours the most light-tolerant species (Makana and Thomas, 2005) and fast-growing pioneer species, that regenerate mainly by vegetative means in the sudanian zone (Bellefontaine, 2005). Moreover, it is possible that the period of time after forest management in this study may not have been long enough to observe changes that could be attributed to this practice, resulting in an extinction debt in the managed forests (Figueiredo et al., 2019). Despite the non-significant difference in the targeted diversity indices, we found a significant difference in terms of species composition for juvenile trees, but not mature trees. Therefore, management practices influence biodiversity (Chaudhary et al., 2016). Indeed, several studies in multiple types of forest show that richness or diversity are not much influenced by disturbances, but that composition changes in response to disturbances (Paillet et al., 2010; Bergeron and Fenton, 2012).

1.6.2 Woody flora differs across unmanaged and managed forest types and with disturbance severity

We predicted that unmanaged and managed forests would have different species compositions and population structures. Overall, non-metric multidimensional scaling (NMDS) indicated that the major variations in species composition in juvenile trees were significantly linked to management status and disturbance level of the forests, unlike for mature trees. Despite this, for both mature and juvenile trees, the NMDS revealed two groups when considering most socio-economic valuable species. One group occurred in unmanaged and old managed forests, while the other was associated with newly managed forests and community reserve forests. *Combretum micranthum* (mature and juvenile trees), as well as *Acacia macrostachya* and *Sterculia setigera* for mature trees only, appear closely associated with a group of newly managed forests and community reserve forests. For

juvenile trees, most socio-economic valuable species were associated with low and medium disturbances and appear closely associated with unmanaged forests. Sambou and al. (1994) and Hermann and Tappan (2013) reported that *Bombax costatum* and *Pterocarpus erinaceus*, two of these socio-economic valuable species have totally disappeared in some forests due to logging for fuelwood as well as for non-timber forest products. This finding might result either from insufficient protection, selective logging of these valuable species or from their poor regeneration due to the interactions of multiple disturbances such as fuelwood collection, cutting and lopping (Faye et al., 2022; Sharma et al., 2023). The scarcity of some highly valuable species in newly managed forests and community reserve forests could be considered as a warning signal of the local extinction risk for species, particularly those that are threatened at the national level such as *Cordyla pinnata*, *Khaya senegalensis*, *Prosopis africana*, *Pterocarpus erinaceus*, *Sclerocarya birrea* and at the global level like *Khaya senegalensis* and *Pterocarpus erinaceus* (Barstow, 2018; World Conservation Monitoring Centre, 1998).

Moreover, the similarity of species composition in unmanaged and old managed forests highlighted a possible resilience of managed forest. Natural recovery of forest ecosystems after logging relies on various forest regeneration mechanisms operating across different levels: organism, population, and community (Falk et al., 2022). In the sudanian savanna of west Africa, forest recovery after disturbances due to the positive effects of remnant trees (Amani et al., 2022) has been reported (Savadogo et al., 2011). In these forest ecosystems, other mechanisms like resprouting remains a major source of forest recovery (Luogaet al., 2004; Chidumayo, 2013). This resprouting is typical of most sudanian tree species that have the ability to regenerate vegetatively (Bellefontaine, 2005). While species composition remains an important indicator of forests recovery after disturbances, other indicators related to tree population structure may also be considered (Gatica-Saavedra et al., 2017).

1.6.3 Alteration of tree structure and biomass balance across unmanaged and managed forest types

The distribution of mature tree diameters forms an inverted J-shape for each management category and disturbance level. Thus, the majority of individuals have diameters between 5 and 10 cm and the number of large diameter stems (DBH > 10 cm) is low in all types of forests. However, in some types of managed forests, specifically CRF and NMF, there were more small trees and fewer medium sized trees compared to UMF and OMF. The distribution also shifts towards smaller trees when the disturbance level increases. This general inverted J-shape has been considered as an indicator of a stable population or good regeneration status (Peters, 1997). However, the preponderance of small diameter trees does not always reflect stable populations in the sudanian zone, as this structure may also reveal a disturbed population structure (Lykke, 1998). Despite the relatively high numbers of small diameter trees, our results show a sharp decline in the density of the 15-20 cm diameter class in newly managed forests and community forest reserves. This decline in the number of trees, probably reflects the elimination of some of large-diameter individuals of slow-growing species such as *Cordyla pinnata* and *Pterocarpus erinaceus* (Groves and Rutherford, 2016; Mbow et al., 2013) that limits their regeneration and other faster growing species replace them (Ky-Dembele, 2007).

Carbon stocks per hectare varied with management status and disturbance level, but none of the differences observed were statistically significant. Similarly, Dayamba et al. (2016) demonstrated in the sudanian zone of Burkina Faso that some parklands and older plantations had above and belowground carbon stocks comparable to protected native forest stands. One explanation of our finding could be related to the similarity of population diversity and structure, which were also not significantly different between management status and disturbance level. This result could also be attributed to biomass compensation related to natural regeneration. Regeneration by stump sprouting or suckering of fast-growing tree species (Luoga et al., 2004) with high growth rates as has been shown in the sudanian zone (Bellefontaine, 2005; Mbow et al., 2013; Matowo et al., 2019). Species which respond positively to logging are more likely to occupy the new space and their regeneration

may compensate for biomass loss. Nevertheless, future evaluations of carbon stocks should consider long-term dynamics of tree diversity and species richness because of their relationship with belowground and aboveground carbon stocks (Cardinale et al., 2007; Dayamba et al. 2016). In addition, several other disturbances that may have historically occurred in the forests should also be taken into account. For example, some studies in the same area (Mbow et al., 2013; Woomer et al., 2004; Touré et al., 2003) have mentioned that variation in biomass and carbon stocks in the sudanian zone is attributed to several factors, including land-use patterns, climate and tree growth rates. Otherwise, in forest ecosystems, debris left after harvesting are likely to influence the amounts of soil carbon itself. However, these woody fuels are likely to fall prey to flames due to the recurrence of fires in the sudanian zone (Mbow et al., 2000). In addition, the harvesting of wood for energy purposes increases CO₂ concentration levels in the atmosphere (Brocard et al., 1998). Thereby, the consequences on carbon stocks of forest management are not clear when considering the multiple processes that may decrease or increase carbon stocks in the soil, aboveground and belowground.

1.7 Limitations

Assessing forest management impacts on forest biodiversity may also require the consideration of historical effects. In this study, we used an alternative and indirect approach due to the lack of data on the land use history of the region and the difficulty in accurately determining the effects of unplanned disturbances. This approach is based on forest cover from the Landsat satellite, which can be useful for the detection of disturbances on a large scale. However, there are some limitations with this approach. This estimation approach does not take into account the intensity or severity of disruption at local scales. Furthermore, forest cover is also linked to vegetation types which are sensitive to the variation in local conditions.

1.8 Conclusion

Our study suggests that management affects forests in the sudanian zone in different ways. Mature and juvenile trees respond differently to forest management status and their

disturbance levels. Management did not have a significant effect on total species diversity but significantly affect species composition. In addition, management practices did not appear to influence above-ground and root carbon stocks. Disturbance level had significant effect in gamma diversity of mature trees and unexpectedly, explained a greater proportion of the variation in species richness than is explained by management status for both mature and juvenile trees. The similarity of diversity between unmanaged forests and managed forests might indicate forest biodiversity loss that is likely due to a history of previous or ongoing disturbances in both unmanaged and managed forests that may undermine forest protection and management efforts. Since management status and disturbance level both significantly alter species composition, management strategies need to better protect highly valuable species especially those which are listed as threatened at national or international levels. For example, forest management plans should integrate the development of silvicultural plans of local species, including their reforestation and regular monitoring to safeguard these species, most of which underpin the local economy. Protecting managed forests over time can make them more resilient. It is therefore important, through a multi-taxa approach, to develop long-term monitoring to detect any emerging community recovery. Furthermore, this study on taxonomic diversity provides basic information to help design appropriate management for biodiversity conservation and are relevant for decision makers in Senegal where forest management remains a big challenge. To fully understand forest biodiversity, it is important to look at other taxa beyond those currently studied. Taxonomic tree diversity is one component of the forest biodiversity, future study on functional diversity would provide additional information on the effect of forest management in sudanian forest biodiversity.

2. FORECASTING FOREST MANAGEMENT IMPACTS ON REGENERATION TRAITS OF HIGH SOCIO-ECONOMIC VALUE SPECIES IN SENEGAL'S SUDANIAN ZONE, WEST AFRICA

Cet article rédigé par Niang Fatimata ^{ab*}, Marchand Philippe ^b, Fenton Nicole ^{J^b}, Sambou Bienvenu ^a, Bouchard Elise ^c

Publié dans la revue *Trees, forests and people* en juin 2024 Vol.16, 100602

^a Institut des Sciences de l'Environnement, Université Cheikh Anta Diop de Dakar, Sénégal

^b Institut de Recherches sur les Forêts, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Canada.

^c Université du Québec à Montréal, Canada

*Corresponding author: fatimata.niang@uqat.ca.

2.1 Abstract

Forest management can have major impacts on the dynamic of ecological communities, including shifts in reproduction and survival strategies in newly recruited individuals. This study aims to predict the probability of presence of saplings of various species in managed forests in the Sudanian domain of Senegal based on their functional traits. Data on functional traits and the main commercial and domestic uses of twenty high-socio-economic value species were collected, along with their presence-absence, in 12, 832 plots from twenty sites in Senegal's savannahs spanning four different types of forest management, including unmanaged forests, old managed forests, recently managed forests, and community reserve forests. Mixed logistic regression models were used to predict whether high-value species would be present in different forest management types, depending on their main uses, and regeneration, growth and reproduction functional traits. We hypothesised that forest management would favour species with more efficient colonising and competitive abilities, particularly at high levels of disturbance. Our findings demonstrated that unmanaged forests were more likely to host high-value species, regardless of their functional traits and main uses. These protected forests also hosted the greatest variety of regeneration functional traits, heights and uses. Old managed forests were more likely to host high-value species compared to recently managed and community reserve forests. Moreover, high-value species capable of vegetative regeneration and those with low maximum height were more likely to occur in all types of forests, but this trend was more pronounced under higher management and human disturbance intensities. This study highlights that the availability of forest products can be optimised by encouraging management strategies that promote a diversity of functional traits rather than the selective harvesting of certain high-value species. Additionally, the temporal variation in the responses of tree species to logging operations could be beneficial for forest management, with more diverse values of functional traits and more high-value species being present in older managed forests relative to newly managed forests. These results indicate that it is essential to promote forest resilience after management by protecting high-value species that have the potential to restore forest functional composition over time in managed forests.

Keywords: Saplings, functional traits, savannahs, natural regeneration, disturbance

2.2 Résumé

L'aménagement forestier peut avoir des impacts majeurs sur la dynamique des communautés écologiques, notamment des changements dans les stratégies de reproduction et de survie de la régénération naturelle. Cette étude vise à prédire la probabilité de présence de la régénération naturelle des espèces de valeur dans les forêts aménagées du domaine soudanien du Sénégal en fonction de leurs traits fonctionnels. Nous avons collecté des données de présence-absence, de traits fonctionnels et d'utilisations principales de vingt espèces d'arbres de valeur commerciale ou domestique dans 12 832 placettes provenant de vingt forêts, incluant des forêts non aménagées (FNA), des forêts anciennes aménagées (FAA), des forêts récemment aménagées (FRA) et des réserves communautaires forestières (RCF). Pour prédire la probabilité de présence des espèces de grande valeur dans les différents types de forêts, nous avons utilisé des modèles de régression logistique mixte en fonction de leurs utilisations principales et de leurs traits fonctionnels de régénération, de croissance et de reproduction. Nous estimons que l'aménagement forestier favoriserait les espèces ayant des capacités de colonisation et de compétition plus efficaces, en particulier à des niveaux de perturbation élevés. Les résultats obtenus montrent que les forêts non aménagées étaient plus susceptibles d'abriter des espèces de grande valeur, quelles que soient leurs traits fonctionnels et leurs utilisations. Nous observons aussi que les forêts non aménagées contenaient également la plus grande variété de traits de régénération, de croissance et d'utilisations. Ensuite suivent les forêts anciennes aménagées qui sont plus susceptibles d'abriter des espèces de grande valeur que les forêts récemment aménagées et les réserves forestières communautaires. Plus encore, les espèces de grande valeur capables de régénération végétative et celles ayant une faible hauteur maximale étaient plus susceptibles d'être présentes dans tous les types de forêts, mais cette tendance était plus prononcée dans des conditions d'aménagement et d'intensité de perturbation plus élevées. Cette étude souligne ainsi que la disponibilité des produits forestiers peut être optimisée en encourageant des stratégies d'aménagement privilégiant une diversité de traits fonctionnels plutôt que la récolte sélective de certaines espèces. De plus, la variation temporelle des réponses des espèces d'arbres pourrait être bénéfique à la composition fonctionnelle compte tenu des valeurs plus diverses de traits fonctionnels dans les forêts anciennement aménagées comparées aux forêts récemment gérées. Pour favoriser la résilience forestière, nos résultats pourraient encourager des stratégies de promotion de la diversité fonctionnelle plutôt que la récolte sélective des espèces.

Mots clés: Jeunes plants, traits fonctionnels, savane, régénération naturelle, perturbation

2.3 Introduction

Anthropogenic disturbance, such as selective logging, is a significant contributor to biodiversity loss in tropical ecosystems. This loss can be as severe as deforestation and particularly detrimental to species of high functional and conservation value (Barlow et al., 2016). Forest management is increasingly becoming the main strategy that can help conserve or restore forest biodiversity and ecosystem services. However, an increase in logging intensity and unsustainable harvesting practices can affect the growth and survival of tree species at different points in their life cycle (Paillet et al., 2010; Langridge et al., 2023). For instance, logging causes canopy opening leading to changes in microclimatic conditions, which in turn impact species regeneration potential (Wagner et al., 2011). Pioneer tree species are especially prone to enhance their recruitment and abundance in response to disturbances (Goodale et al., 2012). Therefore, high degrees of disturbance resulting from increased logging intensity are likely to select species with functional traits related to efficient colonisation and survival strategies. The study of species functional traits can help to predict the strategies employed by species following disturbance as well as understanding trait-disturbance relationships (Chave et al., 2009; Violle et al., 2007; Díaz et al., 2007; Lavorel and Garnier, 2002). This is especially relevant in African savannahs, where regional trends between functional traits and the environment do not mirror global trends and must be assessed within the continent (Wigley et al., 2016, Bouchard et al., 2024).

Traits pertaining to the regeneration of woody species can help us to understand the links between forest management practices and changes in biodiversity (Tinya et al., 2023). These traits include seed morphology, mode of dispersal and regeneration mode. Seed morphology and dispersal mechanisms are important features that influence recolonization after disturbance (Markl et al., 2012). For instance, disturbances can affect the seed dispersal process by causing loss or decline of animal dispersers, which may lead to the local extinction of plant species (Wunderle, 1997; Rogers et al., 2021). Additionally, seed dormancy, a physiological trait, remains a survival strategy that allows seeds to control the timing of germination and to persist over time (Yan & Chen, 2020). By detecting and responding to environmental cues, dormant seeds can avoid germination under

unfavourable conditions, such as periods of water limitation in savannahs. In contrast, the competitive ability of certain fruits like berries that are not dormant is reduced in such an environment by their sensitivity to desiccation.

Leaf and stem traits are also important for assessing trait-disturbance relationships. Leaf area is coupled with photosynthetic activity and is generally influenced by a trade-off between resource acquisition and conservation (Kazakou et al., 2016). For instance, acquisitive species in savannahs tend to have larger leaves that increase uptake during the wet season, as opposed to conservative species that exhibit smaller leaves (Wigley et al., 2016). Moreover, tree growth is a key component of tree demography that is reflected through wood density (Wright et al., 2010; Chave et al., 2006). There is a trade-off between growth rate and survival of a species modulated by resource availability. Species tend to grow rapidly (lower wood density) when available resources are abundant and prioritize longevity over growth rate (higher wood density) when they are scarce (González-Melo et al., 2024). Species with high wood density are more tolerant of competition and have a greater long-term competitive capacity (Kunstler et al., 2016). Moreover, Keddy (2005) suggests that competitive abilities for light can be predicted by the height of plants that have the potential to grow taller being more efficient in reaching light. Therefore, species life forms, such as phanerophytes (Raunkier, 1934) and species maximum height can provide insights on local and temporal adaptation to environmental conditions.

In Senegal, despite conservation and management efforts, significant changes in forest structure and composition have been documented over the past two decades (Solly et al., 2022; Niang et al., 2024). The use of numerous tree species for domestic energy, food, and traditional medicine, resulted in extensive logging (Diallo et al., 2022; Ba et al., 2006; Sambou, 2004). Primary forests have been gradually replaced by secondary forests due to recurrent anthropogenic disturbances, leading to major shifts in species composition and in vegetation structure (Faye et al., 2016; Tappan et al., 2004). Sambou (2004) found that forest structure in savannahs is characterised by either a low abundance of adults or a lack of juvenile trees (commonly saplings) under human disturbance. While many factors can

limit tree regeneration in Sudanian savannahs (Zida et al., 2007; Bellefontaine, 1997), it is critical to maintain sufficient natural regeneration, i.e future generations of canopy adults, for sustainable forest management (Garcia_Florez et al., 2017). Saplings are an important component of the forest structure that determines the resilience and future dynamics of the ecosystem being managed (Frelich et al., 2018).

The Sudanian bioclimatic zone is one of the largest biodiversity hot spots in Senegal (USAID, 2008). This zone is characterized by a mosaic of savannah types (wooded savannah, treed savannah, shrub savannah, grassy savannah) and is highly susceptible to human disturbances. Bellefontaine (2005) suggested that in Sudanian savannahs, acquisitive pioneer species with high reproduction and growth rates are more likely to thrive following disturbances than conservative late-successional species. Moreover, several studies have demonstrated the prevalence of vegetative regeneration strategies in various species inhabiting this bioclimatic zone (Bationo, 2001; Bellefontaine, 2005; Niang Diop et al., 2011; Faye et al., 2013). Disturbances may cause alterations in functional diversity but not necessarily in taxonomic diversity, or vice versa (Mayfield et al., 2010). However, research in the Sudanian region of Senegal has primarily examined the impact of forest management on taxonomic diversity (Niang et al., 2024). Therefore, there is a lack of knowledge regarding the impact of human disturbances on the functional composition of savannahs in the sudanian region, which is highly sensitive to environmental changes.

This study aims to assess the probability of presence of high-value species saplings in Senegal's Sudanian forests based on their functional traits and the type of forest management. High value species are defined as the woody species most commonly harvested for energy (fuelwood), timber, as well as non-timber forest products like fruits, leaves, roots and barks (Sambou, 2004; Diop et al., 2011; Dieng et al., 2016). These species have been intensively exploited in the past, leading to a reduction in their abundance (Niang et al., 2024), hence the necessity to assess their regeneration potential to ensure sustainable forest management. This study is the first to address this issue at the scale of

the entire Sudanian zone in Senegal, and one of a few to evaluate tree functional traits in the country (Dendoncker et al., 2023; Diémé et al., 2018; Wood, 2018; Marone, 2015).

We asked whether the presence of high-value species would vary across four different forest management types and functional traits associated with survival and reproduction strategies as well as species main domestic and commercial uses. We expected that an increase in forest management intensity would promote species with disturbance-adapted traits, such as (i) vegetative reproduction, because cutting of mature trees and non-sustainable fruit harvesting decrease the likelihood of successful sexual reproduction; (ii) high maximum height and low wood density, due to a competitive advantage under favourable light conditions generated by tree felling; (iii) low leaf area, because canopy openness might increase stomatal transpiration which affects leaf area negatively (Sang et al., 2008). Finally, we predicted a negative relationship between species occurrence probability and their domestic and commercial uses, because illegal logging and the selective nature of forest management practices may lead to intensified harvesting pressure on certain key species and functional traits that meet the demand from local populations (PROGEDE, 2008).

2.4 Materials and methods

2.4.1 Study area

The study area encompasses twenty forests of the Sudanian zone, which lies between 12°20' and 15°10' north latitude and between 11°20' and 16°75' west longitude (Figure 9). The climate is characterised by two different seasons: the dry season, which lasts from November to May and the rainy season, which lasts from June to October. Average annual rainfall is estimated at 900 mm \pm 200 mm, while the average annual temperature is 28°C (ANACIM, 2020). The landscape of the area is characterised by different vegetation types, the main one being the savannah. Savannahs are grassy formations made up of a perennial gramineous mat interspersed with trees and shrubs of varying density (White, 1983). Soils are predominantly tropical ferruginous, leached and slightly leached (Khouma, 2002).

2.4.2 Forest management and sites

Four forest categories based on their management status were inventoried. Formal forest management started in Senegal in 2004 (PROGEDE, 2008) and is based on coppice with standards for 8 years coppicing rotation over harvesting period of 25 years (République, 2018). Technically, a managed forest is divided into a specific number of plots that are harvested on an annual rotation. For instance, dividing the forest into eight separate plots would allow each plot to regenerate for eight years before being cut again (Boutinot, 2014). Tree species are targeted based on their use for energy wood and for lumber products and services (further referred to as main use), and up to 50% of trees with a minimum diameter of 10 cm are removed during logging (République, 2018).

Unmanaged forests (UMF), are officially protected against exploitation but they are not primary forests since they are prone to clandestine human intervention. These UMFs are more or less equivalent to 'no longer managed forests' (Langridge et al., 2023). Older managed forests (OMF) were managed at least ten years ago, whereas newly managed forests (NMF) have been managed less than ten years ago. Finally, community reserve forests (CRF) represent forest stands that have been heavily disturbed in the past and are continuously managed by local communities, unlike the UMF, OMF and NMF, which remain under the control of the national forestry administration. In total, twenty forest sites from 5 UMF, 4 OMF, 7 NMF and 4 CRF (Figure 9) were included in the study.

2.4.3 Disturbance levels

Forests in the region have been shaped by complex interactions between human activities and climate across multiple temporal and spatial scales. Managed forests may be subject to various types, durations, and intensities of human activities, while unmanaged forests experience fewer, but irregular, human activities. To account for the undocumented disturbances that occur in all forests, regardless of management status, we also defined a level of disturbance based on the percent cover of vegetation in each forest type (Table 5) measured on Landsat-ETM satellite images and field data following Sambou (2004). Field data were used to complement and validate Landsat images results. The disturbance level

is defined as low when forest cover is at least 80%, medium if it lays between 50% and 80%, and high if forest cover is less than 50% (Niang et al., 2024; Staver et al., 2011). Using this combined approach, we were able to analyse both the formal administrative system but also evaluate whether it represents what is found in reality on the sites (Niang et al., 2024).

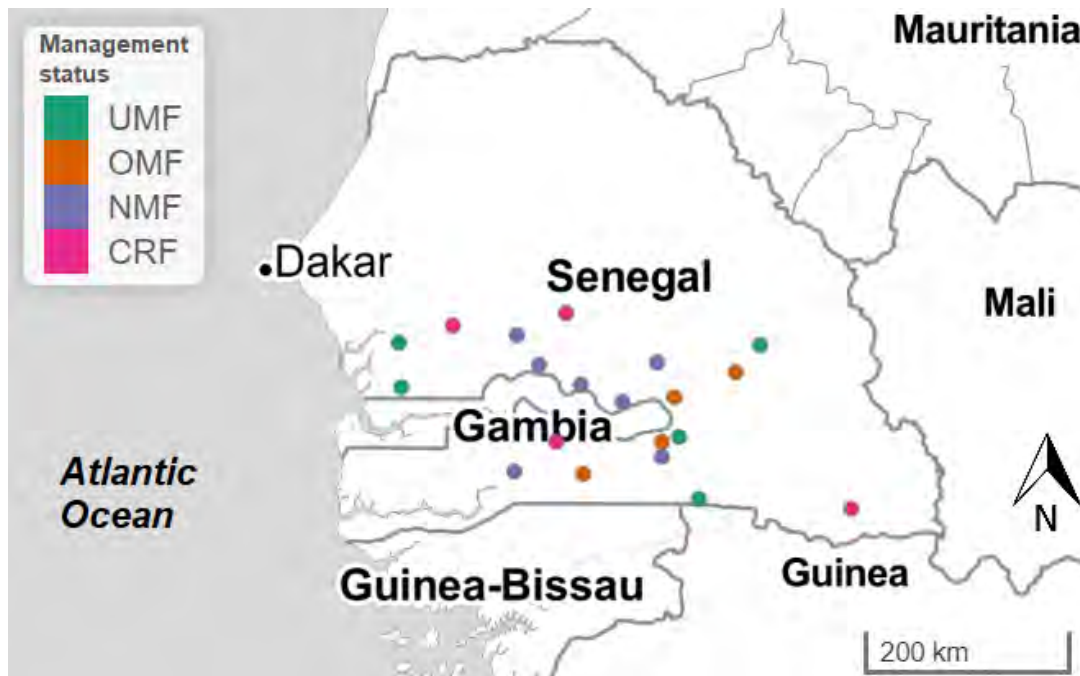


Figure 9 Location of the different forests, color-coded based on their management status (UMF = unmanaged forests, OMF = older managed forests > 10 years, NMF = newly managed forests < 10 years, CRF = community reserve forests).

Tableau 5 Total area, forest cover area and disturbance level for the 20 forests sampled as part of this study, grouped by management status (Source: PROGEDE, 2016; Sambou, 2004).

Forests by management status	Total area (ha)	Forest cover (ha)	Percent forest cover (%)	Disturbance levels
Unmanaged forests (UMF)				
Welor	5469	5348	97.8	Low
Bala	20891	19220	92	Low

Patako	5638	5559	98.6	Low
Mampaye	8286	8226	100	Low
Kantora	22314	21645	97	Low
Older managed forest (OMF)				
Kandiator	54 179	39 635	73.16	Medium
Nétéboulou	10 989	5 261	47.88	High
Koar	70227	63388	90.26	Low
Thiéwal	31 082	18 271	58.78	Medium
Newly managed forests (NMF)				
Mousdalifa	19 307	8 899	46.09	High
Malème Delby	12 125	4 575	37.73	High
Boussimballo	27 500	20 174	73.36	Medium
Mballocounda	26 518	20 203	76.19	Medium
Maka	54 174	33 603	62.03	Medium
Ouli	12 529	11 513	91.89	Low
Niani saloum	41630	17791	42.74	High
Community reserve forests (CRF)				
Ribot Escale	22 948	8 675	37.80	High
Guimara	52 596	48 014	91.29	Low
Mbirkilane	6 882	5 689	82.66	Low
Tomboronkoto	31 774	30 874	97.17	Low

2.4.4 Forests inventories

Within the study area, a total of 12,832 sub-plots, covering an area of 5,114 square kilometres, were employed to document tree species across twenty forest sites (Figure 9). The floristic survey is based on a stratified random sampling technique (Sambou, 2004). In each site, 2017 Landsat images were utilized to identify the different land-use types. For vegetation land-use type, 250 metre grid cells were superimposed. A total of 401 mesh grids were randomly selected for each forest class, with the number of grids allocated for each forest proportional to its surface area. As part of the grid layout, 8 plots with dimensions of 20 m were positioned along their median and diagonal axes. Each plot was subdivided into

4 sub-plots, measuring 5m x 5m, and located at the four corners to count saplings, which are defined as individuals with a diameter at breast height of less than 5 cm (Sambou, 2004).

Among the woody species, twenty species were selected as those most commonly harvested for energy, timber and service wood, as well as for non-timber forest product collection and they were tagged as high-value species (Sambou, 2004; Diop et al., 2011; Dieng et al., 2016). These species were *Adansonia digitata* L., *Acacia macrostachya* Reichenb., *Azelia africana* Sm. ex Pers., *Anogeissus leiocarpus* (DC.) Guill. et Perrot., *Bombax costatum* Pellegr. & Vuillet, *Combretum glutinosum* Perr.Ex DC, *Combretum micranthum* G. Don, *Combretum nigricans* Lepr., *Cordyla pinnata* (Lepr. ex A.Rich.) Milne-Redh., *Daniellia oliveri* (Rolfe) Hutch & Dalz, *Detarium microcarpum* Guill. & Perr., *Detarium senegalense* J.F. Gmel., *Khaya senegalensis* (desr.) A. Juss., *Lannea acida* A. Richard., *Neocarya macrophylla* (Sabine) Prance, *Parkia biglobosa* (Jacq.) G.Don, *Prosopis africana* (G. et Perr.), *Pterocarpus erinaceus* Poir., *Sterculia setigera* Del. and *Terminalia avicennioides* Guill and Perr..

2.4.4.1. Functional traits

Functional traits were selected based on their significance in reproduction and survival strategies in the Sudanian region, as well as their data availability (Table 6; Dawson et al., 2021). These functional traits were documented for each of the twenty high value species. They included leaf area, wood density, maximum stem height, fruit type, dispersal mode, seed dormancy and regeneration mode. Functional traits were gathered from the TRY database version 4, which is a global data repository for plant functional traits published in July 2021 (Kattge et al., 2020). Literature and other databases were reviewed to fill blanks in the TRY database. These databases included the Conservatoire et Jardin Botaniques de Genève (African Plant Database, 2022), Global Wood Density Database (Zanne et al., 2009) and The World Agroforestry Centre, as well as primary and secondary publications, and key resource persons in the study region. For quantitative traits with multiple published values, the mean value was used (Lamanna et al., 2014), while for qualitative traits, the measurement from the closest location to the study area was selected. If an estimate of the

trait value for a given species was not available, mean values from the same genus in the study area was used, following previous studies (Paine et al., 2015; Lamanna et al., 2014). Additionally, main domestic and commercial use of tree species like fuelwood (FW), lumber and service timber (LST) and non-timber forest products (NTFPs) were used as factors to reflect the provisioning services from forests (Arbonnier, 2004; Sambou, 2004).

Tableau 6 Functional trait names and attributes and species main uses

Species functional traits	Traits attributes
Life form	Megaphanerophyte Mesophanerophyte Microphanerophyte
Fruit type	Dried Fleshy
Seed dispersal mode	Anemochory Autochory Zoochory
Seed dormancy	No Yes
Regeneration mode	Vegetative Sexual reproduction
Vegetative reproduction ability	High Moderate Low
Capacity of resprouting	No Yes
Leaf area (mm ²)	0.5 - 59.7
Maximum height (m)	6 - 35
Wood density (mg/mm ³)	0.3 - 0.9
Main uses*	Fuelwood (FW) Lumber and service timber (LST) Non timber forest products (NTFPs)

* Not a functional trait

2.4.5 Data analysis

To determine whether functional trait values influenced the presence or absence of a species in a forest, we used mixed effects logistic regression models with a binomial

distribution of the response variable (i.e. the number of plots where the saplings of high-value species was present and absent in a given forest). The fixed effects in the model included the trait value, forest management status and disturbance level, whereas the species identity was included as a random effect to account for interspecific variation not captured by functional traits. The sites were initially included as a random effect, but were removed in subsequent analyses because its estimated effect was 0. To determine whether the effect of a trait on the sapling' presence varied according to forest management status, we specified an interaction between each trait and management status, and used a likelihood-ratio test to test for the significance ($\alpha = 0.05$) of this interaction. The same test was performed for species main uses and also for the interaction between traits and forest disturbance level. We also calculated the partial R^2 with the `rsq` partial package in R (Zhang, 2017) as a measure of the fraction of differences in the response variables explained by each fixed effect. For the main uses and qualitative traits (life form, fruit type, seed dispersal mode, seed dormancy, regeneration mode, vegetative reproduction ability, capacity of resprouting), we used the `emmeans` package in R (Lenth, 2020) to estimate the probability of presence of a species given main use and a specific trait value and its 95% confidence interval for each forest. Based on Tukey's adjustment for multiple comparisons with a significance level of $\alpha = 0.05$, we determined for different forest statuses and each trait value whether the differences between those probabilities are significant or not. For the continuous quantitative traits (wood density, mean leaf area and maximum height), it was more appropriate to estimate the probability of presence or absence along gradients in functional trait values rather than comparing those probabilities between discrete levels of the trait. Predictions from the mixed logistic regression models were used to explain differences in species presence odds across different management statuses and disturbance levels. These predictions show the mean linear trend as a function of the intercepts and the slope (coefficient) estimated for the fixed effects (forest management status, functional trait and their interaction) and the random effect (species identity). Parametric bootstrapping as implemented in the `bootMer` function of the `lmer` package was used to get confidence intervals for the predicted trend lines.

2.5 Results

Management status and disturbance level had a significant ($P < 0.001$) effect on probability of saplings presence and both explained 1% of the variation in the average species probability of presence when considering the probability of presence of any species irrespective of its traits. Note that a higher average probability of presence across all saplings can be interpreted as a greater expected richness of those high-value species at the plot level. The difference of probability of presence in UMF compared to all types of managed forests is statistically higher, while among the managed forests, species overall have a significantly higher probability of presence in OMF than in NMF and CRF, but the difference between NMF and CRF is not significant (Annexe D). When considering disturbance levels, the average species presence is the highest in forests with a medium disturbance level and the lowest in highly-disturbed forests, with significant differences between all three levels (Annexe D).

Across all forests, we found that traits related to regeneration mode, vegetative reproductive ability and plant heights had significant effects when considering the probability of presence of any species irrespective of forest types (Tableau 7). This result means that these traits influence the presence of saplings in different forest types regardless of their management status and disturbance level. Apart from species main use, which also significantly influenced the probability of presence, we will thus focus only on these traits whose additive effect is significant, all of which also have significant interactions with both forest management status and disturbance level (Tableau 7).

Tableau 7 Estimated p-value, fixed and random effect R² from logistic mixed models to predict the presence of saplings of high-value species, as a function of the additive effects of each trait, management status and disturbance level (first column), and with the addition of the interaction between the trait and management status (2nd column) or disturbance level (3rd column). The p-values indicate significance of a likelihood-ratio test comparing the model to one without any trait effect (for the 1st column) or with only the additive trait effect (for the others).

Traits	Additive effect of trait			Trait * Management status interaction			Trait * Disturbance level interaction		
	P	Fixed R2	Random R2	P	Fixed R2	Random R2	P	Fixed R2	Random R2
Life form	0.27	0.03	36.9	< 0.001	0.03	36.9	< 0.001	0.04	36.9
Fruit type	0.36	0.02	38.3	< 0.001	0.02	38.4	< 0.001	0.34	38.3
Seed dispersal mode	0.41	0.04	36.1	< 0.001	0.04	36.3	< 0.001	0.04	36.4
Seed dormancy	0.75	0.05	32.0	< 0.001	0.05	32.0	< 0.001	0.05	32.0
Main regeneration mode	0.01	0.08	32.0	0.028	0.08	32.0	0.002	0.08	32.0
Vegetative reproduction ability	0.04	0.07	32.7	< 0.001	0.08	32.8	< 0.001	0.08	32.9
Leaf area	0.88	0.01	40.3	0.003	0.01	40.3	< 0.001	0.01	40.5
Wood density	0.10	0.09	31.6	< 0.001	0.09	31.2	< 0.001	0.09	30.9
Plant height	0.00	0.07	32.9	< 0.001	0.07	33.2	< 0.001	0.07	33.3
Main uses*	0.03	0.10	30.4	< 0.001	0.10	30.5	< 0.001	0.10	30.5

* Not a functional trait

For the regeneration mode trait, the basic model (no interactions) shows that species with sexual reproduction are less likely to be present in all forest types than those with vegetative reproduction mode (odds ratio of 0.06, with 95% CI of 0.01 - 0.17). Species with either one of these regeneration modes are significantly more present in UMF than in all three

managed forest management statuses, but those that reproduce vegetatively are also significantly more present in OMF and CRF compared to NMF (Figure 10). Both regeneration modes have an increased probability of presence in forests with a medium disturbance level compared to high and low disturbance levels. However, it is only for species reproducing vegetatively that the probability of presence is significantly less in highly-disturbed forests compared with those with low levels of disturbance; the difference between medium and high disturbance levels is also greater for those species. (Figure 11). For all these models including regeneration mode, the R^2 is 0.08 for the fixed effects and the species identity as random effect has the greatest percentage of variation (Tableau 7). The low value of fixed effects is due to the fact that there is a large part of the variability in the probability of presence that is attributed to differences between species beyond the traits included in the models.

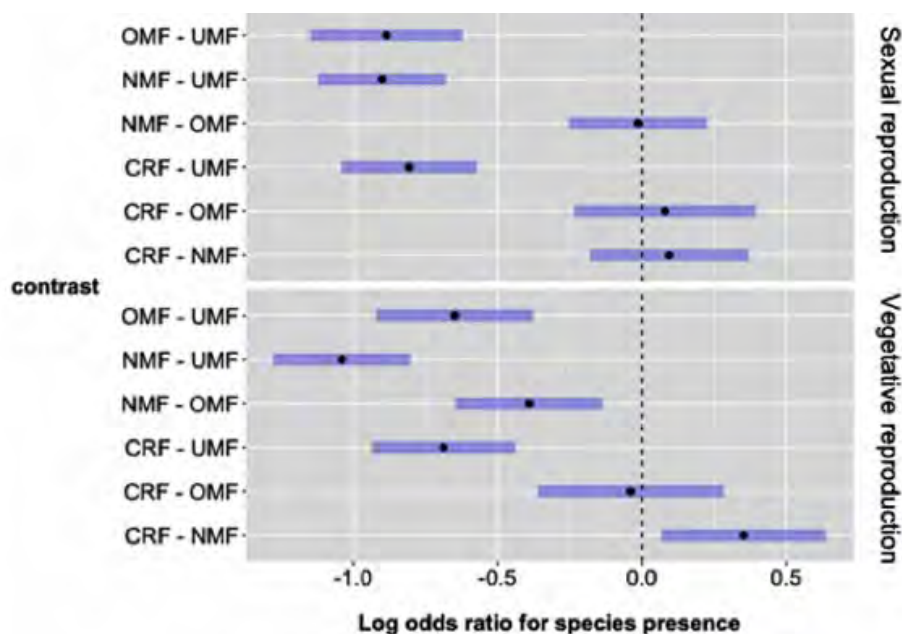


Figure 10 Differences in the mean probability of presence (measured as log odds ratio) of saplings of high-value species, estimated from linear mixed models with a binomial distribution (species presence/absence in plots) of species regeneration mode as a function of (a) management status (a : UMF = unmanaged forests, OMF = older managed forests, more than 10 years ago, NMF = newly managed forests, less than 10 years ago, CRF = community reserves forests) of the forests with species

identity as a random effect. The Tukey-adjusted 95% confidence intervals (in blue) indicate significant differences if they do not include 0.

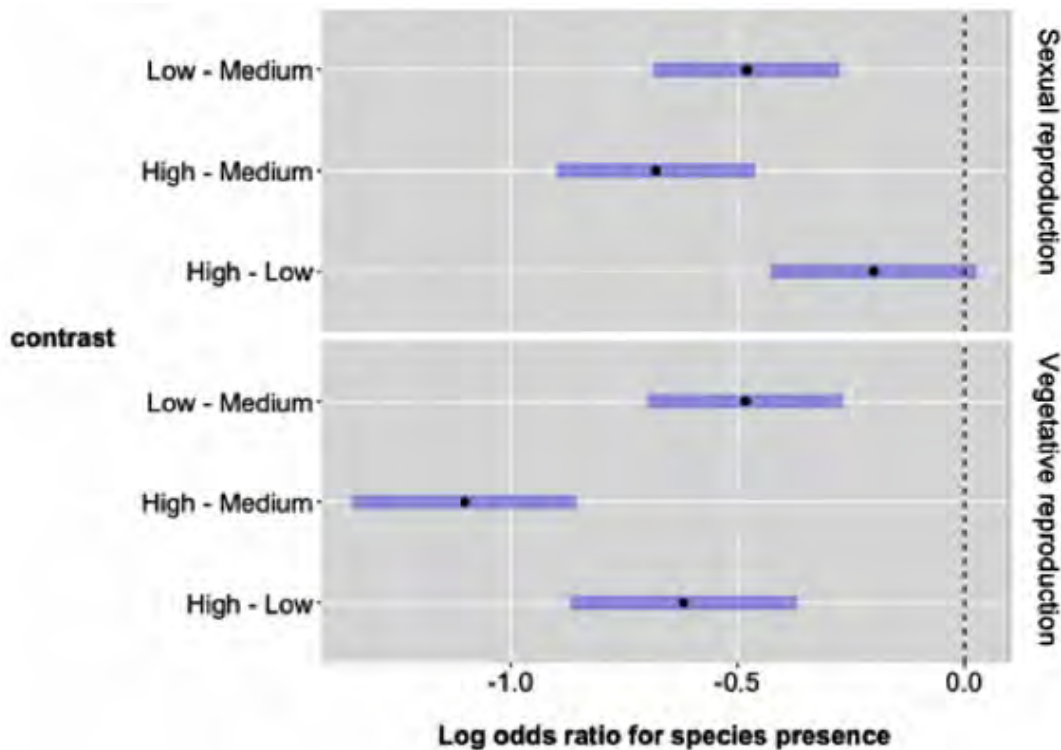


Figure 11 Differences in the mean probability of presence (measured as log odds ratio) of saplings of high-value species, estimated from linear mixed models with a binomial distribution (species presence/absence in plots) of species regeneration mode as a function of (b) disturbance level (high, medium and low) of the forests with species identity as a random effect. The Tukey-adjusted 95% confidence intervals (in blue) indicate significant differences if they do not include 0.

Regarding the trait vegetative reproduction ability, we found that the probability of presence of a species (across all forest management statuses) increases from low to medium and from medium to high vegetative reproduction ability, but only the difference between low and high is significant (Figure 12). The interactions of this trait with forest management status and disturbance level are also significant, with both models having a R^2 of 0.08 (Table 7).

For all values of the trait, the probability of presence is significantly greater in UMF compared with all other management statuses. For species with high and moderate vegetative regeneration ability, the probability of presence is also significantly greater in OMF and CRF compared with NMF (Figure 13). Among disturbance levels (Figure 14), species with moderate vegetative regeneration ability have the highest probability of presence in forests with medium disturbance level and the lowest probability of presence in forests with a high disturbance level; for species with low vegetative regeneration ability, highly-disturbed forests show higher odds of presence than those with low disturbance, but still less than those with medium disturbance. Finally, there are no significant differences between disturbance levels for species with high vegetative regeneration ability.

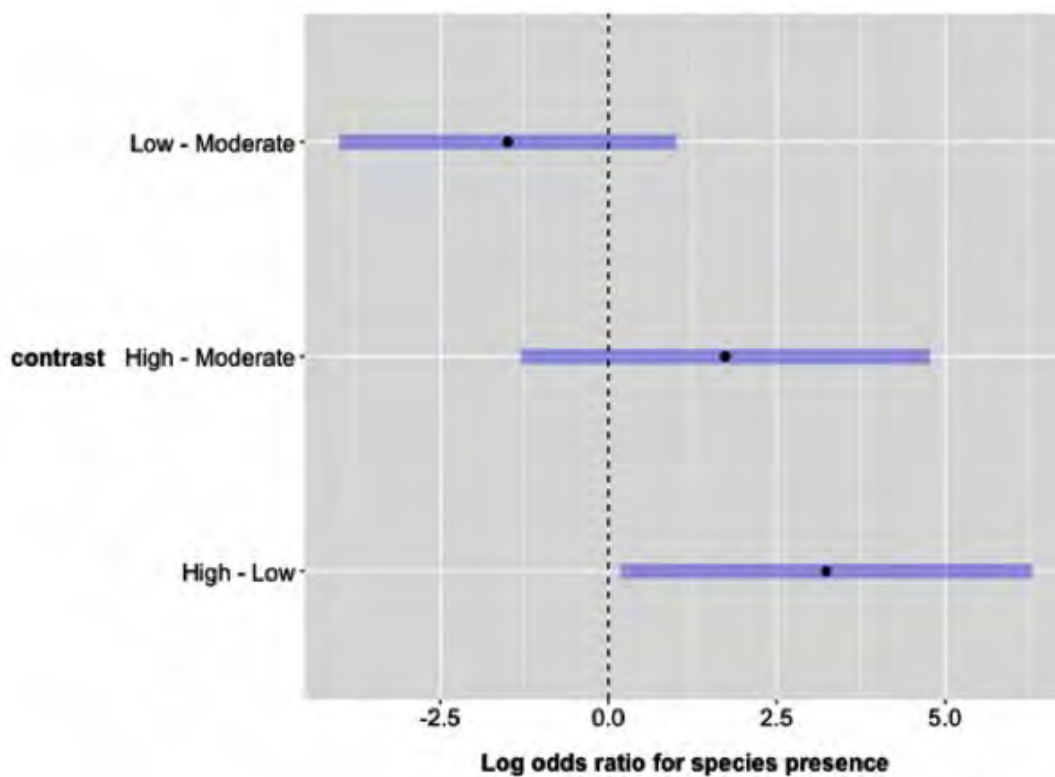


Figure 12 Differences in the mean probability of presence (measured as log odds ratio) of saplings of high-value species, estimated from linear mixed models with a binomial distribution (species presence/absence in plots) of (a) species vegetative

regeneration ability (VRA) trait attributes only of the forests with species identity as a random effect. The Tukey-adjusted 95% confidence intervals (in blue) indicate significant differences if they do not include 0.

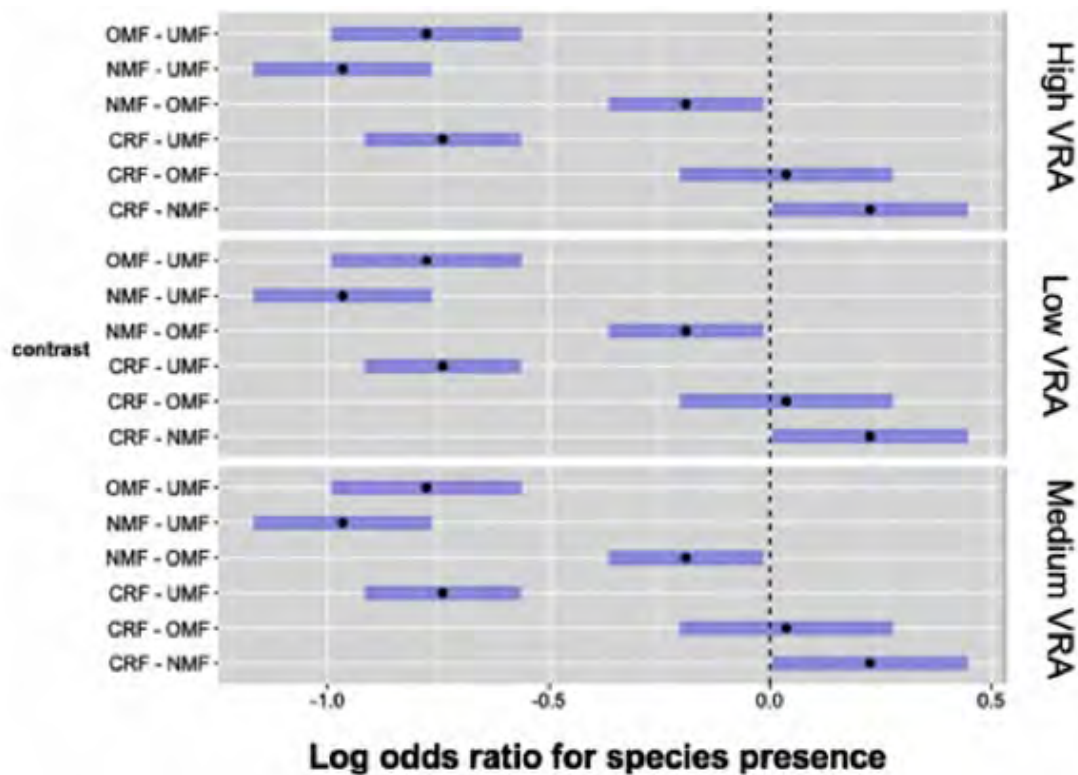


Figure 13 Differences in the mean probability of presence (measured as log odds ratio) of saplings of high-value species, estimated from linear mixed models with a binomial distribution (species presence/absence in plots) of (a) species vegetative regeneration ability (VRA) trait attributes as a function of management status (a : UMF = unmanaged forests, OMF = older managed forests, more than 10 years ago, NMF = newly managed forests, less than 10 years ago, CRF = community reserves forests) of the forests with species identity as a random effect. The Tukey-adjusted 95% confidence intervals (in blue) indicate significant differences if they do not include 0.

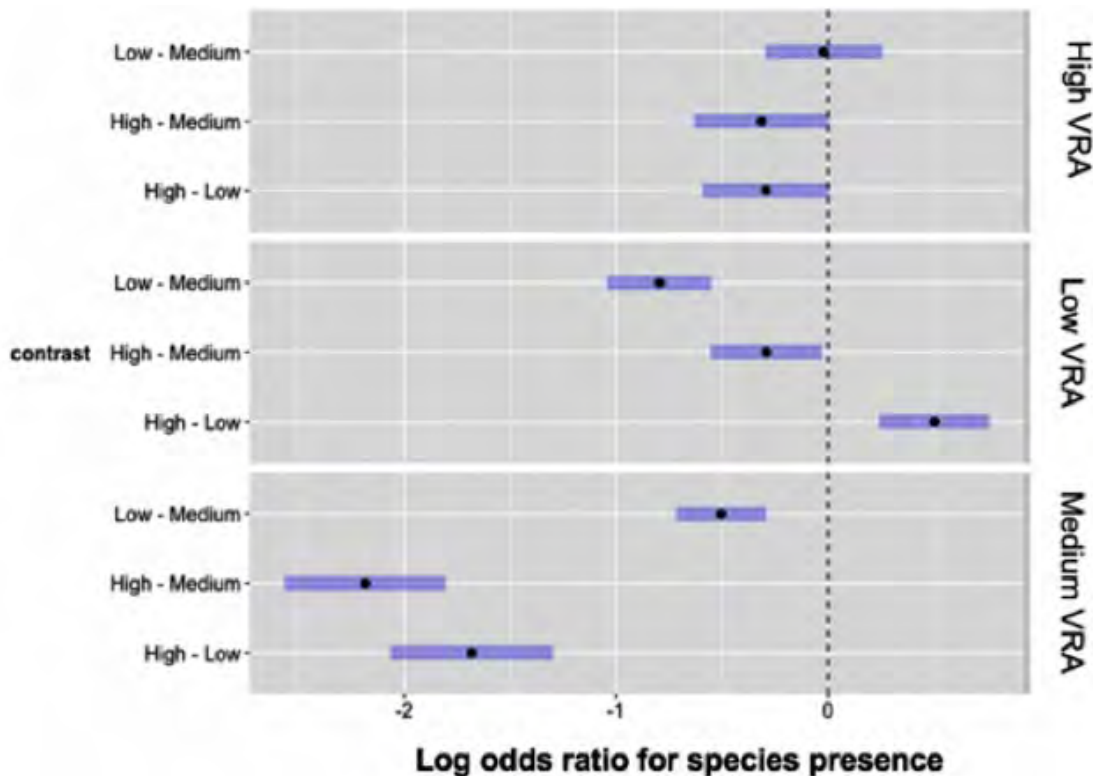


Figure 14 Differences in the mean probability of presence (measured as log odds ratio) of saplings of high-value species, estimated from linear mixed models with a binomial distribution (species presence/absence in plots) of (a) species vegetative regeneration ability (VRA) trait attributes as a function of disturbance level (high, medium and low) of the forests with species identity as a random effect. The Tukey-adjusted 95% confidence intervals (in blue) indicate significant differences if they do not include 0.

The interactions of plant maximum height with forest management status and disturbance level are both significant, with both models having a R^2 of 0.07 (Tableau 7). For all types of forests, the probability of presence decreases as the maximum height of a species increases. However, the slope of this relationship becomes greater (so species of high maximum height become relatively rarer) when going from UMF to OMF and CRF, to NMF (Figure 15), and going from low to high disturbance levels (Figure 16).

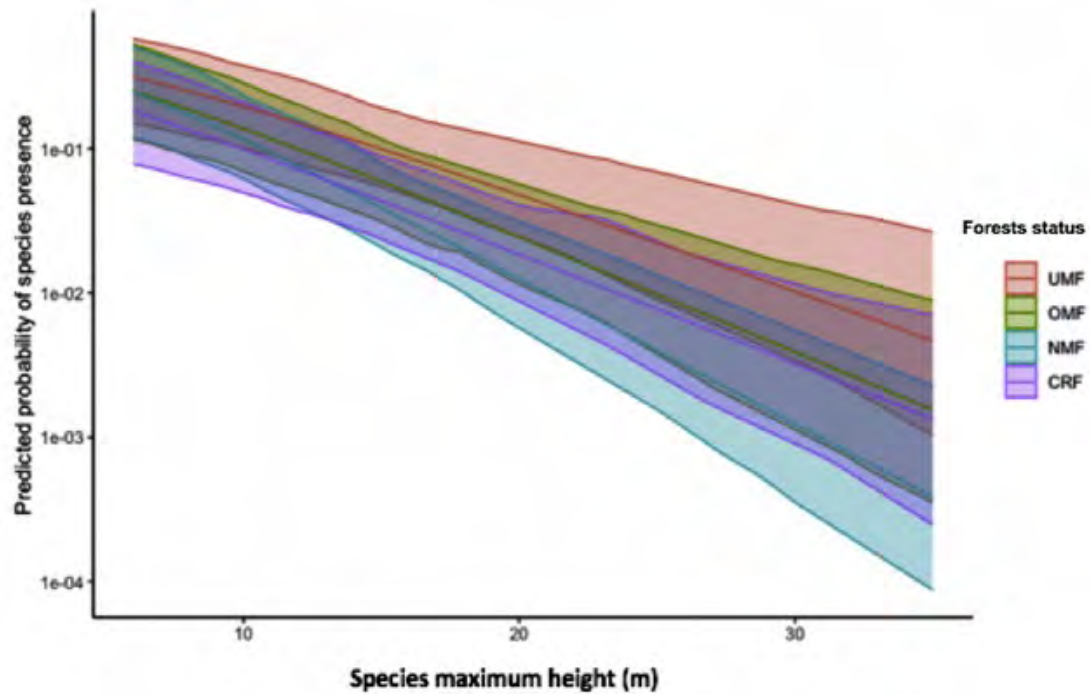


Figure 15 Predicted mean probability presence of saplings of high-value species and its 95% confidence interval obtained by parametrized bootstrapping, as estimated by a generalized linear mixed model with a binomial distribution of the response (presence/absence of a sapling in plots), (a) as a function of species maximum height and forest management status (a : UMF = unmanaged forests, OMF = older managed forests, more than 10 years ago, NMF = newly managed forests, less than 10 years ago, CRF = community reserves forests) of the forests with identity species as random effect.

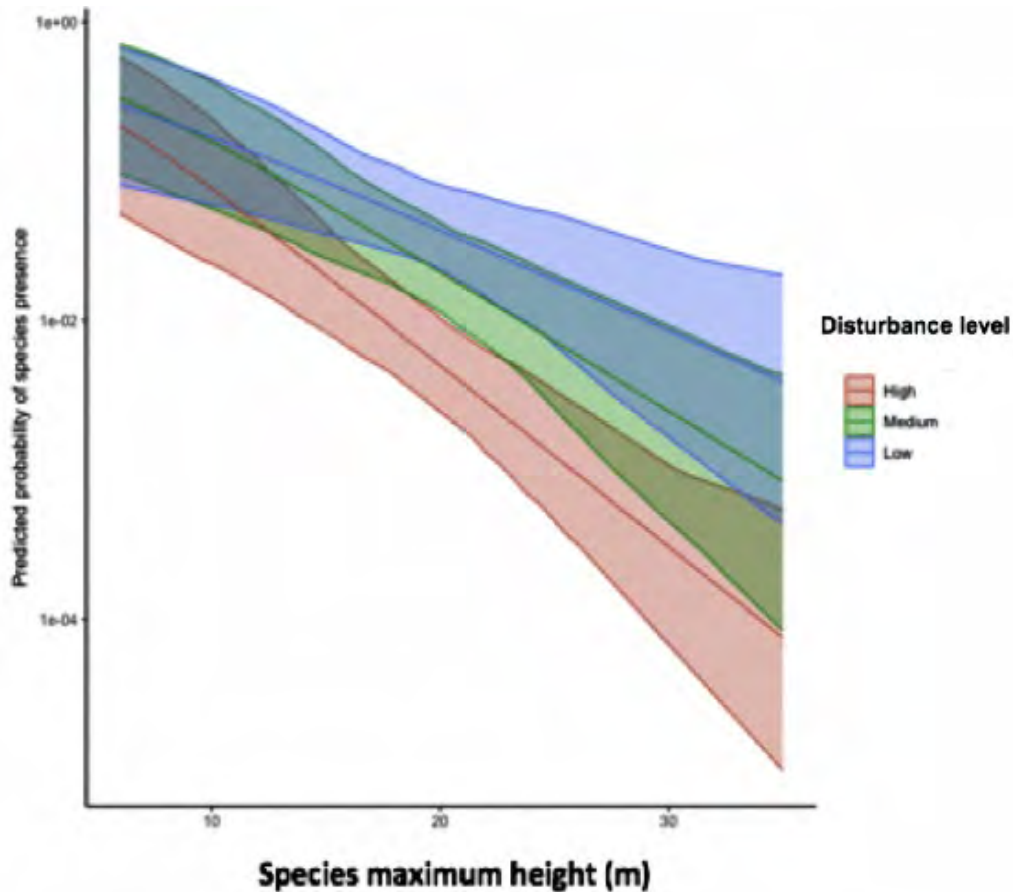


Figure 16 Predicted mean probability presence of saplings of high-value species and its 95% confidence interval obtained by parametrized bootstrapping, as estimated by a generalized linear mixed model with a binomial distribution of the response (presence/absence of a sapling in plots), as a function of species maximum height and disturbance level (high, medium and low) of the forests with identity species as random effect.

For species main uses, we found a significant interaction between main use and both management status and disturbance level, with an R^2 of 0.10 in both models (Tableau 7). In the basic model, species that are used for NTFPs have a significantly higher probability of presence than those used for fuelwood FW (Figure 17). For all main uses, the species are significantly more present in UMF than in OMF, NMF and CRF; for lumber and service timber

and NTFPs species, there is a significantly higher probability of presence in CRF than NMF; and for lumber and service timber only, there is a significantly higher probability of presence in OMF than NMF (Figure 18). Species used for NTFPs are more present in forests with a medium disturbance level, followed by forests with a low and a high disturbance level, with all differences being significant. However, the presence of species used for FW is not significantly different between forests with high and low disturbance levels and the presence of species used for lumber and service timber is not significantly different between forests with medium and low disturbance levels (Figure 19).

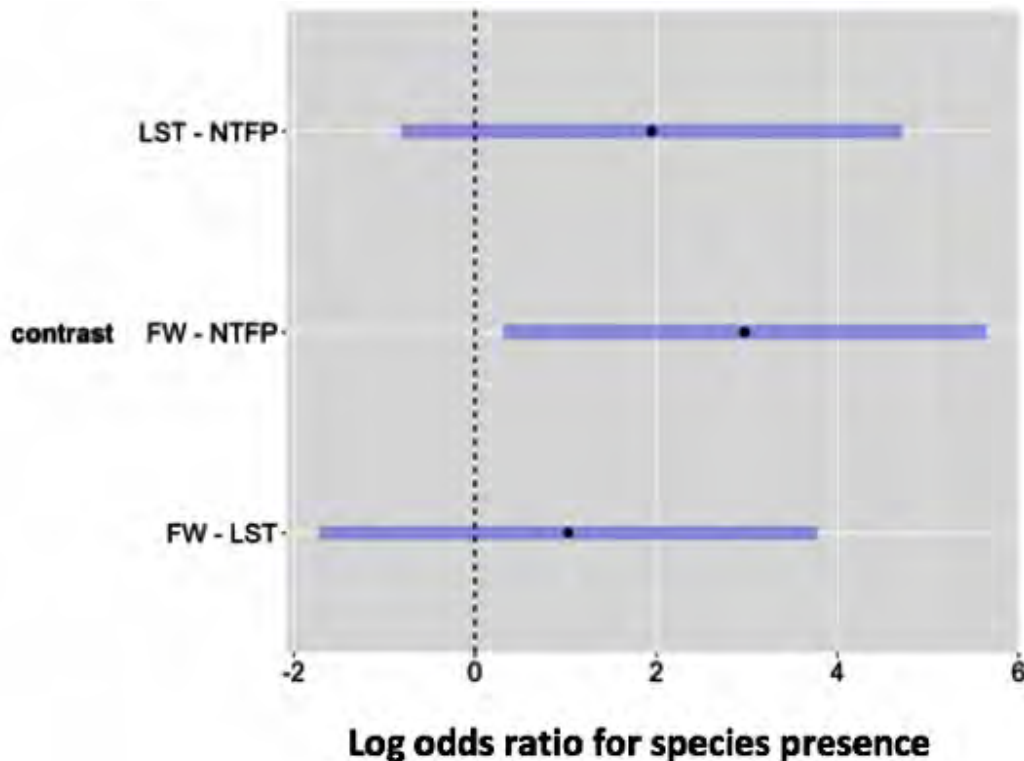


Figure 17 Differences in the mean probability of presence (measured as log odds ratio) of saplings of high-value species estimated from linear mixed models with a binomial distribution (species presence/absence in plots) of (a) species main uses attributes only (FW = Fuel Wood, LST = Lumber Service and Timber, NTFP = Nom Timber Forest Products) with species identity as a random effect. The Tukey-

adjusted 95% confidence intervals (in blue) indicate significant differences if they do not include 0.

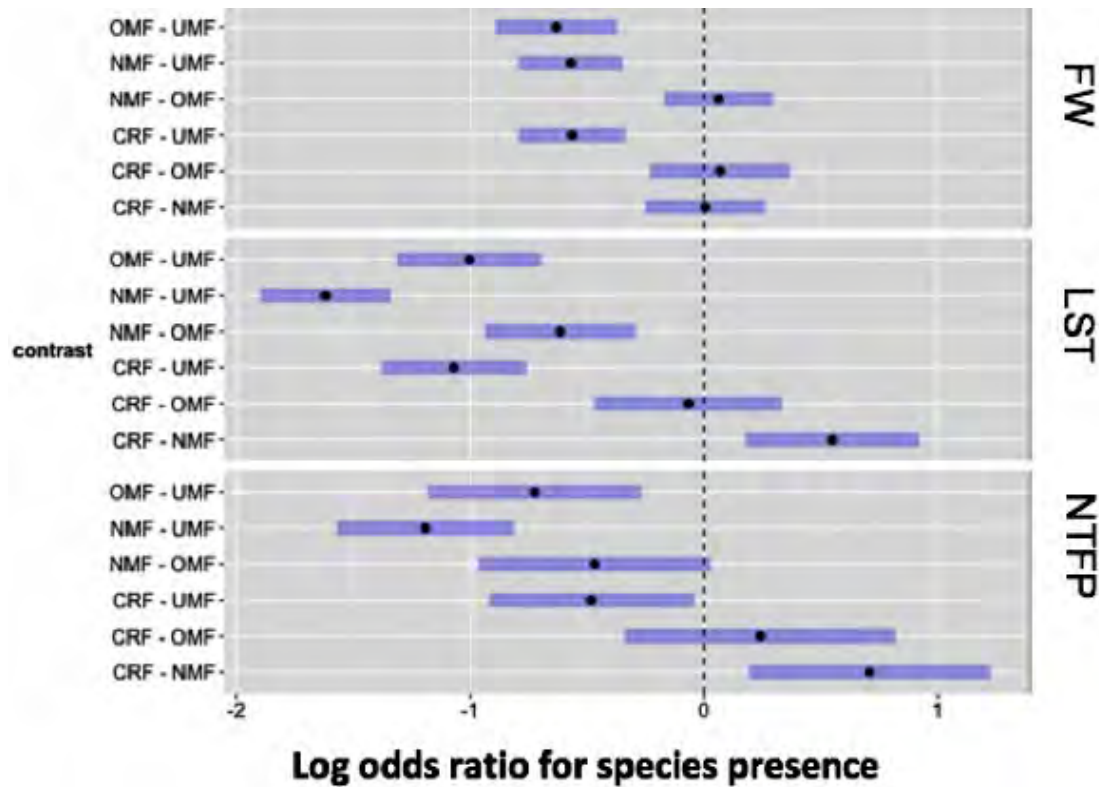


Figure 18 Differences in the mean probability of presence (measured as log odds ratio) of saplings of high-value species estimated from linear mixed models with a binomial distribution (species presence/absence in plots) of (a) species main uses attributes only (FW = Fuel Wood, LST = Lumber Service and Timber, NTFP = Nom Timber Forest Products) as a function of management status (UMF = unmanaged forests, OMF = older managed forests, more than 10 years ago, NMF = newly managed forests, less than 10 years ago, CRF = community reserves forests) of forests with species identity as a random effect. The Tukey-adjusted 95% confidence intervals (in blue) indicate significant differences if they do not include 0.

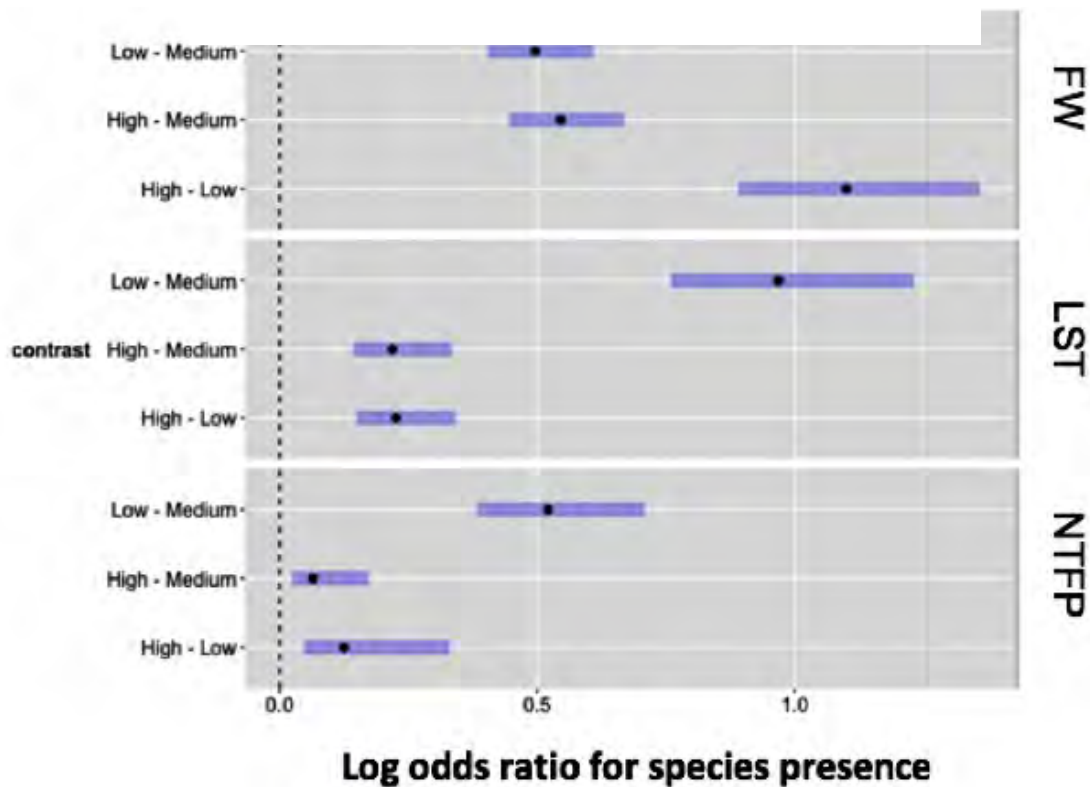


Figure 19 Differences in the mean probability of presence (measured as log odds ratio) of saplings of high-value species estimated from linear mixed models with a binomial distribution (species presence/absence in plots) of (a) species main uses attributes only (FW = Fuel Wood, LST = Lumber Service and Timber, NTFP = Nom Timber Forest Products) as a function of disturbance level (high, medium and low) of forests with species identity as a random effect. The Tukey-adjusted 95% confidence intervals (in blue) indicate significant differences if they do not include 0.

2.6 Discussion

We investigated whether functional traits, forest management status, disturbance intensities and their interactions predict the occurrence of saplings of high-value tree species in Sudanian forests. We observed general trends across forest management statuses and disturbance intensities that act independently of functional traits. High-value species are more likely to be present in unmanaged forests compared to managed ones, whilst among

managed forests, older managed forests showed a greater probability of presence. This difference might arise from a recovery over time of high-value species in older managed forest relative to newly managed forests (Niang et al. 2024) and a preservation of more valuable species under reduced disturbance regimes of unmanaged forests. Species identity explained a high proportion of the variation in response to probability of saplings presence. This finding suggests various possible mechanisms and factors underlying forest dynamics following management that can operate at species levels and may vary over time (Falk et al., 2022). Indeed, population dynamics processes such as tree regeneration might be determined notably by stand composition and age, the level, severity and type of disturbance as well as the timing of disturbance (Dietze & Clark, 2008) with effects varying from species to species. Among the studied traits, those related to regeneration (mode and vegetative abilities) and competition abilities (maximum height) were the most sensitive to forest disturbance and management intensities. Unmanaged forests hosted the greatest diversity of these traits, confirming that selective logging might constraint the regeneration and survival strategies deployed by species in managed forests. The main commercial and domestic uses of species also explained their prevalence in Sudanian savannahs.

2.6.1 Vegetative regeneration traits are prominent in predicting species presence

We found that management status and disturbance level mainly influenced species traits linked to vegetative regeneration. This result is in line with previous studies which indicated that the disturbance filter acts mainly on regeneration traits (Garnier et al, 2016). At the species level, one crucial mechanism for regeneration is the ability to establish new seedlings or to regrow vegetative sprouts from stumps or roots (Hoffmann et al., 2000). Our findings demonstrated that species that reproduce sexually are less prevalent than species that have vegetative reproduction in any type of forest, irrespective of their management status and level of disturbance. This low probability of establishment for species that reproduce sexually may be due to selective cutting of mature trees, fruit harvesting and their transportation outside their natural habitat. Species that regenerate using both modes were significantly more prevalent in unmanaged forests, whereas those regenerating only by vegetative means were found in both unmanaged and managed forests. In sudanian

savannahs, vegetative regeneration is common amongst the woody species (Bellefontaine, 2005). For instance, five of our twenty studied species (*Anogeissus leiocarpus*, *Combretum glutinosum*, *Combretum micranthum*, *Combretum nigricans* and *Terminalia*) belong to the Combretaceae. This botanical family dominates most West African savannahs due to high vegetative reproduction abilities, fast-growing capacity and adaptability to drier climatic conditions (Osborne et al., 2018; Néké et al. (2006).

Other factors such as drought stress, seed and seedling predation as well as fire are key drivers that promote vegetative regeneration (Bellefontaine, 2005; Zida et al., 2007; Pare et al., 2009). Fire and canopy openness following tree cutting are important factors in increasing abundance of herbaceous plants in savannahs (Gold et al., 2023; Vadigi & Ward, 2013). These herbaceous plants compete with tree saplings for light, water and nutrients (Vadigi and Ward, 2013), which can limit tree establishment. In addition, water scarcity is a major constraint in savannahs so vegetative sprouts have a greater chance of survival than new seedlings because they can grow faster with their established root system (Chidumayo & Ellegaard, 1993). Thus, the lack of significant relationships between forest management status or disturbance level and other traits related to seed germination such as dispersal mode, seed dormancy and fruit type is not surprising, since seed germination in this area is also constrained by abiotic factors such as climate as described previously (Ouédraogo & Thiombiano, 2012). These harsh climatic conditions could lead to the selection of tree species that reproduce vegetatively, which is consistent with our results.

Many common species of sudanian savannahs are known to regenerate vegetatively following the removal of their aboveground parts by tree logging and other disturbances such as drought, grazing or fire (Bellefontaine, 1997; Luoga et al., 2004; Ky-Dembélé et al., 2007; Niang-Diop et al, 2011). However, among the species that are able to reproduce vegetatively, the level of efficiency of vegetative reproduction showed mixed results in explaining species presence within sudanian forests. Unmanaged forests host the highest probabilities of presence of high-value species for any level of vegetative reproduction ability (low, moderate or high). Across forest management statuses, species with moderate

vegetative abilities were the most likely to be present, possibly because this vegetative reproductive ability is more versatile and efficient across a wider range of environments. Our findings indicated that for any disturbance level, the probability presence of species with high vegetative reproduction ability was less prevalent than species with medium and low vegetative reproduction abilities. We would expect higher vegetative abilities to be more prevalent in highly disturbed forests because it is a known disturbance-adapted trait. However, this hypothesis did not hold true in this study potentially because we were not able to measure the real level of disturbance by using the forest cover as a proxy of disturbance levels. A full forest cover does not necessarily equal an absence of disturbance because it does not take into account disturbance that might occur under cover as well as the intensity of disruption at local scales (Potapov et al., 2011). Field sampling to complement the vegetative cover indicator could provide further insights on the impact of disturbance levels on functional traits. Vegetative reproduction ability is typical of most sudanian tree species (Bellefontaine, 2005) and its presence might also depend on forest initial conditions (Dietze & Clark, 2008).

2.6.2 Trend towards smaller trees

The maximum height of trees is a trait linked to growth and competitive abilities that can help understand species performance following disturbances (Rüger et al., 2012). We found that the probability of species presence decreased with an increase in species height for all forest management statuses. This trend is more pronounced under higher management and disturbance intensities. One possible explanation for this negative relationship is related to the competitive ability of species in disturbed environments, where pioneer species experience rapid growth but fail to attain the same height as more high-value species, which grow more slowly (DeArmond et al., 2022) as found in unmanaged forests with taller trees. Another explanation could be linked with frequent disturbances that might constrain taller species from reaching their potential maximum height, which in turn can reduce their competitive ability and lead to their displacement by smaller trees or shrubs that are more competitive at smaller heights. Indeed, repeated logging may transform single-stemmed

trees into multiple-stems and species with more than one stem tend to be shorter than those with one stem (Shibata et al., 2016).

The processes involved in tree growth are known to be complex and sensitive to environmental conditions (Gorgens et al., 2021). Our findings are consistent with changes in tree growth allocation to height due to interactions with biotic and abiotic factors (Poorter et al., 2012). For instance, late successional species allocate more resources for reproduction and survival, resulting in denser wood and larger fruits (Poorter et al., 2004; Lohbeck et al., 2013). These characteristics are highly desirable for human populations interested in these high-value species that are frequently harvested. In this Sudanian bioclimatic zone, where water availability is limiting, species may allocate fewer resources to above-ground biomass and more to roots, resulting in increased water uptake and a decrease in height (Chaves et al., 2003). The increasing prevalence of small tree species implies that, in the long term, forest management could be one of the drivers in the vegetation physiognomy of the Sudanian zone like agriculture and fire (Tappan et al., 2004; Mbow et al., 2008; Sambou et al., 2015).

2.6.3 Seed, leaf and wood traits

Our results indicated that fruit type, seed dormancy and seed dispersal mode do not influence the probability presence of high-value species. This lack of significant contribution could be explained by the low occurrence of sexual reproduction in nearly all forests, regardless of their status. For mean leaf area and wood density, the weak effect can be attributed to climate. There is limited water availability in Sudanian savannahs, and the variability of these traits may be more closely linked to abiotic filters such as water availability than biotic factors like human disturbances. Indeed, the high median values of wood density (0.7g/cm³) encountered in our sites along with the low median of leaf area (29.9 cm²) are both consistent with drought survival strategies (Bouchard et al., 2024; Wright et al., 2017), confirming that these functional traits might be more limited by abiotic than anthropogenic disturbances in Sudanian savannahs. Predicting tree species presence is not limited to human disturbances, it is also relevant to consider climate projections when foreseeing tree

responses in West Africa. Moreover, some studied traits may not fully capture specific plant functions which possibly explain the low predictive power of these traits on species probability of presence (González-Melo et al., 2024). This is particularly true in West Africa, where data scarcity makes predictive studies based on species functional traits challenging.

2.6.4 Beyond functional traits; trends in forest products

Forests play a vital role in conserving biodiversity as well as in providing ecosystem services like timber and non-timber forest products (Lindenmayer, 2009; Brockerhoff et al., 2017). However, disturbances have the potential to alter ecosystem services and functions due to biomass loss (Seidl et al., 2016) and alterations in biodiversity (Tilman et al., 1997; Brockerhoff et al., 2017) whereas species use may influence their abundance. Our findings demonstrate a significant relationship between species probability of presence, their main use and forest management status, as well as forest disturbance level. Unmanaged forests are more likely to house high-value species, all uses considered. Species that are used for non-timber forest products (NTFP) were prevalent in all forests indicating that the harvesting of timber is more intensive than that of non-timber products. This finding reflects the community's need for fuelwood. Furthermore, the forests with the least NTFP are newly managed forests and community forest reserves, with newly managed forests being the worst compared to community forest reserves. The demand for NTFP might be more recent and closely related to local populations, whereas older management focus mainly on long-lasting uses such as timber and fuelwood products.

We also found that old managed forests host a variety of species that are used for lumber service and timber. This result is in line with a previous study that found a change in floristic composition of these high-value species in managed forests (Niang et al. 2024). Competition for access to forest products can lead to unsustainable harvesting practices which increase trees loss (Gandon, 2003; Schumann et al., 2011). National legislation includes the principle of sustainable provision of goods and services from forests (République, 2018). However, this principle is often not implemented due to competition between local populations and the forest administration for forest products, leading to unregulated exploitation (Diop et al.,

2011). Illegal logging, added to authorized forest management, accelerates the loss of high-value species, which in turn can alter the provision of ecosystem services. The loss of provisioning services can lead to a change in regulating services as well as cultural services (Seidl et al., 2016). Sustainable use of forests in West Africa is very challenging due to the high dependence of local populations on wood and non-timber forest products for commercial and domestic uses such as food, medicine, and lumber (Arbonnier, 2004; Lykke et al., 2004; Diop et al., 2011; Leßmeister et al., 2016). Nevertheless, legislation appears to be beneficial since our results showed that more uses and high value species are found in unmanaged forests.

2.7 Conclusion

This study highlighted that in the Sudanian zone, species maximum height and reproduction functional traits interact with forest management in various ways. The complexity of these interactions makes it difficult to predict specific effects of forest management, but we observed recurring patterns. Species that can regenerate through vegetative means have an advantage over species that are dependent on sexual reproduction. Due to the high prevalence of vegetative regeneration and the limitation of the maximum potential height, forest management appears to promote conservative strategies in high-value species. The prevalence of species with low potential height in managed forests suggest that, in the long term, forest management could be a key driver of vegetation structure in the Sudanian zone. Moreover, older management promotes more diverse values of functional traits and higher abundance of high-value species than newly managed forests and community forest reserves. The probability of presence of high-value species was influenced by their commercial and domestic use in all type of forests, demonstrating that fuelwood and timber remains the most common use of woody species for the populations of Senegal. Overall, our results showed that predicting which species are likely to regenerate after forest management is critical for planning management strategies of forests and the ecosystem services they provide. Even if management can lead to changes in the composition of species functional traits, it appears to be modulated when considering temporal variation in the responses of trees species following forest management. Therefore, protecting

managed forests over the long term might be essential to promote forest resilience following management, since our results demonstrated a potential for forest functional composition to restore over time. Moreover, forest management can be optimised by promoting different strategies aligned with specific functional traits rather than solely exploitation. Finally, the great variation observed across species identity indicated that more studies are needed to improve the understanding of the underlying mechanisms of the responses of tree species functional traits to forest management in savannahs.

3. PREDICTING TREE SPECIES GEOGRAPHIC DISTRIBUTION UNDER CLIMATE CHANGE SCENARIOS IN THE SUDANIAN DOMAIN OF SENEGAL, WEST AFRICA

Cet article rédigé par Niang Fatimata ^{ab*}, Marchand Philippe ^b, Fenton Nicole ^{J b}, Sambou Bienvenu ^a

En préparation

^a Institut des Sciences de l'Environnement, Université Cheikh Anta Diop de Dakar, Sénégal

^b Institut de Recherches sur les Forêts, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Canada.

^c Université du Québec à Montréal, Canada

*Corresponding author: fatimata.niang@uqat.ca

3.1 Abstract

Climate change is a growing concern, and its effects on biodiversity may depend largely on its consequences for the distribution of species that play a key role in communities. This study aims to determine whether forests in the Sudanian zone of Senegal will maintain the environmental conditions required for fifteen valuable species to persist under a range of climate change scenarios. We used forest inventory data from 3,208 plots and five bioclimatic variables as predictors. The presence of the species was evaluated under three SSP scenarios (SSP2-4.5, SSP3-7.0 and SSP5-8.5) for the 2100 horizon by developing models for each species using multiple logistic regression with a binomial distribution of the response. The scenario findings indicate that the mean annual temperature is expected to increase in the region for all SSPs considered, while for precipitation metrics, some variability was observed depending on the scenarios. As demonstrated by our results, species distribution changes exhibited differences, which is not surprising given specific-species responses to climate conditions. Our models indicate a negative impact for nine species, specifically *Acacia macrostachya*, *Bombax costatum*, *Cordyla pinnata*, *Combretum micranthum*, *Detarium microcarpum*, *Prosopis africana*, *Pterocarpus erinaceus*, *Sterculia setigera* and *Terminalia avicennioides*, under scenarios SSP2-4.5 and SSP3-7.0. These species would face significant declines under the most extreme scenario, scenario SSP5-8.5. The following species are predicted to decline significantly under the SSP2-4.5 and

SSP3-7.0 scenarios: *Pterocarpus erinaceus*, *Sterculia setigera*, *Terminalia avicennioides*, and to be completely lost under the SSP5-8.5. Three species would maintain their distribution area under all scenarios SSP5-8.5. The results also indicate that species tend to move in a general southwest trajectory. Overall, the majority of high-value species are sensitive to future climate change, with a high risk of local extinction in the sudanian zone. This finding indicates the necessity for a reorientation of forest management strategies towards the implementation of adaptive management strategies to ensure the long-term resilience of forests. Urgent actions such as the development of specific management plans and monitoring schemes for vulnerable tree species, with the objective of minimizing their harvesting and promoting their regeneration, are required.

Keywords: High-value species, savannah, niche modelling, climate change, threatened trees

3.2 Résumé

Le changement climatique reste de plus en plus préoccupant et ses effets sur la biodiversité pourraient dépendre en grande partie de ses conséquences sur la répartition des espèces qui jouent un rôle clé dans le maintien des communautés. Cette étude vise à déterminer si les forêts de la zone soudanienne du Sénégal maintiendront les conditions environnementales requises pour la persistance de quinze espèces précieuses dans une gamme de scénarios de changement climatique. Nous avons utilisé les données d'inventaire forestier de 3 208 placettes et sept variables bioclimatiques comme prédicteurs. La présence de l'espèce a été évaluée selon trois scénarios SSP (SSP2-4.5, SSP3-7.0 et SSP5-8.5) pour l'horizon 2100 en développant des modèles pour chaque espèce à l'aide d'une régression logistique multiple avec une distribution binomiale de la réponse. Les résultats indiquent que la température annuelle moyenne devrait augmenter dans la région pour tous les SSP considérés, tandis que pour les mesures de précipitations, une certaine variabilité a été observée en fonction des scénarios. Comme le démontrent les résultats, les changements dans la répartition des espèces présentent des différences, ce qui n'est pas surprenant compte tenu des réponses spécifiques des espèces aux conditions climatiques. Il est important de noter dans nos modèles une extinction locale pour neuf espèces de valeur, notamment *Acacia macrostachya*, *Bombax costatum*, *Cordyla pinnata*, *Combretum micranthum*, *Detarium microcarpum*, *Prosopis africana*, *Pterocarpus erinaceus*, *Sterculia setigera* et *Terminalia avicennioides*, dans les scénarios 245 et 370. Ces espèces connaîtraient un déclin drastique dans le scénario le plus extrême, le scénario 585. D'autres espèces comme *Pterocarpus erinaceus*, *Sterculia setigera* et *Terminalia avicennioides* devraient connaître un déclin significatif dans le cadre des scénarios SSP 245 et SSP 370 et disparaîtraient complètement dans le cadre du SSP 585. Trois espèces maintiendraient leur répartition actuelle, tandis que trois seulement étendraient leur aire de répartition dans tous les scénarios. Les résultats indiquent également que les espèces ont tendance à se déplacer selon une trajectoire générale ouest-sud. Dans l'ensemble, la majorité des espèces de grande valeur sont sensibles au changement climatique futur, avec un risque

élevé d'extinction locale dans la zone soudanienne. Ce constat indique la nécessité d'une réorientation des stratégies de gestion forestière vers la mise en œuvre de stratégies de gestion adaptative pour assurer la résilience à long terme des forêts. Des actions urgentes telles que l'élaboration de plans de gestion spécifiques et de programmes de surveillance des espèces d'arbres vulnérables, dans le but de minimiser leur récolte et de promouvoir leur régénération, sont nécessaires.

Mots clés : espèces de valeur, savane, modélisation de la niche, changement climatique, arbres menacés

3.3 Introduction

Climate projections indicate that the Earth's surface temperature is rising (IPCC, 2022; IPCC, 2022). Climate change is predicted to be one of the leading causes of extinction worldwide and is a major threat to biodiversity (IPBES, 2019; IPCC, 2022). When climatic conditions change, species will either persist, migrate, adapt or disappear (Feeley et al., 2012). However, it appears that the rate of future climate change will exceed the migration rates of most plant species (Neilson et al., 2005), so those that are unable to adapt are likely to be at risk of extinction. A meta-analysis of 1,103 species, including plants and animals from different regions, predicts that between 15% and 37% of those could become extinct by 2050 (Thomas et al., 2004). Threats to species and their habitat in Africa could be exacerbated, as it is considered to be the most vulnerable continent to climate change impacts (IPCC, 2022).

In Senegal, rising temperatures and changes in rainfall patterns are expected to cause a shift from a humid to a more arid climate (Bodian, 2014; Sagna et al., 2016; Mbow, 2009). The impact of increasing temperatures and altered precipitation patterns will expose species to new environmental conditions that could have repercussions on their distribution (Gonzalez et al., 2001). For example, a number of species that were previously thought to be restricted to the more arid Sahel zone are now also found in the Sudanian zone (Herrmann and Tappan, 2013; Wittig et al., 2007). Shifts in species distributions may vary due to variations in species-specific requirements and adaptability (Scheiter & Savadogo,

2016). For instance, in Benin, the distribution of the endangered and valuable tree species *Pterocarpus erinaceus* Poir. will decrease (Biaou et al., 2023), while another valuable tree species, *Bombax costatum* Pellegr. & Vuillet, will expand into Mali (Coulibaly et al., 2023). In Senegal, it is predicted that *Cordyla pinnata* (Lepr. ex A. Rich.) Milne-Redh., one of the most valuable species, will lose almost half of its habitat range due to climate change (Sambou et al., 2024). These contrasting results indicate that the degree of vulnerability to climate change of tree species in Sudanian zone may also vary according to local conditions. These local conditions can have various impacts on the life cycle of plants that can explain their degree of vulnerability to climate change. Although some studies in this country have reported the loss of certain tree species (Herrmann and Tappan, 2013; Gonzalez et al., 2012), regional satellite images have shown an increase in vegetation cover due to improved land management and increases in rainfall this recent years (Brandt et al., 2015). Rainfall and temperature have been identified as the main factors explaining changes in trees and shrubs distributions in the Sudano-Sahelian region (Gonzales et al., 2001).

Determining how the current distribution of certain species correlates with bioclimatic data, like temperature and precipitation, can be used to explore how changing climate conditions under different scenarios might affect the geographic distribution of species (Amiri et al., 2020). This modeling approach is based on the hypothesis of the potential or fundamental niche of species (Hutchinson, 1957) and can help to understand climatic preferences of species (Pearson & Dawson, 2003). Predicting how tree species respond to climate change through their distribution is crucial for better planning of forest management strategies (Sinclair et al., 2010; Pecchi et al., 2019). However, few studies have investigated the potential impacts of climate change on forest tree species distribution in Senegal (Ndao et al., 2022; Sambou et al., 2024). Future research should examine the impact of climate change on the most valuable species in their natural habitats, mainly protected areas.

The Sudanian zone is important for conserving biodiversity as it is one of the largest biodiversity hotspots of Senegal. It covers a large number of protected areas, including national parks and protected forests commonly named classified forests. Forest

management practices have historically focused on selective harvest of certain species, without considering potential climate change impacts on these species. Unfortunately, in this zone where many forests have been under management, this information on species range evolution under future climate is lacking for many species. To generate information for decision making on forest resources management, this study selected fifteen valuable species listed below to explore how climate conditions influence their likelihood of presence for different climatic scenarios. These species are of great importance for domestic and commercial uses, including energy, human consumption and traditional medicine (Ba et al., 2006; Diop et al., 2011). Furthermore, these valuable species are under increasing pressure from human activities due to their intensive and unregulated harvesting (Sambou, 2004; MEDD, 2015).

This study aimed to assess the current potential distribution of fifteen valuable species in the Sudanian zone of Senegal, and to project their potential distribution under three of the IPCC shared socioeconomic pathway (SSP) scenarios: SSP2-4.5, SSP3-7.0 and SSP5-8.5. SSP2-4.5 represents a low forcing pathway with growth and equity towards sustainability, SSP3-7.0 is the medium forcing scenario with medium climate change challenges, and SSP5-8.5 would be the most chaotic scenario under the assumption that there will be no mitigation action. In addition, this study will assess whether forests will maintain the environmental conditions required for these fifteen species under climate change scenarios. The results of many scientific studies show that national-scale range shifts southward is occurring (Bodian, 2014; Sagna et al., 2016; Mbow, 2009). Given the determinant role of climatic factors in the distribution of species in the Sudanese zone, it is expected that typical Sudanese species may shift their distribution, while Sahelo-Sudanese species may expand their range. Therefore, beyond species sensitive to climate, we expected differential responses due to species-specific climatic preferences.

3.4 Material and methods

3.4.1 Studied species and their geographic localisation

Fifteen woody species identified for their roles in the national economies and the intensity of the harvesting pressure they experience were selected (Sambou, 2004; Diop et al., 2011; Dieng et al., 2016). These species include *Acacia macrostachya* Reichenb., *Anogeissus leiocarpus* (DC.) Guill. et Perrot., *Bombax costatum* Pellegr. & Vuillet, *Combretum glutinosum* Perr.Ex DC, *Combretum micranthum* G. Don, *Combretum nigricans* Lepr., *Cordyla pinnata* (Lepr. ex A.Rich.) Milne-Redh., *Daniellia oliveri* (Rolfe) Hutch & Dalz, *Detarium microcarpum* Guill. & Perr., *Lannea acida* A. Richard., *Parkia biglobosa* (Jacq.) G.Don, *Prosopis africana* (G. et Perr.), *Pterocarpus erinaceus* Poir., *Sterculia setigera* Del. and *Terminalia avicennioides* Guill and Perr. These high- value species are widely distributed in the Sudanian zone, which covers approximately two-thirds of central and southern Senegal, located between 12°20' - 15°10' North and 11°20' - 16°75' West, within isohyets of 500 and 1200 mm (Figure 20). The biophysical context of this zone is mainly influenced by its geographical position and humid tropical climate. The Sudanian domain is situated south of the Sahelian domain, and differs from it in terms of climate and vegetation physiognomy. This zone has a climate characterised by two contrasting seasons: a dry season, which lasts from November to May, and a rainy season, which lasts from June to October. The average annual rainfall is estimated at 900 ± 200 mm, while the average annual temperature is 28°C (ANACIM, 2020).

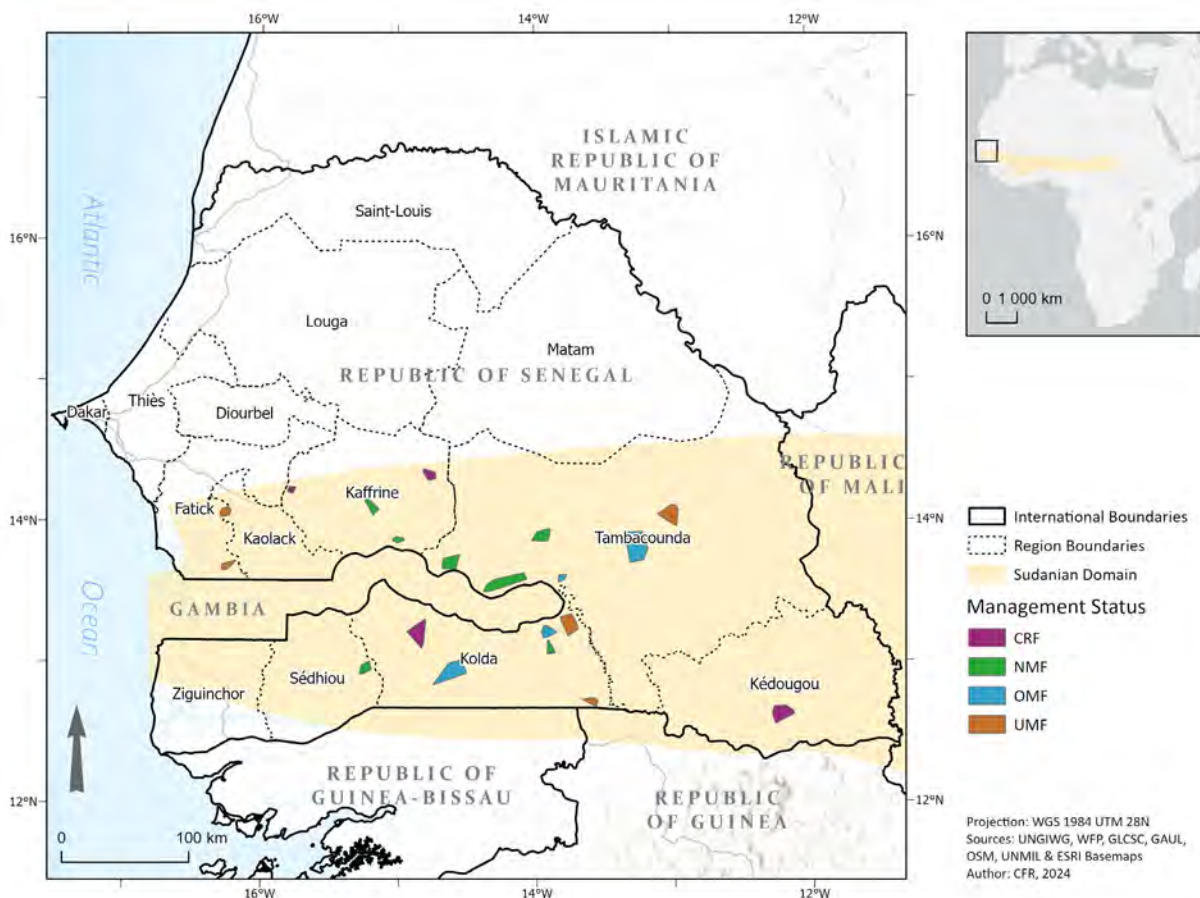


Figure 20 Studied area of Sudanian bioclimatic domain in Senegal and location of the different forests studied, color-coded based on their management status (UMF = unmanaged forests, OMF = older managed forests > 10 years, NMF = newly managed forests < 10 years, CRF = community reserve forests).

3.4.2 Species presence data

Species presence-absence data for each of the fifteen species were the response variables for this study. Data points were generated based on their presence or absence in 2,398 plots of 20 x 20 m that were randomly distributed in the different forests following a stratified sampling design (Sambou, 2004). The geographic coordinates in the WGS84 system for each plot were recorded from twenty forest stands with different management statuses

grouped into four categories. Unmanaged forests (UMF) are forest that are officially protected against exploitation. Older managed forests (OMF) are forests that have been managed at least 10 years ago, whereas newly managed forests (NMF) have been managed in the last 10 years. Finally, community reserve forests (CRF) represent forest stands that have been heavily disturbed in the past and are continuously managed by local communities, unlike the UMF, OMF and NMF, which remain under the control of the national forestry administration. In collaboration with local communities and partners, the forestry service is responsible for the forest's management. In Senegal, forest management is based on coppice-under high forest for a harvesting period of 25 years with a rotation period of 8 years (République, 2018). Tree species are targeted based on their use for energy wood, lumber and service wood, and up to 50% of trees with a minimum diameter of 10 cm are removed during the harvest (République, 2018).

3.4.3 Bioclimatic data

The nineteen (19) bioclimatic variables provided by the World Clim database (Fick and Hijmans, 2017), and interpolated at a resolution of 2.5 arc-minutes (~ 4.6 km) were used as potential predictors of species distributions in this study (Tableau 8).

Tableau 8 Bioclimatic variables used to generate models of potential distribution of species

WorldClim code	Abbreviated name	Description
BIO1	temp_mean_ann	Annual Mean Temperature (°C)
BIO2	temp_diff_day	Mean Diurnal Temperature Range (Mean of monthly (max temp - min temp), °C)
BIO3	temp_iso	Isothermality (BIO2/BIO7) (×100)
BIO4	temp_season	Temperature Seasonality (standard deviation ×100)
BIO5	temp_max_mon	Max Temperature of Warmest Month (°C)
BIO6	temp_min_mon	Min Temperature of Coldest Month (°C)
BIO7	temp_diff_ann	Temperature Annual Range (BIO5-BIO6, °C)
BIO8	temp_wetq	Mean Temperature of Wettest Quarter (°C)
BIO9	temp_dryq	Mean Temperature of Driest Quarter (°C)
BIO10	temp_warmq	Mean Temperature of Warmest Quarter (°C)
BIO11	temp_coldq	Mean Temperature of Coldest Quarter (°C)
BIO12	prec_ann	Annual Precipitation (mm)
BIO13	prec_max_mon	Precipitation of Wettest Month (mm)
BIO14	prec_min_mon	Precipitation of Driest Month (mm)
BIO15	prec_season	Precipitation Seasonality (Coefficient of Variation, %)
BIO16	prec_wetq	Precipitation of Wettest Quarter (mm)
BIO17	prec_dryq	Precipitation of Driest Quarter (mm)
BIO18	prec_warmq	Precipitation of Warmest Quarter (mm)
BIO19	prec_coldq	Precipitation of Coldest Quarter (mm)

We used the historical climate data from WorldClim, covering the period from 1970 to 2000, to fit the model to current presence-absence of the study species in Senegal. Then, we used the fitted models (described below) along with the future climate data from WorldClim to make projections for two-time horizons, 2041-2060 and 2081-2100, and three of the IPCC shared socioeconomic pathway (SSP) scenarios: SSP2-4.5, SSP3-7.0 and SSP5-8.5. SSP2-4.5 represents a low forcing pathway with growth and equity towards sustainability, SSP3-7.0 is the medium forcing scenario with medium climate change challenges, and SSP5-8.5 would be the most chaotic scenario under the assumption that there will be no mitigation action. For each time horizon and SSP, we averaged the output of 11 climate models available in WorldClim: ACCESS-CM2, BCC-CSM2-MR, CMCC-ESM2, EC-Earth3-

Veg, GISS-E2-1-G, INM-CM5-0, IPSL-CM6A-LR, MIROC6, MPI-ESM1-2-HR, MRI-ESM2-0 and UKESM1-0-LL.

In order to avoid overfitting, the species distribution models and increase the accuracy of species occurrence predictions (Amiri et al., 2020), the following approach to select a subset of the least correlated predictors from the 19 bioclimatic variables. First, a principal component analysis was performed on the variables using the FactoMineR package (Lê et al., 2018) in the R statistical programming software (version 4.2.2) and a preliminary set of predictors was selected by visual inspection of the PCA plot, choosing only 1 variable among each set of highly-correlated ones. Then, the variance inflation factor (VIF) was used to evaluate multicollinearities in this set of predictors, and a minimal number of predictors was removed if necessary, until all VIFs were less than 10.

3.4.4 Species distribution models

A separate generalized linear mixed model (GLMM) was fit to the data of each species, relating its probability of presence to a linear combination of the bioclimatic variables with a logit link (Guisan et al., 2002). The lme4 package in R (Bates et al., 2015) was used to fit the models. The values of the bioclimatic variables during the reference period (1970-2000) were extracted from the WorldClim data at the geographic position of each of the 2398 plots. Standardized versions of the bioclimatic predictors (subtracting their mean across all plots and dividing by their standard deviation) were used as inputs to the models. As the plots were grouped into grid squares within each forest, the forest and grid square were used as random effects in the models to account for the spatial structure of the data. For each future time horizon and climate scenario, we produced predictions of the probability of presence of each species across the full study area (Sudanian zone of Senegal) using the predict function in the terra package in R (Hijmans, 2024).

3.5 Results

3.5.1 Selection of bioclimatic predictors

Based on the position of the 19 variables in the PCA (Figure 21), the five following bioclimatic variables were selected for the models: annual mean temperature (temp_mean_ann), maximum temperature of warmest month (temp_max_mon), minimum temperature of the coldest month (temp_min_mon), annual precipitation (prec_ann), and precipitation seasonality (prec_season). These bioclimatic variables were considered as important predictors of species distribution and had correlation values which were relatively acceptable (pairwise Pearson correlation coefficient < 0.7 and VIF < 7).

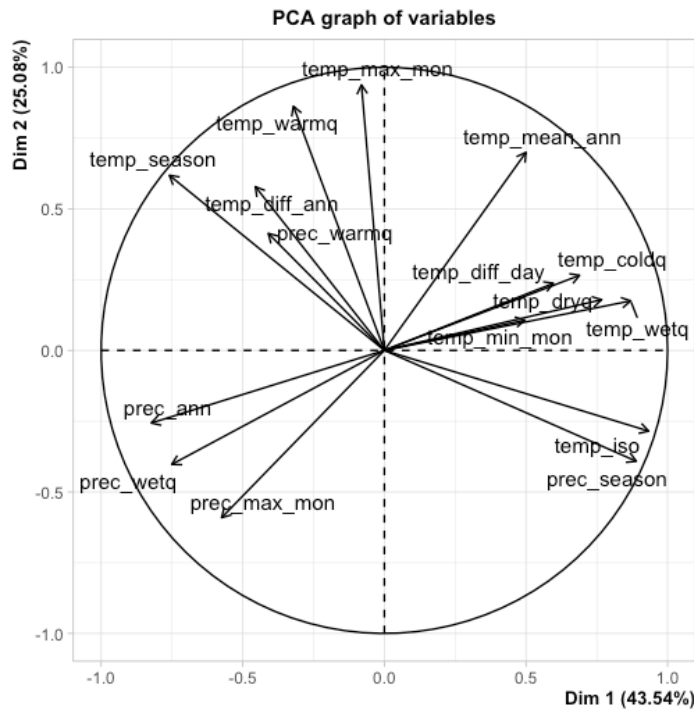


Figure 21 Principal Component Analysis plot for the nineteen bioclimatic variables (defined in Tableau 8).

Table 9 presents the mean value of each of the selected bioclimatic variables across the Sudanian domain of Senegal (Figure 20), for the reference period 1970-2000, and those

projected for 2041-2060 and 2081-2100 for each of the three climate scenarios. The results indicate that the mean annual temperature is expected to increase in the region for all SSPs considered, with a divergence in temperature changes becoming more pronounced over time. On average, an increase of 2.4°C, 3.1°C, and 3.8°C is noted for SSP2, SSP3, and SSP5, respectively, when compared to the reference period. Other temperature metrics (for the warmest and coldest months) follow approximately the same tendency as mean annual temperature.

Regarding precipitation metrics, there is some variability depending on the scenarios. A slight increase in average precipitation is expected for SSP2. The total annual precipitation in the region, which is approximately 850.5 mm/year for the reference period, is expected to increase to approximately 887.5 mm for the first period of SSP2 (2041-2060) and to 886 mm in the second period (2081-2100) of this scenario. In contrast, the SSP3 scenario shows stability in the first period and a decrease in the second period. The largest declines for both periods are observed in SSP5. As for precipitation seasonality, all its values exceed 100% which indicate a high intra-annual variability.

Temperature rise combined with a lack of precipitation will lead to an increase in evapotranspiration. This indicates that the climatic context in the study region will be characterized by water stress.

Tableau 9 Mean value across the study area of the bioclimatic variables used in the species distribution models. See Table 8 for variable definitions.

Scenarios	temp_mean_ann	temp_max_mon	temp_min_mon	prec_ann	prec_season
1970-2000	27.6	38.8	16.3	850.5	135.7
SSP2, 2041-2060	29.5	40.6	18.4	887.5	137.4
SSP2, 2081-2100	30.4	41.5	19.2	886.0	137.4
SSP3, 2041-2060	29.8	40.8	18.6	851.3	136.2
SSP3, 2081-2100	31.7	42.6	20.8	783.7	133.7
SSP5, 2041-2060	30.0	41.0	18.8	824.8	134.6
SSP5, 2081-2100	32.7	43.5	21.8	762.5	133.2

3.5.2 Importance of bioclimatic variables in species distribution prediction models

Depending on species, bioclimatic variables show various effects (Tableau 10). Mean temperature has a significant negative effect on the predicted distribution of *Acacia macrostachya*, *Bombax costatum*, *Combretum micranthum*, *Cordyla pinnata* and *Sterculia setigera*, while its effect is positive for *Anogeissus leiocarpus*. Apart from *Acacia macotachya* and *Combretum micranthum* (positive effect), maximum temperature of the warmest month has a significant negative effect on *Daniellia oliveri*, *Detarium microcarpum*, *Parkia biglobosa* and *Pterocarpus erinaceus* and a positive effect on *Acacia macrostachya* and *Combretum micranthum*. As for the minimum temperature of the coldest month, it has a negative effect only on *Prosopis africana*. However, for other species, namely *Bombax costatum*, *Combretum micranthum*, *Cordyla pinnata*, *Pterocarpus erinaceus*, and *Sterculia setigera*, it has a positive effect.

Regarding precipitation metrics, an increase in annual precipitation had a significant positive effect on the size of the predicted distribution area of *Combretum nigricans*, *Daniellia oliveri*,

Detarium microcarpum, *Lannea acida*, *Parkia biglobosa*, *Pterocarpus erinaceus* and *Terminalia avicennioides*, but a negative effect for other species, including *Acacia macrostachya*, *Combretum glutinosum* and *Combretum micranthum*. Similarly, a greater seasonality of precipitation would negatively and significantly impact the distribution of *Bombax costatum*, *Combretum glutinosum*, *Pterocarpus erinaceus* and *Sterculia setigera*. It is worth noting that none of the studied species showed any positive effects from this seasonality of precipitation.

Tableau 10 Coefficients values (standard error in parentheses) for the effect of bioclimatic variables on the logit of the probability of presence of each species. The standardized coefficients represent the effect of an increase of one standard deviation (calculated across the study area for the 1970-2000 reference period) for each variable. Asterisks denote levels of significance (* 0.01 < p < 0.05, ** 0.001 < p < 0.01, * p < 0.001).**

<i>Species</i>	<i>temp_mean _ann</i>	<i>temp_max _mon</i>	<i>temp_min _mon</i>	<i>prec_ann</i>	<i>prec_season</i>
<i>Acacia macrostachya</i>	-2.1* (0.9)	1.9* (0.8)	0.8 (0.7)	-2.1** (0.8)	-0.7 (0.9)
<i>Anogeissus leiocarpus</i>	1.7** (0.6)	-0.3 (0.5)	-0.3 (0.4)	-0.6 (0.5)	0.3 (0.6)
<i>Bombax costatum</i>	-1.3** (0.5)	-0.3 (0.4)	1.1** (0.4)	0.2 (0.4)	-1.5** (0.5)
<i>Combretum glutinosum</i>	0.2 (0.9)	-1.6 (0.8)	0.4 (0.7)	-2.4** (0.8)	-2.8** (1.0)
<i>Combretum micranthum</i>	-1.9*** (0.5)	1.5** (0.5)	1.6*** (0.4)	-1.0* (0.4)	-1.0 (0.6)
<i>Combretum nigricans</i>	-0.5 (-0.9)	0.8 (0.)	0.1 (0.6)	1.9** (0.6)	1.1 (0.8)
<i>Cordyla pinnata</i>	-1.2** (0.5)	0.0 (0.4)	0.6* (0.3)	0.6 (0.4)	-0.6 (0.4)
<i>Daniellia oliveri</i>	2.3 (2.3)	-2.7* (1.3)	-0.8 (2.0)	4.6* (2.3)	2.0 (2.0)
<i>Detarium microcarpum</i>	0.9 (0.5)	-1.4*** (0.3)	-0.8 (0.5)	2.3*** (0.5)	0.6 (0.5)
<i>Lannea acida</i>	0.2 (0.4)	-0.4 (0.3)	0.1 (0.3)	0.8** (0.3)	-0.1 (0.3)
<i>Parkia biglobosa</i>	2.3 (1.3)	-1.7** (0.6)	-1.2 (1.1)	3.0** (1.1)	1.6 (1.1)
<i>Prosopis africana</i>	0.8 (0.9)	-0.3 (0.8)	-1.3* (0.7)	1.2 (0.7)	0.7 (0.8)
<i>Pterocarpus erinaceus</i>	-0.8 (0.6)	-0.9* (0.5)	0.9*** (0.4)	1.0* (0.4)	-1.4** (0.5)
<i>Sterculia setigera</i>	-1.1 (0.4)	0.4 (0.3)	0.7* (0.3)	-0.5 (0.3)	-0.8* (0.4)
<i>Terminalia avicennioides</i>	-0.8 (0.6)	-0.7 (0.4)	0.2 (0.5)	1.4*** (0.4)	-0.5 (0.7)

3.5.3 Evolution of mean species presence under different climate scenarios

Table 11 summarizes the mean probability of species presence predicted by the fitted models, for the reference period and two future time horizons for each of the climate scenarios.

Seven species, namely *Acacia macrostachya*, *Bombax costatum*, *Combretum micranthum*, *Cordyla pinnata*, *Pterocarpus erinaceus*, *Sterculia setigera* and *Terminalia avicennioides*, which have low to moderate frequencies in the study area in the current climate, experience a major decrease of their potential distribution in all future scenarios and may be completely lost under the worst scenario. In contrast, *Anogeissus leiocarpus* and *Parkia biglobosa* become highly frequent present in the future climate scenarios. The remaining six species, from the rarely present *Prosopis africana* to the very widely distributed *Combretum glutinosum*, show less drastic and less consistent changes across scenarios, although *Combretum nigricans* and *Detarium microcarpum* show a large decrease in potential distribution for the worst scenario and longest time horizon (Tableau 11).

Tableau 11 Probability of high-value species presence according to the different scenarios.

Species	1970-2000	SSP2, 2041-2060	SSP2, 2081-2100	SSP3, 2041-2060	SSP3, 2081-2100	SSP5, 2041-2060	SSP5, 2081-2100
<i>Acacia macrostachya</i>	0.41	0.05	0.01	0.05	0.05	0.05	0.00
<i>Anogeissus leiocarpus</i>	0.04	0.75	0.93	0.82	0.99	0.87	0.99
<i>Bombax costatum</i>	0.27	0.01	0.00	0.01	0.00	0.01	0.00
<i>Combretum glutinosum</i>	0.99	0.93	0.86	0.96	0.95	0.98	0.92
<i>Combretum micranthum</i>	0.05	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	0.00
<i>Combretum nigricans</i>	0.25	0.33	0.33	0.25	0.12	0.19	0.08
<i>Cordyla pinnata</i>	0.27	0.02	0.00	0.01	0.00	0.01	0.00
<i>Daniellia oliveri</i>	0.07	0.15	0.19	0.11	0.09	0.09	0.10

<i>Detarium microcarpum</i>	0.12	0.12	0.10	0.08	0.03	0.06	0.02
<i>Lannea acida</i>	0.31	0.37	0.38	0.35	0.33	0.33	0.33
<i>Parkia biglobosa</i>	0.06	0.28	0.42	0.24	0.38	0.21	0.51
<i>Prosopis africana</i>	0.01	0.02	0.03	0.01	0.00	0.01	0.00
<i>Pterocarpus erinaceus</i>	0.31	0.07	0.03	0.06	0.01	0.05	0.00
<i>Sterculia setigera</i>	0.10	0.01	0.00	0.01	0.00	0.01	0.00
<i>Terminalia avicennioides</i>	0.10	0.01	0.00	0.01	0.00	0.01	0.00

3.5.4 Evolution of species distribution under climate scenarios

The potential distribution areas of the fifteen studied species were modelled using the three different scenarios, compared to the reference model for the period 1970-2000. Our results indicate that the distribution areas of species changes depending on the scenario and period. In general, the potential distribution area of the species under study shows various patterns (expansion, restriction and southwest trajectory). For instance, *Acacia macrostachya*, which is widely present in the northern part of the studied zone, experiences a large decrease in its probability of presence across the zone, regardless of the specific scenario (Figure 22). Unlike *Acacia macrostachya*, the time horizon seems favorable for the development of *Anogeissus leiocarpus* (Figure 23). Indeed, its potential distribution area shows a significant increase in both the different scenarios and the two time periods. Furthermore, this trend is also observed and becomes more pronounced for the second period (2081-2100) and the chaotic scenario of environmental conditions. Initially present in a small part of the extreme north-east of the study area, the species' distribution area would expand to the entire Sudanian zone from east to west and from north to south. However, its presence in the extreme southwest is only observed in the second period of the chaotic scenario of environmental conditions in which the species would be present throughout the studied area. The evolution of this species seems to depend much more on the time horizon than on the climatic conditions.

It can be expected that Bombax costatum, which is initially fairly scattered, will completely disappear from the area under study over the specified time horizon (Figure 24).

As for the different *Combretum* species, we noted various patterns. *Combretum glutinosum* which was initially present in the entire Sudanian zone will experience a decrease over time during all three scenarios (Figure 25). Indeed, in all scenarios, the area of its distribution decreased with the most significant decline occurring in the second period of all scenarios and mostly that of the SSP2. During this second period of all scenarios, we also noted that this decline is affecting several different parts of the region. In the SSP2 scenario, the decline will occur in the far east and south, whereas in the SSP3 and SSP5 scenarios, this decrease will happen in the south-western and in extreme eastern parts, respectively (Figure 25). Regarding *Combretum micranthum* which was initially weakly present, it is expected to completely lose its potential distribution area over time regardless the specific climatic scenario (Figure 26). Originally, the species had a moderate local distribution in the southern part of the study area. Depending on the scenario, its range shows two different trends. In the SSP2 and SSP3 scenarios it will increase, whereas in SSP5 it will decrease. The increase observed in the SSP2 scenario is maintained in the two-time horizons considered, while in the SSP3 scenario this increase is generally observed only in the second time horizon. In SSP5, the distribution of this species decreases compared to the reference situation. This trend continues until the second period, where it is very weak in the south-west of the region. (Figure 26). As for *Combretum nigricans*, which occurs mainly in the southern area of the region, it is projected to expand further south in the SSP 2 and SSP 3 scenarios, particularly in the second time period. Under SSP5, however, its distribution is expected to decrease (Figure 27). This is particularly true in the second period, when it decreases significantly towards the extreme south (Figure 27).

Cordyla pinnata is currently found with a relatively high probability in the southern and extreme western parts of the region (Figure 28). However, it is expected to decrease significantly in all climate scenarios and time horizons, except in the second period of SSP5, where it is predicted to disappear completely from the study region (Figure 28).

Daniellia oliveri, initially common in the western part of the region, will expand its range further south. This increase will be more pronounced in the second period of the SSP2 and SSP3, and to a lesser extent in the SSP5 (Figure 29). The distribution area of *Detarium microcarpum* generally decreased, except in the first period of SSP2, where it remained relatively similar to that of the reference period. In the second period of SSP5, this species that was more frequent in the south-western part, experienced a range restriction towards the extreme west (Figure 30). *Lannea acida* will experience a moderate expansion of its area of distribution in all scenarios and in both time periods. This species was originally found only in the southwest. In the future, it will be present in the entire southern strip of the region (Figure 31). *Parkia biglobosa*, a species initially more abundant in the southwest, tends to expand its range in all climate scenarios (Figure 32). However, the extent of this expansion varies according to the scenario and the time horizon. It covers almost the entire southern region and is more pronounced in the second study period in all climate scenarios. The expansion in SSP5 and, to a lesser extent, in SSP2 compared to SSP3 is of great importance (Figure 32).

Prosopis africana, a rare species, is likely to disappear in all climate scenarios and time periods (Figure 33). *Pterocarpus erinaceus* would also have a drastic reduction in distribution. In all scenarios and time horizons, this species which currently occupies the extreme west and almost the entire southern part of the region, would experience a significant loss of its range (Figure 34). It would eventually be restricted to the extreme south and west of the region. In the worst scenario, it would only be present in very small areas in the extreme southwest of the study area. (Figure 34). Similar to *Prosopis africana*, *Sterculia setigera*, weakly represented in the eastern part of the region, is likely to disappear in all scenarios and time horizons (Figure 35). *Terminalia avicennioides*, a species originally found in the extreme southwest, will experience a significant reduction in its range. Its range will be restricted to a small area in the extreme southwest in all climate scenarios and time periods, except in the chaotic scenario where it disappears completely (Figure 36).

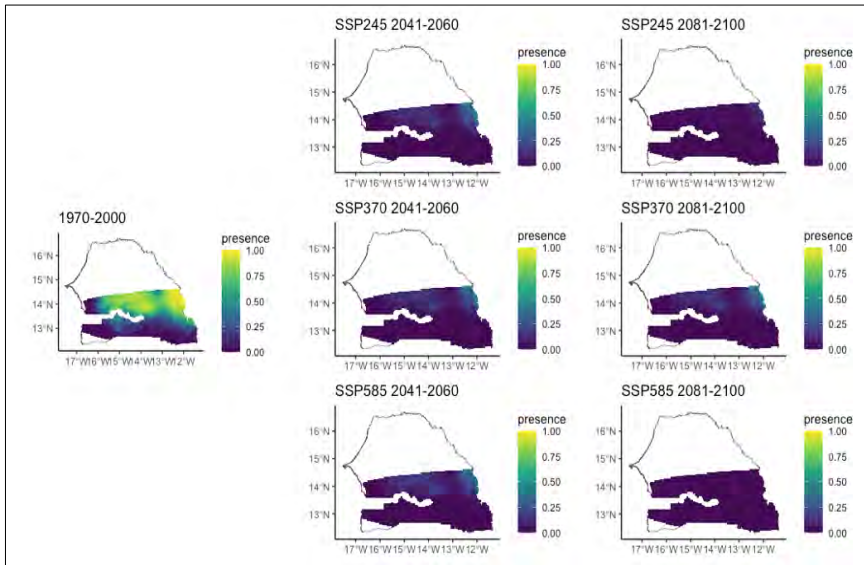


Figure 22 Potential distributions of *Acaacia macrostachya* for the present (1970-2000) and for the future under three different climate change scenarios (SSP245, SSP370, SSP585) for two periods (2041-2060 and 2081-2100)

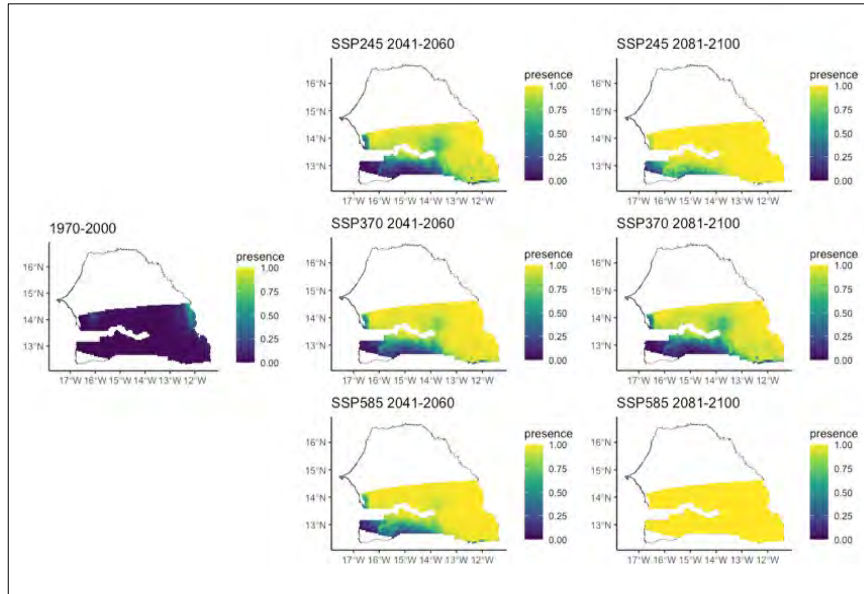


Figure 23 Potential distributions of *Anogeissus leiocarpus* for the present (1970-2000) and for the future under three different climate change scenarios (SSP245, SSP370, SSP585) for two periods (2041-2060 and 2081-2100)

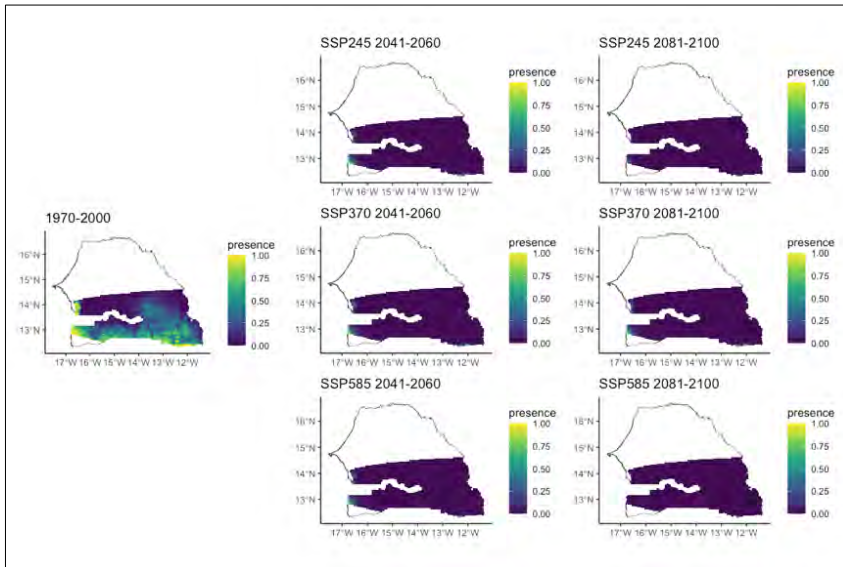


Figure 24 Potential distributions of *Bombax costatum* for the present (1970-2000) and for the future under three different climate change scenarios (SSP245, SSP370, SSP585) for two periods (2041-2060 and 2081-2100)

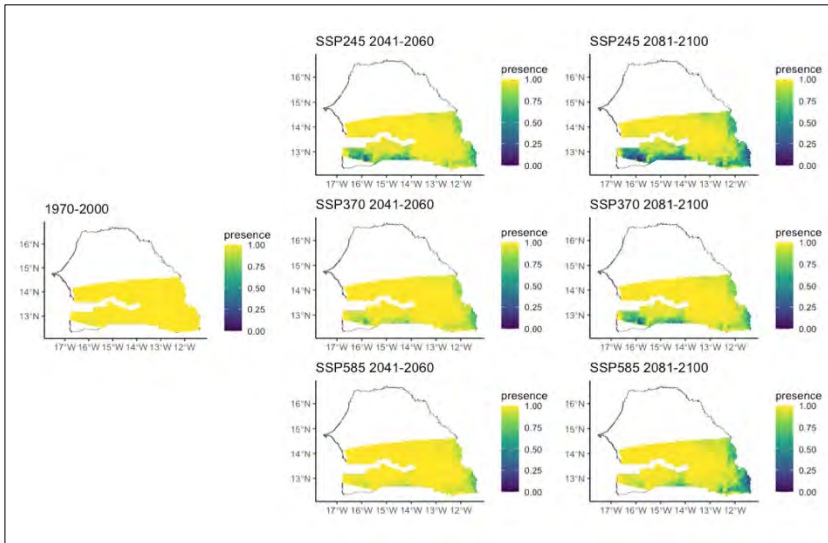


Figure 25 Potential distributions of *Combretum glutinosum* for the present (1970-2000) and for the future under three different climate change scenarios (SSP245, SSP370, SSP585) for two periods (2041-2060 and 2081-2100)

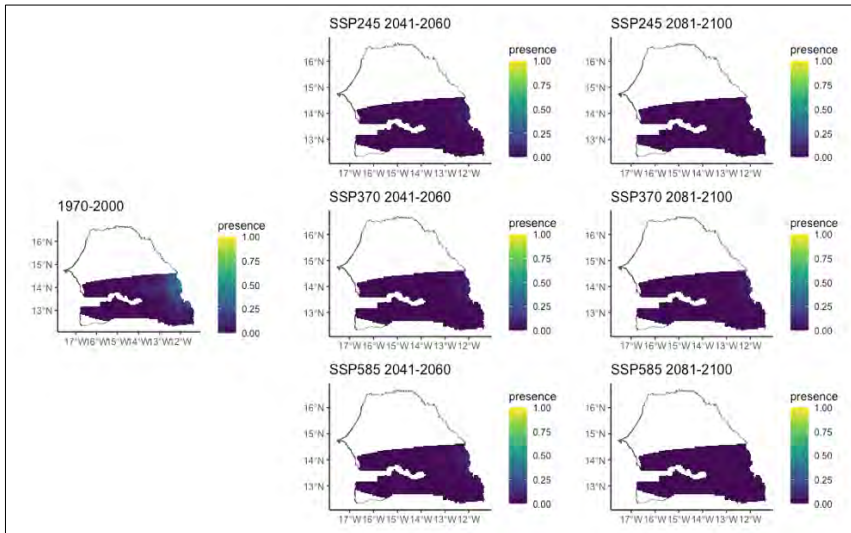


Figure 26 Potential distributions of *Combretum micranthum* for the present (1970-2000) and for the future under three different climate change scenarios (SSP245, SSP370, SSP585) for two periods (2041-2060 and 2081-2100)

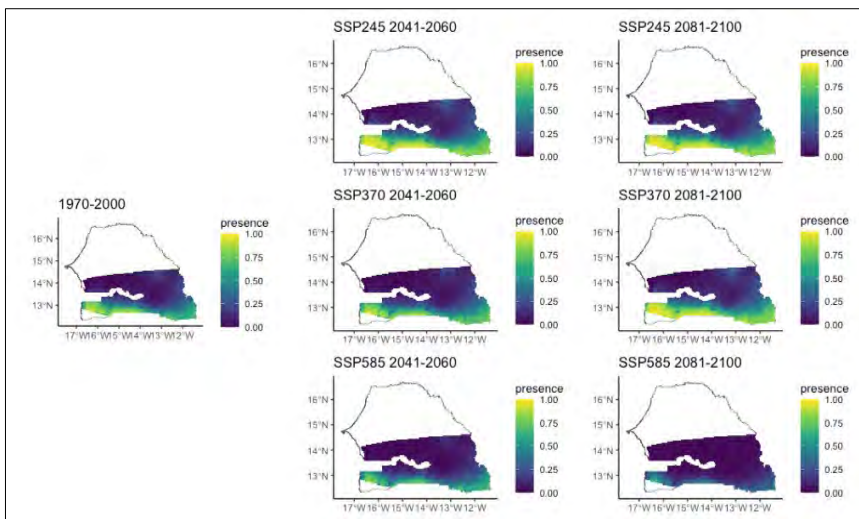


Figure 27 Potential distributions of *Combretum nigricans* for the present (1970-2000) and for the future under three different climate change scenarios (SSP245, SSP370, SSP585) for two periods (2041-2060 and 2081-2100)

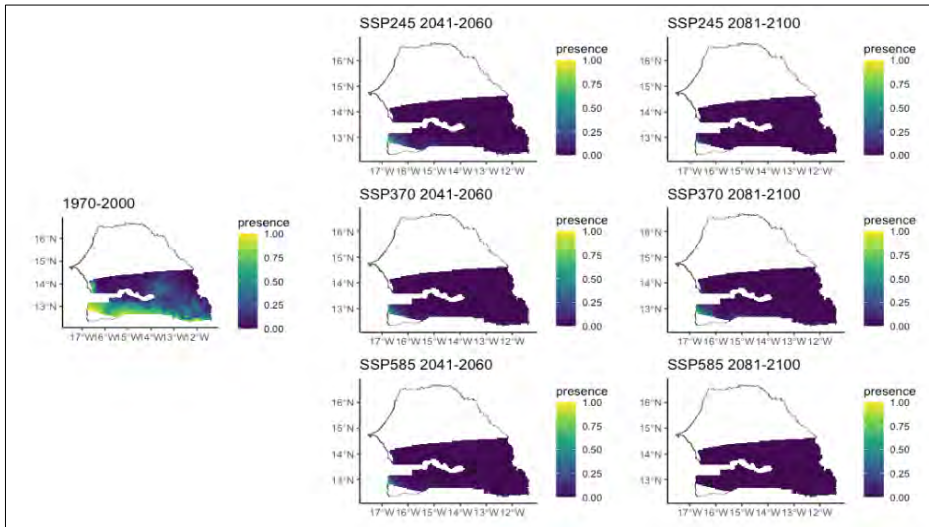


Figure 28 Potential distributions of *Cordyla pinnata* for the present (1970-2000) and for the future under three different climate change scenarios (SSP245, SSP370, SSP585) for two periods (2041-2060 and 2081-2100)

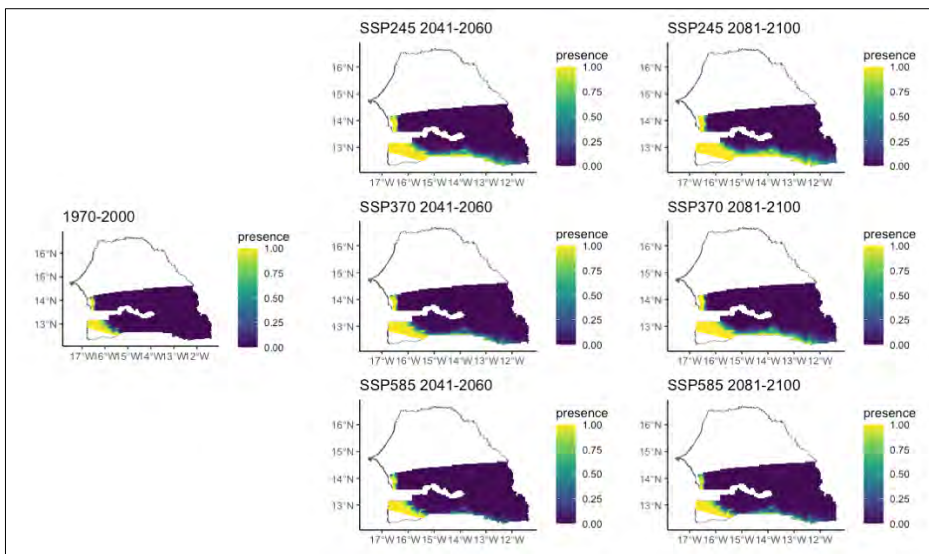


Figure 29 Potential distributions of *Daniellia oliveri* for the present (1970-2000) and for the future under three different climate change scenarios (SSP245, SSP370, SSP585) for two periods (2041-2060 and 2081-2100)

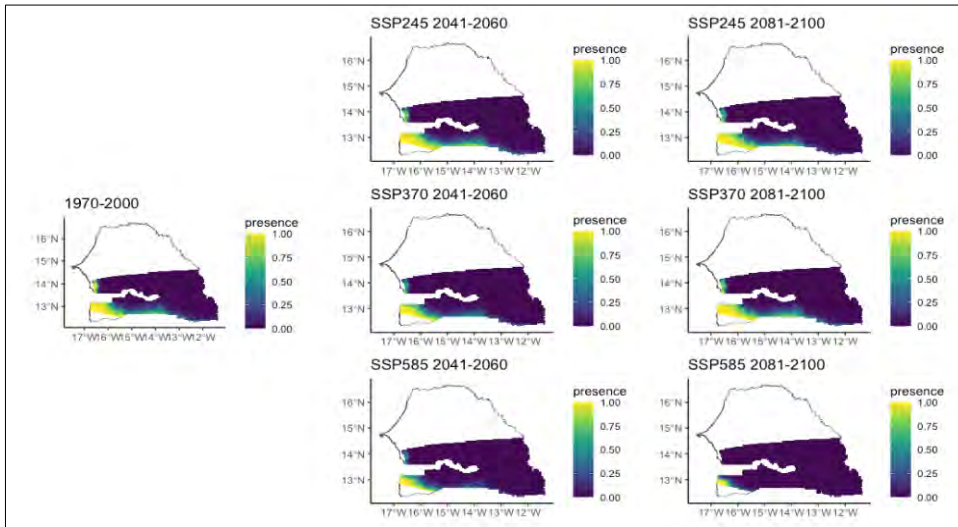


Figure 30 Potential distributions of *Detarium microcarpum* for the present (1970-2000) and for the future under three different climate change scenarios (SSP245, SSP370, SSP585) for two periods (2041-2060 and 2081-2100)

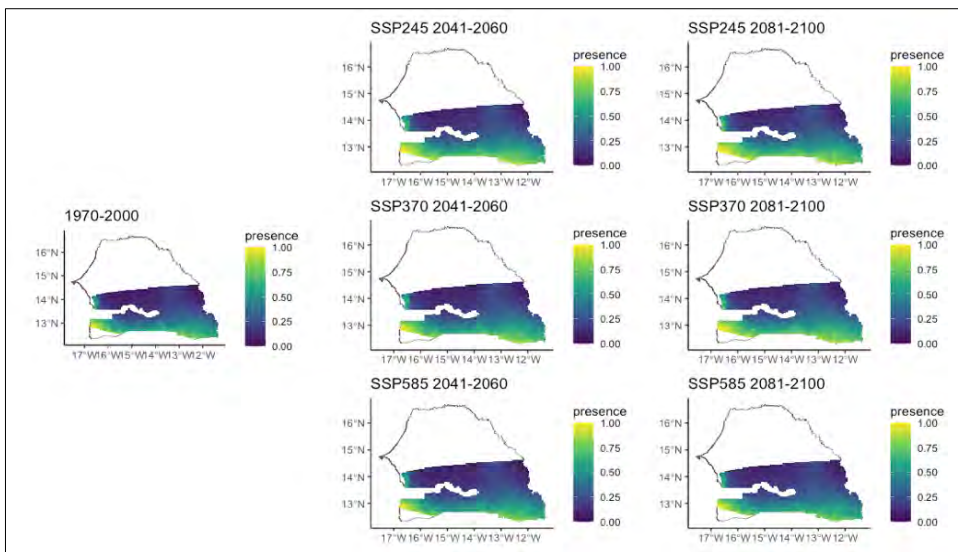


Figure 31 Potential distributions of *Lanea acida* for the present (1970-2000) and for the future under three different climate change scenarios (SSP245, SSP370, SSP585) for two periods (2041-2060 and 2081-2100)

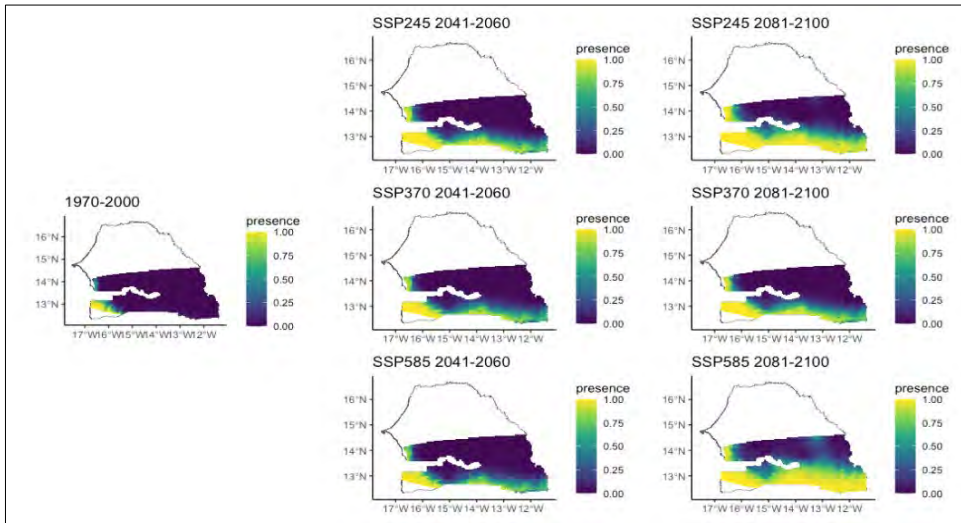


Figure 32 Potential distributions of *Parkia biglobosa* for the present (1970-2000) and for the future under three different climate change scenarios (SSP245, SSP370, SSP585) for two periods (2041-2060 and 2081-2100)

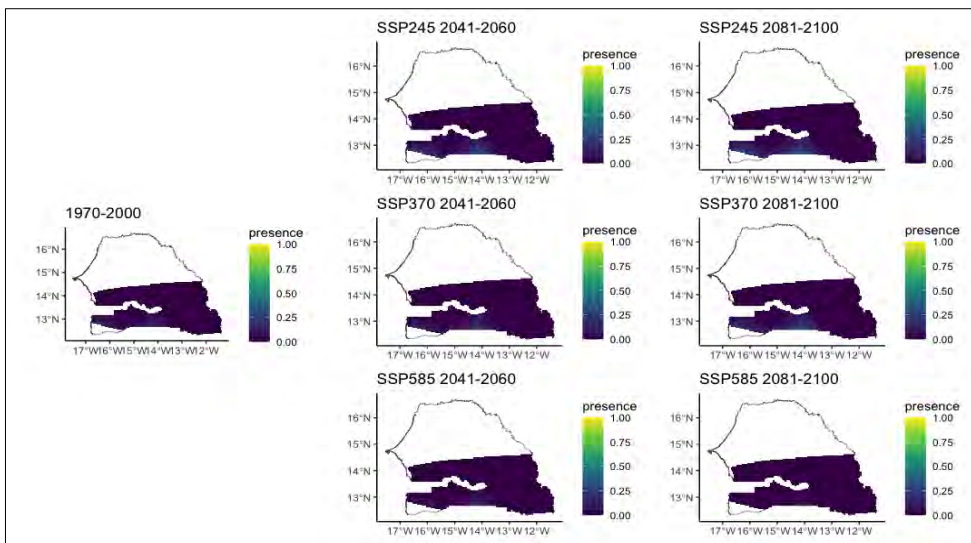


Figure 33 Potential distributions of *Prosopis africana* for the present (1970-2000) and for the future under three different climate change scenarios (SSP245, SSP370, SSP585) for two periods (2041-2060 and 2081-2100)

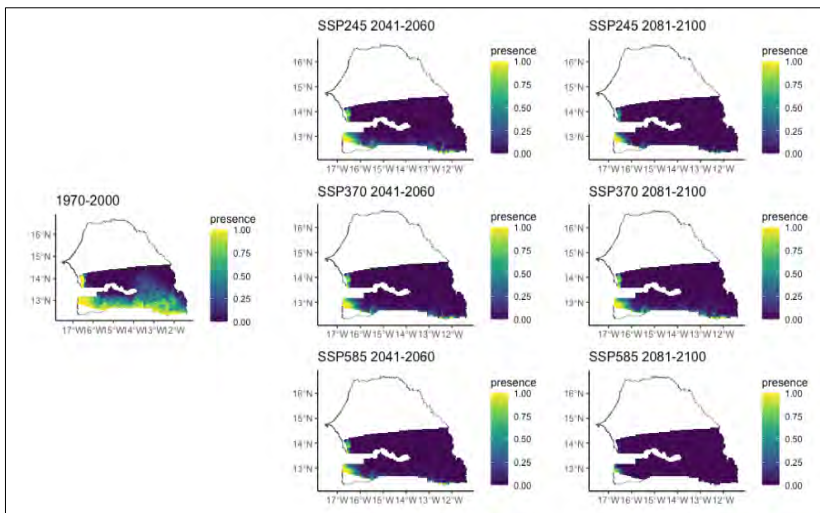


Figure 34 Potential distributions of *Pterocarpus erinaceus* for the present (1970-2000) and for the future under three different climate change scenarios (SSP245, SSP370, SSP585) for two periods (2041-2060 and 2081-2100)

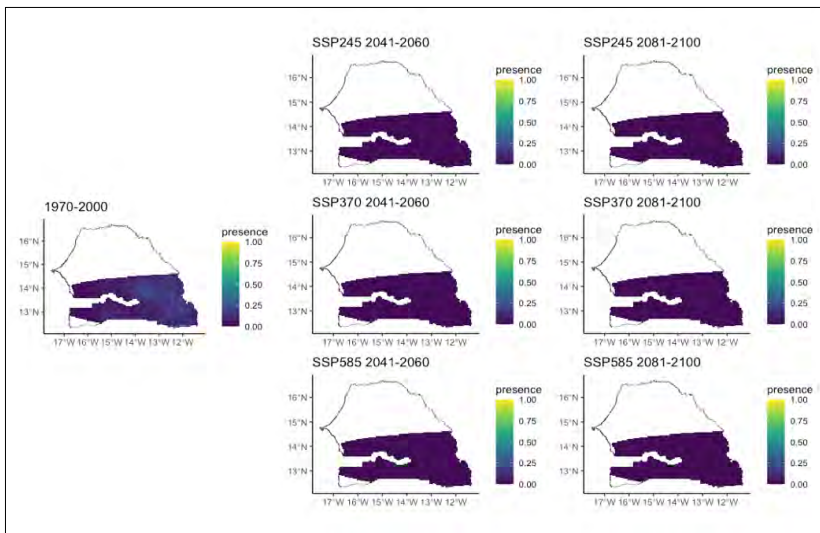


Figure 35 Potential distributions of *Sterculia setigera* for the present (1970-2000) and for the future under three different climate change scenarios (SSP245, SSP370, SSP585) for two periods (2041-2060 and 2081-2100)

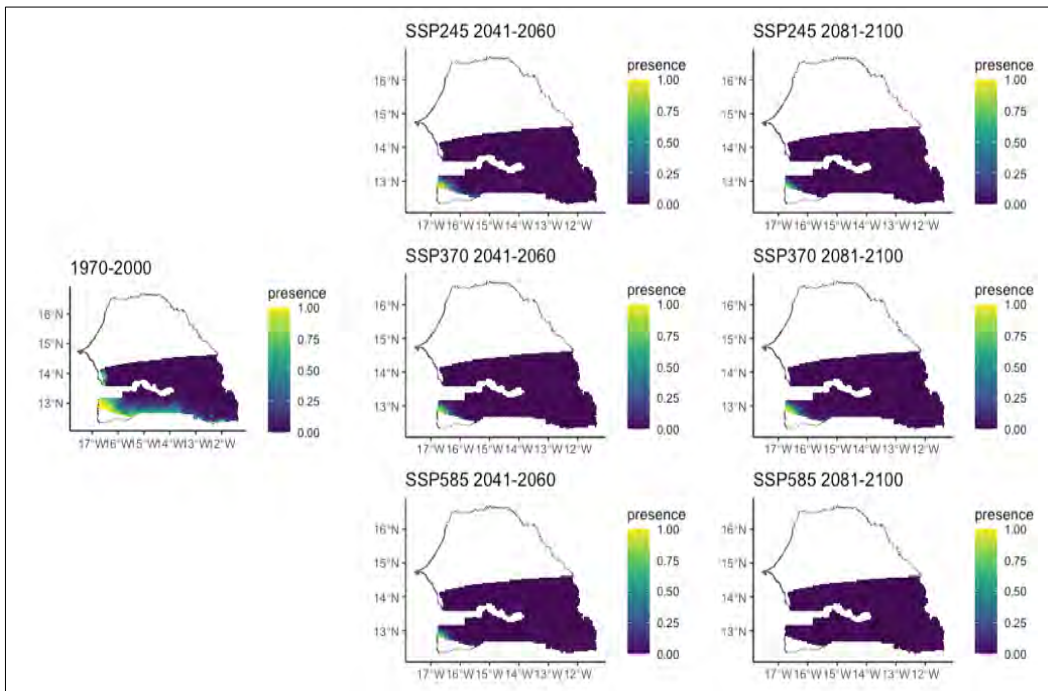


Figure 36 Potential distributions of *Terminalia avicennioides* for the present (1970-2000) and for the future under three different climate change scenarios (SSP245, SSP370, SSP585) for two periods (2041-2060 and 2081-2100)

3.6 Discussion

We investigated how climate change may affect the potential range of fifteen high-value species from an ecological niche modelling based on presence-absence data. We expected and found differences in species distribution changes which is not surprising given specific-species responses to climate conditions. We found that nine out of the fifteen high-value species would be completely lost, two will remain relatively stable in their range while only three would expand their distribution or maintain their suitable range. The differences from one species to another is consistent with the growing literature in many biogeographical zones (Brice et al., 2019; Dyderski et al., 2018; Mkala et al., 2022). One possible explanation of this difference could be related to species performance to a changing climate (Muller et al., 2019). Changing of climatic conditions can compromise the survival and development of

a wide variety of species and exert a range of influences on the life cycle of plants. There may be both direct and indirect consequences on valuable species (Valladares et al., 2014; Bocedi et al., 2013). The quality of habitat for plant species is likely to be influenced by climate change in a number of ways. Some species will be able to adapt by colonizing new areas, while others will be forced to disappear from their existing habitats (Urban, 2015; Van der Putten et al., 2010). We also found that shifts in high-value species ranges are expected to be more severe by 2081-2100 compared to 2041-2060 as found by Sambou et al. (2024). This indicates that long-term effects of environmental changes on species are critical because even if climatic conditions improve, a species in decline will not necessarily see its potential range expand (Harrison et al., 2006).

It is worth noting with our models that the range of nine species namely *Acacia macrostachya*, *Bombax costatum*, *Cordyla pinnata*, *Combretum micranthum*, *Detarium microcarpum*, *Prosopis africana*, *Pterocarpus erinaceus*, *Sterculia setigera* and *Terminalia avicennioides* would drastically decline under SSP 245 and SSP 370 and would be completely lost in the most drastic scenario (SSP 585). This finding supports recent studies which point out the worst impact of climate change on species in the region (Agwu et al., 2020; Lompo et al., 2021; Sambou et al., 2024). In many western African countries, a shift of bioclimatic regions is expected (Da, 2010). The decline of these species suggests that under climate change scenarios, the Senegalese Sudanian zone may not contain environmental conditions that are favorable to their maintenance. This could be explained by the worsening environmental conditions in West Africa as climate change proceeds. According to IPCC projections, in West Africa, 2°C warming is expected to reduce precipitation in the western part of West Africa, where this study took place, leading to a drier and arid climate. This projection is confirmed by our findings who demonstrate an increase of temperature metrics for all SSPs considered. This increase is estimated to vary between 2.4°C to 3.8°C from SSP2 to SSP5 compared to the reference scenario. It is known that if warming exceeds 3°C, droughts will become more frequent (IPCC, 2022). This is confirmed by our results on annual precipitation which predict a decrease over time even if we noted a certain variability. This variability is also consistent with the high estimated value of

precipitation that is more than 100 %. These results indicate that the climatic context in the study region will be characterized by water stress.

We also found that the nine species that are declining under climate change share a common trait in that, either temperature exclusively (*C. pinnata* and *P. africana*), only precipitation (*C. nigricans* and *T. avicennioides*) or both temperature and precipitation metrics (*A. macrostachya*, *B. costatum*, *C. micranthum*, *P. erinaceus* and *S. setigera*) adversely affect their potential distribution. This result suggests that it may be relevant to explain the potential distribution of high-value species related to climate change scenarios. For instance, our finding on the decline of *Cordyla pinnata* which is consistent with that of Sambou et al. (2024) who have found a drastic change in its distribution under SSP 585, could be linked with the negative effect of mean temperature (BIO 1) on its distribution. This finding is in accordance with the previous study who highlighted the greatest contribution of mean temperature of the coldest quarter (BIO 11) that cause the decrease of *Cordyla pinnata* (Sambou et al., 2024). One possible explanation of our result could be linked to the high sensitivity to desiccation of its fruits (berries) which have limited ability to resist in a hotter environment.

Our models also predict the decline of *Bombax costatum*. This result is consistent with that of Deguenon et al. (2021) who has shown an expansion of its unsuitable habitat in Benin. However, our finding is contrasting to the expansion of its range predicted in Mali (Coulibaly et al., 2023). *B. costatum* saplings are sensitive to water stress and this could explain a decline under the future climate (Zerbo et al., 2023). But this species is also known to have high ability of vegetative regeneration (Ouédraogo and Thiombiano, 2012) which could help adult trees to resist to more arid conditions.

As for *Pterocarpus erinaceus*, its decline found from this study is consistent with the finding of Biaou et al (2023) and Adjonou et al (2020) who demonstrated a significant reduction of this species under future climate scenarios in Benin and Senegal, respectively. In contrast, Adjonou et al (2020) highlighted an expansion of this species in other countries of West Africa. Our models show that maximum temperature of warmest month is the leading cause

of the decline. This result is in accordance with Biaoou et al (2023) who highlighted the greatest influence of temperature metrics (BIO 2 and BIO 3). But for Adjonou et al (2020), annual precipitation (BIO 12) followed by temperature seasonality (BIO 4) are the most important precipitation metrics than determine the distribution of *P. erinaceus* in West Africa. Whatever the importance of these metrics on its distribution under future climate, *Pterocarpus erinaceus* is known as a threatened species both at global and national levels and its saplings are very sensitive to desiccation during dry season (Barstow, 2018; Groves et Rutherford, 2016). This could increase the risk of local extinction of *Pterocarpus erinaceus* in the region.

Additionally, our models indicated that *Combretum nigricans* would be relatively less affected compared to those previous species, while *Detarium microcarpum*, *Lannea acida* would maintain a relatively stability of their range. This result from *Combretum nigricans* and *Danielia oliveri* could be linked to the positive impact of annual precipitation (BIO 12) as demonstrated by our models. As for *Detarium microcarpum*, its distribution would be positively affected by this annual precipitation metric but negatively affected by the maximum temperature of the warmest month (BIO 5). This simultaneous positive and negative effect may make a balance and could explain the relative stability of its range. In contrast, Agbo et al. (2019) predicted an increase of the distribution of *D. microcarpum* in Benin over 2050 due to projected increase in rainfall which confirm our finding on the positive effect of annual precipitation on *D. microcarpum* distribution. This sensitivity of *S. setigera* to precipitation has been highlighted in Togo by Atakpama et al. (2016) who indicated that the vulnerability of *S. setigera* would increase with climate change due to water scarcity.

In contrast to previous species, we found an expansion of the range of *Anogeissus leiocarpus*, *Parkia biglobosa* and likely, a slight decrease in the range of *Combretum glutinosum*. One possible explanation of the expansion of *A. leiocarpus* could be linked to the positive effect of mean temperature on its range as demonstrated by our models, while for *Parkia biglobosa*, we found both positive effect with annual precipitation (BIO 12) and negative effect with maximum temperature of the warmest month (BIO 5). This simultaneous

positive and negative effect can be balanced and could explain the relative increase of its the range. This result from *Parkia biglobosa* is in accordance with the findings in Sudanian zone of Benin, where *Parkia biglobosa* exhibits resistance to future environmental conditions (Ayihouenou et al., 2016; Dotchamou et al., 2016). In Sudanian zone, *Parkia biglobosa* is contributing to the resilience of agroforestry systems to climate change due its specific characteristics (Rolo et al., 2023). In addition, our models show that *Parkia biglobosa* will likely expand further south in the Sudanian zone. This finding is in accordance with the continuous increase in the size of the population of *Parkia biglobosa* in some agrosystems of this study area (B. Sambou, personal communication, February 2024). Given that changes of environmental conditions are also driven by local factors, it is probable that the magnitude of changes will differ within the Sudanian zone. But future studies that integrate variations in local conditions could help understand the leading cause of this expansion and its resistance to a changing of climate.

Regarding *Combretum glutinosum*, we found a slight decrease on its future distribution that could be linked to the negative effect of both annual precipitation and precipitation seasonality. Despite this marginal reduction, the models show that most of the Sudanian zone will remain suitable for this species. This result is not surprising because *Combretum glutinosum* is very common, and is known to thrive in hotter and drier conditions in the Sudanian and Sahelian domains (Thombiano et al., 2006; Sambou, 2004).

In this study, we only focused on temperature and precipitations metrics and demonstrated that the changing of this climatic variables is key driver of future distribution of high-value species in the Sudanian zone. However, favorable or unfavorable climatic conditions alone cannot guarantee species survival. Vulnerability of tree species to climate change is undoubtedly influenced by various factors beyond climate, like species traits which could constraint or facilitate their establishment (Boakye et al., 2023; Butt & Gallagher, 2018; Chuang & Peterson, 2016). For instance, differences in species ability to compete can lead to redistribution of dominance between species (Cavin et al., 2013). Species competitive ability traits like vegetative regeneration is predicted to be prominent in Sudanian zone and

could be beneficial to species survival in hotter and drier climate (Niang et al., 2024). This vegetative regeneration ability is more versatile and efficient across a wider range of environments. Both *A. leiocarpus* and *C. glutinosum* are known to have high vegetative reproductive capacity and rapid growth rates allowing them to adapt in a context of water scarcity (Osborne et al., 2018; Néké et al. (2006). In a context of water scarcity, species with deep roots like *A. leiocarpus* will have greater chance to access to water resources in the soil (Boakye et al., 2023; Hennenberg et al., 2005).

3.7 Conclusion

The findings of this study suggest a multi-faceted vulnerability of high-value species to climate change in the Sudanian zone. Nine out of the fifteen high-value species would be completely lost under future scenarios, two will maintain a relatively stability of their range while only three would expand or maintain their suitable range. This situation is very concerning from a conservation perspective, as it is predicted that Sudanian climatic conditions will likely become unsuitable for most of high-value species. This finding is valuable for developing appropriate adaptive forest management strategies to ensure long-term resilience of species. To sustain forest management urgent actions like developing specific management plan and monitoring scheme for most vulnerable tree species. Furthermore, it should be considered whether the prediction models are sufficient to include these particularly sensitive species in Red Lists as extinction risk is also inferred from measures of change in range area. Although, it may be beneficial for future research to consider additional variables not included in the present work, like other environmental variables and species' capacity for dispersal that may affect their geographical distribution.

CONCLUSION GÉNÉRALE

L'aménagement forestier est présenté comme la principale stratégie pour atteindre l'objectif double de conserver la biodiversité et de fournir du bois et d'autres produits forestiers aux populations. Cependant, compte tenu de la demande croissante en produits forestiers, les chances de succès de l'aménagement peuvent être limitées notamment en ce qui concerne son objectif de conservation (FAO, 2020). En outre, bien qu'il existe encore des incertitudes sur les projections, on prévoit que le changement global, impliquant une diminution des précipitations et une augmentation de la température, conduira à un impact négatif sur la biodiversité forestière (IPCC, 2022). Ces enjeux de la conservation de la biodiversité sont cruciaux dans un pays comme le Sénégal où le bois constitue la principale source d'énergie de cuisson pour les ménages et représente une part importante de l'économie nationale (ANSD, 2018). De plus, plusieurs espèces végétales forestières sont intensément récoltées pour l'alimentation et les soins de santé (Mbaye et al., 2016 ; Dieng et al., 2016). Cette demande récurrente et croissante en produits forestiers avec des pratiques non durables est déterminante dans la dynamique des écosystèmes forestiers (Sambou, et al., 2008 ; Faye et al., 2022a). Les forêts primaires ont été progressivement remplacées par des forêts secondaires généralement dégradées et les populations de nombreuses espèces végétales se caractérisent par un problème de régénération (Gonzalez et al., 2012 ; Tappan et al., 2004). Ces contraintes de régénération naturelle touchent particulièrement les espèces d'arbres de grande valeur socio-économique (Hermann et Tappan, 2013 ; Sambou, 2004). Ces espèces de valeur sont également les espèces ciblées par l'aménagement forestier. Et même si l'aménagement forestier vise à conserver les espèces et rendre les forêts économiquement rentables et socialement utiles, il est susceptible de changer la composition des communautés végétales (chapitre 2). En retour, la composition en espèces est susceptible de changer en raison des différentes stratégies de réponses des espèces aux perturbations (Chave et al., 2009; Violle et al., 2007).

Cette thèse se questionne ainsi sur la situation actuelle et future de la biodiversité forestière au Sénégal, notamment en zone soudanienne où plusieurs forêts ont été aménagées et où

se concentrent la majeure partie des forêts protégées communément appelées forêts classées (République, 2018). C'est une question multifacette qui peut être explorée de différentes façons. Outre l'objectif de connaître les effets des pratiques d'aménagement forestier sur les indicateurs de la biodiversité et des stocks de carbone (chapitre 2), cette thèse cherchait aussi à explorer les traits fonctionnels permettant d'expliquer et de prédire la présence des espèces dans les différentes forêts en fonction de leur statut d'aménagement et leur niveau de perturbation (chapitre 3). La relation entre l'utilisation de l'espèce et sa présence dans une forêt a également été étudiée dans ce même chapitre 3. Finalement, cette étude cherche à connaître si dans cette zone soudanienne, les forêts maintiendront les conditions environnementales requises pour que les espèces de valeur y persistent sous différents scénarios de changement climatique (chapitre 4).

Trois hypothèses principales ont guidé les travaux de cette thèse. Premièrement, l'hypothèse d'une similarité de la biodiversité et des stocks de carbone entre les forêts non aménagées et les différentes forêts aménagées (forêts anciennement aménagées, forêts récemment aménagées et les réserves communautaires forestières), en raison principalement de l'effet positif de l'ouverture de la canopée (Langridge et al., 2023). Deuxièmement, considérant que les pratiques d'aménagement génèrent un stress physiologique, il était attendu une prépondérance des traits fonctionnels liés à des capacités compétitive et colonisatrice à travers une forte régénération qui permet aux espèces d'exploiter les ouvertures. Dans ce même ordre d'idée, l'hypothèse d'une influence négative de l'utilisation des espèces sur leur présence a été formulée à cause de la récolte sélective des arbres pour répondre à une demande énergétique (PROGEDE, 2008). Troisièmement, compte tenu du rôle déterminant des facteurs climatiques dans la répartition des espèces, il est probable que plusieurs espèces puissent modifier leur répartition en lien avec l'aridification attendue dans la région (Sagna et al., 2016 ; Mbow, 2009). A la lumière de ces hypothèses, les résultats apportent de nouvelles connaissances scientifiques avec des implications pour l'aménagement forestier durable en zone soudanienne. Plus encore, ces résultats aboutissent à différentes recommandations et ouvrent plusieurs pistes de recherche qui permettront d'améliorer les stratégies d'aménagement forestier au Sénégal.

Contribution aux connaissances scientifiques. D'abord, le chapitre 2 de cette thèse s'appuie sur des données d'inventaire forestier de vingt forêts incluant des forêts non aménagées, des forêts anciennement aménagées, des forêts récemment aménagées et des réserves communautaires forestières pour comparer plusieurs indicateurs de biodiversité entre ces différentes forêts. Ensuite, dans le chapitre 3, des données de présence-absence de la régénération naturelle de vingt espèces de valeur combinées aux valeurs de leurs traits fonctionnels de régénération naturelle ont permis de faire une prédiction de la présence de ces espèces dans les différentes forêts. Enfin, l'utilisation de différentes variables bioclimatiques ont aidé à projeter l'évolution future de l'aire de répartition des espèces de valeur. Les résultats obtenus se résument principalement aux points suivants : 1) les effets contrastés de l'aménagement forestier sur les indicateurs de biodiversité, l'effet filtre de l'aménagement forestier pour 2) la prépondérance de la régénération végétative et 3) la prédominance des arbres moins grands et finalement 4) le déclin annoncé par le changement climatique de plusieurs espèces de valeur.

Effets contrastés de l'aménagement forestier sur les indicateurs de biodiversité. Globalement, il est ressorti que les vingt forêts étudiées comptent au moins 183 espèces dont 152 espèces d'arbres matures contre 163 espèces d'arbres juvéniles. Les résultats sur la richesse spécifique moyenne et les autres indicateurs aux différentes échelles de diversité alpha, bêta et gamma confirment l'hypothèse d'une similarité de diversité des arbres entre les forêts non aménagées et les différentes forêts aménagées en raison des perturbations courantes dans les forêts non aménagées. Plus encore, les résultats mettent en évidence que les perturbations courantes selon leur intensité expliquent mieux la variation de la diversité des arbres matures dans les différentes forêts, quel que soit leur statut d'aménagement. Ces résultats s'expliquent par divers processus, dont l'effet positif de l'ouverture de la canopée et la contribution des espèces inutilisées sur la biodiversité (Langridge et al., 2023; Chaudhary et al., 2016). Cependant, ils seraient aussi en lien avec la longue histoire de perturbations anthropiques auxquelles ces forêts aménagées ou non ont été soumises et des différences dans les réponses écophysologiques des espèces aux perturbations (Langridge et al., 2023). En revanche, en

comparant les forêts aménagées entre elles, une tendance à la récupération ~~résilience~~ est notée, notamment avec les résultats sur les forêts anciennement aménagées qui s'apparentaient plus aux forêts non aménagées qu'aux forêts récemment aménagées ou qu'aux réserves forestières communautaires. Dans ce processus de restauration, il importe de souligner qu'à long terme, une diminution de la diversité dans les forêts aménagées peut s'opérer en raison d'un remplacement des espèces pionnières par des espèces tolérantes à l'ombre (Chazdon, 2019).

Un autre indicateur important concerne la structure des populations des espèces ligneuses (Gatica-Saavedra et al., 2017). A ce titre, les résultats de cette thèse indiquent que la distribution en classes de diamètre des arbres est en J inversé et reste similaire entre les forêts aménagées et les forêts non aménagées. De plus, ni le diamètre médian des arbres ni l'écart médian absolu étaient différents entre les forêts aménagées et non aménagées et ce quel que soit leur niveau de perturbation. Cette structure est généralement considérée comme un indicateur d'une population stable ou d'un bon état de régénération (Peters, 1997). Cependant, en zone soudanienne, cette déduction n'est pas toujours valable car la prépondérance des arbres de petit diamètre peut aussi refléter une population perturbée (Lykke, 1998). Cette caractéristique structurale des populations ligneuses est influencée par plusieurs processus écologiques en lien avec les différents types d'interactions entre arbres (Forrester, 2019).

Contrairement aux indicateurs évoqués dans le paragraphe précédent, les résultats sur la composition floristique corroborent notre hypothèse de différence compositionnelle entre les forêts non aménagées et les différentes forêts aménagées. Cette différence est notée aussi bien pour les arbres matures que pour les juvéniles. Compte tenu des objectifs de récolte orientés vers des espèces cibles, il semble raisonnable de supposer que les pratiques d'aménagement modifient la composition des communautés d'arbres. Pour les espèces d'arbres matures, certaines telles que *Combretum micranthum*, *Acacia macrostachya* et *Sterculia setigera* étaient plus associées aux forêts récemment aménagées et aux réserves forestières communautaires, tandis que pour les arbres juvéniles, la plupart des espèces de

valeur étaient associées aux forêts non aménagées et à des intensités de perturbations faibles et moyennes. Parmi les forêts aménagées, les espèces de valeur étaient plus associées aux forêts anciennement aménagées qu'aux forêts récemment aménagées et aux réserves forestières communautaires. En revanche, la similarité de la composition des espèces dans les forêts non aménagées et les forêts anciennement aménagées appuie l'hypothèse d'une possible récupération des forêts aménagées tel que démontré par les résultats sur les indicateurs précédents. Ce processus de récupération des écosystèmes forestiers après perturbation implique plusieurs processus qui opèrent à différents niveaux (Falk et al., 2022). Par exemple, l'influence positive des arbres restants et des souches après la récolte a été rapportée en particulier en zone soudanienne, s'expliquant notamment par la forte capacité de régénération végétative de nombreuses espèces (Luoga et al., 2004 ; Chidumayo, 2013; Bellefontaine, 2005). Plus encore, cette forte capacité de régénération après coupe qui pourrait avoir un effet compensateur sur la biomasse est mise en lien avec la similarité des stocks de carbone des forêts aménagées et non aménagées. Une autre explication possible pourrait être liée au résultat sur la ressemblance de la structure des populations entre ces différentes forêts (Pugh et al., 2019). Bien qu'il soit important de considérer la dynamique à long terme des communautés végétales (Cardinale et al., 2007 ; Dayamba et al. 2016), plusieurs autres facteurs tels que les modes d'utilisation des terres et le climat interviennent dans le stockage du carbone en zone soudanienne (Mbow et al., 2013 ; Woomer et al., 2004 ; Touré et al., 2003). En revanche, dans un contexte où le bois récolté est très utilisé dans le chauffage, il est clair que les émissions de CO₂ vont contrebalancer le stockage du carbone dans ces écosystèmes forestiers (Brocard et al., 1998) dont le fonctionnement dépend également des interactions espèces-environnement via les traits fonctionnels (de Bello et al., 2017).

Vers la prépondérance de la régénération végétative. Pour en connaître plus sur les traits fonctionnels qui sont peu étudiés au Sénégal, le chapitre 3 s'appuie sur des régressions multiples à effets mixtes pour prédire la composition fonctionnelle des forêts aménagées et non aménagées, tout en considérant leur niveau de perturbation. Les résultats obtenus confirment l'hypothèse d'une sélection des espèces colonisatrices et

moins compétitives par l'aménagement forestier et les perturbations. A ce titre, un résultat important est la prépondérance du mode de régénération végétative des arbres dans toutes les forêts quel que soit le statut d'aménagement et le niveau de perturbation. Bien que, la régénération végétative n'est pas un phénomène nouveau en zone soudanienne (Bellefontaine, 2005) ; il était attendu qu'elle soit plus présente dans les forêts plus perturbées, car il s'agit d'un trait connu adapté aux perturbations. Étant donné que l'eau reste un facteur limitant dans la zone soudanienne qui pourrait être accentué par l'ouverture de la canopée, les juvéniles issus de la régénération végétative ont plus de chance de s'installer, pouvant croître plus vite grâce à leur système racinaire établi (Chidumayo & Ellegaard, 1993). Par ailleurs, les résultats sur la faible présence du mode de reproduction sexuée comparé au mode végétatif indiqueraient des contraintes à la germination des graines. En effet, plusieurs facteurs comme la coupe sélective des arbres matures, la récolte et le transport des fruits hors de leur milieu naturel mais aussi le pâturage et le feu demeurent des contraintes à la germination de certaines espèces (Luoga et al., 2004 ; Ky-Dembélé et al., 2007 ; Niang-Diop et al, 2011). De telles contraintes sur la germination justifieraient les résultats insignifiants de la réponse du mode de dispersion et du type de fruit au statut d'aménagement de la forêt et de son niveau de perturbation. Ce résultat n'est pas surprenant, car en zone soudanienne, en plus des contraintes biotiques, la germination des graines est également contrainte par des facteurs abiotiques tels que le climat (Ouédraogo & Thiombiano, 2012).

Vers une prédominance des arbres de moins en moins grands. Un autre résultat majeur mis en évidence par cette thèse est la prédominance des arbres moins grands. Les résultats obtenus indiquent que la probabilité de présence des espèces de valeur diminue avec l'augmentation des valeurs de hauteur maximale pour toutes les forêts avec une tendance plus prononcée dans les différentes forêts aménagées et les forêts d'intensité de perturbation élevée. Ces résultats sont probablement en relation avec la capacité compétitive des espèces dans des environnements perturbés, où les espèces pionnières croissent rapidement mais n'atteignent pas la hauteur des espèces de fin de succession qui, elles croissent plus lentement (DeArmond et al., 2022). En général, les espèces de fin

de succession allouent plus de ressources pour la survie, ce qui donne un bois plus dense et des fruits plus gros (Poorter et al., 2004 ; Lohbeck et al., 2013). Ces caractéristiques hautement recherchées par les populations humaines justifieraient aussi leur récolte intensive. Une autre explication pourrait être liée à la récurrence des perturbations qui pourrait limiter la capacité compétitive des arbres d'atteindre leur hauteur maximale potentielle, ce qui conduirait à un remplacement par des arbres ou des arbustes compétitifs à des hauteurs plus petites. Il existe une évidence que les coupes répétées génèrent des arbres à tiges multiples qui ont tendance à être plus courts que ceux à tige unique (Shibata et al., 2016). Les processus impliqués dans la croissance des arbres sont complexes et sensibles aux conditions environnementales (Gorgens et al., 2021). En particulier, en zone soudanienne, où la disponibilité en eau est limitée, les espèces peuvent allouer moins de ressources à la biomasse aérienne et davantage aux racines, ce qui peut contraindre leur croissance en hauteur (Chaves et al., 2003). Cette prévalence croissante des espèces d'arbres de faible hauteur implique qu'à long terme, l'aménagement forestier et les perturbations pourront être l'un des moteurs de la physionomie de la végétation de la zone soudanienne, au même titre que l'agriculture et le feu (Tappan et al., 2004 ; Mbow et al., 2008). En plus de ces perturbations humaines, beaucoup de questions demeurent pour comprendre la dynamique de ces écosystèmes forestiers. Ainsi, une réponse à la question de savoir si les conditions climatiques futures de la zone soudanienne seront propices au développement des espèces de valeur est apportée au chapitre 4.

Vers un déclin des espèces induit par le changement climatique. Dans le chapitre 4, les modèles de distribution réalisés ont permis de prédire la distribution des espèces de valeur selon trois scénarios climatiques (SSP2, SSP3 et SSP5) sur deux périodes différentes (2041-2080 et 2081-2100). Ce qui ressort essentiellement des résultats de ce chapitre est un déclin de neuf espèces sur les quinze étudiées, à savoir *Acacia macrostachya*, *Bombax costatum*, *Cordyla pinnata*, *Combretum micranthum*, *Detarium microcarpum*, *Prosopis africana*, *Pterocarpus erinaceus*, *Sterculia setigera* et *Terminalia avicennioides*, tandis que trois espèces resteraient relativement stables contre trois autres qui pourraient étendre leur niche écologique. Ces différences d'une espèce à l'autre

concordent avec la littérature croissante dans de nombreuses zones biogéographiques (Mkala et al., 2022 ; Muller et al., 2019). Nous avons également constaté que les changements dans l'aire de répartition des espèces de grande valeur devraient être plus graves d'ici 2081 à 2100 par rapport à 2041 à 2060, comme l'ont constaté Sambou et al. (2024). Les résultats indiquent également que les trajectoires de migration des espèces se font généralement vers l'ouest et le sud de la zone soudanienne. De plus, les résultats de nos modèles ont mis en évidence l'effet négatif isolé ou combiné d'une température moyenne plus élevée et de précipitations annuelles et saisonnières plus faibles dans l'évolution de la répartition des espèces de valeur. Ces résultats confirment l'hypothèse d'une détérioration des conditions environnementales dans la région où le climat deviendra vraisemblablement plus chaud et plus sec. Cette aridification du climat risque d'accélérer le déclin de certaines espèces comme *Pterocarpus erinaceus* et *Cordyla pinnata* dont les juvéniles et les fruits respectivement sont relativement sensibles au stress hydrique. En revanche, des conditions climatiques favorables ou non ne peuvent pas à elles seules garantir ou contraindre la survie des espèces. Divers facteurs autres que le climat, comme les caractéristiques des espèces pourraient contraindre davantage ou faciliter leur survie. Par exemple, la forte capacité de régénération végétative de certaines espèces serait bénéfique notamment aux arbres adultes dans un contexte d'aridification. Ces résultats indiquent un signal de déclin de plusieurs espèces dans la zone soudanienne et ce risque d'extinction est grave, surtout pour les espèces déjà menacées au niveau national ou international telles que *Cordyla pinnata*, *Khaya senegalensis*, *Prosopis africana* et *Pterocarpus erinaceus* (République, 2018 ; Barstow, 2018). Somme toute, les résultats obtenus sont très préoccupants et suggèrent d'adapter les options d'aménagement forestier afin de sauver certaines espèces et de favoriser la résilience forestière en zone soudanienne.

Recommandations. Cette thèse a permis de faire une première évaluation scientifique des effets de l'aménagement forestier au Sénégal sur la biodiversité des communautés végétales ligneuses à l'échelle de la zone soudanienne. Ses conclusions suscitent différentes recommandations pour faire évoluer certaines pratiques d'aménagement afin qu'elles puissent contribuer davantage à la conservation des espèces, favoriser la résilience forestière et permettre de bénéficier durablement des biens et services qu'elles nous fournissent. Ces recommandations portent ainsi sur le choix des espèces à récolter, le développement d'un plan national d'actions de conservation des espèces, l'allongement de la durée de la rotation et l'installation de parcelles permanentes de suivi écologique dès le début de l'aménagement.

Choix des espèces à récolter. Les changements constatés sur la composition floristique des forêts aménagées, notamment en ce qui concerne les espèces de valeur, exigent de reconsidérer le choix des espèces à récolter. Compte tenu des résultats sur les traits fonctionnels des espèces, ce choix doit aussi prendre en compte ces traits qui affectent la performance des espèces. Puisqu'il est attendu que les espèces qui se régénèrent de manière végétative seront dominantes, il est important de limiter la récolte des espèces plus dépendantes du mode de reproduction sexuée. Un autre résultat qui appuie cette recommandation concerne l'effet positif de l'aménagement dans la promotion des arbres de faible hauteur et par conséquent, un frein aux espèces de fin de succession généralement de grande taille. Ces espèces de fin de succession hautement recherchées par les populations humaines pour leur bois et leurs fruits se reproduisent plus par germination des graines. Plus spécifiquement, compte tenu de l'évolution future de l'aire de répartition des espèces et du statut de menace sur certaines d'entre elles, la récolte de *Bombax costatum*, *Cordyla pinnata*, *Combretum micranthum*, *Detarium microcarpum*, *Prosopis africana*, *Pterocarpus erinaceus*, *Sterculia setigera* et *Terminalia avicennioides* doit être limitée et un renforcement de leur protection doit être prise en charge par la législation forestière nationale. Cette recommandation est aussi appuyée par les résultats sur les effets des perturbations courantes qui étaient plus déterminantes que l'effet de l'aménagement sur la biodiversité. Il est nécessaire de baser le choix des espèces sur les enjeux écologiques

plutôt que sur les enjeux économiques uniquement. En outre, la biodiversité, les forêts et le changement climatique sont inextricablement liés. Ces liens étroits nécessitent que les forces qui les affectent soient prises en compte simultanément en conciliant exploitation et mesures d'adaptation des espèces au changement climatique.

Le développement d'un plan national d'actions de conservation des espèces.

Compte tenu des changements constatés dans la composition taxonomique et fonctionnelle auxquels s'ajoute le risque de déclin de plusieurs espèces, il est nécessaire de développer un plan national d'actions de conservation des espèces de valeur. Ce plan devrait comporter plusieurs objectifs, dont une évaluation objective de leur état de conservation permettant d'établir la liste nationale des espèces d'arbres menacés, à l'instar de la liste du comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). Cette évaluation aiderait également à mettre à jour la législation forestière pour ces espèces. Un autre objectif de ce plan de conservation serait la promotion de la régénération des espèces menacées à travers la plantation dans les forêts aménagées et les réserves communautaires. Ces réserves communautaires ne semblent pas être favorables ni à la reconstitution de la biodiversité ni au maintien de leurs services. Une mise en défens sur une période bien définie doit aussi être envisagée pour favoriser la régénération naturelle. Ces actions de restauration devront aussi se faire en prenant en compte le statut d'aménagement de la forêt.

L'allongement de la durée de rotation. La dynamique observée dans les forêts anciennement aménagées comparées aux forêts non aménagées suggère une possible restauration de la biodiversité au moins 10 ans après l'aménagement. Ainsi, il pourrait être nécessaire d'ajuster le cycle de coupe sur une durée plus longue que les huit années actuelles afin de mieux favoriser la récupération des forêts aménagées et permettre aux espèces de valeur de se régénérer et de contribuer en même temps au stockage du carbone. A ce titre, les résultats indiquent que les forêts aménagées peuvent continuer de jouer un rôle important dans le stockage du carbone en raison de la capacité de régénération végétative de certaines espèces. Toutefois, l'utilisation du bois comme énergie de cuisson

risque de contrebalancer cet effet positif sur le processus de stockage du carbone. Il faut donc mieux promouvoir d'autres sources d'énergie pour la cuisson.

Mise en place de parcelles permanentes. Les recommandations formulées précédemment exigent la mise en place de parcelles permanentes au niveau national dans les forêts aménagées et non aménagées pour collecter davantage de données exploitables permettant de suivre les indicateurs de la biodiversité afin de pouvoir réorienter ou adapter les options d'aménagement. Pour se faire, la production d'informations scientifiques sur l'évolution de la biodiversité doit être formellement soutenue par l'État et ses partenaires pour aider à mieux définir les actions prioritaires pour la conservation de la biodiversité forestière. Ce manque de données a été constaté durant cette thèse et justifie quelque part certaines limites de cette étude.

Limites de l'étude. Une première limite de cette étude est liée au manque de données d'une part sur l'historique des perturbations humaines dans la région d'étude et d'autre part sur les traits fonctionnels des espèces étudiées.

L'absence de données historiques sur les perturbations et la difficulté de prendre en compte les perturbations imprévues avait justifié le choix d'une approche alternative et indirecte basée sur la couverture forestière pour estimer le niveau de perturbation des forêts. Cependant, cette approche reste confrontée à une imprécision dans l'estimation de l'intensité des perturbations à l'échelle locale. De plus, la couverture forestière est également dépendante du type de formation végétale qui elle aussi peut être influencée par les facteurs d'habitat. En outre, des données précises prises sur les mêmes forêts à des intervalles de temps donnés permettraient d'évaluer les effets sur la croissance et la survie des arbres.

Dans le même ordre d'idées, les lacunes constatées dans les données de traits fonctionnels des espèces ont guidé le choix de traits au niveau générique de certaines espèces. Bien que recommandé par ~~selon~~ la littérature, cette approche n'est pas exempte de biais. Nonobstant ces limites, les approches méthodologiques utilisées ont permis au-delà de

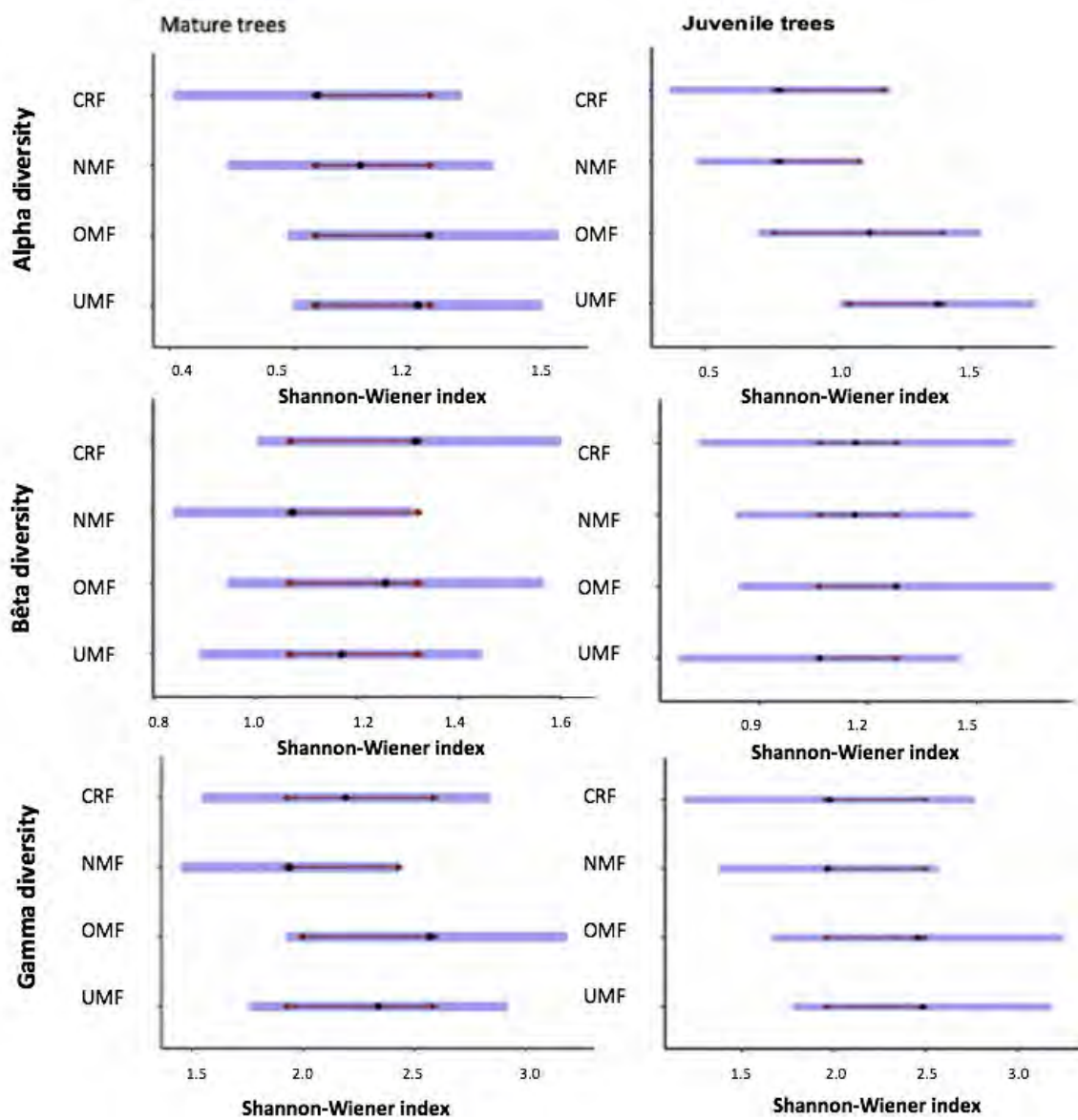
l'aménagement d'intégrer la réalité des perturbations courantes qui n'épargnent aucune forêt quel que soit son statut d'aménagement. Ces constatations entre autres suggèrent d'envisager de futures recherches.

Pistes de recherche. Plusieurs pistes de recherches émanent des travaux de cette thèse :

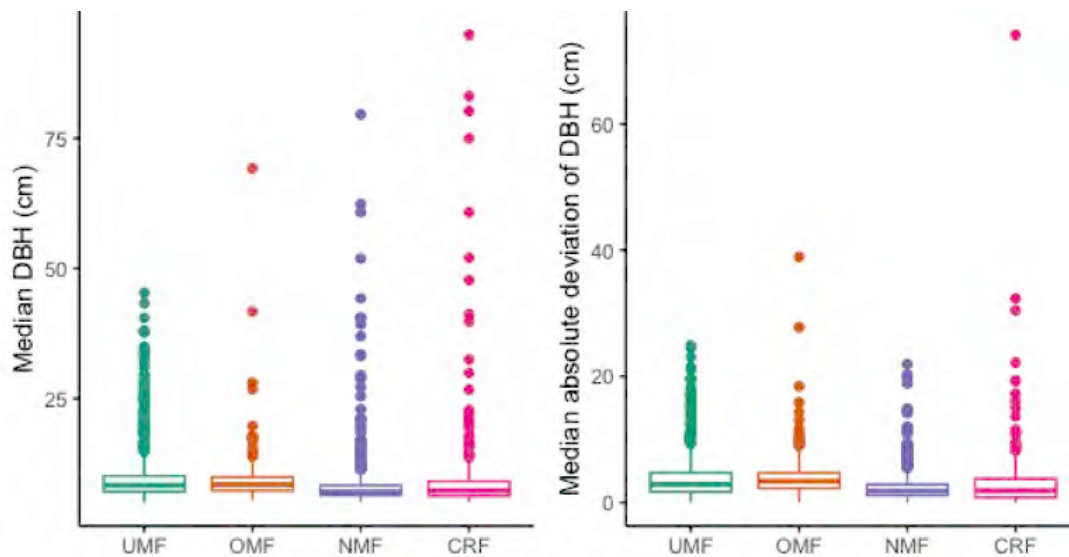
- Une première piste de recherche qui émane des limites de cette étude serait de procéder à une évaluation comparative de la dégradation des forêts aménagées et non aménagées afin de disposer de données plus précises sur l'intensité des perturbations courantes.
- Une deuxième préoccupation de recherche en lien avec ce manque de données concerne un suivi des forêts dans le temps et la promotion de travaux de recherches sur les traits fonctionnels des espèces pour mieux appréhender les effets des perturbations sur les espèces ainsi que les réponses de ces dernières face aux perturbations et aussi pour alimenter les bases de données mondiales. Un axe de recherche d'autant plus important qui permettrait de comprendre les stratégies adaptatives des espèces notamment dans un contexte où les perturbations anthropiques sont récurrentes et où les conditions climatiques sont changeantes et risquent de menacer la survie de plusieurs espèces.
- Troisièmement, les espèces ligneuses ne constituant qu'une seule composante des communautés végétales, il serait nécessaire de mener une étude sur les autres taxons de ces communautés voire même des communautés animales pour compléter les connaissances sur les effets de l'aménagement forestier sur la biodiversité.
- Quatrièmement, une étude complémentaire sur le carbone du sol devrait être faite afin de mieux appréhender la dynamique des stocks de carbone dans les forêts aménagées et les forêts non aménagées, car les stocks de carbone ne se limitent pas aux apports de la biomasse aérienne et souterraine des espèces ligneuses.

- Enfin, il serait judicieux de réaliser une étude similaire en zone sahélienne où également plusieurs forêts ont été aménagées. Ce qui permettra d'obtenir des résultats complets sur les effets de l'aménagement à l'échelle nationale afin de mieux orienter les stratégies d'aménagement forestier au Sénégal.

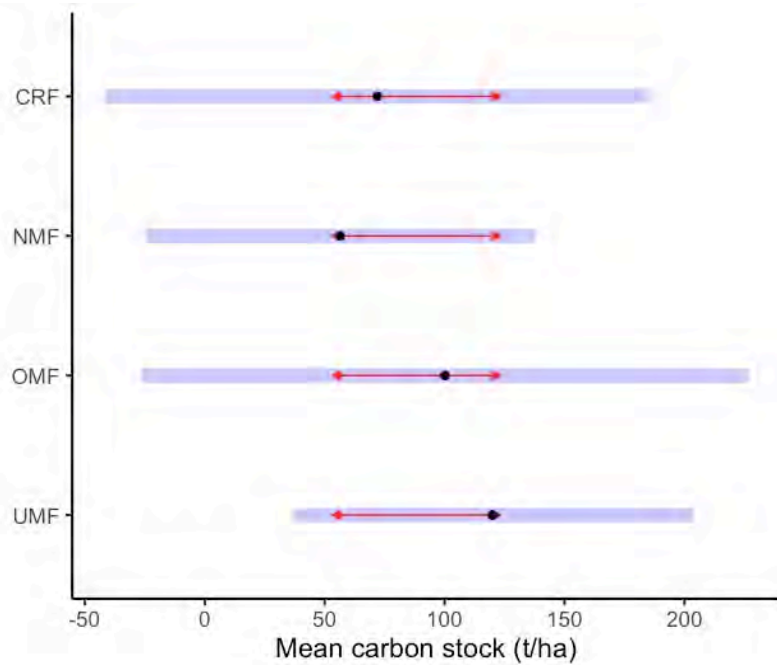
ANNEXE A – ALPHA, BETA AND GAMMA DIVERSITIES (DOTS) MEASURED BY THE SHANNON-WIENER INDEX (X-AXIS SCALE IS SPECIFIC TO EACH FIGURE) AND 95% CONFIDENCE INTERVAL (BLUE BANDS) OF MATURE TREES AND REGENERATING TREES ACCORDING TO FOREST TRACT TYPE (UMF = UNMANAGED FORESTS TRACTS, OMF = OLDER MANAGED FORESTS TRACTS > 10 YEARS, NMF = NEWLY MANAGED FORESTS TRACTS < 10 YEARS, CRF = COMMUNITY RESERVE FORESTS TRACTS) . THE RED ARROWS INDICATE A TEST OF SIGNIFICANCE ($\alpha = 0.05$) WITH A TUKEY ADJUSTMENT FOR MULTIPLE COMPARISONS: WHEN THE ARROWS OVERLAP, THERE IS NO SIGNIFICANT DIFFERENCE.



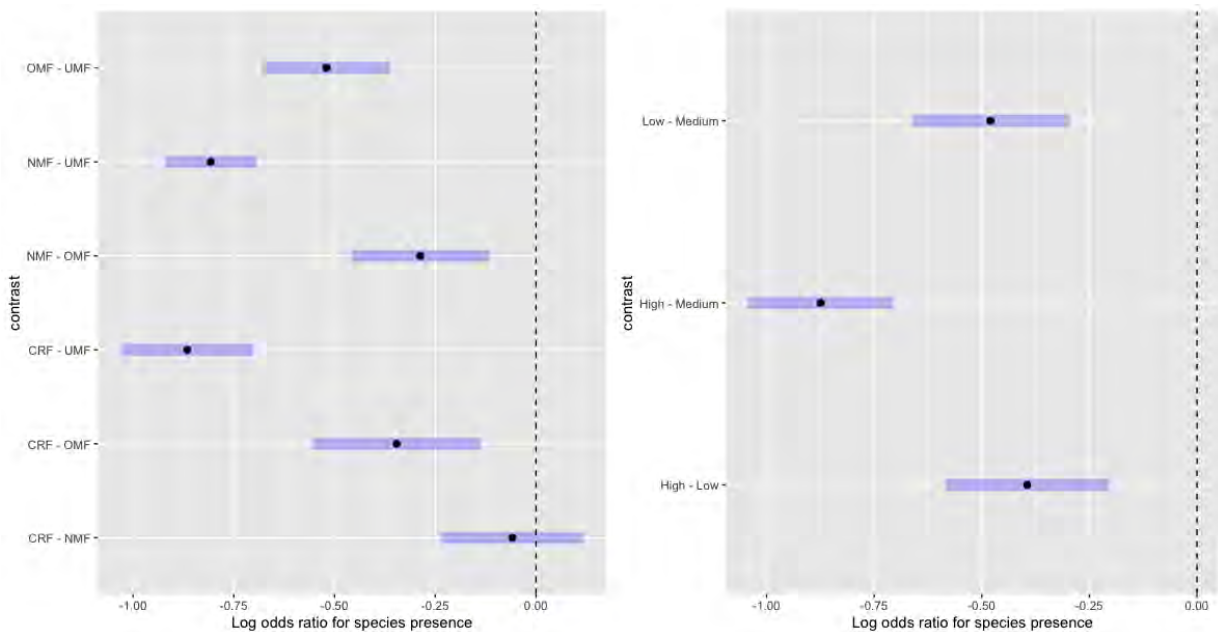
ANNEXE B – MEDIAN AND MEDIAN DEVIATION OF THE DIAMETER OF MATURE TREES IN DIFFERENT FOREST TYPES (UMF = UNMANAGED FORESTS TRACTS, OMF = OLDER MANAGED FORESTS TRACTS > 10 YEARS, NMF = NEWLY MANAGED FORESTS TRACTS < 10 YEARS, CRF = COMMUNITY RESERVE FORESTS TRACTS).



ANNEXE C – VARIATION IN THE MEAN AMOUNT OF CARBON STORED IN THE ABOVE-GROUND AND ROOT BIOMASS OF TREES IN DIFFERENT FOREST TRACTS TYPES (UMF = UNMANAGED FORESTS TRACTS, OMF = OLDER MANAGED FORESTS TRACTS > 10 YEARS, NMF = NEWLY MANAGED FORESTS TRACTS < 10 YEARS, CRF = COMMUNITY RESERVE FORESTS TRACTS).



ANNEXE D – DIFFERENCES IN THE MEAN PROBABILITY OF PRESENCE OF ALL HIGH-VALUE SPECIES (EXPRESSED AS LOG ODDS RATIOS) ESTIMATED FROM LINEAR MIXED MODELS WITH A BINOMIAL DISTRIBUTION (SPECIES PRESENCE/ABSENCE IN PLOTS) AS A FUNCTION OF (A) MANAGEMENT STATUS (A : UMF = UNMANAGED FORESTS, OMF = OLDER MANAGED FORESTS, MORE THAN 10 YEARS AGO, NMF = NEWLY MANAGED FORESTS, LESS THAN 10 YEARS AGO, CRF = COMMUNITY RESERVES FORESTS) AND (B) DISTURBANCE LEVEL OF THE FORESTS, WITH SPECIES IDENTITY AS A RANDOM EFFECT. THE TUKEY-ADJUSTED 95% CONFIDENCE INTERVALS (IN BLUE) INDICATE SIGNIFICANT DIFFERENCES IF THEY DO NOT INCLUDE 0.



LISTE DES RÉFÉRENCES

- Abiodun, F., Osahon, O. (2009). Phytochemical screening and evaluation of stem bark extract of *Khaya senegalensis* (Meliaceae) on methicillin resistant *Staphylococcus aureus*. *Canadian Journal of Pure and Applied Sciences*, 3 (3): 925-928
- Adewuyi, A.M., Akangb, Y.T., Da A., 2015. *Terminalia avicennioides* as a Potential Candidate for Pharmaceutical Industry: A Review. *Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences*. 6(2). 748-754.
- Adjanohoun, E.J., Ahyi, AMR., Aké-Assi L., Dan Dicko, L., Daouda, H., Delams M., De Souza, L., Garba, M., Guinko, S., Kagnonga, A., N'Golo, D., Raynal, JL., Saadou M., 1980. Médecine traditionnelle et pharmacopée - Contribution aux études ethnobotaniques et floristiques au Niger. *ACCT: Paris*; 58-67.
- Adjonou, K., Abotsi, K. E., Segla, K. N., Rabiou, H., Houetchegnon, T., Sourou, K. B., ... & Kokou, K. (2020). Vulnerability of African Rosewood (*Pterocarpus erinaceus*, Fabaceae) natural stands to climate change and implications for silviculture in West Africa. *Heliyon*, 6(6).
- African Plant Database (version 4.0.0). (2022). Conservatoire et Jardin botaniques de la Ville de Genève and South African National Biodiversity Institute, Pretoria, "accès [mois, 2022]", <http://africanplantdatabase.ch>.
- African Regional Workshop. (1996). Conservation and Sustainable Management of Trees project workshop held in Harare.
- Agbo, R. I., Idohou, R., Vihotogbé, R., Missihoun, A. A., Dagba, R. A., Assogbadjo, A. E., & Agbangla, C. (2019). Spatio-temporal dynamics of suitable habitats for *Detarium microcarpum* Guill. & Perr. (Caesalpiniaceae), a priority food tree species in Benin (West Africa). *Modeling Earth Systems and Environment*, 5, 595-604.
- Agwu, O. P., Bakayokoa, A., Jimoh, S. O., Dimobe, K., & Porembski, S. (2020). Impact of climate on ecology and suitable habitat of *Garcinia kola* heckel in Nigeria. *Trees, Forests and People*, 1, 100006.
- Aké Assi, L. & Guinko, S. (1991). Plants used in traditional medicine in West Africa. Basel, Switzerland, Roche, 90.
- Amani, B. H., N'Guessan, A. E., Van der Meersch, V., Derroire, G., Piponiot, C., Elogne, A. G., ... Hérault, B. (2022). Lessons from a regional analysis of forest recovery trajectories in West Africa. *Environmental Research Letters*, 17(11), 115005. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac9b4f>

- Amiri, M., Tarkesh, M., Jafari, R., & Jetschke, G. (2020). Bioclimatic variables from precipitation and temperature records vs. remote sensing-based bioclimatic variables: Which side can perform better in species distribution modeling? *Ecological informatics*, 57, 101060.
- Amza, T., Amadou, I., Kamara, M.T., Zhu, K., Zhou, H. (2010). Chemical and nutrient analysis of Gingerbread plum (*Neocarya macrophylla*) seeds. *Advance J Food Sci Tech*, 2, 191-195
- ANACIM. (2020). Services d'Informations météorologiques, Agence Nationale de l'Aviation Civile et de la Météorologie (ANACIM), Sénégal.
- Andary, C., Doumbia, B., Sauvan, N., Olivier, M., Garcia, M., Jansen, P. C. M., & Cardon, D., (2005). *Anogeissus leiocarpa* (DC.) Guill. & Perr. PROTA, 3.
- ANDS. (2018). Situation Economique du Sénégal en 2015. Version provisoire. 350 p.
- Anne-Laure. (2007). Contribution à la connaissance taxonomique et chimique de fruits africains du genre "Detarium" (Fabaceae - Caesalpinioideae) : "D. microcarpum" Guill. et Perr. et des formes comestibles et toxiques de "D. senegalense" J.F. Gmel. *Thèse de doctorat* : Univ. Genève
- Arbonnier, M. (2019). Arbres, arbustes et lianes d'Afrique de l'Ouest: Nouvelle édition 2019. Quae.
- Assogba, G. A., Fandohan, A. B., Gandji, K., Salako, K. V., Adomou, A., Assogbadjo, A. E. (2021). Impacts des affectations des terres sur la structure des peuplements de *Bombax costatum* en zone soudanienne du Bénin. *Bois et Forêts des Tropiques*, 348 : 37-48.
- Assogbadjo, A. E., Sinsin, B., Van Damme, P. (2005). Caractères morphologiques et production des capsules de baobab (*Adansonia digitata* L.) au Bénin. *Fruits*, 60(5), 327-340.
- Atakpama, W., Dourma, M., Wala, K., Péréki, H., Batawila, K., Akpagana, K. (2014). Structure and natural regeneration of *Sterculia setigera* Del. plants communities in Sudanian Zone of Togo (West Africa). *IJPSS*, 3(4), 330-346.
- Atakpama, W., Wala, K., Gouwakinnou, G. N., Pereki, H., Polo-Akpisso, A., Akodewou, A., ... & Akpagana, K. Abundance, distribution pattern and potential suitable habitat of *Sterculia setigera* Del. in Togo (West Africa). (2016.) *International Journal of Innovation and Scientific Research* ISSN 2351-8014 Vol. 26 No. 1, pp. 23-38.

- Atanasso, J. A., Mensah, S., Salako, K. V., Tohoun, R. J., Glèlè Kakaï, R., Assogbadjo, A. E. (2021). Factors affecting survival of seedling of *Afzelia africana*, a threatened tropical timber species in West Africa. *Tropical Ecology*, 62, 443-452.
- Aubréville, A. (1950). Flore forestière soudano-guinéenne. *Sociétés d'éditions géographiques, maritimes et coloniales*, Paris, 524 p.
- Avana-Tientcheu, M. L. A., Keouna, S., Dongock Nguemo, D., Mouga Masdewel, B. (2019). Structure des peuplements et potentiel de domestication de *Parkia biglobosa* dans la région de Tandjilé-Ouest (Tchad). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 13(1), 219-236.
- Ayihouenou, E. B., Fandohan, A. B., Sodé, A. I., Gouwakinnou, N. G., & Djossa, A. B. 2016. Biogéographie du néré (*Parkia biglobosa* (Jack.) R. Br. ex. Don.) sous les conditions environnementales actuelles et futures au Bénin. *Bulletin de la Recherche Agronomique du Bénin*, Numéro spécial Agronomie, Société, Environnement & Sécurité Alimentaire, 93-108.
- Bâ, A. T. & Noba, K. (2001). Flore et biodiversité végétale au Sénégal. *Sécheresse*, 12 (3) : 149-155.
- Ba, C. O, Bishop, J., Dème, M., Diadhiou, H. D., Dieng, A. B., Diop, O., Garzon, P. A., Guèye, B., Kébé, M., Ly, O. K., Ndiaye, V., Ndione, C. M., Sène, A., Thiam, D. et Wade, I. A. (2006). Evaluation économique des ressources sauvages au Sénégal : Evaluation préliminaire des produits forestiers non ligneux, de la chasse et de la pêche continentale. UICN, Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni.
- Babou, A., Maïga, A., Compaore, P., Kalinganire, A. (2010). Dimension socioculturelle du baobab *Adansonia digitata* L. dans le Plateau central du Burkina Faso. *Bois & Forêts des Tropiques*, 306, 23-32.
- Barlow, J., Lennox, G. D., Ferreira, J., Berenguer, E., Lees, A. C., Nally, R. M., ... & Gardner, T. A. (2016). Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature*, 535(7610), 144-147.
- Barstow, M. (2018). *Pterocarpus erinaceus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018:e.T62027797A62027800. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T62027797A62027800.en>. Accessed on 06 April 2024.
- Bates D, Mächler M, Bolker B, Walker S. (2015). "Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4." *Journal of Statistical Software*, 67(1)
- Bationo, B. A. (2001). Régénération naturelle de cinq espèces ligneuses de la forêt classée de Nazinon (Burkina Faso): *Detarium microcarpum* Guill. & Perr., *Afzelia*

africana Sm., *Isoberlinia doka* Craib & Stapf., *Piliostigma thonningii* (Sch.) Miln.-Redh. et *Terminalia avicennioides* Guill & Perr. Th. Université Ouagadougou, 174p.

- Bationo, B. A., Compaoré, P., Niang, A. (2005). Les parcs à baobabs dans le Plateau Central du Burkina Faso: structure et contraintes socioculturelles à la régénération. Leçons tirées des expériences de lutte contre la désertification au sahel, 72.
- Belem, B., Boussim, J. I., Bellefontaine, R., & Guinko, S. (2008). Stimulation du drageonnage de *Bombax costatum* par blessure des racines au Burkina Faso. *BOIS & FORETS DES TROPIQUES*, 295, 71-79.
- Bellefontaine R. (1997). Synthèse des espèces des domaines sahélien et soudanien qui se multiplient naturellement par voie végétative, pp. 95-104, in: "Fonctionnement et gestion des écosystèmes forestiers contractés sahéliens", Niamey, nov. 1995 (J.M. d'Herbès, J.M.K. Ambouta, R. Peltier Eds.), Ed. John Libbey Eurotext, Paris, 274 p.
- Bellefontaine, R. (2005). Sexual reproduction is not the only way for a lot of woody trees : Analysis of 875 cases Introduction, table and bibliography. *Sécheresse* 16: 315–317.
- Bergeret, A. (1993). Le Dimb (*Cordyla pinnata*). *Le Flamboyant*, 27: 14-15
- Bergeron, Y., Fenton, N. (2012). Boreal forests of eastern Canada revisited: old growth, nonfire disturbances, forest succession and biodiversity. *Botany* 90, 509–523.
- Bergeron, Y., Han, Y. H. Chen, Norman, C. K., Albanie, L., Leduc, and S. Ellen, M. (2014). Boreal mixedwood stand dynamics: Ecological processes underlying multiple pathways.
- Berhaut, J., (1975). Flore illustrée du Sénégal. Tome IV. Gouvernement du Sénégal. Dakar : Clairafrique
- Bessot, L. (2008). Etude de plantes médicinales traditionnellement utilisées dans le soin du paludisme au Burkina Faso (Doctoral dissertation).
- Biaou S.S.H., M. Homengren, F.J. Sterck, G.M. Mohren. (2011). Stress-Driven Changes in the Strength of Facilitation on Tree Seedling Establishment in West African Woodlands. *Biotropica*, 43(1), 23–30.
- Biaou, S., Gouwakinnou, G. N., Noulèkoun, F., Salako, K. V., Kpoviwanou, J. M. R. H., Houehanou, T. D., & Biaou, H. S. S. (2023). Incorporating intraspecific variation into species distribution models improves climate change analyses of a widespread West African tree species (*Pterocarpus erinaceus* Poir, Fabaceae). *Global Ecology and Conservation*, 45, e02538.

- Billé R., Cury P., Loreau M., Maris V. (2014). Biodiversité : vers une sixième extinction de masse. Montreuil : La Ville Brûle, 199 p. (Collection 360). ISBN 978-2-360-12043-7.
- Boakye, E. A., Ceesay, A., Osemwegie, I., Kapoury, S., Hounkpevi, A., Matchi, I. I., & Tetteh, E. N. (2023). Climate change has limited effect on the growth of *Azelia africana* Sm. and *Anogeissus leiocarpus* (DC.) Guill. and Perr. in riparian forests in the savannas of Ghana. *Forestry*, 96(3), 316-325.
- Bocedi, G., Atkins, K. E., Liao, J., Henry, R. C., Travis, J. M., & Hellmann, J. J. (2013). Effects of local adaptation and interspecific competition on species' responses to climate change. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1297(1), 83-97.
- Boch, S., Prati, D., Müller, J., Socher, S., Baumbach, H., Buscot, F., ... Fischer, M. (2013). High plant species richness
- Bodian, A. (2014). Caractérisation de la variabilité temporelle récente des précipitations annuelles au Sénégal (Afrique de l'Ouest), *Physio-Géo [En ligne]*, Volume 8 | 2014, mis en ligne le 02 novembre 2014, consulté le 24 mai 2018.
- Boffa, J.-M. (2000). Les parcs agroforestiers en Afrique subsaharienne. Rome, Italie, *Fao/Icraf, Cahier Fao Conservation* 34, 258 p
- Bognounou, F., Tigabu, M., Savadogo, P., Thiombiano, A., Boussim, I. J., Oden, P. C., & Guinko, S. (2010). Regeneration of five Combretaceae species along a latitudinal gradient in Sahelo-Sudanian zone of Burkina Faso. *Annals of Forest Science*, 67(3), 306.
- Bouchard, E., Searle, E. B., Drapeau, P., Liang, J., Gamarra, J. G., Abegg, M., ... & Paquette, A. (2024). Global patterns and environmental drivers of forest functional composition. *Global Ecology and Biogeography*, 33,303–324.
- Boutefeu, B. (2005). L'aménagement forestier en France: à la recherche d'une gestion durable à travers l'histoire. *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement*, 6(2).
- Boutinot, L. (2014). « L'enjeu des aménagements forestiers au Sénégal », *Anthropologie & développement [En ligne]*, 37-38-39 | 2014, mis en ligne le 01 décembre 2016, consulté le 19 avril 2019. URL
- Brandt, M., Mbow, C., Diouf, A. A., Verger, A., Samimi, C., & Fensholt, R. (2015). Ground- and satellite-based evidence of the biophysical mechanisms behind the greening Sahel. *Global change biology*, 21(4), 1610-1620.

- Brice, M. H., Cazelles, K., Legendre, P., & Fortin, M. J. (2019). Disturbances amplify tree community responses to climate change in the temperate–boreal ecotone. *Global Ecology and Biogeography*, 28(11), 1668-1681
- Brocard, D., Lacaux, J. P., & Eva, H. (1998). Domestic biomass combustion and associated atmospheric emissions in West Africa. *Global Biogeochemical Cycles*, 12(1), 127-139.
- Brockerhoff, E. G., Barbaro, L., Castagneyrol, B., Forrester, D. I., Gardiner, B., González-Olabarria, J. R., ... & Jactel, H. (2017). Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. *Biodiversity and Conservation*, 26, 3005-3035.
- Burkill, H. M. (1994). The useful plants of west tropical Africa. Volume 2: Families EI (No. Edn 2). Royal Botanic Gardens.
- Butt, N., & Gallagher, R. (2018). Using species traits to guide conservation actions under climate change. *Climatic Change*, 151(2), 317-332.
- Cairns, M. A., Brown, S., Helmer, E. H., & Baumgardner, G. A. (1997). Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia*, 111, 1-11.
- Camara, B. A., Drame, M., Sanogo, D., Ngom, D., Badji, M., Diop, M. (2017). La régénération naturelle assistée: perceptions paysannes et effets agro-écologiques sur le rendement du mil (*Pennisetum glaucum* (L.) R. Br.) dans le bassin arachidier au Sénégal. *Journal of applied biosciences*, 112, 11025-11034.
- Capo-Chichi, U.A.E., Atrevy, B., Degnon, R.G., Chaabi, N., Gangbe, M. (2022). « Caractérisation des graines de *Prosopis africana* (KAKE) prélevées au Nord-Bénin ». EPAC/UAC.
- Cardinale, B. J., Wright, J. P., Cadotte, M. W., Carroll, I. T., Hector, A., Srivastava, D. S., ... & Weis, J. J. (2007). Impacts of plant diversity on biomass production increase through time because of species complementarity. *Proceedings of the national academy of sciences*, 104(46), 18123-18128.
- Cavin, L., Mountford, E. P., Peterken, G. F., & Jump, A. S. (2013). Extreme drought alters competitive dominance within and between tree species in a mixed forest stand. *Functional Ecology*, 27(6), 1424-1435.
- Chaudhary, A., Burivalova, Z., Koh, L.P., Hellweg, S. (2016). Impact of Forest Management on Species Richness: Global Meta-Analysis and Economic Trade-Offs. *Scientific Reports* 6, 23954.

- Chave, J., Coomes, D., Jansen, S., Lewis, S. L., Swenson, N. G., & Zanne, A. E. (2009). Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecology Letters*, 12(4), 351– 366.
- Chave, J., Muller-landau, H. C., Baker, T. R., Easdale, T. A., Ter, S. H., & Webb, C. O. (2006). Regional and phylogenetic variation of wood density across 2456 neotropical tree species. *Ecological Applications*, 16(6), 2356– 2367.
- Chaves, M.M., Maroco, J.P., Pereira, J.S. (2003). Understanding plant responses to drought – from genes to the whole plant, *Functional Plant Biology*, vol. 30 (pg. 239-264).
- Chidumayo, E. N. (2013). Forest degradation and recovery in a miombo woodland landscape in Zambia: 22 years of observations on permanent sample plots. *Forest Ecology and Management*, 291, 154-161.
- Chidumayo, E. N., & Ellegaard, A. (1993). Responses of miombo to harvesting: ecology and management.
- Chuang, A., & Peterson, C. R. (2016). Expanding population edges: theories, traits, and trade-offs. *Global change biology*, 22(2), 494-512.
- CILSS. (2016). Landscapes of West Africa – A Window on a Changing World. U.S. Geological Survey, EROS, 47914 252nd St, Garretson, SD 57030, United States.
- Corona, P. (2010). Integration of forest mapping and inventory to support forest management. *iForest-Biogeosciences and Forestry*, 3(3), 59. Davison, C.W., Rahbek, C., Morueta-Holme, N., 2021. Land-use change and biodiversity: challenges for assembling evidence on the greatest threat to nature. *Glob. Change Biol.*, 27, 5414-5429.
- Coulibaly, A., Avakoudjo, H. G. G., Idohou, R., Vodounnon, E. J., Diallo, S., & Cherif, M. (2023). Impact of climate change on the distribution of *Bombax costatum* Pellegr. & Vuillet in Mali, West Africa. *Trees, Forests and People*, 11, 100359.
- Coulibaly, H. (2019). Etude phytochimique et des activités biologiques de *Combretum glutinosum* Perr Ex. Dc, *Combretum micranthum* G. Don et *Guiera senegalensis* J. F Gmel (Combretaceae), utilisées dans la prise en charge de l'hypertension artérielle au Mali (Doctoral dissertation, USTTB).
- Cuny, P., Sanogo, S., Sommer, N. (1997). Arbres du domaine soudanien. Leurs usages et leur multiplication. IER/Programme Ressources Forestières. IC Suisse. Mali. 47-50.
- Da, S. S. (2010). Spatial patterns of West-African plant diversity along a climatic gradient from coast to Sahel (Doctoral dissertation, Universitäts-und Landesbibliothek Bonn).

- Dampney FG, Adofo E, Duah-Gyamfi A, Adusu D, Opuni-Frimpong E. (2021). Logging effects on seedling regeneration and diversity in a tropical moist semi-deciduous forest in Ghana. *Geol Ecol Landsc.* 1–12.
- Danthu, P., Ickowicz, A., Friot, D., Manga, D., Sarr, A. (1996). Effet du passage par le tractus digestif des ruminants domestiques sur la germination des graines de légumineuses ligneuses des zones tropicales sèches. *Revue d'Elevage et de Médecine Vétérinaire des Pays Tropicaux*, 49 (3) : 235-241.
- Davison, C.W., Rahbek, C., Morueta-Holme, N. (2021). Land-use change and biodiversity: challenges for assembling evidence on the greatest threat to nature. *Glob. Change Biol.*, 27, 5414-5429. <https://doi.org/10.1111/gcb.15846>
- Dawson, S. K., Carmona, C. P., González-Suárez, M., Jönsson, M., Chichorro, F., Mallen-Cooper, M., ... & Duthie, A. B. (2021). The traits of “trait ecologists”: An analysis of the use of trait and functional trait terminology. *Ecology and Evolution*, 11(23), 16434-16445.
- Dayamba, S. D., Djoudi, H., Zida, M., Sawadogo, L., & Verchot, L. (2016). Biodiversity and carbon stocks in different land use types in the Sudanian Zone of Burkina Faso, West Africa. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 216, 61-72.
- Dayamba, S. D., Savadogo, P., Sawadogo, L., Zida, D., Tiveau, D., & Oden, P. C. (2011). Dominant species' resprout biomass dynamics after cutting in the Sudanian savanna-woodlands of West Africa: long term effects of annual early fire and grazing. *Annals of Forest Science*, 68, 555-564.
- de Bello, F., Šmilauer, P., Diniz-Filho, J. A. F., Carmona, C. P., Lososová, Z., Herben, T., & Götzenberger, L. (2017). Decoupling phylogenetic and functional diversity to reveal hidden signals in community assembly. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(10), 1200-1211.
- DeArmond, D., Ferraz, J. B., Marra, D. M., Amaral, M. R., Lima, A. J., & Higuchi, N. (2022). Logging intensity affects growth and lifespan trajectories for pioneer species in Central Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 522, 120450.
- DEFCCS (2013). Rapport annuel 2012, 179p.
- Deguenon, S. D. D. M., Idohou, R. A., Akpona, T. J. D., Azihou, F., Assogbadjo, E. A., & Sinsin, B. (2021). Impact of Climate Change on Priority Plant Species Conservation in The Forests Under ONAB (the National Wood Office of Benin) Management.
- Dembélé, I. C. (2012). Étude préliminaire du potentiel de multiplication par bouturage de l'Anogeissus Leiocarpus (DC) Guill. et Perr. au Mali: Influence de l'état physiologique des boutures et des régulateurs de croissance.

- Dembélé, U., Koné, Y., Lykke, A., Témé, B., & Kouyaté, A. (2019). Market value chain of *Carapa procera* oil and its contribution to income and poverty alleviation in Mali. *Forests, Trees and Livelihoods*, 28, 253 - 265.
- Dendoncker, M., Taugourdeau, S., Messier, C., & Vincke, C. (2023). A functional trait-based approach to evaluate the resilience of key ecosystem functions of tropical savannas. *Forests*, 14(2), 291.
- Diaby, A. (2014). Etude de la chimie de *Daniellia oliveri* (rolfe, hutch et dalz) dans la prise en charge de l'épilepsie au Mali.
- Marone D. (2015). Etude du potentiel de stock de carbone d'espèces agroforestières et de leurs traits fonctionnels en lien avec les systèmes d'utilisation des terres au Sénégal. Doctorat en sciences forestières Philosophiae doctor (PhD). Université Laval 118 p
- Diatta, A. A., Ndour, N., Manga, A., Sambou, B., Faye, C. S., Diatta, L., Dieng, S. D. (2016). Services écosystémiques du parc agroforestier à *Cordyla pinnata* (Lepr. ex A. Rich.) Milne-Redh. dans le Sud du Bassin Arachidier (Sénégal). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 10(6), 2511-2525.
- Díaz, S., Lavorel, S., de Bello, F., Quetier, F., Grigulis, K. & Robson, T. M. (2007). Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104, 20684–20689.
- Dibloni, O., Ouedraogo S. J. (1999). Bilan de dix années de recherches. Ouagadougou, Burkina Faso, Inera/Icraf, 69 p.
- Dieler, J., Uhl, E., Biber, P., Müller, J., Rötzer, T., & Pretzsch, H. (2017). Effect of forest stand management on species composition, structural diversity, and productivity in the temperate zone of Europe. *European Journal of Forest Research*, 136, 739-766.
- Diémé, J. S., Diouf, M., Armas, C., Rusch, G. M., & Pugnaire, F. I. (2018). Functional groups of Sahelian trees in a semiarid agroforestry system of Senegal. *Journal of Plant Ecology*, 11(3), 375-384.
- Dieng S.D., Diop M., Goudiaby A., Niang-Diop F., Faye L.C., Guiro I., Sambou S., Lykke A.M., Sambou B. (2016). Caractérisation des services écosystémiques fournis par *Cordyla pinnata* dans la périphérie de la Forêt classée de Patako au Sénégal. *VertigO* 16 (2): 1-17.
- Dieng, S. D., Niang-Diop, F., Diop, M., Goudiaby, A., Sambou, B., Lykke, A. M. (2019). Filière des produits à usage médicinal issus de *Cordyla pinnata*, *Detarium microcarpum* et *Detarium senegalense* au Sénégal. *Flora et Vegetatio Sudano-Sambesica*, 22, 23-35.

- Dietze, M. C., & Clark, J. S. (2008). Changing the gap dynamics paradigm: vegetative regeneration control on forest response to disturbance. *Ecological Monographs*, 78(3), 331-347.
- Diop, A. G., Sakho, M., Dornier, M., Cissé, M., Reynes, M. (2006). Le baobab africain (*Adansonia digitata* L.): principales caractéristiques et utilisations. *Fruits*, 61(1), 55-69.
- Diop, M., Sambou, B., Goudiaby, A., Guiro I., Niang-Diop F. (2011). Ressources végétales et préférences sociales en milieu rural senegalais. *Bois et Forêts des Tropiques*, 4:57-68.
- Diop, N., Ndiaye, A., Cissé, M., Dieme, O., Dornier, M., Sock, O. (2010). Le ditax (*Detarium senegalense* JF Gmel.): principales caractéristiques et utilisations au Sénégal. *Fruits*, 65(5), 293-306.
- Djaouga, M., Houndagba, C. J., Sinsin, B. (2009). Pratiques pastorales et utilisation du sol à Gah-Marou dans la Commune de Nikki au Bénin (Afrique de l'Ouest) », in Actes 2ème colloque de l'UAC des Sciences, *Cultures et Technologies Géographie*, 140 – 153.
- Dormann, C. F., Bagnara, M., Boch, S., Hinderling, J., Janeiro-Otero, A., Schäfer, D., ... & Hartig, F. (2020.) Plant species richness increases with light availability, but not variability, in temperate forests understorey. *BMC ecology*, 20, 1-9.
- Dotchamou, F. T., Atindogbe, G., Sode, A. I., & Fonton, H. N. (2016). Density and spatial pattern of *Parkia biglobosa* under climate change: the case of Benin. *J Agric Environ Int Dev*, 110(1), 173-194.
- Drapeau, P., Nappi, A., Imbeau, L., Saint-Germain, M. (2009). Standing deadwood for keystone bird species in the eastern boreal forest: managing for snag dynamics. *For. Chron.* 85(2): 227-234
- Dwomoh, F. K., Wimberly, M. C., Cochrane, M. A., & Numata, I. (2019). Forest degradation promotes fire during drought in moist tropical forests of Ghana. *For. Ecol. and Manag.*, 440, 158– 168.
- Dyderski, M. K., Paż, S., Frelich, L. E., & Jagodziński, A. M. (2018). How much does climate change threaten European forest tree species distributions? *Global change biology*, 24(3), 1150-1163.
- Enda Tiers Monde. (2003). « Reconnaissez, Protéger et utilisez les plantes sûres et efficaces ».

- Fachola, B. O., Gbesso, G. H. F., Lougbegnon, O. T., Agossou, N. (2019). Paramètres dendrométriques et structuraux de *Parkia biglobosa* (Jacq.) R. Br. et de *Daniellia oliveri* (Rolfe) Hutch. & Dalziel dans les phytodistricts Pobè et Plateau au Bénin. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 13(2), 652-661.
- Fagbohoun, L. (2014). Etude chimique de colorants naturels et matériaux résineux traditionnels au Bénin dans le domaine artisanal. Avignon.
- Falk, D. A., van Mantgem, P. J., Keeley, J. E., Gregg, R. M., Guiterman, C. H., Tepley, A. J., ... & Marshall, L. A. (2022). Mechanisms of forest resilience. *Forest Ecology and Management*, 512, 120129.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). (2014). State of theWorld's Forests: Enhancing the Socioeconomic Benefits from Forests. Rome: FAO.
- FAO. (2020). Global Forest Resources Assessment 2020: Main report. Rome, Italy, 184 p.
- Fassnacht, F. E., White, J. C., Wulder, M. A., & Næsset, E. (2024). Remote sensing in forestry: Current challenges, considerations and directions. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 97(1), 11-37.
- Faye, A., Lejeune, Q., Sylla M. B., Neya O., Theokritoff E., D'haen S. (2019). Points clés pour l'Afrique de l'Ouest du rapport spécial du GIEC sur le changement climatique et les terres.
- Faye, E. H., Diallo, H., Samba, S., Touré, M., Dramé, A., Fall, A. B. K., Lejoly, J., Diatta, M., Kaïré, M., De Cannière, C., Mahy, G., & Bogaert, J. (2013). Importance de la méthode de coupe sur la régénération de Combretaceae du Bassin arachidier sénégalais. *Tropicultura*, 31(1), 44-52.
- Faye, L. C., Damnyag, L., Sambou, S., & Kyereh, B. (2022). Local Perception of Vegetation Dynamics and Its Drivers in Community-Managed Forest: A Case Study from Senegal. *Research and Analysis Journal*, 5(10), 01-10.
- Faye, L. C., Sambou, H., Kyereh, B., Sambou, B. (2016). Land use and land cover change in a community-managed forest in South-Eastern Senegal under a formal forest management regime. *American Journal of Environmental Protection*, 5(1), 1.
- Feeley, K. J., Rehm, E. M., & Machovina, B. (2012). Perspective: the responses of tropical forest species to global climate change: acclimate, adapt, migrate, or go extinct? *Frontiers of biogeography*, 4(2).
- Fensholt, R., Rasmussen, K., Kaspersen, P., Huber, S., Horion, S., Swinnen, E. (2013). Assessing Land Degradation/Recovery in the African Sahel from Long-Term Earth

Observation Based Primary Productivity and Precipitation Relationships, *Remote Sens.* 5, no. 2: 664-686.

- Fick, S.E. and R.J. Hijmans. (2017). WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 37 (12): 4302-4315.
- Figueiredo, L., Krauss, J., Steffan-Dewenter, I., & Sarmiento Cabral, J. (2019). Understanding extinction debts: spatio-temporal scales, mechanisms and a roadmap for future research. *Ecography*, 42(12), 1973-1990.
- Folke, C. (2006). Resilience: The emergence of a perspective for social-ecological systems analyses. *Global environmental change*, 16(3), 253-267.
- Gamfeldt, L., Hillebrand, H., & Jonsson, P. R. (2008). Multiple functions increase the importance of biodiversity for overall ecosystem functioning. *Ecology*, 89(5), 1223-1231.
- Gampika, N. D. (2013). Contribution à l'étude de la dynamique de l'occupation du sol et de la diversité des espèces végétales ligneuses dans la Réserve Naturelle, la Forêt Classée et la Zone de terroir de Popenguine au Sénégal. *Mémoire de master en Sciences de l'Environnement*, UCAD, Faculté des Sciences et Techniques, Institut des Sciences de l'Environnement, 88 p.
- Ganaba, S. (1997). Le zamne, un mets très apprécié. Échos de la recherche. *EUREKA* (20), 1997 : 10 - 11.
- Gandon, B. (2003). L'émouillage du *pterocarpus erinaceus* (vène) : étude des pratiques et de leurs impacts sur l'arbre sur 4 terroirs agro-sylvo-pastoraux du Sénégal oriental, DES5 Gestion des systèmes agro-sylvo-pastoraux en zone tropicale. Université Paris XII-Val-de-Marne, 57 p.
- Garcia_Florez, L., Vanclay, J. K., Glencross, K., Nichols, J. D. (2017). Understanding 48 years of changes in tree diversity, dynamics and species responses since logging disturbance in a subtropical rainforest. *Forest Ecology and Management*, 393, 29-39.
- Garnier, E., Navas, M. L., & Grigulis, K. (2016). Plant functional diversity: organism traits, community structure, and ecosystem properties. *Oxford University Press*.
- Gatica-Saavedra, P., Echeverría, C., Nelson, C. R. (2017). Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review. *Restoration Ecology*, 25(6), 850-857.
- Gauthier-Clerc, M. , Mesléard, F. , Blondel, J. (2014). Sciences de la conservation. De Boeck Supérieur s.a. Fond Jean Pâques, 4-1348 Louvain-la-Neuve. Aperçu du livre.

- Gérard, J., & Louppe, D. (2011). *Afzelia africana* Sm. ex Pers. In : Lemmens R.H.M.J., Louppe D. & Oteng-Amoako A.A., eds. Record from PROTA4U. Wageningen, The Netherlands:PROTA (Plant Resources of TropicalAfrica)
- Giffard, P.L. (1974). L'arbre dans le paysage sénégalais, Dakar, Sylviculture en zone tropicale sèche, CTFT- Dakar, 431p.
- González-Melo, A., Posada, J. M., Beauchêne, J., Lehnebach, R., Levionnois, S., Derroire, G., & Clair, B. (2024). The links between wood traits and species demography change during tree development in a lowland tropical rainforest. *AoB Plants*, 16(1), plad090.
- Gonzalez, P. (2001). Desertification and a shift of forest species in the West African Sahel. *Climate research*, 17(2), 217-228.
- Gonzalez, P., Tucker, C.J., Sy, H., (2012). Tree density and species decline in the African Sahel attributable to climate. *Journal of Arid Environment* 78, 55-64.
- Goodale, U. M., Ashton, M. S., Berlyn, G. P., Gregoire, T. G., Singhakumara, B. M. P., & Tennakoon, K. U. (2012). Disturbance and tropical pioneer species: Patterns of association across life history stages. *Forest Ecology and Management*, 277, 54-66.
- Gorgens, E. B., Nunes, M. H., Jackson, T., Coomes, D., Keller, M., Reis, C. R., ... & Ometto, J. P. (2021). Resource availability and disturbance shape maximum tree height across the Amazon. *Global Change Biology*, 27(1), 177-189.
- Gourlet-Fleury, S., Mortier, F., Fayolle, A., Baya, F., Ouédraogo, D., Bénédet, F., & Picard, N. (2013). Tropical forest recovery from logging: a 24 year silvicultural experiment from Central Africa. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1625), 20120302.
- Gräler, B., Pebesma, E., & Heuvelink, G. (2016). Spatio-Temporal Interpolation using gstat. *The R Journal*, 8(1), 204-218.
- Grime, J. P. (1977). Evidence for existence of 3 primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *American Naturalist* 111:1169-1194.
- Groves et Rutherford. (2016). La CITES et le Bois, Guide d'espèces d'arbres inscrites aux Annexes CITES, 103 p. https://www.kew.org/sites/default/files/2019-02/CITES%20and%20Timber_french.pdf
- Guiro, I., Mbow, C., Baret, F., Diaw, A.T. (2012). Dynamique de l'occupation du sol de la forêt classée de Patako et de sa périphérie de 1972 à 2002. *Revue de Géographie du Laboratoire Leïdi* 10, 257.

- Guisan, A., Thomas C. Edwards Jr, and Trevor Hastie. (2002). "Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene." *Ecological modelling* 157.2-3 (2002): 89-100.
- Harrison, P.A., Berry PM., Butt N., Nouveau M. (2006). Modelling climate change impacts on species' distributions at the European scale: implications for conservation policy. *Environmental Science & Policy*. Volume 9, Issue 2, Pages 116-128.
- Hartig, F. (2022). DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models. R package version 0.4.6. <https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA>.
- Hein, L. (2006). The impacts of grazing and rainfall variability on the dynamics of a Sahelian rangeland. *J Arid Environ*, 64: 488– 504.
- Hejcmanova-Nežerková, P., Hejcman, M. (2006). A canonical correspondence analysis (CCA) of the vegetation-environment relationships in Sudanese savannah, Senegal. *South Afr. J. Bot.*, 72, pp. 256-262
- Henchiri, M., Liu, Q., Essifi, B., Javed, T., Zhang, S., Bai, Y., Zhang, J. (2020). Spatio-Temporal Patterns of Drought and impact on Vegetation in North and West Africa Based on Multi-Satellite. Data. *Remote Sens*, 12, 3869.
- Hennenberg, K. J., Goetze, D., Minden, V., Traoré, D., & Porembski, S. (2005). Size-class distribution of *Anogeissus leiocarpus* (Combretaceae) along forest–savanna ecotones in northern Ivory Coast. *Journal of Tropical Ecology*, 21(3), 273-281.
- Henry, S., Boyle, P. & Lambin, E. (2003). Modelling inter-provincial migration in Burkina Faso, West Africa: the role of socio-demographic and environment factors. *Applied Geography*, 23: 115-136.
- Herrmann, S.M., Tappan G.G. (2013). Vegetation impoverishment despite greening: A case study from central Senegal. *Journal of Arid Environments* 90, pp 55-66.
- Hiernaux, P., Diarra, L., Trichon, V., Mougin, E., Soumaguel, N., & Baup, F. (2009). Woody plant population dynamics in response to climate changes from 1984 to 2006 in Sahel (Gourma, Mali). *Journal of Hydrology*, 375(1-2), 103-113.
- Hijmans R. 2024. terra: Spatial Data Analysis. R package version 1.7-74, <https://rspatial.github.io/terra/>, <https://rspatial.org/>.
- Hillebrand, H., Blasius, B., Borer, E. T., Chase, J. M., Downing, J. A., Eriksson, B. K., ... & Ryabov, A. B. (2018). Biodiversity change is uncoupled from species richness trends: Consequences for conservation and monitoring. *Journal of applied ecology*, 55(1), 169-184.

- Hilson, G., Hilson, A., Maconachie, R., McQuilken, J., Goumandakoye, H. (2017). Artisanal and small-scale mining (ASM) in sub-Saharan Africa: re-conceptualizing formalization and 'illegal' activity *Geoforum*, 83, pp. 80-90.
- Hoffmann, W. A., Bazzaz, F. A., Chatterton, N. J., Harrison, P. A., & Jackson, R. B. (2000). Elevated CO₂ enhances resprouting of a tropical savanna tree. *Oecologia*, 123, 312-317.
- Hooper, D. U., Adair, E. C., Cardinale, B. J., Byrnes, J. E., Hungate, B. A., Matulich, K. L., ... & O'Connor, M. I. (2012). A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature*, 486(7401), 105-108.
- Hopkins, HC. (1986). *Parkia* (Leguminosae: Mimosoideae). *Flora Neotropica Monograph*, 43: 1-124.
- Hopkins, HC., White, F. (1984). The ecology and chorology of *Parkia* in Africa. *Bulletin du Jardin Botanique National de Belgique Bulletin National Plantentuin*, 54: 235-266
- Hosonuma, N., Herold, M., De Sy, V., De Fries, R. S., Brockhaus, M., Verchot, L., Angelsen, A., Romijn, E. (2012). An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. *Environ. Res. Lett.* 7, 044009.
- Houetchegnon, T. O. (2016). Etudes ethnobotanique, écologique et morphologique de *Prosopis africana* (Guill., Perrott. Et Rich.) Taubert au Bénin et impacts des changements climatiques sur l'espèce (Doctoral dissertation, Thèse de Doctorat Unique pour l'obtention du grade de Docteur en Sciences Agronomiques. Université de Parakou, Bénin. 175p).
- Hutchinson, G.E. (1957). Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symp Quantitative Biol.*, 22, 415-427.
- Igwenyi, I. O., Offor, C. E., Aja, P. M., Aloh, G. S., Orji, O. U., Afiukwa, C. A. (2011). Potentials of *Azelia Africana* vegetable oil in biodiesel production. *Asian Journal of Biochemistry*, 6(6), 450-457.
- Ikhiri K, Ilagouma A. (1995). Constituents of *Detarium microcarpum* bark. *Fitoterapia.* ;66 :274.
- IPBES. 2019. Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services. (E. S., Brondizio, J., Settele, S., Díaz, & H. T. Ngo (Eds.)). IPBES secretariat.
- IPCC. 2022: Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K.

- Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.]. *Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA*, 3056 pp.
- Isbell, F., Calcagno, V., Hector, A., Connolly, J., Harpole, W.S., Reich, P.B., Scherer-Lorenzen, M., Schmid, B., Tilman, D., Van Ruijven J., Weigelt, A., Wilsey, B.J., Zavaleta, E.S., Loreau, M. (2011). High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature*, 477 (7363), 199-202.
- Iwu, M. (1993). Handbook of African medicinal plants, pharmacognostical profile of selected medicinal plants. CRC Press Inc pp 196-197, *J. Arid. Env.* 90, 55-66.
- Jacka, J. K. (2018). Environmental impacts of resource extraction in the mineral age, *Annu. Rev. Anthropol.*, 47, pp. 61-77.
- Jost, L., 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology*, 88, 2427-2439.
- Kakpo, S. B., Tessi, D. R. Y., Gbetoho, A. J., Aoudji, A. K., Ganglo, J. C. (2018). Répartition spatiale de *Cola millenii* K. Schum., *Dialium guineense* Wild. et *Azelia africana* Smith ex Pers. dans les forêts secondaires du Sud Benin (Afrique de l'Ouest). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 12(1), 353-362.
- Kando, L.F. (2012). Evaluation et caractérisation des caillédrats (*Khaya senegalensis* (desr.) a. juss) d'alignement de la commune de ouagadougou. *Mémoire de fin de cycle*. 70 p.
- Katende, A. B., Birnie, A., & Tengnas, B. O. (1995). Useful trees and shrubs for Uganda. Identification, propagation and management for agricultural and pastoral communities. *Regional soil conservation unit (RSCU)*, Swedish International Development Authority (SIDA), 1-710.
- Kattge, J., Bönisch, G., Díaz, S., Lavorel, S., Prentice, I. C., Leadley, P., ... & Cuntz, M. (2020). TRY plant trait database—enhanced coverage and open access. *Global change biology*, 26(1), 119-188.
- Kazakou, E., Fried, G., Richarte, J., Gimenez, O., Violle, C., & Metay, A. (2016). A plant trait-based response-and-effect framework to assess vineyard inter-row soil management. *Botany Letters*, 163(4), 373-388.
- Keay, R. W. J. (1989). *Trees of Nigeria*. Oxford Science Publications. 476 p.
- Kébenzikato, A. B., Wala, K., Atakpama, W., Dimobé, K., Dourma, M., Woégan, A. Y., ... Akpagana, K., 2015. Connaissances ethnobotaniques du baobab (*Adansonia digitata* L.) au Togo. Base.

- Keddy, P. (2005). Putting the plants back into plant ecology: Six pragmatic models for understanding and conserving plant diversity. *Annals of Botany* 96:177-189.
- Kerharo, J., Adam, J. G. (1974). La pharmacopée sénégalaise traditionnelle : plantes médicinales et toxiques.
- Khouma, M. (2002). ISRA CNRA de Bambey, Les grands types de sols au Sénégal, Rapport sur les Ressources en Sols du Monde (FAO).
- Kouyaté, A. (2005). Aspects ethnobotaniques et étude de la variabilité morphologique biochimique et phénologique de *Detarium microcarpum* Guill. & Perr. au Mali; Thèse de doctorat, Faculty of Bioscience Engineering, Ghent University, Belgium.
- Kunstler, G., D. Falster, D. A. Coomes, F. Hui, R. M. Kooyman, D. C. Laughlin, L. Poorter, et al. 2016. Plant functional traits have globally consistent effects on competition, *Nature* 529: 204–207.
- Ky-Dembele, C., Tigabu, M., Bayala, J., Ouédraogo, S.J. & Odén, P.C. (2007). The relative importance of different regeneration mechanisms in a selectively cut savanna- woodland in Burkina Faso, West Africa. *Forest Ecology and Management*, 243, 28-38
- Lachat, T., Nagel, P., Cakpo, Y.T., Attignon, S.E., Goergen, G., Sinsin, B.A., & Peveling, R. (2006). Dead wood and saproxylic beetle assemblages in a semi-deciduous forest in Southern Benin. *For. Ecol. Manage.*, 225, 27-38.
- Lafleur, B., Fenton, N. J., Simard, M., Leduc, A., Paré, D., Valeria, O. and Bergeron, Y. (2018). Ecosystem management in paludified boreal forests: enhancing wood production, biodiversity, and carbon sequestration at the landscape level. *Forest Ecosystems* (2018) 5:27.
- Lamanna, C., Blonder, B., Violle, C., Kraft, N. J., Sandel, B., Šímová, I., ... & Enquist, B. J. (2014). Functional trait space and the latitudinal diversity gradient. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(38), 13745-13750.
- Langridge, J., Delabye, S., Gilg, O., Paillet, Y., Reyjol, Y., Sordello, R., ... & Gosselin, F. (2023). Biodiversity responses to forest management abandonment in boreal and temperate forest ecosystems: A meta-analysis reveals an interactive effect of time since abandonment and climate. *Biological Conservation*, 110296.
- Lanzano, C. (2018). Gold digging and the politics of time: changing timescapes of artisanal mining in West Africa, *Extr. Ind. Soc.*, 5 (2), pp. 253-259.
- Laouali , A., Dan Guimbo, I., Larwanou, M., Inoussa, M.M. et Mahamane, A. (2014). Utilisation de *Prosopis africana* (G. et Perr.) Taub. dans le sud du département

- d'Aguié au Niger : les différentes formes et leur importance. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, 8(3), 1065-1074
- Lavorel, S., and E. Garnier. (2002). Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology*, 16:545-556.
- Lavorel, S., Grigulis, K., Lamarque, P., Colace, M., Garden, D., Girel, J., Pellet, G., Douzet, R. (2011). Using plant functional traits to understand the landscape distribution of multiple ecosystem services. *Journal of Ecology*, 99 (2011), pp. 135-147.
- Lê S, Josse J, Husson F. (2008). "FactoMineR: A Package for Multivariate Analysis." *Journal of Statistical Software*, 25(1), 1–18. doi:10.18637/jss.v025.i01.
- Leakey, R. R. (1999). Potential for novel food products from agroforestry trees: a review. *Food chemistry*, 66(1), 1-14.
- Lenth, R. (2020). emmeans: estimated marginal means, aka least-squared means [accessed 20 February 2021]. Available from <https://cran.r-project.org/web/packages/emmeans/index.html>.
- Leßmeister, A., Bernhardt-Römermann, M., Schumann, K., Thiombiano, A., Wittig, R., Hahn, K. (2019). Vegetation changes over the past two decades in a West African savanna ecosystem, *Appl. Veg. Sci.*, 22 (2), 230-242.
- Leßmeister, A., Heubach, K., Lykke, A.M., Thiombiano, A., Wittig, R., & Hahn, K. (2016). The contribution of non-timber forest products (NTFPs) to rural household revenues in two villages in south-eastern Burkina Faso. *Agroforestry Systems*, 92, 139-155.
- Lindenmayer, D. B. (2009). Forest wildlife management and conservation. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1162(1), 284-310.
- Lisan, B., Voapakifotsy, T. D. A. M. (2013). Fiche présentation arbre: Uapaca bojeri (Baill.)
- Lohbeck, M., Poorter, L., Lebrija-Trejos, E., Martínez-Ramos, M., Meave, J. A., Paz, H., ... & Bongers, F. (2013). Successional changes in functional composition contrast for dry and wet tropical forest. *Ecology*, 94(6), 1211-1216.
- Lompo, O., Dimobe, K., Mbayngone, E., Savadogo, S., Sambaré, O., Thiombiano, A., & Ouédraogo, A. (2021). Climate influence on the distribution of the yellow plum (*Ximenia americana* L.) in Burkina Faso. *Trees, Forests and People*, 4, 100072.
- Loreau, M., Mouquet, N., Gonzales, A. (2003). Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscapes. *Proc. Natl Acad. Sci. U S A*, 100, 12765-12770. Louppe,

- D., Ouattara, N. & Coulibaly, A. (1995). The effects of brush fires on' vegetation: the Aubréville fire plots after 60 years. *Commonwealth forestry review* 74(4), 288-292.
- Luoga, E. J., E. T. Witkowski, and K. Balkwill. (2004). Regeneration by coppicing (resprouting) of miombo (African savanna) trees in relation to land use. *Forest Ecology and Management* 189 (1–3): 23–35.
- Lykke, A.M. (1998). Assessment of species composition change in savanna vegetation by means of woody plants size class distributions and local information. *Biodiversity and Conservation*, 7:1261-1275.
- Lykke, AM. (2000). Local perceptions of vegetation change and priorities for conservation of woody-savanna vegetation in Senegal. *Journal of Environmental Management*, 59(2): 107-120
- MacArthur, R. H. and Wilson, E. O. (1967). The theory of is-land biogeography. - Princeton Univ. Press, Princeton, NJ.
- Makana, J., Thomas, SC. (2005). Effects of Light Gaps and Litter Removal on the Seedling Performance of Six African Timber Species 1. *Biotropica*, 37: 227–237.
- Malgras, D., 1992. Arbres et arbustes guérisseurs des savanes maliennes, pp. 128–129, 478. Paris: Karthala et ACCT
- Markl, J. S., Schleuning, M., Forget, P. M., Jordano, P., Lambert, J. E., Traveset, A., ... & Böhning-Gaese, K. (2012). Meta-analysis of the effects of human disturbance on seed dispersal by animals. *Conservation biology*, 26(6), 1072-1081.
- Marone, D. (2015). Étude du potentiel de stock de carbone d'espèces agroforestières et de leurs traits fonctionnels en lien avec les systèmes d'utilisation des terres au Sénégal. *Thèse de doctorat*, Université Laval, Canada. 166 p.
- Matowo, G.S., Sangeda, A.Z., Katani, J. Z. (2019). The regeneration dynamics of Miombo tree species in sub-Saharan Africa
- Maydell, H. V. (1990). *Butyrospermum parkii* (G. Don) Kotschy 202-207. Trees and shrubs of the Sahel: Their characteristics and uses.
- Maydell, H.J.V. (1983). Arbres et arbustes duSahel. Leurs caractéristiques et leurs utilisations. Eschborn (Allemagne) G.T.Z., Schriftenreihe.
- Mayfield, M.M., Bonser, S.P., Morgan, J.W., Aubin, I., McNamara, S. & Vesk, P.A. (2010). What does species richness tell us about functional trait diversity? Predictions and evidence for responses of species and functional trait diversity to land-use change. *Global Ecology and Biogeography*, 19, 423– 431.

- Mbow, C. (2000). Caractéristiques spatio-temporelles des feux de brousse et de leur relation avec la végétation dans le Parc National du Niokolo Koba (Sud-est du Sénégal), *thèse de troisième cycle en Sciences de l'Environnement*, 125 p.
- 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.
- Mbow, C., Chhin, S., Sambou, B. & Skole, D. (2013). Potential of dendrochronology to assess annual rates of biomass productivity in savanna trees of West Africa. *Dendrochronologia* 31, 41-51.
- Mbow, C., Mertz, O., Diouf, A., Rasmussen, K., & Reenberg, A. (2008). The history of environmental change and adaptation in eastern Saloum–Senegal—Driving forces and perceptions. *Global and Planetary Change*, 64(3-4), 210-221.
- Mbow, C., Nielsen, T. T., & Rasmussen, K. (2000). Savanna fires in east-central Senegal: distribution patterns, resource management and perceptions. *Human Ecology*, 28, 561-583.
- McNeely, J. (2003). Conserving forest biodiversity in times of violent conflict. *Oryx*, 37(2), 142-152.
- MEDD. (2015). Stratégie nationale et plan d'actions pour la biodiversité, 70 p.
- Merem, E. C. (2017). Assessing the Ecological Effects of Mining in West Africa: The Case of Nigeria, *International Journal of Mining Engineering and Mineral Processing*, 6:1:1-19.
- Mergeay, J. & Santamaria, L. (2012). Evolution and biodiversity: the evolutionary basis of biodiversity and its potential for adaptation to global change. *Evolutionary Applications* 5, 103–106.
- Metz, M. R., Wright, S. J., Zimmerman, J. K., Hernández, A., Smith, S. M., Swenson, N. G., ... & Garwood, N. C. (2023). Functional traits of young seedlings predict trade-offs in seedling performance in three neotropical forests. *Journal of Ecology*, 111(12), 2568-2582.
- Millimono, T.N., Sall, S.M., Badiane, D., Bah, A., Diakhate, M., Toure, I., Barry, M.B., Diallo, D. and Diaby, I. (2017). Analysis of Bushfires Spatial and Temporal Variability in Guinea. *Atmospheric and Climate Sciences*, 7, 463-475.
- Millogo AMD. (2014). Etude des caractéristiques morphologiques et de la viabilité des semences de *Parkia biglobosa* (Jacq.) R. Br. ex G. Don. – germoplasme de

conservation à long terme à 4 °C. *Mémoire de Master*, Institut de Développement Rural, Université Polytechnique de Bobo Dioulasso, 42 p.

Missirah Forest, South-Eastern Senegal. *International Journal of Innovative Science and Research Technology*. 7 (8), 1797-1805.

Mkala, E. M., Mutinda, E. S., Wanga, V. O., Oulo, M. A., Oluoch, W. A., Waswa, E. N., ... & Wang, Q. F. (2022). Modeling impacts of climate change on the potential distribution of three endemic Aloe species critically endangered in East Africa. *Ecological Informatics*, 71, 101765.

Monde (FAO). http://www.fao.org/docrep/005/y3948f/y3948f07.htm#P0_0

Muller, J. J., Nagel, L. M., & Palik, B. J. (2019). Forest adaptation strategies aimed at climate change: Assessing the performance of future climate-adapted tree species in a northern Minnesota pine ecosystem. *Forest Ecology and Management*, 451, 117539.

Nacoulma-Ouédraogo, O. (1996). Plantes médicinales et Pratiques médicales traditionnelles au Burkina Faso: cas du plateau central. Tome I. *Thèse de Doctorat d'Etat es Sciences Naturelles*. Université de Ouagadougou, 320 pp

Nacro M., Millogo R. (1993). Plantes tinctoriales et plantes à tannins du Burkina Faso ; Scientifik, A., Amiens, France, 152 p

NAS. (1979). Tropical legumes: resources for the future. The Minerva Group, Inc. h

Nascimbene, J., Thor, G., Nimis, P.L. (2013). Effects of forest management on epiphytic lichens in temperate deciduous forests of Europe—a review. *For. Ecol. Manage.*, 298, 27-38.

Ndao B, Leroux L, Hema A, Diouf AA, Bégué A, Sambou B. (2022). Tree species diversity analysis using species distribution models: a *F. albida* parkland case study in Senegal. *Ecol Indic.*

Ndao. (2016). Etude de l'activité antifalcémiant de extraits de racines de Terminalia avicennioides Guill and Perr. (Combretaceae). *Thèse Pharmacie Dakar* 2016, N°111

Ndiaye, A., Ndiaye, P. (2013). Changement Climatique, Dégradation Environnementale et quête d'utilisation des Ressources Naturelles.

Ndoye, O. & Tieguhong, J.C. (2004). Forest resources and rural livelihoods: the conflict between timber and non-timber forest products in the Congo Basin. *Scand. J. Forest Res.* 19, 36- 44.

- Neilson, R. P., Pitelka, L. F., Solomon, A. M., Nathan, R. A. N., Midgley, G. F., Fragoso, J. M., ... & Thompson, K. E. N. (2005). Forecasting regional to global plant migration in response to climate change. *Biosciences*, 55(9), 749-759.
- Neke, K. S., Owen-Smith, N., & Witkowski, E. T. (2006). Comparative resprouting response of Savanna woody plant species following harvesting: the value of persistence. *Forest Ecology and Management*, 232(1-3), 114-123.
- Ngaba, J., Olschwang, D., Giono-Barker, H., Pousset, J.L., (1980). African medicinal plants. III. Study of antitussive action of *Combretum glutinosum* Per. *Annales Pharmaceutiques Françaises*, 38: 529-536.
- Ngom, A. (2015). Evaluation des ressources forestières dans l'espace CEDEAO Rapport Région, 167 p.
- Niang-Diop, F., Lykke, A. M., & Sambou, B. (2011). Régénération naturelle de *Cordyla pinnata* (Lepr. Ex. A. Rich.) Milne-Redh. dans une savane soumise au feu et au pâturage. *Science et changements planétaires/Sécheresse*, 22(3), 186-191.
- Niang, F., Marchand, P., Sambou, B., & Fenton, N. (2024). Exploring the effects of forest management on tree diversity, community composition, population structure and carbon stocks in sudanian domain of Senegal, West Africa. *Forest Ecology and Management*, 559, 121821.
- Nielsen, T. T., Rasmussen, K., Mbow, C., Touré, A. (2003). The fire regime of Senegal and its determinants. *Geografisk Tidsskrift-Danish Journal of Geography*, 103(1), 43-53.
- Ofosu, G., Dittmann, A., Sarpong, D., Botchie, D. (2020). Socio-economic and environmental implications of Artisanal and Small-scale Mining (ASM) on agriculture and livelihoods, *Environ. Sci. Policy*, 106 (2020), pp. 210-220.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Peter, R., Minchin, R. B. O'Hara, Gavin L. Simpson, Peter Solymos, M. Henry H. Stevens, Eduard Szoecs and Wagner, H. (2019). Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-6. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Osborne, C. P., Charles-Dominique, T., Stevens, N., Bond, W. J., Midgley, G., & Lehmann, C. E. (2018). Human impacts in African savannas are mediated by plant functional traits. *New Phytologist*, 220(1), 10-24.
- Ouattara S. (2008). Utilisation des graines d'*Acacia macrostachya* Reichend. ex DC. comme source de protéines dans l'alimentation des poulets de chair. Mémoire de Diplôme d'Études Approfondies (DEA) en Gestion Intégrée des Ressources

Naturelles, Spécialité : Production animale, Option : Nutrition et alimentation Animale. Université Polytechnique de Bobo Dioulasso.

- Ouédraogo, A., & Thiombiano, A. (2012). Regeneration pattern of four threatened tree species in Sudanian savannas of Burkina Faso. *Agroforestry Systems*, 86, 35-48.
- Ouédraogo, A., Thiombiano, A., Hahn-Hadjali, K., Guinko S. (2006). Diagnostic de l'état de dégradation des peuplements de quatre espèces ligneuses en zone soudanienne du Burkina Faso. *Science et changements planétaires/Sécheresse*, 17(4) : 485-491.
- Ouédraogo, D.-Y., Beina, D., Picard, N., Mortier, F., Baya, F., Gourlet-Fleury, S. (2011). Thinning after selective logging facilitates floristic composition recovery in a tropical rain forest of Central Africa. *For. Ecol. Manage.* 262, 2176–2186.
- Ouedraogo, S., Chouchene, B., Gries, T., Desmarests, C., Balan, L., Gaumet, J. J., ... Schneider, R., (2022). Bismuth oxybromide/reduced graphene oxide heterostructure sensitized with Zn-tetracarboxyphthalocyanine as a highly efficient photocatalyst for the degradation of Orange II and phenol. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(2), 107332.
- Paillet, Y., Bergès, L., Hjältén, J., Odor, P., Avon, C., Bernhardt-Römermann, M., et al. (2010). Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: meta-analysis of species richness in Europe. *Cons. Biol.* 24 (1), 101-112.
- Paine, C. T., Amissah, L., Auge, H., Baraloto, C., Baruffol, M., Bourland, N., ... & Hector, A. (2015). Globally, functional traits are weak predictors of juvenile tree growth, and we do not know why. *Journal of Ecology*, 103(4), 978-989.
- Pamo, E. T., Tendonkeng, F., Kana, J. R., Payne, V. K., Boukila, B., Lemoufouet, J., ...Nanda, A. S. (2005). A study of the acaricidal properties of an essential oil extracted from the leaves of *Ageratum houstonianum*. *Veterinary parasitology*, 128(3-4), 319-323.
- Pare, S., Savadogo, P., Tigabu, M., Oden, P.C. and Ouadba, J.M. (2009). Regeneration and spatial distribution of seedling populations in Sudanian dry forests in relation to conservation status and human pressure. *Tropical Ecology*, vol. 50, no. 2, pp. 339-353.
- Pasiecznik, NM, PJC Harris, SJ Smith. (2004). Identifying Tropical Prosopis Species: A Field Guide. HDRA, Coventry, UK. ISBN 0 905343 34 4.
- Patuarel, J. E., Servat, E., Kouamé, B. et Boyer, J. F. (1995). Manifestation de la sécheresse en Afrique de l'Ouest non sahélienne, cas de la Côte d'Ivoire, du Togo et du Bénin. *Bulletin Sécheresse*, Vol. 6, N°1, pp. 95-102.

- Pearson, R. G., & Dawson, T. P. (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global ecology and biogeography*, 12(5), 361-371.
- Pecchi, M., Marchi, M., Burton, V., Giannetti, F., Moriondo, M., Bernetti, I., ... & Chirici, G. (2019). Species distribution modelling to support forest management. A literature review. *Ecological Modelling*, 411, 108817.
- Peters, C.M. (1997). Exploitation soutenue de produits forestiers autres que le bois en forêt tropicale humide : manuel d'initiation écologique. BSP, Washington DC., 49 p.
- PGIES. (2009). Étude botanique et écophysiological de *Mimosa pigra* et *Mitragyna inermis* pour une stratégie de contrôle de ces plantes envahissantes dans les mares de Simenti et de Kountadala du parc national du Niokolo Koba (Sénégal), 69p.
- Pimentel, D. & Kounang, N. (1998). Ecology of Soil Erosion in Ecosystems. *Ecosystems*, 1, 416–426.
- Poorter, L., and Markesteijn, L. (2008). Seedling Traits Determine Drought Tolerance of Tropical Tree Species, *Ecology and Forest Management Group*, Center for Ecosystem Studies, Wageningen University, P.O. Box 47, 6700 AA Wageningen, The Netherlands.
- Poorter, L., Castilho, C. V., Schiatti, J., Oliveira, R. S., & Costa, F. R. (2018). Can traits predict individual growth performance? A test in a hyperdiverse tropical forest. *New Phytologist*, 219(1), 109-121.
- Poorter, L., F. Bongers, F. J. Sterck, and H. Wöll . (2003). Architecture of 53 rain forest trees differing in adult stature and shade tolerance. *Ecology* 84: 602–608.
- Potapov, P., Turubanova, S., & Hansen, M. C. (2011). Regional-scale boreal forest cover and change mapping using Landsat data composites for European Russia. *Remote Sensing of Environment*, 115(2), 548-561.
- Pouliot, M., Treue, T., Obiri, B.D. et al. (2012). Deforestation and the Limited Contribution of Forests to Rural Livelihoods in West Africa: Evidence from Burkina Faso and Ghana. *AMBIO*, 41, 738–750.
- Pousset, JL. (1989). Plantes médicinales africaines - Utilisation pratique. Ellipses, ACCT : Paris ; 66-86
- PROGEDE. (2008). Bilan des réalisations du PROGEDE, janvier 1998- décembre 2008, Dakar, Unité de coordination du programme, Ministère de l'Environnement et de la Protection de la Nature, des Bassins de Rétention et des lacs artificiels, Ministère de l'Energie, 35p.

- PROGEDE. (2016). Rapport scientifique sur l'évaluation des stocks de carbone dans les massifs forestiers de la zone d'intervention du PROGEDE 2, Ministère de l'Environnement et de la Protection de la Nature, 61p.
- Pugh, T. A., Lindeskog, M., Smith, B., Poulter, B., Arneeth, A., Haverd, V., & Calle, L. (2019). Role of forest regrowth in global carbon sink dynamics. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(10), 4382-4387.
- Purokayo, S.G., Gabdo, Y. (2013). Implications of environment security-related factors as determinant of residential mobility in Jimeta-Yola, Nigeria, *International Journal of Arts and Commerce*, 2, 2, pp. 305-315.
- Putz, F.E., Zuidema, P.A., Synnott, T., Peña-Claros, M., Pinard, M.A., Sheil, D., Vanclay, J.K., Sist, P., Gourlet-Fleury, S., Griscom, B., Palmer, J., Zagt, R. (2012). Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. *Conservation Letters*, 5, 296– 303.
- Raunkier, C. (1934). The life forms of plants and statistical plant geography. Clarendon Press, Oxford, London, 632 p.
- Razafimaharo, V., Rakotonjanahary, J., Ratovoson, N., Razafimaharo, N., Chaix, G. (1998). Pour la conservation des sols et l'amélioration de vie des populations rurales. Production de matériel végétal amélioré pour l'agroforesterie, la production de bois énergie, bois de service et bois d'œuvre. CIRAD-Forêt.
- Repo, Tuomi, M., Liski, J. (2011). Indirect carbon dioxide emissions from producing bioenergy from forest harvest residues, *GCB Bioenergy*, 3 (2), 107-115.
- République du Sénégal (2003). Le recueil des textes sur la décentralisation, Ministère de l'Intérieur et des collectivités locales, Direction des collectivités locales, Dakar.
- République du Sénégal. 2018. Loi n°2018/25 du 12 novembre 2018 portant code forestier du Sénégal, 68 p.
- Rogers, H. S., Donoso, I., Traveset, A., & Fricke, E. C. (2021). Cascading impacts of seed disperser loss on plant communities and ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 52, 641-666.
- Rolo, V., Rivest, D., Maillard, É., & Moreno, G. (2023). Agroforestry potential for adaptation to climate change: a soil-based perspective. *Soil Use and Management*, 39(3), 1006-1032.
- Rüger, N., Wirth, C., Wright, S. J., & Condit, R. (2012). Functional traits explain light and size response of growth rates in tropical tree species. *Ecology*, 93(12), 2626-2636.

- Sagna, P., Ndiaye, O., Diop, C., Niang, A. D., & Sambou, P. C. (2016). "Les variations récentes du climat constatées au Sénégal sont-elles en phase avec les descriptions données par les scénarios du GIEC ? », *Irevues.Inist.fr : Pollution Atmosphérique, Climat, Santé, Société* N°227.
- 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 sub-guinéen au Sénégal. Thèse, université Cheikh Anta Diop, Sénégal, 210 p.
- Sambou, M., Koné, B., Sane, S., Vodounnon, M. E. J., Diatta, A. A., Diatta, L., ... & Mbow, C. (2024). Impact of climate change on the habitat range and distribution of *Cordyla pinnata*, *Faidherbia albida* and *Balanites aegyptiaca* in Senegal. *Modeling Earth Systems and Environment*, 1-19.
- Sambou, S. Lykke, A. M., Sambou, H., Sambou, B., Guiro I., Mbow, C. (2015). Land use-land cover change and drivers of deforestation in the Patako protected area (Center-West of Senegal), *American Journal of Environmental Protection*, 4:306-317.
- Sang, W., Chen, S. & Li, G. (2008). Dynamics of leaf area index and canopy openness of three forest types in a warm temperate zone. *Front. For. China* 3, 416–421. <https://doi.org/10.1007/s11461-008-0062-3>
- Sanogo, D., Badji, M., Diop, M., Samb, C. O., Tamba, A., Gassama, Y. K. (2015). Évaluation de la production en fruits de peuplements naturels de Baobab (*Adansonia digitata* L.) dans deux zones climatiques au Sénégal. *Journal of Applied Biosciences*, 85, 7838-7847.
- Sanou, Z.H.R. (2014). Contribution à la domestication de *sterculia setigera* del. au burkina faso: détermination des conditions de germination des graines et évaluation de paramètres de croissance des plantules, Diplôme de master, Université Polytechnique de Bobo-Dioulasso. 71p
- Sarr, O., Ngom, D., Bakhom, A., Akpo, L. E. (2013). Dynamique du peuplement ligneux dans un parcours agrosylvopastoral du Sénégal. *Vertigo*, 13(2).
- Savadogo, P., Tiveau, D., Sawadogo, L., Zida, D., Dayamba, S.D. (2011). Resilience of Sudanian: savanna-woodlands in Burkina Faso . In: Geldenhuys C.J, Ham C, & Ham H (eds.). Sustainable forest management in Africa: some solutions to natural forest management problems in Africa. Proceedings of the Sustainable forest management in Africa Symposium. Stellenbosch, 3 – 7 November 2008.. :118-135. Stellenbosch, South Africa, Stellenbosch University. ISBN: 978-0-7972-1345-6.
- Savard, V. (2003). Évaluation du potentiel d'adoption des parcelles maraîchères de Baobab (*Adansonia digitata*) dans la région de Ségou au Mali (Doctoral dissertation, Université Laval, Québec, QC, CA).

- Scheiter, S., & Savadogo, P. (2016). Ecosystem management can mitigate vegetation shifts induced by climate change in West Africa. *Ecological Modelling*, 332, 19-27.
- Schmitz, O. J., Buchkowski, R. W., Burghardt, K. T., & Donihue, C. M. (2015). Functional traits and trait-mediated interactions: connecting community-level interactions with ecosystem functioning. *In Advances in ecological research* (Vol. 52, pp. 319-343). Academic Press.
- Schnell, R. (1952). Végétation et flore de la région montagneuse du Nimba (Afrique occidentale française), Mém. IFAN-Dakar, N° 22, 604 p., 42 fig., 24 pl., 50 tabl.
- Schumann, K., Wittig, R., Thiombiano, A., Becker, U., Hahn K. (2011). Impact of land-use type and harvesting on population structure of a non-timber forest product-providing tree in a semi-arid savanna, West Africa. *Biological Conservation*, 144: 2369-2376.
- Ségalini, C. (2012). Les Agents des Parcs Nationaux au Sénégal : Soldats de la participation ? Editions Karthala | « Politique africaine » 2012/4 N° 128 | pages 101 à 119.
- Segla K. N., Kokutse A. D., Adjonou K., Langbour P., Chaix G., Guibal D., KoKou K. (2015). Caractéristiques biophysiques du bois de *Pterocarpus erinaceus* (Poir.) en zones guinéenne et soudanienne au Togo. *Bois et forêts des tropiques*, 2 : 51-64.
- Seidl, R., Spies, T. A., Peterson, D. L., Stephens, S. L., & Hicke, J. A. (2016). Searching for resilience: addressing the impacts of changing disturbance regimes on forest ecosystem services. *Journal of applied ecology*, 53(1), 120-129.
- Shannon, C. E., Weaver, W. (1949). The Mathematical Theory of Communication. Urbana, IL: *The University of Illinois Press*, 1-117.
- Sharma, A., Patel, S.K., Singh, G.S. (2023). Variation in species composition, structural diversity, and regeneration along disturbances in tropical dry forest of Northern India, *Journal of Asia-Pacific Biodiversity*, 16 (1), 83-95.
- Shibata, R., Kurokawa, H., Shibata, M., Tanaka, H., Iida, S., Masaki, T., & Nakashizuka, T. (2016). Relationships between resprouting ability, species traits and resource allocation patterns in woody species in a temperate forest. *Functional Ecology*, 30(7), 1205-1215.
- Sina, S. (2006). Reproduction et Diversité Génétique Chez *Parkia biglobosa* (Jacq.) G. Don. PhD thesis Wageningen en University, Wageningen the Netherlands, 118p.
- Sinclair, S. J., White, M. D., & Newell, G. R. (2010). How useful are species distribution models for managing biodiversity under future climates? *Ecology and Society*, 15(1).

- Sirvent, L. (2020). Les types biologiques : Etat de l'art, actualisation des définitions et mise en place d'un référentiel. Conservatoire botanique national méditerranéen de Porquerolles. 64 p.
- Skandrani, Z., & Prévot, A. C. (2014). Penser la gouvernance de la biodiversité à travers l'analyse des dynamiques socio-écologiques. *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement*.
- Sokpon, N., Ouinsavi, C. (2002). Utilisations du *Khaya senegalensis* en médecine traditionnelle au Bénin. *Revue de Médecine et Pharmacopée Africaine*, 16 : 9-19.
- Solly, B., Andrieu, J., Dièye, E. H. B., & Jarju, A. M. (2022). Dynamiques contrastées de reverdissement et dégradation de la couverture végétale au Sénégal révélées par analyse de série temporelle du NDVI MODIS. *VertigO*, 22(1), 1-24.
- Sow, A., Cissé, M., Ayessou, N. (2018). Le baobab (*Adansonia digitata* L.): Taxonomie, importance socio-économique et variabilité des caractéristiques physico-chimiques. *Int J Innov Scientific Res*, 39, 12-23.
- Staver, A. C., Archibald, S., & Levin, S. (2011). Tree cover in sub-Saharan Africa: rainfall and fire constrain forest and savanna as alternative stable states. *Ecology*, 92(5), 1063-1072.
- Swaine, M.D. (1992). Characteristics of dry forest in West Africa and the influence of fire. *J. Veg. Sci.*, 3 (3), pp. 365-374.
- Sylla, S.N., Samba, R.T., Neyra, M., Ndoye, I., Giraud, E., Willems, A., de Lajudie, P., Dreyfus, B. (2002). Phenotypic and genotypic diversity of rhizobia nodulating *Pterocarpus erinaceus* and *P. lucens* in Senegal. *Systematic and Applied Microbiology* 25, 572–583
- Tappan, G. G., Sall, M., Wood, E. C., Cushing, M. (2004). Ecoregions and land cover trends in Senegal. *Journal Arid Environment*, 59:427-462.
- TEEB, E. (2008). The economics of ecosystems and biodiversity. European Communities Brussels.
- Thiombiano, A. (1996). Contribution à l'étude des Combretaceae dans les formations végétales de la région Est du Burkina Faso. Thèse de Doctorat de 3ème cycle des Sciences Biologiques Appliquées, Université de Ouagadougou, 220p.
- Thiombiano, A., Schmidt, M., Kreft, H., & Guinko, S. (2006). Influence du gradient climatique sur la distribution des espèces de Combretaceae au Burkina Faso (Afrique de l'Ouest). *Candollea*, 61(1), 189-213.

- Thiombiano, DNE., Lamien, N., Dibong, DD., Boussim, IJ., Belem, B. (2012). Le rôle des espèces ligneuses dans la gestion de la soudure alimentaire au Burkina Faso. *Sécheresse*, 23 : 86- 93.
- Thomas, C. D., A. Cameron, R. E. Green, M. Bakkenes, L. J. Beaumont, Y. C. Collingham, B. F. N. Erasmus, et al. (2004). "Extinction Risk from Climate Change." *Nature* 427: 145–148.
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., & Siemann, E. (1997). The Influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*, 277(5330), 1300-1302.
- Tinya F, Inken Doerfler b, Maarten de Groot c, Jacob Heilman-Clausen d, Bence Kov'acs a, Anders Mårell e, Björn Nord'en f, R'eka Aszal'os a, Claus B'assler g, Gediminas Brazaitis h, Sabina Burrascano i, Jordi Camprodon j,k, Mark'eta Chudomelov'a l, Luk'a's ˇCí'zek m,n, Ettore D'Andrea o, Martin Gossner p,q, Panu Halme r, Radim H'edl l,s, Nathalie Korboulewsky e, Jari Kouki t, Petr Kozel m,n, Asko L'ohmus u, Rosana L'opez v, František M'ali's w, Juan A. Martín v, Giorgio Matteucci x, Walter Mattioli y, Roser Mundet z, Jörg Müller aa,ab, Manuel Nicolas ac, Anna Old'en r, Míriam Piqu'e ad, Žydrūnas Preik'sa ae, Joan Rovira Ciur'o z, Liina Remm u, Peter Schall af, Pavel Šebek m, Sebastian Seibold ag, Primož Simon'ci'c c, Karol Ujh'azy w, Mariana Ujh'azyov'a ah, Ondřej Vild l, Lucie Vincenot ai, Wolfgang Weisser aj, P'eter 'Odor a,ak, (2023). A synthesis of multi-taxa management experiments to guide forest biodiversity conservation in Europe. *Global Ecology and Conservation*
- Tonteri, M. Salemaa, P. Rautio, V. Hallikainen, L. Korpela, P. Merilä. (2016). Forest management regulates temporal change in the cover of boreal plant species. *For. Ecol. Manage.*, 381, pp. 115-124.
- Toure, A., Rasmussen, K., Diallo, O., Diouf, A. (2003). Actual and potential carbon stocks in the north! sudanian zone. A case study: The forests of Delbi and Paniates in Senegal. *Dan. J. Geo.* 103, 63-70.
- Touré, Y. (2001). Etude des potentialités agro forestières de la multiplication et des usages de *Pterocarpus erinaceus* Poir. en zone soudanienne du Burkina Faso; mémoire IDR, 89 p.
- Traoré, B., Brancheriau, L., Perré, P., Stevanovic, T., Diouf, P. (2009). Acoustic quality of vène wood (*Pterocarpus erinaceus* Poir.) for xylophone instrument manufacture in Mali. *Annals of Forest Science*, 67, 815-815.
- Urban, M. C. (2015). Accelerating extinction risk from climate change. *Science*, 348(6234), 571-573.

- USAID. (2007). Evaluation de la biodiversité et des forêts tropicales au Sénégal prosperity, livelihoods and conserving ecosystems.
- Vadigi, S., & Ward, D. (2013). Shade, nutrients, and grass competition are important for tree sapling establishment in a humid savanna. *Ecosphere*, 4(11), 1-27.
- Valea, F. and Ballouche, A. (2012). Les feux de brousse en Afrique de l'Ouest : Contraintes environnementales ou outil de gestion environnementale ? L'exemple du Burkina Faso, *Territoires d'Afrique*, 3, 36-47.
- Valladares, F., Matesanz, S., Guilhaumon, F., Araújo, M. B., Balaguer, L., Benito-Garzón, M., ... & Zavala, M. A. (2014). The effects of phenotypic plasticity and local adaptation on forecasts of species range shifts under climate change. *Ecology letters*, 17(11), 1351-1364.
- Van der Putten, W. H., Macel, M., & Visser, M. E. (2010). Predicting species distribution and abundance responses to climate change: why it is essential to include biotic interactions across trophic levels. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1549), 2025-2034.
- Vautier, H., M. Sanon, M., Sacandé. (2007). *Combretum glutinosum* Perrot. ex DC. Seed leaflet.
- Vellend, M., Baeten, L., Becker-Scarpitta, A., Boucher-Lalonde, V., McCune, J., Messier, Myers-Smith, I. H. and Sax Dov, F. (2017). Plant biodiversity change across scales during the Anthropocene. *Annu. Rev. Plant Biol.*, 68 (2017), pp. 563-586.
- Violle, C., M. L., Navas, D., Vile, E., Kazakou, C., Fortunel, I., Hummel, and E., Garnier. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116:882-892.
- Von Maydell, H-J. (1990). *Trees and Shrubs of the Sahel. Their Characteristics and Uses.* Verlag Josef Margraf Scientific Books. GTZ . Germany. 525 pp
- Wagner, S., Fischer, H. & Huth, F. Canopy effects on vegetation caused by harvesting and regeneration treatments. *Eur J Forest Res* 130, 17–40. 2011.
- Warra, A.A., Umar, R.A., Sani, I., Gafar, M.K., Nasiru, A., Ado, A. (2013). Preliminary phytochemical screening and physicochemical analysis of Ginger bread plum (*Parinari macrophylla*) seed oil. *J Pharmacogn Phytochem*, 1, 20-25.
- Weber, J. C., Larwanou, M., Abasse, T. A., & Kalinganire, A. (2008). Growth and survival of *Prosopis africana* provenances tested in Niger and related to rainfall gradients in the West African Sahel. *Forest Ecology and Management*, 256(4), 585-592.

- Weihner, E., Howe, A. (2003). Scale-dependence of environmental effects on species richness in oak savannas, *J. Veg. Sci.*, 14, 917-920.
- White, F. (1983). The vegetation of Africa. UNESCO, Switzerland, 356 p.
- Whitfeld, T. J. S., Lasky, J. R., Damas, K., Sosanika, G., Molem, K., & Montgomery, R. A. (2014). Species richness, forest structure, and functional diversity during succession in the New Guinea lowlands. *Biotropica*, 46, 538– 548.
- Whittaker, R. H. (1972). Evolution and Measurement of Species Diversity. *Taxon* 21(2/3), 213-51.
- Wigley, B. J., Slingsby, J. A., Diaz, S., Bond, W. J., Fritz, H., & Coetsee, C. (2016). Leaf traits of African woody savanna species across climate and soil fertility gradients: evidence for conservative versus acquisitive resource-use strategies. *Journal of Ecology*, 104(5), 1357-1369.
- Wittig, R., König, K., Schmidt, M., & Szarzynski, J. (2007). A study of climate change and anthropogenic impacts in West Africa. *Environmental Science and Pollution Research-International*, 14, 182-189.
- Wittig, R., Schmidt, M., Thiombiano A. (2004). Cartes de distribution des espèces du genre *Acacia* L. au Burkina Faso. *Études flor. vég.* Burkina Faso 8, 19-26 Frankfurt/Ouagadougou.
- Wood, S. A. (2018). Nutritional functional trait diversity of crops in south-eastern Senegal. *Journal of Applied Ecology*, 55(1), 81-91.
- Woomer, P.L., Tieszen, L.L., Tappan, G., Touré, A., Sall, M., 2004. Land use change and terrestrial carbon stocks, *J. Arid. Environ.*, 59, 625-642.
- World Conservation Monitoring Centre. (1998). *Khaya senegalensis*. The IUCN Red List of Threatened Species, IUCN.UK. 1998.RLTS.T32171A9684583.en. Accessed on 25 January 2022.
- Wright, I. J., Dong, N., Maire, V., Prentice, I. C., Westoby, M., Díaz, S., ... & Wilf, P. (2017). Global climatic drivers of leaf size. *Science*, 357(6354), 917-921.
- Wright, S. J., Kitajima, N. J. B. Kraft, P. B. Reich, I. J. Wright, D. E. Bunker, R. Condit, et al. (2010). Functional traits and the growth-mortality trade-off in tropical trees. *Ecology*, 91: 3664–3674
- Wulder, M. A., Hermosilla, T., White, J. C., Bater, C. W., Hobart, G., & Bronson, S. C. (2024). Development and implementation of a stand-level satellite-based forest

- inventory for Canada. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, cpad065.
- Wunderle Jr, J. M. (1997). The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest ecology and management*, 99(1-2), 223-235.
- WWF. (2018). Rapport Planète Vivante® 2018 : Soyons ambitieux. Grooten, M. and Almond, R.E.A.(Eds). WWF, Gland, Suisse.
- Yakandawala, D., Morton, C.M., Prance, G.T. (2010). Phylogenetic relationships of the Chrysobalanaceae inferred from chloroplast, nuclear, and morphological data. *Annals Missouri Botanical Garden*, 97, 259-281
- Yawo, K. (2019). Contribution à la connaissance du commerce international de *Pterocarpus erinaceus* Poir (Fabaceae) au Togo, espèce végétale inscrite aux annexes de CITES (Master's thesis, Universidad Internacional de Andalucía).
- Yossi, H., Kaya, B., Traoré, C. O., Niang, A., Butare, I., Levasseur, V., Sanogo, D. (2006). Les haies vives au Sahel : état des connaissances et recommandations pour la recherche et le développement. World Agroforestry Centre.
- Yusuf, A. J., Abdullahi, M. I., Muhammad, A. A., Ibrahim, K. G. (2021). *Neocarya macrophylla* (Sabine) Prance: Review on taxonomy, ethnobotany, phytochemistry and biological activities.
- Yusuf, A.J., Abdullahi, M.I., Haruna, A.K., Idris, A.Y.; Musa, A.M. (2015). Isolation and characterization of stigmaterol and Bis- (5,7-diacetyl-catechin-4'- α -rhamnopyranoside) from the stem bark of *Neocarya macrophylla* (Sabine) Prance (Chrysobalanaceae). *Nig J Basic Applied Sci*, , 21, 15-2
- Zanne, A. E., Lopez-Gonzalez, G., Coomes, D. A., Ilic, J., Jansen, S., Lewis, S. L., ... & Chave, J. (2009). Global wood density database. Dryad. Identifier.
- Zeller, L., Förster, A., Keye, C., Meyer, P., Roschak, C., & Ammer, C. (2023). What does literature tell us about the relationship between forest structural attributes and species richness in temperate forests? –A review. *Ecological Indicators*, 153, 110383.
- Zerbo, I., Salako, K. V., Hounkpevi, A., Zozoda, D., Kakaï, R. G., & Thiombiano, A. (2023). Impact of climate patterns, land-use types and exploitation on the population structure of *Bombax costatum* Pellegr. and Vuillet in West African semi-arid savannas. *Global Ecology and Conservation*, 43, e02434.

- Zhang, D. (2017). A coefficient of determination for generalized linear models. *The American Statistician*, 71(4): 310-316.
- Zida, D., Sawadogo, L., Tigabu, M., Tiveau, D., & Odén, P. C. (2007). Dynamics of sapling population in savanna woodlands of Burkina Faso subjected to grazing, early fire and selective tree cutting for a decade. *Forest Ecology and Management*, 243(1), 102-115.