



**HAL**  
open science

# Dynamiques des paysages forestiers au Mozambique : Étude de l'écologie du Miombo pour contribuer aux stratégies de restauration des terres dégradées

Frederique Montfort

## ► To cite this version:

Frederique Montfort. Dynamiques des paysages forestiers au Mozambique: Étude de l'écologie du Miombo pour contribuer aux stratégies de restauration des terres dégradées. Biodiversité et Ecologie. AgroParisTech, Paris, FRA., 2021. Français. NNT: . tel-03524870

**HAL Id: tel-03524870**

**<https://hal.science/tel-03524870>**

Submitted on 13 Jan 2022

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

# THÈSE DE DOCTORAT

pour obtenir le grade de

**Docteur d'AgroParisTech**

**Spécialité : Science de l'environnement**

École doctorale n°581

Agriculture, alimentation, biologie, environnement et santé (ABIES)

*par*

**Frédérique MONTFORT**

## **Dynamiques des paysages forestiers au Mozambique : Étude de l'écologie du Miombo pour contribuer aux stratégies de restauration des terres dégradées**

Directeur de thèse : **Lilian BLANC**

Co-directeur de thèse : **Valéry GOND**

Co-encadrants de thèse : **Agnès BÉGUÉ & Clovis GRINAND**

**Thèse présentée et soutenue à Montpellier, le 19 novembre 2021**

**Composition du jury :**

Stéphanie CARRIÈRE, Directrice de recherche, IRD

Kamel SOUDANI, Professeur des universités, Université Paris Saclay

Adeline FAYOLLE, Chargée de cours, Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech

Philippe LEJEUNE, Professeur, Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech

Lilian BLANC, Chercheur (assimilé DR), CIRAD

Agnès BÉGUÉ, Chercheuse (assimilée DR), CIRAD

Valéry GOND, Chercheur, CIRAD

Clovis GRINAND, Docteur, Nitidæ

Rapporteuse & Examinatrice

Rapporteur & Examineur

Examinatrice

Président du jury

Directeur de thèse

Co-Encadrante de thèse

Invité

Invité



# Dynamiques des paysages forestiers au Mozambique : Étude de l'écologie du Miombo pour contribuer aux stratégies de restauration des terres dégradées

**Frédérique MONTFORT**

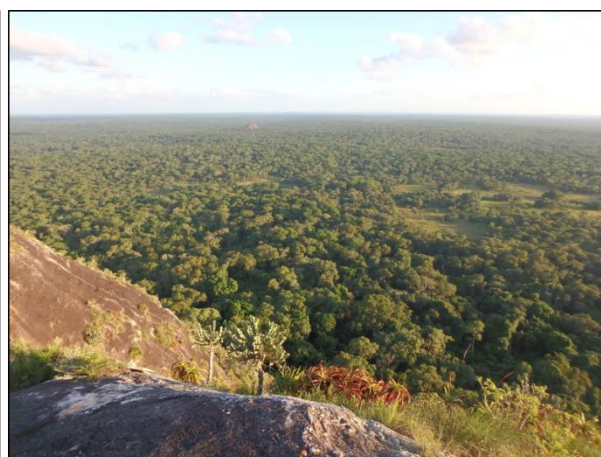
Thèse réalisée au sein de

**L'association Nitidæ  
29 Rue Imbert-Colombès  
69001 Lyon**

**L'UPR Forêts et Sociétés  
Campus international de Baillarguet  
34398 Montpellier Cedex 5**

&

**L'UMR TETIS Maison de la télédétection  
500 Rue Jean-François Breton  
34093 Montpellier Cedex 5**



 nitidæ  
filiales & territoires

 cirad  
LA RECHERCHE AGRONOMIQUE  
POUR LE DÉVELOPPEMENT

 anrt  
association nationale  
recherche technologie

Ecole Doctorale  
**ABIES**  
Agriculture  
Alimentation  
Forêt  
Biologie  
Environnement  
Santé  
Health



---

## Remerciements

---

La thèse fut une expérience très enrichissante scientifiquement et humainement, qui n'aurait pas été possible sans toutes les personnes qui m'ont entouré, aidé, motivé et parfois réconforté.

J'adresse mes premiers remerciements à mon directeur de thèse Lilian Blanc et à mes encadrants Agnès Bégué et Valéry Gond. Merci pour la confiance que vous m'avez accordée en acceptant d'encadrer ces travaux de recherche et pour avoir toujours fait preuve de bienveillance et de disponibilité. Merci pour vos précieux conseils, vos remarques toujours constructives, vos relectures et le suivi tout au long de la thèse. C'était un grand plaisir d'échanger et de réaliser cette thèse avec vous.

Je tiens à remercier Marie Nourtier et Clovis Grinand, pour m'avoir fait confiance il y a 5 ans lors de l'élaboration de ce projet de thèse et pour m'avoir embarqué dans la belle aventure du N'lab. Merci Marie d'avoir lancé les premières recherches sur le Miombo au sein de l'association, pour ta pédagogie, ta patience et tous tes conseils. Merci Clovis pour les formations accélérées en télédétection, le partage de tes connaissances, toutes les séances de travail et surtout pour avoir toujours été là pour me motiver et me *booster*.

Un grand merci à toute l'équipe de Nitidæ en France et ailleurs, sans laquelle ce travail n'aurait pas pu voir le jour. Je suis très contente de faire partie de cette belle aventure. Merci aux co-directeurs Matthieu Tiberghien et Cédric Rabany pour m'avoir accordé leur confiance dans la réalisation de ce travail de recherche, pour leur soutien et leur ouverture sur toutes les thématiques (même quand il s'agit de faire des analyses de mycorhizes dont on n'est pas sûr d'obtenir des résultats). Merci à nos super admins Virginie Rogez, Amélie Cléménçon et Alexandre Nicole pour l'appui logistique et administratif.

Mes remerciements vont aussi aux équipes de l'UR Forêts et Sociétés et l'UMR TETIS pour leur accueil et les discussions avec les chercheurs que j'ai pu croiser.

Je souhaite remercier toutes les personnes qui ont permis d'enrichir mes réflexions et ont contribué grandement à la réalisation de cette thèse. Je pense à Raphaël Manlay et Pierre Couteron pour le temps qu'ils m'ont accordé et les conseils avisés lors des comités de thèse. Merci à Louise Leroux pour le partage des méthodologies d'analyse des tendances de NDVI, à Raffaele Gaetano et Bastien Nguyen pour les discussions et *debugg*age quand je testais la chaîne de traitement. Merci à Vincent Freycon pour les conseils sur les analyses de sol et les discussions très intéressantes sur les termitières et à Johan Oszwald pour les tests sur les trajectoires paysagères.

Je tiens à remercier mes rapporteurs, Stéphanie Carrière et Kamel Soudani pour votre lecture approfondie de mon manuscrit et vos commentaires très enrichissants. Merci à Adeline Fayolle et



Philippe Lejeune pour avoir accepté d'être membres de mon jury. Merci à vous quatre pour les échanges très intéressants et motivants que nous avons pu avoir lors de la soutenance.

Au Mozambique, merci à Jean-Baptiste Roelens et Charline de Rouvroy pour votre appui sur le terrain et pour tous ces bons moments partagés. Merci à Solène Maneau pour avoir partagé un bout de terrain avec moi et à tous les techniciens de Nitidæ qui travaillent autour du Parc National de Gilé pour leur aide et pour avoir fait ce lien essentiel avec les agriculteurs. Merci aux équipes du Parc National de Gilé et d'IGF pour le soutien logistique. Ma gratitude va également à Joao, Domingo et Samuel qui m'ont accompagné sur le terrain, pour leur motivation et leur connaissance de la flore et à tous les agriculteurs rencontrés, pour le temps qu'ils m'ont accordé, et sans qui une partie de ce travail n'aurait pas pu avoir lieu.

Merci aux amis de la Maison de la Télédétection pour les bons moments partagés : Sarah, Arthur, Gab (un grand merci pour ton super refuge en Lozère), Léo (c'est promis je reviens au bureau), Vincent, Nico, Guilhem, Marc et tous les nouveaux arrivants qui contribuent à la bonne ambiance de la MTD. Merci à Isa pour l'accueil toujours dynamique et chaleureux ! Merci aux amis et collègues de Baillarguet, Clément, Renan, Amah, Christophe, Loïc pour l'accueil, l'aide et les discussions enrichissantes.

Des pensées à tous les amis de Bretagne, Hélé, Hugo, Nome, Alizée, Mélo, Bim, Noé... et à tous les amis de Montpellier, Cajou, Julia, Tuteur, Guillou, Cam, Zoé, Tony, Agnès, Manu, Maëva, Juliette et bien d'autres. Merci pour votre soutien et pour les bouffés d'air frais en montagne, en rivière ou sous terre qui m'ont fait tellement de bien et permis de décrocher de la thèse l'espace d'un week-end. Il nous reste encore tellement de montagnes et de grottes à découvrir !

Mes pensées vont bien sûr à tous les joyeux habitants de la coloc d'Aiguelongue. À mes colocs actuels Martin, Coco & Cla pour vos attentions et pour avoir pris soin de moi ces dernières semaines. Aux anciens colocs Maé, Juju, Sam, Margaux... pour avoir contribué au bonheur qui règne dans cette petite maison depuis toutes ces années. Je remercie également tous les copains de passage ou voisins qui m'ont permis de me changer les idées en partageant de beaux moments, des bons repas et surtout de bons verres de vin: Pierre (merci pour les petites attentions), Fanny, Max, Ben, Julia, Étienne (un grand merci pour les corrections de français, désolée si le mot jachère revient trop souvent dans cette thèse).

Robin, merci pour ton soutien jusqu'au bout de la thèse, pour les cours de géologie improvisés lors des balades et pour avoir partagé ta passion pour les sciences. C'est peut-être aussi un peu cette passion qui m'a motivée à faire cette thèse.

Une pensée à mon frère Romain, ainsi qu'à Tiphaine et Jules, merci pour les pauses non prévues lors de l'écriture de la thèse, promis, je serais plus présente maintenant. Et enfin, un grand merci à mes parents pour leur belle énergie, leur soutien, les appels réconfortants et les bons petits plats bretons!



---

## Avant-propos

---

Cette thèse a été réalisée dans le cadre d'une Convention Industrielle de Formation par la Recherche (CIFRE) et préparée au sein de l'association Nitidæ, l'UPR Forêts et Sociétés (CIRAD) et l'UMR TETIS (INRAE, CIRAD, CNRS, AgroParisTech). Elle a été cofinancée par Nitidæ, l'Association Nationale de la Recherche et de la Technologie et le CIRAD.

Cette thèse a été dirigée par Lilian Blanc (UR Forêts et Sociétés - CIRAD), Valéry Gond (UR Forêts et Sociétés - CIRAD), Agnès Bégué (UMR TETIS - CIRAD) et Clovis Grinand (Nitidæ) et a bénéficié des conseils avisés de Marie Nourtier (Nitidæ), Raphaël Manlay (UMR Eco&Sol - AgroParisTech) et Pierre Couteron (UMR AMAP- IRD).

### Publications

Montfort, F., Bégué, A., Leroux, L., Blanc, L., Gond, V., Cambule, A.H., Remane, I.A.D., Grinand, C., 2020. From land productivity trends to land degradation assessment in Mozambique: Effects of climate, human activities and stakeholder definitions. *Land Degradation & Development* 32, 49–65. <https://doi.org/10.1002/ldr.3704>

Montfort, F., Nourtier, M., Grinand, C., Maneau, S., Mercier, C., Roelens, J.-B., Blanc, L., 2021. Regeneration capacities of woody species biodiversity and soil properties in Miombo woodland after slash-and-burn agriculture in Mozambique. *Forest Ecology and Management* 488, 119039. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119039>

Montfort, F., Nourtier, M., Grinand, C., Manlay R.J., Maneau, S., Mercier, C., Roelens, J.-B., Blanc, L. Woody species biodiversity and soil organic carbon stock decline in response to slash and burn intensity in Miombo fallow ecosystem in Mozambique. Soumis à *Agriculture, Ecosystem Environment*. En révision.

### Communications dans des congrès

#### Poster :

Montfort, F., Bégué, A., Leroux, L., Grinand, C., 2019. Sensitivity analysis of land productivity change calculation in Mozambique. *IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS)*, Yokohama, Japan. Présenté à la conférence IGARSS par Agnès Bégué.

#### Acte :

Montfort, F., Bégué, A., Leroux, L., Grinand, C., 2019. Sensitivity analysis of land productivity change calculation in Mozambique. In: IGARSS 2019 - IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium proceedings. *Annual IGARSS symposium*. 39, Yokohama, Japan, pp 1633-1636. ISBN 978-1-5386-9154-0





### **Communication orale :**

Montfort F., Nourtier M., Grinand C., Mercier C., 2019. Miombo woodland regeneration dynamics after slash and burn agriculture and human settlement in Mozambique. *XXV IUFRO (International Union of Forest Research Organizations) World Congress*. Curitiba, Paraná, Brazil.

### **Collaborations scientifiques au cours de la thèse**

#### **Articles :**

Amaya, P.C., Nourtier, M., Montfort, F., Fusari, A., Randrianary, T., Richard, E., Prin, T. and Valls-Fox, H., 2021, Are elephants attracted by deforested areas in miombo woodlands? *African Journal of Ecology*. <https://doi.org/10.1111/aje.12882>

Dubos, N., Montfort, F., Grinand, C., Nourtier, M., Deso, G., Probst, J.M., Razafimanahaka, J.H., Andriantsimanarilafy, R.R., Rakotondrasoa, E.F., Razafindraibe, P., Jenkins, R., Crottini, A., 2021. Are narrow-ranging species doomed to extinction? Probable dramatic and generalised decline in future climate suitability of highly threatened species. *bioRxiv*. <https://doi.org/10.1101/2021.03.30.437650>

#### **Communications orales :**

Knoploch C., Grinand C., Montfort F., Vieilledent G., 2019. A novel atlas representing Madagascar's biodiversity and potential refuges driven by deforestation and climate change. *56<sup>th</sup> annual meeting of the Association for Tropical Biology and Conservation (ATBC 2019)*, Antananarivo, Madagascar.

Grinand C., Lo Seen D., Castets M., Montfort F., Merry F., 2020. Développement d'un outil de simulation pour la gestion des territoires au Mozambique. *CNFG 2020 – Agriculture et environnement dans les Suds*, Montpellier, France.

#### **Poster :**

Valls-Fox H., Fusari A., Amaya-Corredor P.C., Nourtier M., Montfort F., Randrianary T., Richard E., Prin T., Chardonnet P., 2019. Deforestation and wildlife management: Are elephants attracted by recently deforested areas? *XXV IUFRO (International Union of Forest Research Organizations) World Congress*. Curitiba, Paraná, Brazil.

### **Activités d'encadrement**

Encadrement du stage de Master 2 de Solène Maneau en 2019 (Master Environnement Écotoxicologue Écosystèmes, Université de Lorraine), ayant donné lieu à la rédaction d'un mémoire de fin d'étude : « *Analyse des dynamiques et des facteurs liés à la régénération forestière du Miombo autour de la Réserve Nationale de Gilé au Mozambique* ».



## Projets connectés à la thèse

Cette thèse s'inscrit dans un programme de recherche, en collaboration avec différentes équipes de recherche et acteurs du développement territorial. Elle est connectée à différents projets de l'association Nitidæ:

**Projet Laurel (2017-2019)** : Le programme « Planification territoriale pour améliorer la résilience des paysages au Mozambique », mis en œuvre par un consortium composé de Nitidæ, l'unité TETIS du CIRAD, et l'UFMG (Universidade Federal de Minas Gerais, Brésil) avec un financement de la Banque Mondiale. Ce projet visait à soutenir la gestion des paysages au Mozambique, par la production de données spatiales sur la dégradation des terres et le développement d'une plateforme de simulation, d'évaluation et d'orientation des changements d'usage des terres (LandSIM).

**Projet Namuli (2018 – 2022)** : Ce projet mis en œuvre par Legado et Nitidæ vise à établir un classement officiel en aire protégée communautaire du mont Namuli localisé dans la province de Zambezia au nord du Mozambique. En travaillant avec les communautés et en élaborant avec celles-ci une stratégie à long terme de gestion des ressources naturelles, le projet vise à mettre un terme à la déforestation dans les forêts de haute altitude, à garantir la résilience de la biodiversité du mont Namuli et à améliorer l'économie locale.

**Projet Ribaue (2019 – 2022)** : Depuis 2019, Nitidæ avec le soutien de l'ONG Legado, étudie les dynamiques agraires et paysagères du massif de Ribaue, localisé dans la province de Nampula au nord du Mozambique, afin de promouvoir la gestion durable des Monts Ribaue et M'paluwe en impliquant les communautés locales.

**Projet DPO PFNL (2017 – 2020)** : Le projet de valorisation et de commercialisation des produits forestiers non ligneux (PFNL) en périphérie du Parc National de Gilé, était coordonné par le FFS-IGF et soutenu par Nitidæ, avec l'appui financier de l'Agence française de développement (AFD). Le projet visait à i) renforcer les capacités de l'équipe du parc en matière de protection des ressources naturelles, ii) promouvoir la légalisation et l'organisation de l'utilisation durable des PFNL par les communautés locales vivant dans la zone tampon, et iii) développer la production de PFNL en identifiant et en mettant en œuvre des méthodes, des outils et des filières d'utilisation et de valorisation.





---

# Table des matières

---

REMERCIEMENTS .....	5
AVANT-PROPOS .....	7
TABLE DES MATIERES .....	11
LISTE DES FIGURES .....	15
LISTE DES TABLEAUX .....	18
ACRONYMES .....	19
INTRODUCTION GÉNÉRALE .....	21
<b>CHAPITRE 1 - CONTEXTE ET PROBLÉMATIQUE DE LA THÈSE .....</b>	<b>23</b>
<b>1 CONTEXTE .....</b>	<b>24</b>
1.1 LA DÉGRADATION DES TERRES : DES ENJEUX POLITIQUES ET SCIENTIFIQUES MONDIAUX.....	24
1.2 LA RESTAURATION : UN OUTIL ESSENTIEL POUR LUTTER CONTRE LA DÉGRADATION DES TERRES .....	26
1.3 L'AFRIQUE ET SES FORÊTS SÈCHES PARTICULIÈREMENT TOUCHÉES PAR LA DÉGRADATION DES TERRES .....	29
1.4 LE MIOMBO : UN ECOSYSTEME PEU CONNU .....	32
1.5 LE MOZAMBIQUE : UN COUVERT FORESTIER DENSE MAIS MENACE.....	33
1.6 LES STRATEGIES DE LUTTE CONTRE LA DEGRADATION DES TERRES ET DE RESTAURATION DES TERRES DEGRADEES AU MOZAMBIQUE.....	37
<b>2 PROBLÉMATIQUE ET OBJECTIFS DE LA THÈSE.....</b>	<b>39</b>
<b>3 PLAN DU MANUSCRIT .....</b>	<b>41</b>
<b>4 SITES D'ETUDES.....</b>	<b>43</b>
4.1 LE MOZAMBIQUE .....	43
4.2 LES DISTRICTS DE GILE ET PEBANE .....	44
4.3 LE PARC NATIONAL DE GILÉ.....	44
<b>CHAPITRE 2 - CARACTÉRISER L'ÉTAT DES TERRES ET IDENTIFIER LES FACTEURS DE CHANGEMENT À L'ÉCHELLE NATIONALE .....</b>	<b>47</b>
<b>1 PRÉSENTATION DE L'ARTICLE .....</b>	<b>48</b>
1.1 CONTEXTE DE L'ÉTUDE .....	48
1.2 PROBLÉMATIQUES SCIENTIFIQUES.....	48
1.3 INNOVATIONS .....	49
<b>2 FROM LAND PRODUCTIVITY TRENDS TO LAND DEGRADATION ASSESSMENT IN MOZAMBIQUE: EFFECTS OF CLIMATE, HUMAN ACTIVITIES AND STAKEHOLDER DEFINITIONS .....</b>	<b>50</b>
2.1 INTRODUCTION.....	51
2.2 MATERIAL AND METHODS.....	53
2.2.1 <i>Study area: Mozambique</i> .....	53
2.2.2 <i>Data collection and pre-processing</i> .....	55
2.2.3 <i>Data analysis</i> .....	58
2.2.4 <i>Comparison with the 15.3 SDG indicator</i> .....	62
2.3 RESULTS.....	62
2.3.1 <i>Land productivity change</i> .....	62
2.3.2 <i>Land productivity change factors analysis</i> .....	64
2.3.3 <i>Land degradation assessment</i> .....	67
2.4 DISCUSSION.....	68
2.4.1 <i>The role of climate and human activities on land productivity change</i> .....	68
2.4.2 <i>From land productivity change to land degradation: a question of perception</i> .....	70
2.4.3 <i>Towards a land degradation common reporting framework</i> .....	71



2.5	CONCLUSION .....	71
2.6	ACKNOWLEDGEMENTS.....	72
<b>3</b>	<b>CONCLUSION DE L'ÉTUDE.....</b>	<b>73</b>
	<b>CHAPITRE 3 - ÉVALUER LES DYNAMIQUES DE RÉGÉNÉRATION FORESTIÈRE DU MIOMBO.....</b>	<b>75</b>
<b>1</b>	<b>PRÉSENTATION DE L'ARTICLE .....</b>	<b>76</b>
1.1	CONTEXTE DE L'ÉTUDE .....	76
1.2	PROBLÉMATIQUES SCIENTIFIQUES.....	77
1.3	INNOVATIONS .....	77
<b>2</b>	<b>REGENERATION CAPACITIES OF WOODY SPECIES BIODIVERSITY AND SOIL PROPERTIES IN MIOMBO WOODLAND AFTER SLASH-AND-BURN AGRICULTURE IN MOZAMBIQUE .....</b>	<b>78</b>
2.1	INTRODUCTION.....	79
2.2	MATERIAL AND METHODS.....	80
2.2.1	<i>Study area .....</i>	<i>80</i>
2.2.2	<i>Plot selection .....</i>	<i>81</i>
2.2.3	<i>Data collection .....</i>	<i>82</i>
2.2.4	<i>Data analysis .....</i>	<i>83</i>
2.3	RESULTS.....	85
2.3.1	<i>Changes in woody species richness and diversity.....</i>	<i>85</i>
2.3.2	<i>Species composition recovery.....</i>	<i>86</i>
2.3.3	<i>Changes in vegetation structure .....</i>	<i>88</i>
2.3.4	<i>Changes in soil properties .....</i>	<i>90</i>
2.4	DISCUSSION.....	92
2.4.1	<i>How long does it takes for Miombo woodland to recover woody species biodiversity and woody structure after slash-and-burn agriculture? .....</i>	<i>92</i>
2.4.2	<i>Do soil properties return to their original level after abandonment of agriculture?.....</i>	<i>93</i>
2.4.3	<i>Implications for land management and restoration .....</i>	<i>95</i>
2.5	CONCLUSION .....	95
2.6	ACKNOWLEDGEMENTS.....	96
<b>3</b>	<b>CONCLUSION DE L'ÉTUDE.....</b>	<b>97</b>
	<b>CHAPITRE 4 - ÉVALUER L'IMPACT DES CYCLES RÉPÉTÉS D'AGRICULTURE SUR BRÛLIS SUR L'ÉCOSYSTÈME DU MIOMBO.....</b>	<b>99</b>
<b>1</b>	<b>PRÉSENTATION DE L'ARTICLE .....</b>	<b>100</b>
1.1	CONTEXTE DE L'ÉTUDE .....	100
1.2	INNOVATIONS .....	100
1.3	PROBLÉMATIQUES SCIENTIFIQUES.....	100
<b>2</b>	<b>WOODY SPECIES BIODIVERSITY AND SOIL ORGANIC CARBON STOCK DECLINE IN RESPONSE TO SLASH-AND-BURN INTENSITY IN MIOMBO FALLOW ECOSYSTEM IN MOZAMBIQUE .....</b>	<b>102</b>
2.1	INTRODUCTION.....	103
2.2	MATERIAL AND METHODS.....	104
2.2.1	<i>Study area .....</i>	<i>104</i>
2.2.2	<i>Site selection and land-use history .....</i>	<i>106</i>
2.2.3	<i>Data collection .....</i>	<i>107</i>
2.2.4	<i>Data analysis .....</i>	<i>108</i>
2.2.5	<i>Statistical analysis.....</i>	<i>109</i>
2.3	RESULTS.....	110
2.3.1	<i>Floristic indices and vegetation structure parameters in response to slash-and-burn intensity .</i>	<i>110</i>
2.3.2	<i>Land-use history variables predicting floristic indices and vegetation structure parameters .....</i>	<i>112</i>
2.3.3	<i>Species composition in response to slash-and-burn intensity .....</i>	<i>113</i>
2.3.4	<i>Soil properties in response to slash-and-burn intensity.....</i>	<i>115</i>
2.4	DISCUSSION.....	116
2.4.1	<i>Slash-and-burn intensity effects on woody biodiversity.....</i>	<i>116</i>
2.4.2	<i>Slash-and-burn intensity effects on soil properties .....</i>	<i>117</i>



2.4.3	<i>Implication for land management</i> .....	117
2.5	CONCLUSION .....	118
2.6	ACKNOWLEDGEMENTS.....	118
<b>3</b>	<b>CONCLUSION DE L'ÉTUDE</b> .....	<b>120</b>
<b>CHAPITRE 5 - IDENTIFIER DES ZONES PRIORITAIRES ET LES STRATÉGIES DE RESTAURATION DES PAYSAGES FORESTIERS À L'ÉCHELLE LOCALE .....</b>		
<b>121</b>		
<b>1</b>	<b>PRÉSENTATION DE L'ARTICLE</b> .....	<b>122</b>
1.1	CONTEXTE DE L'ÉTUDE .....	122
1.2	PROBLÉMATIQUES SCIENTIFIQUES.....	123
1.3	CHALLENGES .....	123
<b>2</b>	<b>PRIORITY AREAS IDENTIFICATION AND MANAGEMENT STRATEGIES FOR LANDSCAPE FOREST RESTORATION IN MOZAMBIQUE: SPATIALLY-EXPLICIT ECOSYSTEM FUNCTIONS BASED ON LOCAL KNOWLEDGE</b> .....	<b>124</b>
2.1	INTRODUCTION.....	125
2.2	MATERIAL AND METHODS.....	126
2.2.1	<i>Study area</i> .....	126
2.2.2	<i>Conceptual framework</i> .....	128
2.3	RESULTS.....	132
2.3.1	<i>Spatial distribution of potential ecosystem functions</i> .....	132
2.3.2	<i>Priority areas for forest landscape restoration</i> .....	135
2.3.3	<i>Land-use history assessment</i> .....	136
2.4	DISCUSSION.....	139
2.4.1	<i>Forest landscape restoration areas and management strategies in Gilé and Pebane districts</i> ..	139
2.4.2	<i>Challenge in mapping ecosystem functions</i> .....	139
2.4.3	<i>Assessing land-use history as a contribution for land-use management</i> .....	140
2.4.4	<i>Perspectives for forest landscape restoration in Mozambique</i> .....	140
2.5	CONCLUSION .....	141
2.6	ACKNOWLEDGEMENTS.....	141
<b>3</b>	<b>CONCLUSION DE L'ÉTUDE</b> .....	<b>142</b>
<b>CHAPITRE 6 - SYNTHÈSE, DISCUSSION ET PERSPECTIVES .....</b>		
<b>145</b>		
<b>1</b>	<b>SYNTHÈSE DES RÉSULTATS</b> .....	<b>146</b>
1.1	RETOURS SUR LES OBJECTIFS DE THÈSE .....	146
1.2	PRINCIPAUX RESULTATS.....	147
1.2.1	<i>Caractériser l'état des terres et identifier les facteurs de changement à l'échelle nationale</i> ....	147
1.2.2	<i>Évaluer la résilience de l'écosystème du Miombo après agriculture sur brûlis</i> .....	147
1.2.3	<i>Identifier des zones prioritaires et les stratégies de restauration des paysages forestiers à l'échelle locale</i> .....	150
<b>2</b>	<b>DISCUSSION GÉNÉRALE</b> .....	<b>152</b>
2.1	DES ENGAGEMENTS AUX STRATÉGIES NATIONALES DE LUTTE CONTRE LA DÉGRADATION.....	152
2.2	DÉFINIR LES STRATÉGIES ADAPTÉES DE RESTAURATION OU D'AMÉNAGEMENT .....	153
2.3	L'ÉCOLOGIE DU MIOMBO COMME ATOUT POUR SA GESTION .....	155
2.4	LA COMPRÉHENSION DES SYSTÈMES SOCIO-ÉCOLOGIQUES POUR AMÉLIORER LA RESTAURATION DES ÉCOSYSTÈMES.....	157
<b>3</b>	<b>PERSPECTIVES</b> .....	<b>158</b>
3.1	APPLIQUER L'APPROCHE POUR LOCALISER LES ZONES À RESTAURER À L'ÉCHELLE NATIONALE.....	158
3.2	MISE EN PLACE DE DISPOSITIFS DE SUIVI PERMANENTS POUR LE SUIVI ÉCOLOGIQUE À LONG TERME DES FORÊTS SÈCHES ..	158
3.3	S'APPUYER SUR LA MODÉLISATION DES CHANGEMENTS FUTURS POUR IDENTIFIER LES OPPORTUNITÉS DE RESTAURATION	161
<b>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES</b> .....		<b>163</b>
<b>ANNEXES</b> .....		<b>181</b>





---

## Liste des figures

---

- FIGURE 1 : MODÈLE CONCEPTUEL DE LA DÉGRADATION ET DE LA RESTAURATION D'UN ÉCOSYSTÈME (ADAPTÉ DE WHISENANT, 1999 ET HOBBS AND HARRIS, 2001) ET ESCALIER DE LA RESTAURATION PROPOSÉ PAR CHAZDON ET AL. 2008. LES CREUX REPRÉSENTENT DES POINTS DE STABILITÉ AVANT MODIFICATION DE L'ÉCOSYSTÈME PAR DES PROCESSUS DE DÉGRADATION OU DE RESTAURATION. SELON WHISENANT (1999) IL EXISTE DES BARRIÈRES ABIOTIQUES ET BIOTIQUES QUI EMPÊCHENT L'ÉCOSYSTÈME DE REVENIR À UN ÉTAT MOINS DÉGRADÉ À MOINS QU'UNE INTERVENTION SOIT RÉALISÉE..... 27
- FIGURE 2 : RÉPARTITION DES FORÊTS TROPICALES EN AFRIQUE (DONNÉES : GLOBAL LAND COVER – EUROPEEN SPACE AGENCY 2015 - ESA, 2017). ..... 29
- FIGURE 3 : DISTRIBUTION DU MIOMBO COMPARÉE À D'AUTRES ÉCOSYSTÈMES EN AFRIQUE AUSTRALE PROPOSÉ PAR RIBEIRO ET AL., 2020. .... 31
- FIGURE 4 : PRODUITS FORESTIERS NON LIGNEUX RÉCOLTÉS EN FORÊT DE MIOMBO (DISTRICT DE GILÉ, PROVINCE DE ZAMBÉZIE, MOZAMBIQUE) : A) CHAMPIGNONS - TERMITOMYCES SCHIMPERI (LYOPHYLLACEAE), B) TERMITES, C) CHENILLES COMESTIBLES – PSEUDOBUNAE SP., D) ESCARGOT (SOURCE DES PHOTOS : MONTFORT, 2018 & 2020). ..... 31
- FIGURE 5 : RÉGÉNÉRATION NATURELLE D'UNE FORÊT TROPICALE APRÈS DÉFRICHEMENT. LES DYNAMIQUES DE RÉGÉNÉRATION DE LA BIODIVERSITÉ LIGNEUSE ET HERBACÉE ET DES STOCKS DE CARBONE DANS LA BIOMASSE ET LE SOL NE SONT PAS CONNUES DANS CERTAINES RÉGIONS DOMINÉES PAR LES FORÊTS DE MIOMBO (ADAPTÉ DE SIST ET AL., 2021). ..... 32
- FIGURE 6 : PAYSAGE DU MIOMBO AU MOZAMBIQUE : A) FORÊT DE MIOMBO, B) PLANTATION D'ANACARDIER, C) JACHÈRE OU VÉGÉTATION SECONDAIRE APRÈS AGRICULTURE SUR BRÛLIS, D) CHAMP EN COURS DE CULTURE, E) CHAMP DÉFRICHÉ, ET F) SAVANE HERBEUSE (SOURCE DE L'IMAGE DRONE : GRINAND, 2021). ..... 33
- FIGURE 7 : COUVERTURE FORESTIÈRE ET OCCUPATION DU SOL EN 2016 AU MOZAMBIQUE (SOURCE DES DONNÉES : FNDS, 2019). ..... 34
- FIGURE 8 : REPRÉSENTATION SIMPLIFIÉ DU SYSTÈME D'AGRICULTURE SUR BRÛLIS. .... 36
- FIGURE 9 : MODÈLE SYSTÉMIQUE DES DYNAMIQUES DES ÉLÉMENTS DU PAYSAGE AU MOZAMBIQUE LIÉE À L'AGRICULTURE SUR BRÛLIS (NON-EXHAUSTIF). ..... 36
- FIGURE 10 : ORGANISATION DE LA THÈSE..... 42
- FIGURE 11 : CARTE DES ÉCHELLES D'ANALYSE ABORDÉES DANS LES DIFFÉRENTS CHAPITRES DE LA THÈSE. .... 43
- FIGURE 12 : COMPOSANTE DU PAYSAGE EN PÉRIPHÉRIE DU PARC NATIONAL DE GILÉ : A) CHAMP CULTIVÉ ET JACHÈRE, B) SAVANE HERBEUSE, ANACARDIER ET CHAMP CULTIVÉ, C) CHAMP DÉFRICHÉ RÉCEMMENT, D) FORÊT DE MIOMBO À L'INTÉRIEUR DU PARC NATIONAL DE GILÉ (SOURCE DES PHOTOS : MONTFORT, 2018). ..... 45
- FIGURE 13 : ENVIRONMENT AND CLIMATE IN MOZAMBIQUE: A) 2000-2016 LAND USE AND LAND COVER CHANGE MAP (GRINAND ET AL., 2018) AND PROVINCE LIMITS; B) ANNUAL MEAN RAINFALL (MM) OVER THE 2000-2016 PERIOD (CHIRPS DATA; FUNK ET AL., 2015); c) ANNUAL MEAN AIR TEMPERATURE (°C) OVER THE 2000-2016 PERIOD (CRU DATA)..... 54
- FIGURE 14 : TAYLOR DIAGRAM DISPLAYING A STATISTICAL COMPARISON (PEARSON CORRELATION, STANDARD DEVIATION AND ROOT-MEAN-SQUARE DIFFERENCE – RSM ERROR) WITH ANNUAL MEAN PRECIPITATION FROM RAIN GAUGE DATA (120 STATIONS IN MOZAMBIQUE) AND SIX SATELLITE PRODUCTS (CHIRPS : CLIMATE HAZARDS GROUP INFRARED PRECIPITATION WITH STATION DATA, GPCC: GLOBAL PRECIPITATION CLIMATOLOGY CENTRE, GPCP: GLOBAL PRECIPITATION CLIMATOLOGY PROJECT, PERSANN: PRECIPITATION ESTIMATION FROM REMOTELY SENSED INFORMATION USING ARTIFICIAL NEURAL NETWORKS, TAMSAT: TROPICAL APPLICATIONS OF METEOROLOGY USING SATELLITE DATA, TRMM: TROPICAL RAINFALL MEASURING MISSION). ..... 56
- FIGURE 15 : AREAS OF SIGNIFICANT VEGETATION PRODUCTIVITY CHANGE IN GURUÉ AND GILÉ REGION IN ZAMBZIA PROVINCE. THE RED AND GREEN LARGE PIXELS INDICATE AREAS OF DECREASING AND INCREASING LAND





PRODUCTIVITY, RESPECTIVELY, AS ASSESSED USING MODIS TIME SERIES. THE NUMBERED GROUND PHOTOS ILLUSTRATE THE LULC OF GREEN AND RED AREAS SAMPLES: - GURUÉ REGION: PICTURE 1: URBAN DENSIFICATION IN GURUÉ CITY (RED); PICTURE 2: OLD TEA PLANTATION STILL UNDER EXPLOITATION, BUT DEGRADED (RED); PICTURE 3: SETTLEMENT ON AN OLD TEA PLANTATION (RED); PICTURE PICTURE 4: POST-AGRICULTURE FOREST REGENERATION (GREEN); PICTURE 5: EUCALYPTUS PLANTATION (GREEN). - GILÉ REGION: PICTURE 6: FOREST REGENERATION, 15-20 YEARS OLD, AFTER SLASH AND BURN AGRICULTURE AND HUMAN SETTLEMENT (GREEN); PICTURE 7: RECENT DEFORESTATION (RED). .... 57

FIGURE 16 : FLOWCHART OF THE APPROACH USED IN THIS STUDY. .... 58

FIGURE 17 : ANNUAL LAND PRODUCTIVITY TREND WITHOUT CLIMATE CORRECTION MAPS OF MOZAMBIQUE CALCULATED FOR THE 2000-2016 PERIOD. .... 63

FIGURE 18 : NDVI-RAINFALL AND NDVI-TEMPERATURE RELATIONSHIP DURING THE 2000-2016 PERIOD (BRAVAIS-PEARSON-COEFFICIENT, STATISTICALLY SIGNIFICANT AT THE 95% LEVEL OR  $r = 0.50$  OR  $r = -0.50$ ). .... 64

FIGURE 19 : SPATIAL DISTRIBUTION OF THE CLIMATE FACTORS OF THE NDVI TRENDS (RAINFALL AND TEMPERATURE CHANGE ARE REGROUPED FOR CLARITY). .... 66

FIGURE 20 : SPATIAL DISTRIBUTION OF THE MAIN FACTORS IN LAND PRODUCTIVITY DECREASES. .... 66

FIGURE 21 : SPATIAL DISTRIBUTION OF THE MAIN FACTORS IN LAND PRODUCTIVITY INCREASES. .... 67

FIGURE 22 : DISTRIBUTION OF THE FRACTION OF DEGRADED LAND IN MOZAMBIQUE AS A FUNCTION OF THE MAIN FACTORS, AND FOR EACH STAKEHOLDER TYPE AND PROPORTION OF DEGRADED LAND (2001-2015) CALCULATED USING THE UNCCD DEFAULT METHOD (SDG 15.3.1 INDICATOR). .... 67

FIGURE 23 : LOCATION OF GILÉ NATIONAL PARK AND SAMPLING PLOTS. .... 81

FIGURE 24 : (A) WOODY SPECIES RICHNESS (CHAO 1 ESTIMATOR) AND (B) DIVERSITY (SHANNON INDEX) FOR MIOMBO REGROWTH AND MATURE WOODLAND. LETTERS (<sup>a</sup>, <sup>b</sup>, <sup>c</sup>) INDICATE STATISTICALLY SIGNIFICANT DIFFERENCES (ANOVA, PAIRWISE TUKEY'S HSD TEST,  $p < 0.05$ ). THE BOUNDING BOX OF EACH VARIABLE IN THE BOXPLOT REPRESENTS QUARTILE VALUES, THE STRAIGHT LINE REPRESENTS THE MEAN VALUE. .... 85

FIGURE 25 : PRINCIPAL COORDINATES ANALYSIS (PCoA) BASED ON THE CHAO DISSIMILARITY INDEX CALCULATED ON ABUNDANCE DATA (54 PLOTS X 96 SPECIES). THE FIRST AND SECOND AXES OF THE PCoA ACCOUNTED FOR RESPECTIVELY, 15.5% AND 11.8% OF THE INERTIA. AXIS 1 WAS INTERPRETED AS REPRESENTING SITE-TO-SITE VARIATIONS AND DOES NOT DIFFERENTIATE BETWEEN REGENERATION CATEGORIES. SPECIES COMPOSITION IN 4-12-YEAR-OLD AND 20-35-YEAR-OLD REGENERATION CATEGORIES WAS MORE HETEROGENEOUS THAN IN MATURE WOODLANDS. THE SECOND AXIS REVEALS THAT CHANGES IN SPECIES COMPOSITION WERE ASSOCIATED WITH A LAND-USE GRADIENT WITH REGENERATION CATEGORIES ON THE ONE HAND AND FOREST ON THE OTHER. .... 87

FIGURE 26: VENN DIAGRAM SHOWING THE NUMBER OF SPECIES COMMON TO MIOMBO REGROWTH AND MATURE WOODLAND. .... 88

FIGURE 27 : STAND PROPERTIES IN MIOMBO REGROWTH AND IN MATURE WOODLAND. (A) TREE MEAN DBH, (B) MEAN HEIGHT, (C) TREE CARBON STOCK, (D) TREE DENSITY AND (E) MEAN WOOD DENSITY. LETTERS (<sup>a</sup>, <sup>b</sup>, <sup>c</sup>) INDICATE STATISTICALLY SIGNIFICANT DIFFERENCES (ANOVA, PAIRWISE TUKEY'S HSD TEST,  $p < 0.05$ ). THE BOUNDING BOX OF EACH VARIABLE IN THE BOXPLOT REPRESENTS QUARTILE VALUES, THE STRAIGHT LINE REPRESENTS THE MEAN VALUE. .... 89

FIGURE 28 : SOIL ORGANIC CARBON IN THE TOP 30-CM SOIL LAYER FOR CROPLAND, MIOMBO REGROWTH AND MATURE WOODLAND. LETTERS (<sup>a</sup>, <sup>b</sup>, <sup>c</sup>) INDICATE STATISTICALLY SIGNIFICANT DIFFERENCES (KW, PAIRWISE TUKEY'S HSD TEST,  $p < 0.05$ ). .... 90

FIGURE 29 : (A) LOCATION OF GILÉ NATIONAL PARK AND SAMPLING PLOTS (LAND COVER DATA: MERCIER ET AL. 2016), (B) ILLUSTRATION OF THE LAND-USE HISTORY FOR EACH SLASH-AND-BURN INTENSITY (TREE IMAGES COPYRIGHT: CLEANPNG.ORG). .... 105

FIGURE 30 : VEGETATION TYPE OUTSIDE THE GNP CORE AREA (A) CROPLAND, (B) POST-CULTIVATION MIOMBO REGROWTH, (C) MATURE MIOMBO WOODLAND, AND (D) WOODED SAVANNAS. .... 106

FIGURE 31 : FLORISTIC INDICES FOR EACH SLASH-AND-BURN INTENSITY: (A) SPECIES RICHNESS AND (B) SPECIES DIVERSITY INDEX CALCULATED WITH ALL WOODY INDIVIDUALS. STAND PROPERTIES FOR EACH SLASH-AND-BURN INTENSITY: (C)



*TREE DENSITY, (D) MEAN D130, (E) MEAN HEIGHT, AND (F) TREE CARBON STOCK CALCULATED WITH ALL WOODY INDIVIDUALS WITH D130 ≥ 5 CM. LETTERS (a, b) INDICATE STATISTICALLY SIGNIFICANT DIFFERENCES (ANOVA, P < 0.05). THE BOUNDING BOX OF EACH VARIABLE IN THE BOXPLOT REPRESENTS QUARTILE VALUES; THE STRAIGHT LINE REPRESENTS THE MEAN VALUE. .... 111*

FIGURE 32 : RELATIVE IMPORTANCE OF LAND-USE HISTORY VARIABLES FOR A) SPECIES RICHNESS, B) SPECIES DIVERSITY, C) TREE DENSITY, D) MEAN D130 AND E) MEAN HEIGHT CALCULATED IN TERMS OF MEAN DECREASE ACCURACY IN RANDOM FOREST. .... 112

FIGURE 33 : LINEAR REGRESSION BETWEEN FLORISTIC INDICES AND STAND PROPERTIES AND THE MOST IMPORTANT LAND-USE HISTORY VARIABLES. SHADED AREAS REPRESENT 95% CONFIDENCE INTERVALS; R<sup>2</sup> IS THE COEFFICIENT OF DETERMINATION. .... 113

FIGURE 34 : PRINCIPAL COORDINATES ANALYSIS (PCOA) BASED ON BRAY CURTIS DISSIMILARITY INDEX CALCULATED ON ABUNDANCE DATA (48 PLOTS X 121 SPECIES). THE CIRCLE REPRESENTS THE 95% CONFIDENCE ELLIPSE AROUND THE CENTROID OF CATEGORIES. THE HISTOGRAM REPRESENTS THE HISTOGRAM OF EIGENVALUES EXPRESSED AS A PERCENTAGE OF VARIANCE FOR SUCCESSIVE COMPONENTS. .... 114

FIGURE 35 : LOCATION OF THE STUDY AREA (LAND COVER AND LAND COVER CHANGE MAP: MERCIER ET AL. 2016 & GRINAND ET AL, IN PREP)..... 127

FIGURE 36 : OVERVIEW OF THE ANALYSIS PROCEDURE TO IDENTIFY PRIORITY AREA FOR FOREST LANDSCAPE RESTORATION WOULD ENHANCE MULTIPLE ECOSYSTEM FUNCTIONS..... 128

FIGURE 37 : RELATIONSHIP BETWEEN FALLOW AGE (YEARS) AND CANOPY HEIGHT (M) BASED ON FLORISTIC INVENTORY DATA. .... 131

FIGURE 38 : COMPARISON BETWEEN THE FALLOW HEIGHT DATA MEASURED IN THE FIELD AND THE PREDICTED DATA FROM POTAPOV ET AL. 2021 (GLOBAL CANOPY HEIGHT – GLAD)..... 131

FIGURE 39 : SPATIAL ESTIMATION (1), PREDICTED VS MEASURED PLOT FOR CALIBRATION AND VALIDATION DATASETS (2) AND AVERAGE RELATIVE IMPORTANCE OF VARIABLES (3) FOR CARBON STOCK IN BIOMASS (A) AND SOIL (B) AND WOODY SPECIES DIVERSITY. VARIABLES NAMES AND DESCRIPTION ARE GIVEN IN TABLE 1. THE ACCURACY MEASUREMENTS (R<sup>2</sup>, RMSE) ARE CALCULATED WITH THE VALIDATION DATASET..... 133

FIGURE 40 : MAPS OF POTENTIAL ECOSYSTEMS FUNCTIONS: A) BIOMASS CARBON SEQUESTRATION POTENTIAL, B) SOIL CARBON SEQUESTRATION POTENTIAL, C) WOODY SPECIES DIVERSITY POTENTIAL, D) HABITAT CONNECTIVITY. 134

FIGURE 41 : MAP OF PRIORITY AREAS FOR FOREST LANDSCAPE RESTORATION IN GILÉ AND PEBANE DISTRICTS ..... 135

FIGURE 42 : MAP OF THE LAND-USE HISTORY OF THE STUDY AREA: A) MAP OF CROPPED AND FALLOWED FIELD IN 2019, B) MAP OF ON-GOING FALLOW DURATION (IN YEARS) IN 2019, C) MAP OF THE TIME SINCE THE FIRST FOREST CLEARCUTTING (IN YEARS), D) MAP OF THE NUMBER OF CROP-FALLOW CYCLES. .... 136

FIGURE 43 : MAPS OF PROBABILITY OF OCCURRENCE OF THE LOW LAND-USE INTENSITY SITES (A) AND HIGH LAND-USE-INTENSITY SITES (B). .... 137

FIGURE 44 : MIOMBO REGENERATION POTENTIAL AND MANAGEMENT STRATEGIES IN GILÉ AND PEBANE DISTRICTS . 138

FIGURE 45 : RÉGÉNÉRATION NATURELLE DE LA FORÊT DE MIOMBO APRÈS AGRICULTURE SUR BRÛLIS : SYNTHÈSE DES PRINCIPAUX RÉSULTATS OBTENUS DANS LE CHAPITRE 3 (ADAPTÉ DE SIST ET AL., 2021; SOURCE DES IMAGES : CLEANPNG.ORG). .... 148

FIGURE 46 : IMPACT DE L'INTENSITÉ DE L'AGRICULTURE SUR BRÛLIS SUR LA BIODIVERSITÉ LIGNEUSE ET LES STOCKS DE CARBONE DANS LA BIOMASSE LIGNEUSE ET LE SOL : SYNTHÈSE DES PRINCIPAUX RÉSULTATS OBTENUS DANS LE CHAPITRE 4 (SOURCE DES IMAGES : CLEANPNG.ORG). .... 150

FIGURE 47 : PROPOSITION DE STRATÉGIES DE RESTAURATION EN FONCTION DE L'ÉTAT DES TERRES (ADAPTÉ DE ARONSON ET AL., 1993)..... 154



## Liste des tableaux

TABLEAU 1 : QUELQUES DÉFINITIONS DE LA DÉGRADATION DES TERRES .....	25
TABLEAU 2 : ENGAGEMENTS ENVIRONNEMENTAUX INTERNATIONAUX ET RÉGIONAUX DANS LESQUELS LE MOZAMBIQUE EST ENGAGÉ .....	38
TABLEAU 3 : CLASSIFICATION SCHEME FOR THE CLIMATE FACTORS, BASED ON NDVI AND NDVI RESIDUAL (RESTEND) TRENDS, AND ON THE CORRELATION COEFFICIENTS BETWEEN NDVI AND RAINFALL, AND NDVI AND AIR TEMPERATURE. ....	60
TABLEAU 4 : CLASSIFICATION SCHEME FOR HUMAN FACTORS, BASED ON NDVI TRENDS AND LULCC CATEGORIES. ....	61
TABLEAU 5 : FOUR LAND DEGRADATION SCENARIOS BASED ON THE LIST OF LAND PROCESSES EXPECTED TO PRODUCE DEGRADED LAND (TICKED COLUMN), ACCORDING TO STAKEHOLDER TYPE DEFINITIONS. ....	62
TABLEAU 6 : DISTRIBUTION OF LAND PRODUCTIVITY TRENDS AFTER CLIMATE CORRECTION (RAINFALL DATA: CHIRPS; TEMPERATURE DATA: CRU) IN MOZAMBIQUE, CALCULATED FOR THE 2000-2016 PERIOD. ....	64
TABLEAU 7 : DISTRIBUTION OF MAIN FACTORS OF LAND PRODUCTIVITY CHANGE IN MOZAMBIQUE, CALCULATED FOR THE 2000-2016 PERIOD. ....	65
TABLEAU 8 : DESCRIPTION OF CATEGORIES.....	82
TABLEAU 9 : LABORATORY METHODS USED TO TEST EACH SOIL PROPERTY.....	83
TABLEAU 10 : THE TEN MOST DOMINANT SPECIES IN MIOMBO REGROWTH RANKED WITH THE IMPORTANCE VALUE INDEX (IVI) .....	86
TABLEAU 11 : THE TEN MOST DOMINANT SPECIES IN 30-35-YEAR-OLD MIOMBO REGROWTH AND MATURE WOODLAND RANKED WITH THE IMPORTANCE VALUE INDEX (IVI) .....	86
TABLEAU 12 : SOIL PHYSICAL PROPERTIES. MEANS WITH DIFFERENT LETTERS (a, b, c) ARE STATISTICALLY SIGNIFICANT DIFFERENT (KW, PAIRWISE TUKEY'S HSD TEST, P < 0.05).....	91
TABLEAU 13 : MEAN SOIL NUTRIENT CONCENTRATIONS (MG/KG) FOR EACH CATEGORY. MEANS WITH DIFFERENT LETTERS (a, b, c) ARE STATISTICALLY SIGNIFICANT DIFFERENT (KW, PAIRWISE TUKEY'S HSD TEST, P < 0.05). ....	91
TABLEAU 14 : MEAN SOIL MICRONUTRIENT CONCENTRATIONS (MG/KG) FOR EACH CATEGORY. MEANS WITH DIFFERENT LETTERS (a, b, c) ARE STATISTICALLY SIGNIFICANT DIFFERENT (KW, PAIRWISE TUKEY'S HSD TEST, P < 0.05).....	91
TABLEAU 15 : LAND-USE HISTORY VARIABLES AND PRESENT CHARACTERISTICS FOR THE TWO SLASH-AND-BURN INTENSITY SITES. MEAN ± STANDARD DEVIATION. LETTERS (a, b) INDICATE STATISTICALLY SIGNIFICANT DIFFERENCES (ANOVA, P < 0.05).....	107
TABLEAU 16 : LABORATORY METHODS USED TO TEST EACH SOIL PROPERTY. ....	108
TABLEAU 17 : IMPORTANCE VALUE INDEX FOR THE 10 MOST DOMINANT SPECIES IN LOW AND HIGH SBI SITES. SPECIES COMMON TO BOTH SBI ARE IN BOLD. ....	114
TABLEAU 18 : PROPORTION OF INDIVIDUALS (WITH D130 BELOW AND ABOVE 5 CM) OF SPECIES WITH SPECIFIC USE OR ECOLOGY (ALL DATA IN %). LETTERS (a, b) INDICATE STATISTICALLY SIGNIFICANT DIFFERENCES (ANOVA, P < 0.05). MEAN ± STANDARD DEVIATION. ....	115
TABLEAU 19 : SOIL (0-30 CM LAYER) PHYSICAL PROPERTIES, SOIL NUTRIENT AND MICRONUTRIENT CONCENTRATIONS PER LAND USE INTENSITY. MEANS WITH DIFFERENT LETTERS (a, b) ARE STATISTICALLY SIGNIFICANTLY DIFFERENT (KW, P < 0.05). MEAN ± STANDARD DEVIATION.....	115
TABLEAU 20 : EXPLANATORY VARIABLES USED IN THE TRAJECTORIES HISTORICAL ANALYSIS AND IN THE ECOSYSTEM FUNCTIONS ANALYSIS .....	132
TABLEAU 21 : EXTENT OF CURRENT LAND COVER CLASSES WITHIN THE IDENTIFIED PRIORITY AREAS FOR FOREST LANDSCAPE RESTORATION. ....	138



---

## Acronymes

---

AGB	Above-Ground Biomass
ANAC	Administration Nationale des Aires de Conservation
ANCOVA	ANalysis of COVAriance
ANOVA	ANalysis Of VAriance
ANR	Assisted Natural Regeneration
ANRT	Association Nationale de la Recherche et de la Technologie
AppEEARS	Application for Extraction and Exploring Analysis Ready Samples
ARF100	African Forest Landscape Restoration Initiative
BGB	Below-Ground Biomass
CHIRPS	Climate Hazards group InfraRed Precipitation with Station data
CIRAD	Centre de coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement
CITES	Convention sur le commerce International des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction
CMS	Convention of Migratory Species - Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage
CRU TS	Climate Research Unit Times Series
DBH ou D130	Diameter at Breast Height
EITI	Initiative pour la transparence dans les industries extractives
ELD	Economics of Land Degradation
ESA	European Space Agency
FAO	Food and Agriculture Organisation
FFS - IGF	François Sommer International Foundation for Wildlife Management
FLR	Forest Landscape Restoration
FNDS	Fundo Nacional de Desenvolvimento Sustentável
GDP	Gross Domestic Product
GEF	Global Environment Facility
GLAD	Global Land Analysis & Discovery
GNAP	Gilé National Park
GoM	Gouvernement du Mozambique
GPCC	Global Precipitation Climatology Centre
GPCP	Global Precipitation Climatology Project
INE	Instituto Nacional de Estatística
IPBES	Intergovernmental science-policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services
IPCC	International Panel of expert on Climate Change
ITTO	International Tropical Timber Organization
IUCN	International Union for Conservation of Nature
IVI	Importance Value Index
KW	Kruskal Wallis
LDN	Land Degradation Neutrality
LULCC	Land Use and Land Cover Change
MEA	Millennium Ecosystem Assessment
MEOR	Méthodologie d'Evaluation des Opportunités de Restauration
MITADER	Ministry of Land, Environment and Rural Development
MODIS	MODerate resolution Imaging Spectroradiometer



NASA	National Aeronautics and Space Administration
NBR	Normalized Burn Ratio
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index
ODD	Objectifs de Développement Durable
OIBT	Organisation internationale des Bois Tropicaux
OLS	Ordinary-Least Square
PCOA	Principal COordinates Analysis
PERMANOVA	PERmutational Multivariate ANalysis Of VAriance
PERSANN	Precipitation Estimation from Remotely Sensed Information using Artificial Neural Networks
PFNL	Produits Forestiers Non-ligneux
PIB	Produit Intérieur Brut
PNAG	Parc National de Gilé
RDC	République Démocratique du Congo
REDD+	Réduction des émissions provenant du déboisement et de la dégradation des forêts, associées à la gestion durable des forêts, la conservation et l'amélioration des stocks de carbone forestier
RESTREND	RESidual TREND Analysis
RMSE	Root-Mean-Square Error
ROAM	Restoration Opportunities Assessment Methodology
RPF	Restauration des Paysages Forestiers
SDG	Sustainable Development Goals
SER	Society for Ecological Restoration
SOC	Soil Organic Carbon
TAMSAT	Tropical Rainfall Measuring Mission
TRMM	Tropical Applications of Meteorology using SATellite data
TWI	topographic wetness index
UNCCD	United Nations Convention to Combat Desertification
UNEA	United Nations Environment Assembly
UNEP	United Nations Environment Programme
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change
WRI	World Resources Institute
WWF	World Wide Fund for Nature



---

## Introduction générale

---

Dans de nombreuses régions du monde, les écosystèmes forestiers tropicaux ont laissé la place à des paysages forestiers composés d'écosystèmes naturels et d'écosystèmes modifiés par les activités humaines. Maginnis and Jackson (2005) définissent les paysages forestiers comme des paysages présentant une mosaïque d'écosystèmes qui sont, ou ont été, dominés par les forêts et les zones boisées et qui continuent à produire des biens et services liés à la forêt. Ces paysages forestiers se composent d'un mélange de forêts matures, de forêts dégradées et secondaires, de vastes zones non-forestières naturelles ou anthropisées.

Dans certaines régions, l'intensification des activités humaines, la déforestation à grande échelle, la gestion non-durable des ressources, ainsi que des facteurs naturels et climatiques ont conduit à un déclin dramatique des fonctions (ensemble des processus liés aux flux de matière, d'énergie et d'information dans un écosystème - Jax, 2005) et des services (bénéfices que les humains retirent des écosystèmes - MEA, 2005) fournis par les écosystèmes (IPBES, 2018). Dans ces paysages dégradés, la production agricole diminue, la biodiversité décline, la qualité de l'eau se détériore et les sols s'érodent (Pacheco et al., 2018). Pour faire face à ces enjeux, plusieurs pays se sont engagés à fixer des objectifs nationaux pour un monde neutre en termes de dégradation des terres (*Land degradation neutrality*). De plus, la communauté internationale s'est engagée à restaurer 350 millions d'hectares de terres déforestées et dégradées dans le monde d'ici 2030, dans le cadre du Défi de Bonn en 2011, renforcé récemment par la déclaration de la Décennie de la restauration des écosystèmes (2021-2030) par les Nations Unies (UNEA, 2019).

Le Défi de Bonn s'appuie sur l'approche de la restauration des paysages forestiers, définie comme un processus visant à retrouver l'intégrité écologique et à améliorer le bien-être humain dans des paysages forestiers déboisés ou dégradés (IUCN, 2005). Cette approche diffère d'une restauration écologique ciblant des sites spécifiques et plus centrée sur l'environnement, dans la mesure où elle cible des paysages et accorde une priorité égale aux moyens de subsistance des populations et à la conservation de la biodiversité (Stanturf et al., 2019). L'approche a pour but de maintenir, augmenter ou améliorer les fonctions des écosystèmes, plutôt que de reconstituer des conditions passées (Maginnis and Jackson, 2005; Noulèkoun et al., 2021). L'un des principaux défis de la restauration des paysages forestiers consiste à identifier les opportunités de restauration, c'est-à-dire les zones dégradées qui combinent un fort potentiel de bénéfices socio-environnementaux avec une forte faisabilité de la restauration (Brançalion et al., 2019).

L'identification des opportunités de restauration nécessite des données biophysiques (e.g. occupation du sol, propriétés des sols, dégradation des terres, climat), écologiques (e.g. inventaires, cartes de distribution des espèces, cartographie des habitats, aires protégées) et socio-économiques (e.g. densité de population, utilisation des terres, propriétés foncières).



Ces données permettent de renseigner la nature, l'étendue et les facteurs de dégradation, la biodiversité de la zone, la dynamique de l'occupation du sol, les conditions édaphiques et climatiques, ainsi que le contexte socio-économique. Il existe plusieurs méthodes pour acquérir ces données, allant des inventaires de terrain à la télédétection. Les inventaires de terrain quant à eux apportent des informations plus précises et locales sur les écosystèmes, sur leurs caractéristiques et leurs fonctions. Les outils et les méthodes de télédétection apportent des informations objectives, exhaustives et continues sur l'état des terres à large échelle et dans le temps (Escadafal and Bégni, 2016).

Le Mozambique, comme un grand nombre de pays, s'est fixé des objectifs de restauration des zones déboisées ou dégradées : d'ici 2030, un million d'hectares de paysages déboisés et dégradés doivent être restaurés, ce qui représente un peu plus de 1 % de la superficie du pays. Cet engagement national ambitieux, pose la question de la localisation des opportunités de restauration. Cependant, les données et les méthodologies proposées par les organismes internationaux, pour suivre l'état des terres et localiser des zones à restaurer, sont peu adaptées au contexte particulier du Mozambique. En effet, les paysages du Mozambique sont dominés par un écosystème encore peu étudié, les forêts claires de Miombo, et sont façonnés par l'agriculture familiale (GoM, 2018a; MITADER, 2018a). Par conséquent, ce pays manque encore d'informations fiables sur l'état de ses terres et les opportunités de restauration, ce qui en fait un cas d'étude intéressant.

Ainsi, l'objectif général de la thèse est d'analyser les dynamiques, les caractéristiques et les déterminants de l'état des paysages forestiers du Miombo au Mozambique, afin de proposer des orientations pour la restauration. Pour répondre à cet objectif général, ce travail de thèse est structuré en trois sous-objectifs i) la caractérisation de l'état des terres et des facteurs de changement à l'échelle nationale, ii) l'évaluation de la résilience du Miombo après agriculture sur brûlis, en s'intéressant à trois caractéristiques de l'écosystème : la biodiversité ligneuse, la structure du peuplement et les propriétés du sol, et iii) l'identification des zones et des stratégies de gestion appropriées pour la restauration. Notre démarche s'est appuyée sur le développement de méthodologies basées sur des outils et des données de télédétection, ainsi que sur la production de connaissances sur l'écologie du Miombo à partir d'inventaires floristiques et pédologiques.

Les attendus de cette thèse sont d'ordre méthodologique, scientifique et opérationnel. Elle vise à i) contribuer à une meilleure prise en compte des causes et de la localisation de la dégradation de terres, ii) apporter de nouvelles connaissances sur les forêts sèches et les dynamiques de régénération, essentielles pour tout objectif de restauration, et iii) proposer une méthodologie pour localiser les opportunités de restauration à l'échelle des paysages forestiers du Mozambique.

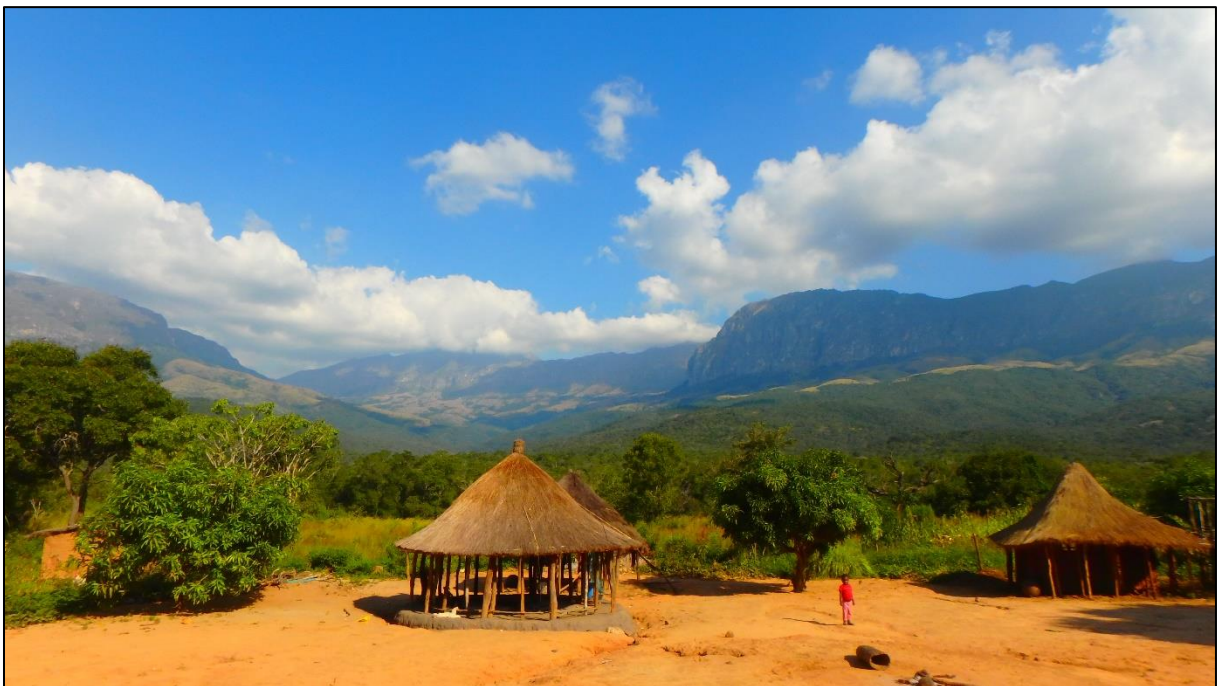


---

# Chapitre 1

## Contexte et problématique de la thèse

---



Habitation au pied du mont Binga dans le district de Chimanimani (Province de Manica, Mozambique, photo de Montfort F., 2018)





## 1 Contexte

### 1.1 La dégradation des terres : des enjeux politiques et scientifiques mondiaux

La dégradation des terres est une préoccupation environnementale mondiale à l'heure actuelle. Elle est considérée comme l'un des défis les plus urgents à relever par les politiques et les scientifiques (UNCCD, 2017a). Ce terme générique fait référence aux nombreux processus tels que la désertification, la salinisation, l'érosion ou encore la déforestation, qui entraînent le déclin ou la perte de la biodiversité, des fonctions ou des services écosystémiques et touchent tous les écosystèmes (IPBES, 2018). L'une des dernières études à l'échelle globale, estime que 75 % de la surface terrestre serait dégradée en raison d'une série de facteurs (naturels ou anthropiques) et de processus directs et indirects interagissant de manière complexe (Cherlet et al., 2018). La dégradation des terres affecterait négativement le bien-être de 3,2 milliards de personnes par la perte de biodiversité et des services écosystémiques (IPBES, 2018). Les processus de dégradation des terres sont façonnés par des facteurs anthropiques directs (conversion des terres, surpâturage, feux, espèces envahissantes...) et des facteurs naturels (séismes, glissement de terrain, inondations...). Selon l'IPBES (2018), l'expansion et la gestion inappropriée des terres agricoles et des pâturages sont les facteurs de dégradation des terres les plus importants au niveau mondial. Pourtant, même lorsque les facteurs de la dégradation sont identifiés, l'évaluation et la cartographie de la dégradation peuvent être une tâche difficile (IPBES, 2018).

La dégradation des terres échappe à une description et à une mesure simple (IUCN, 2015; Cherlet et al., 2018), en raison d'imprécisions sur la nature du problème, de manque de connaissances sur ces causes profondes et ses conséquences, et des différences de définition (voir le Tableau 1) et de perceptions des acteurs du territoire. Sa dimension spatiale et temporelle renforce cette complexité. En effet, les processus clés qui entraînent la dégradation des terres se produisent à plusieurs échelles et sur une période donnée (Cherlet et al., 2018). Ces difficultés ainsi que les différences de méthodologies expliquent la large gamme d'estimations trouvées dans la littérature et les freins existants à la mise en place d'actions efficaces de lutte contre la dégradation des terres à une échelle locale (IUCN, 2015; Van der Esch, 2017). Pour aller au-delà de ces discussions sur les définitions, Van der Esch (2017) propose de parler d'état des terres (« land condition » en anglais, incluant la végétation et le sol), et d'analyser les changements d'état des terres résultant de l'intervention humaine et leurs effets sur les fonctions et services écosystémiques. L'utilisation du terme « état des terres » se veut plus neutre que le terme dégradation des terres et cherche à refléter les compromis entre les services écosystémiques.

Malgré les difficultés, la communauté scientifique internationale travaille activement depuis quelques années, au développement de méthodes d'évaluation et de suivi de l'état des terres. Il existe un grand nombre d'approches : les avis d'experts, le suivi sur le terrain (observations et mesures), les évaluations basées sur la télédétection (ensemble des appareils et des techniques produisant des images satellites ou aériennes), les modèles biophysiques ou encore la modélisation (Caspari et al., 2015; Gibbs and Salmon, 2015). Depuis une quarantaine d'années, la télédétection a progressivement



amélioré notre capacité d'évaluation et de suivi de l'environnement (Escadafal and Bégni, 2016). Elle est l'une des méthodologies les plus utilisées maintenant et reconnue comme un outil de surveillance robuste et permettant d'évaluer l'état des terres à large échelle (Higginbottom and Symeonakis, 2014). Parmi les indicateurs disponibles, le taux de couverture végétale du sol obtenu grâce à l'indice de végétation par différence normalisée (NDVI) est l'un des indicateurs les plus utilisés de suivi de l'état des terres, et son utilisation est recommandée par la Convention des Nations Unies sur la lutte contre la désertification (UNCCD) (Escadafal and Bégni, 2016; UNCCD, 2016).

*Tableau 1 : Quelques définitions de la dégradation des terres*

Sources	Définitions
UNEP, 2007	The decline or loss in ecosystem functions and services of a given territory that cannot fully recover unaided within decadal time scales.
UNCCD, 2016	Reduction or loss of the biological or economic productivity and complexity of rainfed cropland, irrigated cropland, or range, pasture, forest and woodlands resulting from land uses or from a process or combination of processes, including processes arising from human activities and habitation patterns, such as soil erosion caused by wind and/or water, deterioration of the physical, chemical and biological or economic properties of soil, and long-term loss of natural vegetation.
IPBES, 2018	Many human-caused processes that drive the decline or loss in biodiversity, ecosystem functions or ecosystem services in any terrestrial and associated aquatic ecosystems.
IPCC, 2019a	Negative trend in land condition, caused by direct or indirect human-induced processes including anthropogenic climate change, expressed as long-term reduction or loss of at least one of the following: biological productivity, ecological integrity or value to humans
GEF, 2009	Any form of deterioration of the natural potential of land that affects ecosystem integrity either in terms of reducing its sustainable ecological productivity or in terms of its native biological richness and maintenance of resilience.

Bien que la télédétection ait permis de faire progresser les connaissances et les estimations sur l'étendue de la dégradation, les informations fiables sur les facteurs des changements observés sont limitées, les vérifications de terrain sont insuffisantes et les méthodes globales ne sont pas adaptées à tous les contextes et écosystèmes (Caspari et al., 2015; Aynekulu et al., 2017). Par exemple dans le cas de l'utilisation de l'indice de NDVI, la phénologie des différents types de végétation doit être prise en compte, notamment pour choisir la période d'analyse et interpréter les résultats. De plus, les changements observés ne sont pas toujours interprétables en terme de dégradation ou d'amélioration des terres (Yengoh et al., 2015; Dubovyk, 2017).

Ainsi, des recherches visant à comprendre les moteurs et les processus et à estimer l'état des terres sont nécessaires pour i) parvenir à un consensus scientifique sur la définition (cf. Tableau 1), ii) convenir d'indicateurs et méthodes de mesures associées reproductibles, iii) définir des objectifs politiques (*targets*) et *in fine*, iv) adopter des plans d'actions efficaces pour lutter contre la dégradation des terres (Cherlet et al., 2018; Pandit et al., 2020).



## 1.2 La restauration : un outil essentiel pour lutter contre la dégradation des terres

La restauration, définie initialement comme « toute activité intentionnelle qui initie ou accélère le rétablissement d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit » (SER, 2004), est reconnue comme un outil essentiel pour lutter contre la dégradation des terres. En 2019, les Nations Unies ont annoncé que la période 2021-2030 serait la décennie de la restauration des écosystèmes afin d'accélérer la restauration des paysages dégradés dans le monde entier. La décennie des Nations Unies contribuera également au Défi de Bonn pour la restauration des forêts qui ambitionne de restaurer 350 millions d'hectares dans le monde d'ici 2030. De même, la cible 15.3 (atteindre la neutralité en termes de dégradation des terres d'ici 2030) des Objectifs de Développement Durable encourage la priorisation et le développement des activités de restauration des terres.

La restauration des terres dégradées comprend un large éventail de stratégies de gestion allant des stratégies passives (régénération naturelle, régénération naturelle assistée – définitions Tableau 2) aux stratégies actives (e.g. reforestation avec des espèces natives ou non, réhabilitation, réclamation). La restauration passive consiste à supprimer les facteurs de perturbation ou de stress (mise en défend, pare-feu, changement de gestion, arrêt des cultures...) pour permettre aux processus naturels de rétablissement spontané des espèces naturelles d'opérer. Quand l'écosystème a franchi un seuil de dégradation pour permettre son rétablissement spontané ou si le rétablissement est trop lent, des interventions humaines (telles que la réhabilitation des sols, les plantations, l'enrichissement d'espèces...) sont nécessaires pour regagner les fonctions de l'écosystème (e.g. cycle des nutriments, séquestration du carbone, fertilité des sols, régulation de l'eau), il s'agit alors de restauration active.

Tableau 2 : Définitions de différentes stratégies de gestion pour la restauration des écosystèmes

Approche de gestion	Définition	Source
Régénération naturelle	Capacité d'un écosystème à se reconstituer spontanément, après destruction partielle ou totale du couvert forestier. La germination, la naissance ou tout autre recrutement d'éléments biotiques comprenant les plantes, les animaux et les micro-organismes, qu'il découle de la colonisation ou de processus <i>in situ</i> .	SER, 2016
Régénération naturelle assistée	Approche particulière de restauration qui repose sur l'exploitation active de toute capacité de régénération naturelle des organismes vivants restant sur le site ou à proximité. Nécessite à la fois l'élimination des causes de dégradation et des interventions actives.	SER, 2016
Reforestation	Rétablissement de la forêt par la plantation d'arbres (natifs ou non) ou l'ensemencement délibéré sur des terres déjà classées comme forêts.	Chazdon et al. 2016
Réhabilitation	Actions directes ou indirectes ayant pour objectif de rétablir un niveau de fonctionnalité de l'écosystème lorsqu'une restauration écologique n'est pas souhaitée, mais qu'un renouveau ou qu'un approvisionnement continu en biens et services écosystémiques est recherché.	SER, 2016
Réclamation	Processus consistant à rendre des terres gravement dégradées aptes à la culture ou à un état convenant à une certaine utilisation humaine.	SER, 2016



Les types d'interventions ou de gestion nécessaires pour restaurer les fonctions des écosystèmes dépendent fortement de l'état initial de l'écosystème, du type, de l'étendue et du degré de dégradation, des objectifs attendus de la restauration, et des contraintes financières (Chazdon, 2008; IUCN, 2015 - Figure 1). L'optimisation des stratégies de restauration et l'identification des actions prioritaires passent donc d'abord par une évaluation de l'état initial de l'écosystème, de ses fonctions et de sa résilience (McDonald et al., 2016). La résilience est définie comme la capacité d'un système à absorber les perturbations et à se réorganiser tout en subissant des changements afin de conserver essentiellement la même fonction, structure, identité et rétroaction (Holling, 1973; Folke et al., 2004).

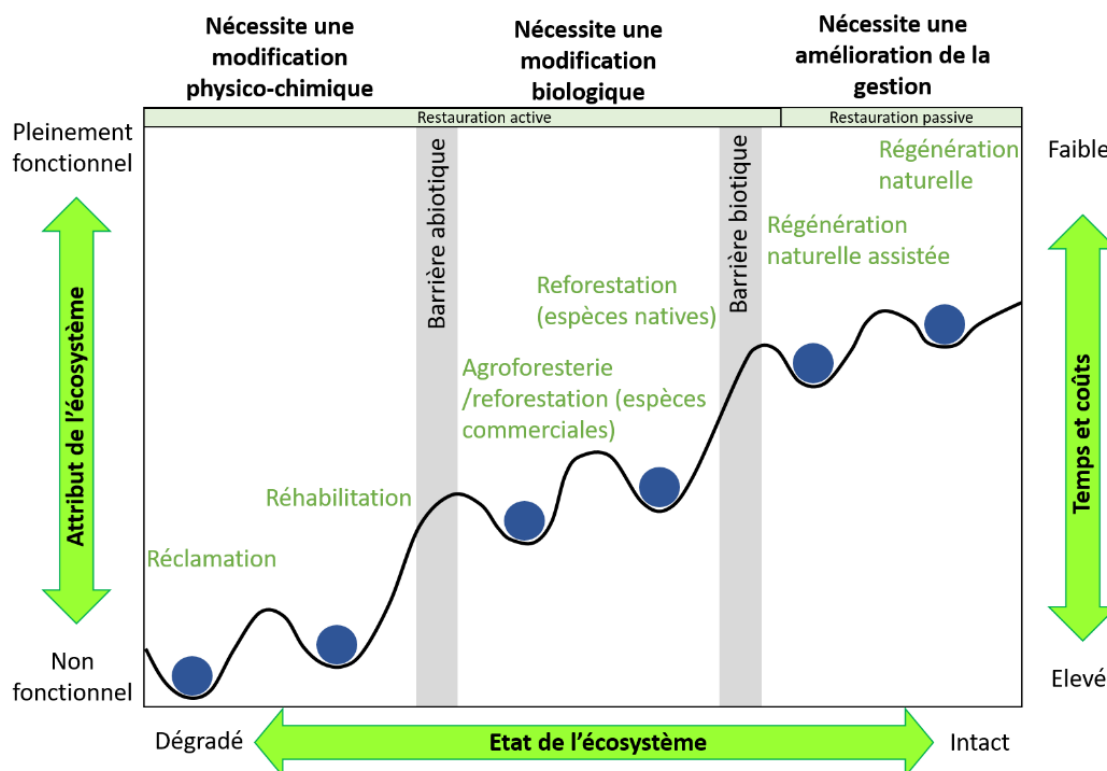


Figure 1 : Modèle conceptuel de la dégradation et de la restauration d'un écosystème (adapté de Whisenant, 1999 et Hobbs and Harris, 2001) et escalier de la restauration proposé par Chazdon et al. 2008. Les creux représentent des points de stabilité avant modification de l'écosystème par des processus de dégradation ou de restauration. Selon Whisenant (1999), il existe des barrières abiotiques et biotiques qui empêchent l'écosystème de revenir à un état moins dégradé à moins qu'une intervention soit réalisée.

Étant donné que de nombreux écosystèmes font partie de paysages plus vastes qui ont été considérablement modifiés par la gestion humaine, la définition du terme « restauration » a beaucoup évolué ces dernières années. Le terme « restauration des paysages forestiers » (i.e paysage présentant une mosaïque d'écosystèmes qui est, ou a été, dominé par les forêts et les zones boisées - Maginnis and Jackson, 2005) proposé par l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) et le Fonds mondial pour la nature (WWF) en 2000, est de plus en plus utilisé pour impliquer la restauration des fonctions de l'écosystème et améliorer le bien-être humain dans les paysages forestiers déboisés ou dégradés (Mansourian et al., 2005; IUCN, 2015). L'objectif principal de la restauration des paysages



forestiers n'est pas seulement d'augmenter le couvert forestier ou de viser le rétablissement d'un écosystème de référence, mais d'améliorer la fonctionnalité écologique de l'ensemble du paysage et de répondre aux besoins actuels et futurs des populations riveraines (Maginnis and Jackson, 2002). Les interventions peuvent avoir lieu sur des terres forestières ou destinées à le devenir (e.g. régénération naturelle, plantation), sur des terres agricoles (i.e. agroforesterie, gestion des arbres dans les jachères) ou encore sur des zones dites « tampon » à proximité des rivières, zones humides ou côtières (e.g. restauration des mangroves, protection des bassins versants).

De nombreuses lignes directives (e.g. FAO, 2016; McDonald et al., 2016; Stanturf et al., 2017; Gann et al., 2019; ITTO, 2020) et guides techniques (e.g. IUCN and WRI, 2014; FAO and WRI, 2019) ont été développés pour guider la prise de décision dans le contexte de la restauration des paysages forestiers. Une vue d'ensemble et une description des lignes directrices et des outils disponibles est proposée par Chazdon and Guariguata (2018) et l'ITTO (2020). Toutefois, ces cadres d'analyses internationaux sont souvent théoriques et il existe peu de mises en œuvre dans les régions dominées par les forêts de Miombo, notamment parce que les connaissances sur ces écosystèmes manquent (Ribeiro et al., 2020).

L'un des cadres les plus utilisés est la Méthodologie d'Évaluation des Opportunités de Restauration des paysages forestiers (MEOR ou ROAM en anglais, IUCN and WRI, 2014), qui vise à guider les groupes d'acteurs nationaux ou infranationaux par une aide à la planification et la priorisation des zones et stratégies, l'analyse des coûts et des avantages et l'évaluation des options de financement et d'investissement des activités de restauration. Cette méthodologie ainsi que les autres disponibles se basent sur l'analyse de l'état actuel de l'environnement sans prendre en compte l'historique qui va influencer les stratégies de restauration (active ou passive) et leur succès (Schulz and Schröder, 2017).

Elles se basent également bien souvent sur une analyse multicritère d'indicateurs environnementaux et socio-économiques pour la cartographie des zones dégradées et des zones prioritaires pour la restauration. Elles sont donc très dépendantes des données spatiales disponibles et du choix des indicateurs et des scores attribués à chaque indicateur. Or le manque de données existantes localement peut conduire à utiliser des données globales qui sont souvent peu précises et fiables localement. De plus, le choix des indicateurs et des scores conduit à une priorisation qui ne permettra pas de sélectionner des zones qui contribueront simultanément à l'amélioration de multiples fonctions (Schulz and Schröder, 2017). Ainsi, malgré l'existence de lignes directrices et de méthodologies, les approches pour la sélection des zones de restauration à l'échelle des paysages dans les différents contextes doivent encore être améliorées pour mettre en place des activités de restauration cohérentes et appropriées (Chazdon and Guariguata, 2018).



### 1.3 L’Afrique et ses forêts sèches particulièrement touchées par la dégradation des terres

L’Afrique est particulièrement vulnérable à la dégradation des terres et serait l’un des continents les plus touchés (Bai et al., 2008; ELD initiative and UNEP, 2015). Les écosystèmes naturels d’Afrique sont dominés par les forêts sèches, qui représenteraient 45 % des forêts tropicales du continent et 60 % des forêts tropicales sèches de la planète (Figure 2, ESA, 2017). Leur distribution dans le monde est encore incertaine en raison des variations de définition, de méthodes employées (données satellitaires, approches cartographiques...) pour leur évaluation et de la rareté des études (Blackie et al., 2014; Siyum, 2020). En effet, les forêts sèches ont reçues moins d’attention de la part de la communauté scientifique que les forêts humides, bien que considérées comme l’un des écosystèmes les plus menacés (Murphy and Lugo, 1986; Siyum, 2020). L’étude de Bastin et al. en 2017, identifiant dans les zones arides 467 millions d’hectares de forêts (9 % de la couverture forestière mondiale) qui n’avaient jamais été cartographiées auparavant, a sûrement contribué à mettre l’accent et à éveiller l’intérêt sur les zones arides, mais aussi sur les forêts sèches.

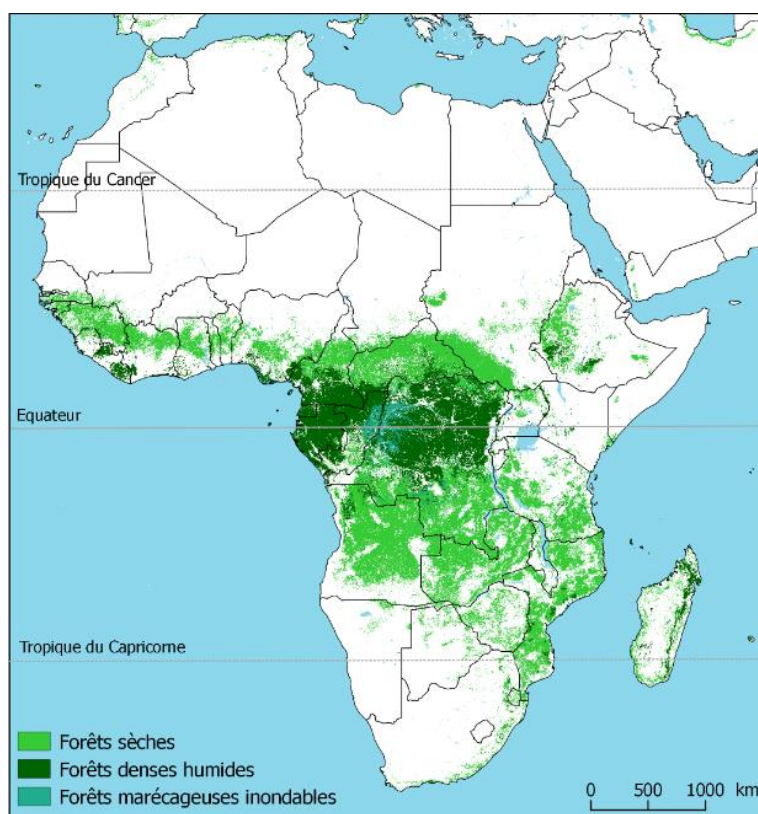


Figure 2 : Répartition des forêts tropicales en Afrique (Données : Global Land Cover – European Space Agency 2015 - ESA, 2017).

Grâce à l’évolution des outils de télédétection et à la disponibilité croissante des données, plusieurs études ont récemment estimé l’étendue des forêts sèches dans le monde et suivi leur évolution (Miles et al., 2006; Achard et al., 2014; Ocón et al., 2021). Les estimations sur l’étendue des forêts sèches varient considérablement de 105 Millions d’hectares (Mha) en 2001, obtenues à partir de données MODIS à 500 m de résolution (Miles et al., 2006), à 571 Mha en 2000, obtenues avec des données



Landsat à 30 m de résolution (Achard et al., 2014). Dans une étude récente, Ocón et al. (2021) estiment que l'étendue du biome des forêts sèches du monde est passée de 493 Mha en 2000 à 436 Mha en 2020 à partir des définitions bioclimatiques et de données climatiques issues de produits satellitaires.

Malgré ces études et la reconnaissance croissante de leur statut menacé, de leur biodiversité et de leur importance pour la fourniture de services écosystémiques, l'étude des forêts tropicales sèches est encore limitée (Moonlight et al., 2021). Une meilleure connaissance sur l'étendue, la localisation et l'écologie des forêts sèches est nécessaire afin de mieux suivre l'évolution de la couverture forestière, mieux comprendre les menaces qui pèsent sur elles et proposer des recommandations adaptées pour leur restauration (Vieira and Scariot, 2006; Ocón et al., 2021).

En Afrique, la plus importante formation de forêt tropicale sèche est appelée « Miombo », c'est également l'une des plus étendues du monde selon l'Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (FAO, 2012). Ce type de forêt claire est localisé dans l'écorégion du Miombo, couvrant 3,8 millions de km<sup>2</sup> (environ 10 % du continent Africain) sur 10 pays d'Afrique australe, de l'Angola à l'ouest jusqu'à la Tanzanie à l'est, et du sud de la République Démocratique du Congo (RDC) jusqu'au nord de l'Afrique du Sud (Figure 3) (Campbell, 1996; Timberlake and Chidumayo, 2011). L'écorégion se caractérise par une dominance de forêts d'espèces à feuilles caduques de la famille des Fabaceae. Il est composé de différents types de forêts claires, se distinguant par les dominances d'espèces. Les principaux types forestiers qui composent l'écorégion sont les forêts de Miombo (67 % de la superficie de l'écorégion), dominées par les espèces du genre *Brachystegia*, *Julbernardia* et/ou *Isoberlinia*, les forêts de Mopane (10 %) dominée par l'espèce *Colophospermum mopane* et les forêts de Baikieae (7 %) dominée par l'espèce *Baikiea plurijuga* (Campbell, 1996; Timberlake and Chidumayo, 2011). L'écorégion du Miombo abrite environ 8 500 espèces végétales, dont environ 4 600 (54 %) sont endémiques (Ribeiro et al., 2020), ce qui fait d'elle un *hotspot* de la biodiversité mondiale (Mittermeier et al., 2003a).

Les forêts de Miombo représentent une part importante des moyens de subsistance (par exemple produits forestiers non ligneux - Figure 4, matériaux de construction, sources d'énergie...) de plus de 150 millions de personnes et sont essentielles pour soutenir l'économie nationale (Campbell, 1996; Chirwa et al., 2008; Timberlake and Chidumayo, 2011). Les zones boisées ont également une importance cruciale pour la fourniture de services écosystémiques, tels que la protection des terres contre l'érosion, la régulation de l'eau ou encore la fertilité des sols.

L'écologie des forêts de Miombo est fortement influencée par une combinaison de facteurs tels que le climat, les perturbations (e.g. le feu, l'herbivorie) ou encore les activités humaines (Chidumayo and Gumbo, 2010). Les forêts de Miombo sont soumises à des feux récurrents d'origine anthropique qui influencent la composition et la structure des peuplements. La production de charbon de bois et l'agriculture sur brûlis sont les principaux types d'utilisation des terres qui modifient les paysages du Miombo. Malgré leur importance écologique et socio-économique, les scénarios prévoient une conversion importante de la forêt de Miombo en terres agricoles au cours des quelques décennies à



venir, ce qui en fera le biome le plus touché par les changements d’usages du sol selon les prédictions (Leadley et al., 2010).

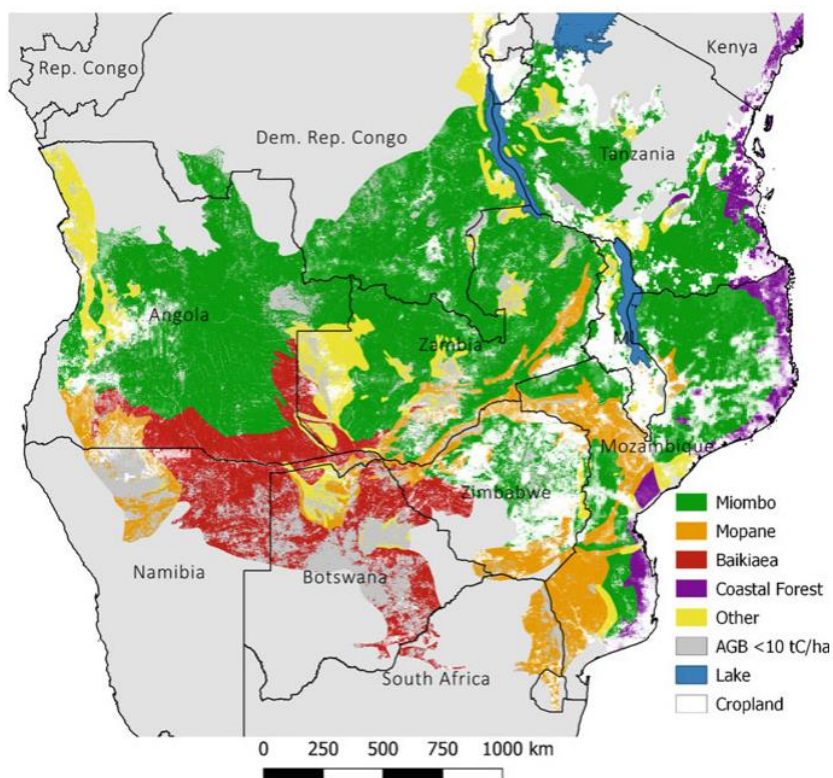


Figure 3 : Distribution du Miombo comparée à d’autres écosystèmes en Afrique australe proposé par Ribeiro et al., 2020.



Figure 4 : Produits forestiers non ligneux récoltés en forêt de Miombo : A) Champignons - *Termitomyces schimperi* (Lyophyllaceae), B) Termites, C) Chenilles comestibles – *Pseudobunae* sp., D) Escargot (Source des photos : Montfort, 2018 & 2020; District de Gilé, Province de Zambézie, Mozambique).





## 1.4 Le Miombo : un écosystème peu connu

Un grand nombre d'études sur le Miombo ont vu le jour ces dernières années. Cependant, de nombreuses connaissances manquent sur l'écologie et la répartition des forêts de Miombo, en particulier au Mozambique (Ribeiro et al., 2020). Les régions dominées par les forêts de Miombo sont caractérisées par d'importants gradients climatiques et environnementaux, allant du Miombo sec au Miombo humide (Timberlake and Chidumayo, 2011; Ribeiro et al., 2020). Par conséquent, la structure et la diversité des peuplements ainsi que les dynamiques de régénération de l'écosystème après des perturbations d'origine anthropiques ou naturelles peuvent varier considérablement dans la région et ne peuvent pas être généralisées (Figure 5) (Gumbo et al., 2018; Ribeiro et al., 2020). Le feu, les herbivores et les activités humaines sont considérés comme les trois principaux facteurs de modification du Miombo (Ribeiro et al., 2020).

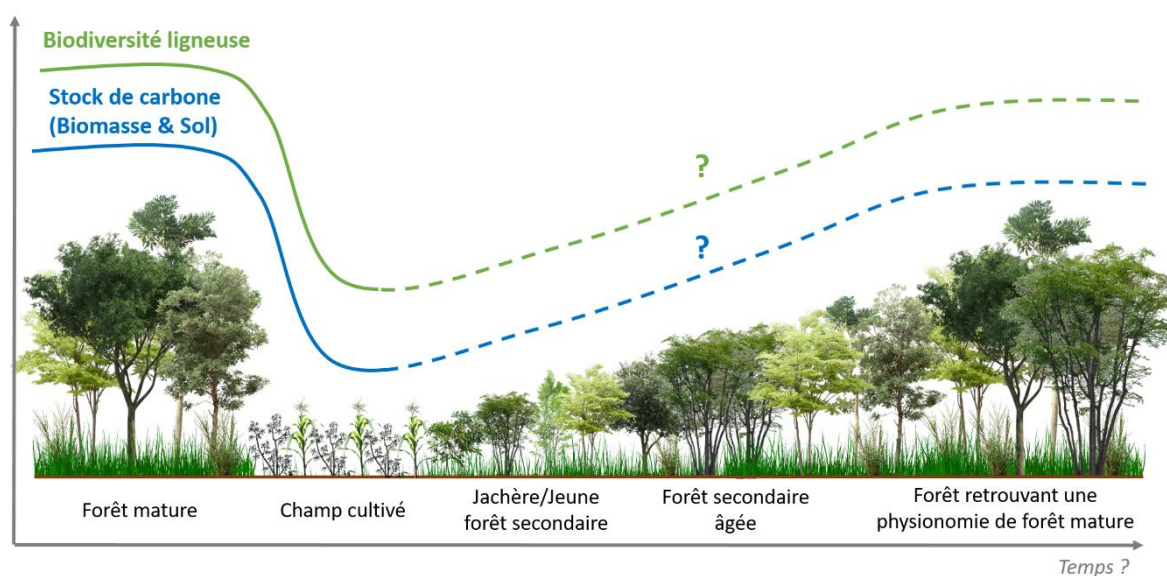


Figure 5 : Régénération naturelle d'une forêt tropicale après défrichement. Les dynamiques de régénération de la biodiversité ligneeuse et herbacée et des stocks de carbone dans la biomasse et le sol ne sont pas connues dans certaines régions dominées par les forêts de Miombo (Adapté de Sist et al., 2021).

De plus, la majorité des études sur le Miombo décrivent la composition spécifique et la structure des peuplements dans des zones protégées alors que la plupart des forêts de Miombo se trouvent en dehors de ces zones. L'écologie du Miombo dans des zones où les activités humaines sont encore en cours est très peu étudiée (Timberlake and Chidumayo, 2011; Jew et al., 2016). Par ailleurs, le cycle des nutriments, les propriétés du sol et leur évolution n'ont pas été étudiés de manière approfondie dans les régions dominées par les forêts de Miombo. Cependant, la restauration d'un écosystème nécessite une bonne compréhension de son état passé et actuel ainsi que des dynamiques de régénération naturelle après défrichement à travers les différents gradients environnementaux (Ribeiro et al., 2015).



Les modèles de restauration du Miombo sont assez peu connus pour le moment, car il existe encore peu d'initiatives dans les régions dominées par cet écosystème (Ribeiro et al., 2020). De plus, les paysages du Miombo, sont caractérisés par une mosaïque riche et complexe façonnée par les activités humaines (l'agriculture, la production de charbon, les feux, l'expansion urbaine...) et composée de différents états et de conditions écologiques diversifiées (Figure 6). Cette mosaïque paysagère se compose de forêts matures, de zones de régénération à différents stades, des champs en cours de culture, d'habitations ou d'autres occupations du sol. Cette hétérogénéité nécessite donc des modèles de restauration adaptés.



*Figure 6 : Paysage du Miombo au Mozambique : A) Forêt de Miombo, B) Plantation d'anacardier, C) Jachère ou végétation secondaire après agriculture sur brûlis, D) Champ en cours de culture, E) Champ défriché, et F) Savane herbeuse (Source de l'image drone : Grinand, 2021).*

### **1.5 Le Mozambique : un couvert forestier dense mais menacé**

Le Mozambique est l'un des rares pays d'Afrique australe qui présente une superficie importante de forêt naturelle, couvrant 32 millions d'hectares, soit 38 % du pays, selon l'inventaire forestier national (MITADER, 2018a). Ce couvert est composé de différentes formations forestières, comprenant des forêts de Miombo (65 % de la surface forestière), des forêts sempervirentes (22 %), des forêts de Mopane (10 %) et des forêts de Mecrusse (3 %) (Figure 7, Tableau 3). Les forêts de Miombo sont donc la formation forestière la plus étendue du Mozambique, représentant deux tiers des forêts naturelles du pays (MITADER, 2018a).



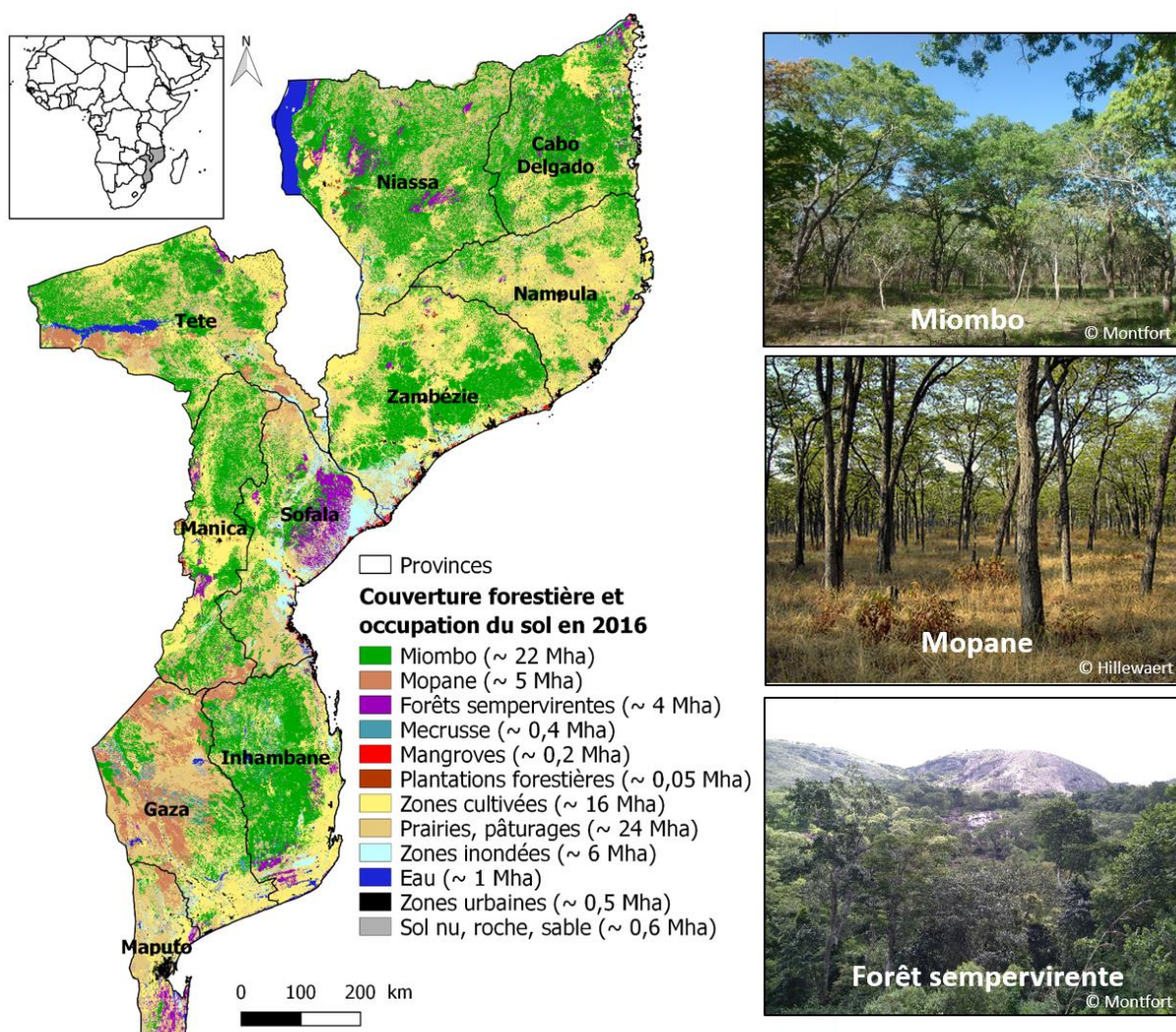


Figure 7 : Couverture forestière et occupation du sol en 2016 au Mozambique (Source des données : FNDS, 2019).

Tableau 3 : Description des principales formations forestières du Mozambique (Source : MITADER, 2018).

Formations forestières	Description
Miombo	Forêt semi-décidue caractérisée par la dominance des espèces appartenant au genre <i>Brachystegia</i> et <i>Julbernardia</i> de la famille des Fabacées.
Mopane	Forêt semi-décidue caractérisée par la dominance de <i>Colophospermum mopane</i> appartenant à la famille des Fabaceae.
Forêts sempervirentes	Forêt sempervirente comprenant les forêts galeries, les forêts de montagne (entre 300 et 2500 m d'altitude) et les autres forêts sempervirentes.
Mecruse	Forêt sempervirente caractérisée par des peuplements denses d' <i>Androstachys johnsonii</i> appartenant à la famille des Euphorbacées.



Les terres boisées génèrent plus de 80 % de l'approvisionnement énergétique national total sous la forme de bois de chauffage et de charbon de bois (Cuvilas et al., 2010). De plus, les forêts participent à la sécurité alimentaire directement via les produits forestiers non-ligneux et indirectement via la production agricole (fertilité des sols, pollinisation...). Des forêts et des arbres sains fournissent une série de services écosystémiques essentiels tels que la pollinisation, l'approvisionnement, la qualité et le stockage de l'eau, le contrôle de l'érosion, ou encore la fertilité des sols, l'atténuation du changement climatique. Cependant, les ressources naturelles du Mozambique s'épuisent rapidement : environ 267 000 ha/an ha de forêts ont été déforestées entre 2003 et 2013. Cette déforestation est liée principalement à l'agriculture de subsistance (agriculture itinérante sur brûlis – 65 %) et à l'expansion urbaine (12 %) (GoM, 2018). Les forêts sont également touchées par la dégradation liée à la coupe sélective illégale, à la production de charbon et aux feux non contrôlés (GoM, 2018).

L'agriculture itinérante sur brûlis est le principal système agricole utilisé au Mozambique. Elle est caractérisée par une séquence cyclique composée de la coupe de la végétation (forêt mature, végétation secondaire ou jachère), du brûlis de la biomasse végétale, puis de la mise en culture du champ pendant quelques années et enfin de l'arrêt des cultures (Figure 8). La période de culture alterne avec une période de repousse spontanée de la végétation (appelée période de jachère dans le cas d'un retour à la culture), ce qui entraîne des changements dans la composition des espèces végétales et dans le cycle des nutriments du sol et façonne le paysage en une mosaïque complexe et dynamique de couverts végétaux (Frost, 1996; Ribeiro et al., 2020).

Au Mozambique, cette mosaïque paysagère est composée de différents éléments liés par des dynamiques de dégradation, de déforestation, de régénération et d'autres types de conversion (Figure 9). Les forêts matures peuvent être dégradées en raison de coupes sélectives pour le bois d'œuvre (principales espèces ciblées : *Millettia stuhlmannii*, *Pterocarpus angolensis*, *Swartzia madagascariensis*, *Dalbergia melanoxylon*), de prélèvements pour la production de charbon ou pour l'exploitation minière (Mercier et al., 2016). Les feux causés par la propagation d'incendies incontrôlés utilisés pour l'ouverture de nouveaux champs agricoles ou pour la chasse sont aussi un facteur de dégradation des forêts. Les forêts matures peuvent être coupées, la biomasse brûlée et convertie en champ pour la culture principalement du maïs et du manioc (dynamique de déforestation). Ces champs sont cultivés pendant quelques années (généralement 3 ans) jusqu'à l'arrêt des cultures. Des dynamiques de régénération forestières se mettent alors en place. Après plusieurs années, ces zones peuvent être converties de nouveau en champs de culture, on parle alors de jachère. Ces zones peuvent également être abandonnées définitivement, dans ce cas, on parle de végétation secondaire, pouvant évoluer en forêts secondaires puis en forêts matures.



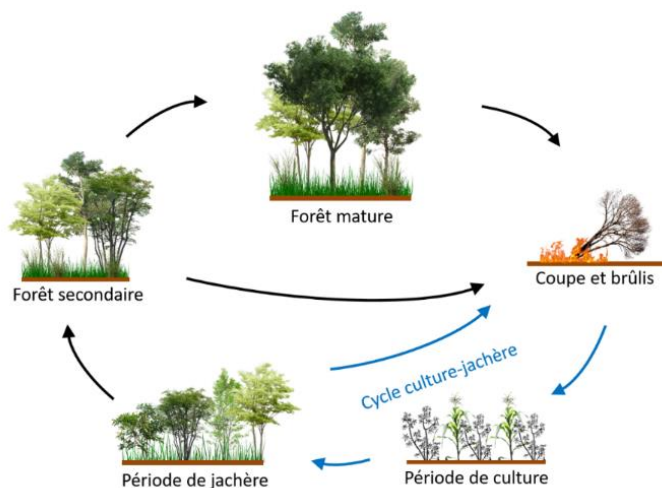


Figure 8 : Représentation simplifiée du système d'agriculture sur brûlis.

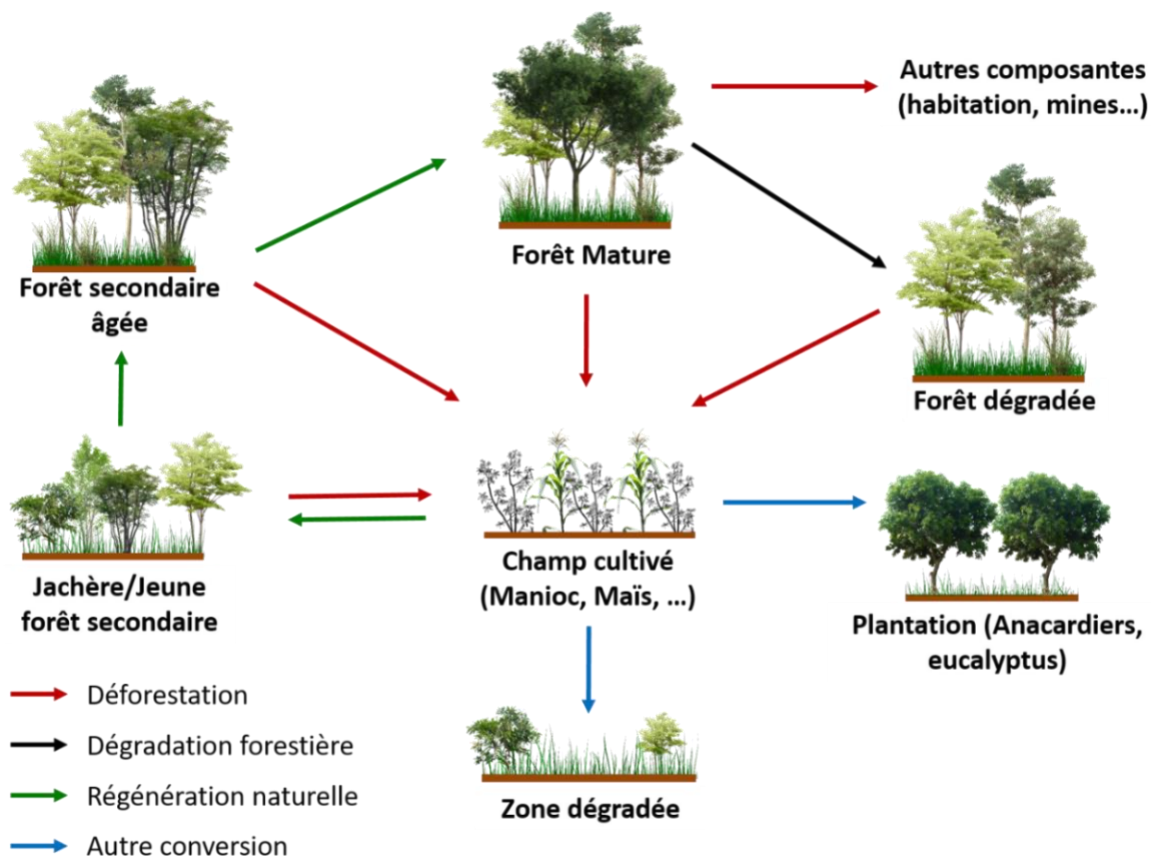


Figure 9 : Modèle systémique des dynamiques des éléments du paysage au Mozambique liées à l'agriculture sur brûlis (non-exhaustif).



## 1.6 Les stratégies de lutte contre la dégradation des terres et de restauration des terres dégradées au Mozambique

Pour conserver ces ressources, le gouvernement du Mozambique s'est engagé à respecter plusieurs engagements environnementaux internationaux et régionaux (Tableau 4). Il élabore et met en œuvre des politiques et programmes pour assurer la gestion durable des ressources naturelles et lutter contre la dégradation des terres. Le gouvernement Mozambicain a ratifié la Convention des Nations Unies sur la lutte contre la désertification (UNCCD) en 1996. Le Mozambique a produit un plan d'action national de lutte contre la sécheresse et la désertification en 2002 (GoM, 2002). Ce plan d'action définissait spécifiquement les objectifs, et la stratégie opérationnelle. L'objectif principal du plan était d'établir une série d'actions, en étroite collaboration avec les populations locales, dans les zones arides, semi-arides et subhumides sèches, pour réduire les causes de sécheresse et lutter et prévenir la désertification, dans un premier temps dans les régions les plus critiques - le sud et le centre du pays - et étendre progressivement ces objectifs aux zones restantes (GoM, 2002). L'une des actions à mener dans les quatre années qui suivaient était d'identifier et d'inventorier les zones sujettes à la dégradation des terres. Depuis, le plan d'action national est en révision et à ce jour aucun document présentant les zones sujettes à la dégradation n'a été présenté par le gouvernement.

En 2015, le pays s'est engagé dans le programme de définition des objectifs nationaux de neutralité en termes de dégradation des terres (*Land Degradation Neutrality - LDN - Target Setting Programme*) et doit définir les valeurs de référence nationale, fixer des objectifs stratégiques et proposer des mesures associées à ces objectifs pour atteindre la neutralité en termes de dégradation des terres d'ici 2030, et suivre les progrès accomplis. A ce jour, le gouvernement n'a pas encore fixé ou publié de rapport présentant les objectifs à atteindre, les engagements du pays et les valeurs de référence. Ce rapport est le point de départ pour détecter les changements au fil du temps et les avancements de la réalisation des objectifs et de la mise en œuvre de la convention. A part les données globales existantes (Bai et al., 2008; Paganini et al., 2009; Cherlet et al., 2018), le pays ne dispose pas encore de référence actualisée sur l'état des terres et la dégradation des terres à l'échelle nationale, donc il est difficile d'évaluer les progrès accomplis et de cibler les zones à restaurer.

Le Gouvernement du Mozambique s'est engagé en 2008 dans le processus REDD+ (réduction des émissions provenant du déboisement et de la dégradation des forêts, associées à la gestion durable des forêts, la conservation et l'amélioration des stocks de carbone forestier) et sa stratégie nationale actuelle vise à réduire la déforestation de 40% (Aquino et al., 2018). De plus, il s'est également engagé en 2015 à restaurer 1 million d'hectares de paysages déboisés et dégradés d'ici 2030 à travers l'initiative AFR100 (Aquino et al., 2018), née dans le cadre du Défi de Bonn. Pour cela, il doit cartographier les terres forestières dégradées, établir des pépinières, soutenir la gestion communautaire des forêts, introduire une compensation en matière de biodiversité, introduire une production durable du charbon et soutenir les activités de restauration des forêts.



*Tableau 4 : Engagements environnementaux internationaux et régionaux (en cours ou passés) dans lesquels le Mozambique est engagé.*

Engagements internationaux		Date
Climat et environnement	Convention de Ramsar relative aux zones humides d'importance internationale	1971
	Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES)	1973
	Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage (CMS)	1979
	Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques - UNFCCC (Protocole de Kyoto et Accords de Paris)	1992
	Convention sur la diversité biologique (Protocole de Cartagène sur la biosécurité et Protocole de Nagoya sur l'accès et le partage des avantages)	1992
	Convention des Nations Unies pour la lutte contre la désertification (UNCCD)	1994
	Initiative pour la transparence dans les industries extractives (EITI)	2003
	Le Défi de Bonn	2011
Développement	Objectifs du Millénaire pour le Développement	2000
	Objectifs de Développement Durable	2015
Engagements régionaux		
Climat et environnement	Programmes, plans et initiatives de l'Union africaine	-
	Programme sur la lutte contre la dégradation des terres, la biodiversité et l'adaptation au changement climatique (LDBA)	-
	Initiative pour des paysages résilients en Afrique (ARLI)	-
	Stratégie de gestion intégrée des ressources en eau et plan de mise en œuvre pour le bassin du Zambèze	2008
	Plan d'action pour les paysages Africains (ALAP)	2014
	Initiative pour la restauration des paysages forestiers en Afrique (AFR100)	2015
Développement	Communauté de développement de l'Afrique australe (SADC): Protocole sur la foresterie et Protocole sur le commerce	2002
	Agenda 2063 de l'Union africaine (UA) : Cadre stratégique	2015

Ces dernières années, le gouvernement du Mozambique a soutenu trois projets (un au centre du pays dans les provinces de Zambézie & Nampula et deux au sud dans la province de Manica) visant à évaluer les possibilités de restauration des paysages forestiers, en utilisant la méthodologie d'évaluation des opportunités de restauration (MEOR) (MICAIA et al., 2018; MITADER, 2018b; Jones et al., 2021). Les deux premiers projets sont principalement centrés sur la restauration des fonctions de l'écosystème, telles que la réduction de l'érosion ou la connectivité entre les patchs forestiers. Les options de restauration proposées dans ces études sont l'agroforesterie, la réhabilitation des sols dégradés dans les zones cultivées, la protection des bassins versants, l'enrichissement des forêts dégradées, des plantations, et de la régénération forestière naturelle. Le dernier projet s'est centré sur l'identification de sites potentiels de compensation de la biodiversité. L'identification des sites potentiels de restauration et des stratégies de restauration est la première étape avant toute mise en place de projet de restauration. Ces trois projets sont des premières initiatives pour cibler les zones à restaurer au Mozambique et respecter les engagements du pays, mais ils ne couvrent pour le moment qu'une petite partie du pays.



## 2 Problématique et objectifs de la thèse

La dégradation des terres a des répercussions majeures sur la sécurité alimentaire, les services écosystémiques et le bien-être humain. Pour faire face à ces enjeux, un certain nombre d'objectifs et d'engagements mondiaux et régionaux ont été approuvés par le gouvernement du Mozambique, afin de réduire la dégradation des terres et de restaurer les terres dégradées. Pour cela, le pays doit être en mesure d'estimer l'état de ses terres, d'évaluer les facteurs de changement et leur conséquence sur l'écosystème afin d'identifier les zones et les stratégies de restauration les plus adaptées.

La télédétection, via les indices de végétation notamment, a été reconnue comme un outil robuste et objectif pour évaluer l'état des terres à l'échelle d'un pays (Dubovyk, 2017; Higginbottom and Symeonakis, 2014). Cependant, les méthodologies proposées à l'échelle globales ne sont pas toujours adaptées au contexte national et les estimations sur l'état des terres au Mozambique manquent. De plus, ces méthodologies globales ne permettent pas de caractériser les causes des changements observés, qui ne peuvent être évaluées qu'à l'aide d'une analyse spécifique et des connaissances locales (Dubovyk, 2017). Elles se basent également sur des définitions de la dégradation des terres qui ne sont pas partagées par toutes les parties prenantes, ce qui peut avoir des répercussions importantes sur les estimations et la localisation de la dégradation des terres (Van der Esch, 2017).

Les changements d'état des terres peuvent avoir des conséquences différentes en fonction de l'écosystème et de sa capacité à se rétablir après une perturbation (anthropique ou naturelle). Le Mozambique est couvert par des forêts sur plus de 40 % de sa surface dont deux tiers sont des forêts de Miombo et les paysages sont façonnés par les pratiques d'agriculture sur brûlis (GoM, 2018a; MITADER, 2018a). Ainsi, comprendre les dynamiques de régénération du Miombo après agriculture sur brûlis est essentiel pour évaluer la capacité de l'écosystème à se rétablir après perturbations. Toutefois, le temps nécessaire pour que les propriétés floristiques et pédologiques du Miombo se rétablissent après l'arrêt des cultures est, à ce jour, encore peu étudié au Mozambique et notamment dans des zones où l'agriculture s'intensifie (Ribeiro et al., 2020). En outre, les caractéristiques (richesse, diversité, composition spécifique ou encore les propriétés du sol) des écosystèmes transformés par l'agriculture sur brûlis sont peu connues au Mozambique et pourtant essentielles pour identifier les zones et les stratégies de restauration.

En effet, toutes les zones ne sont pas propices à la restauration et toutes les stratégies ne sont pas adaptées au contexte local. Ces choix vont dépendre de l'état des terres, de l'historique de l'occupation des terres, du potentiel de rétablissement de l'écosystème, ainsi que des objectifs de restauration définis par les parties prenantes (Noulèkoun et al., 2021). Des méthodologies basées sur de la cartographie ou des outils de télédétection existent pour identifier les zones prioritaires et élaborer des stratégies, notamment dans le cadre de la restauration des paysages forestiers (e.g. IUCN and WRI, 2014; ITTO, 2020). Toutefois, ces cadres d'analyse internationaux sont souvent théoriques et il existe peu de mises en œuvre dans les régions dominées par les forêts de Miombo (Ribeiro et al., 2020), notamment car les données et les méthodologies adaptées manquent. De plus, les données satellitaires globales existantes utilisées sont souvent peu précises et fiables à une échelle locale.





Ainsi, la problématique principale de cette thèse est : **Comment l'analyse des dynamiques, des caractéristiques et des déterminants de l'état des paysages forestiers du Miombo peut-elle contribuer aux stratégies de restauration des terres dégradées au Mozambique ?**

Pour répondre à cette problématique, ce travail de thèse s'est attaché à répondre à trois principales questions de recherche:

- *Comment caractériser l'état des terres et identifier les facteurs de changement à l'échelle nationale?* L'objectif est de proposer une méthodologie basée sur des données de télédétection pour caractériser l'état des terres, comprendre les facteurs de changement et proposer des cartes de dégradation à l'échelle nationale en fonction des services visés.
- *Quelles sont les dynamiques de régénération de la biodiversité ligneuse, de la structure du peuplement et des propriétés du sol du Miombo après agriculture sur brûlis ?* L'objectif est d'évaluer la résilience de l'écosystème du Miombo après agriculture sur brûlis, par la réalisation d'inventaires floristiques et pédologiques à l'intérieur et en périphérie du Parc National de Gilé dans la province de Zambézie.
- *Comment identifier les zones et les stratégies de gestion appropriées pour la restauration afin d'améliorer de multiples fonctions de l'écosystème ?* L'objectif est de proposer une méthodologie basée sur des outils de télédétection et les données de terrain issues des deux premiers objectifs, pour identifier les zones prioritaires et les stratégies de gestion appropriées pour la restauration, afin d'améliorer diverses fonctions de l'écosystème à l'échelle des deux districts dans lesquels le Parc National de Gilé est localisé.

Cette thèse vise à améliorer les connaissances scientifiques sur la caractérisation de la dégradation des terres et de ces facteurs. De plus, cette thèse apporte des connaissances nouvelles sur les forêts de Miombo, pour contribuer au développement des stratégies et des techniques de restauration adaptées. Les attendus opérationnels de cette thèse sont de proposer des outils et des approches pour évaluer l'état des terres et les opportunités de restauration, généralisables à d'autres sites d'étude. Elle fournit des éléments d'analyse pertinents destinés à la mise en œuvre d'un projet de restauration, permettant ainsi de contribuer aux engagements nationaux de restauration des paysages forestiers.



### 3 Plan du manuscrit

Cette thèse se compose de 6 chapitres : cette section introductive avec une présentation des enjeux, des objectifs et des sites d'études (chapitre 1), suivie par quatre chapitres de résultats rédigés sous la forme d'articles scientifiques (chapitre 2 à 5) et enfin un chapitre de synthèse discutant des résultats et présentant des perspectives (chapitre 6). La Figure 10 présente l'organisation générale de la thèse.

Le **Chapitre 2** porte sur l'estimation et la localisation des changements passés d'état des terres et l'analyse des facteurs sous-jacents à l'échelle nationale, afin d'établir une estimation de la dégradation des terres au Mozambique. Pour ce faire, une approche visant à caractériser et cartographier les facteurs sous-jacents (anthropiques ou climatiques) de l'évolution de la productivité de la végétation (naturelle et cultivée) a été développée, en suivant les directives internationales sur la mesure et le suivi de la dégradation des terres (UNCCD, SDG) et en utilisant les technologies d'observation de la terre les plus récentes.

**Article 1** : Montfort, F., Bégué, A., Leroux, L., Blanc, L., Gond, V., Cambule, A.H., Remane, I.A.D., Grinand, C., 2020. From land productivity trends to land degradation assessment in Mozambique: Effects of climate, human activities and stakeholder definitions. *Land Degradation & Development* 32, 49–65.

Le **Chapitre 3** s'intéresse aux dynamiques de régénération forestière du Miombo après agriculture sur brûlis. Dans ce chapitre sont analysés l'état actuel et l'évolution de la biodiversité ligneuse, la structure des peuplements et les propriétés du sol des zones de régénération après une période d'agriculture itinérante sur brûlis, en utilisant des données d'inventaires floristiques et de sols réalisés à l'intérieur et en périphérie du Parc National de Gilé dans la province de Zambézie au centre du pays.

**Article 2** : Montfort, F., Nourtier, M., Grinand, C., Maneau, S., Mercier, C., Roelens, J.-B., Blanc, L., 2021. Regeneration capacities of woody species biodiversity and soil properties in Miombo woodland after slash-and-burn agriculture in Mozambique. *Forest Ecology and Management* 488, 119039.

Le **Chapitre 4** fournit des informations sur l'impact de l'intensification de l'agriculture (c'est-à-dire, un nombre plus élevé de cycles culture-jachère et des périodes de jachère plus courtes) sur la biodiversité des espèces ligneuses, la structure de la végétation et les propriétés du sol. A l'aide d'inventaires de terrain réalisés en périphérie du Parc National de Gilé, nous évaluons les différences floristiques et pédologiques entre des jachères qui sont localisées à proximité de villages ou de villes avec des intensités d'agriculture sur brûlis contrastées.

**Article 3**: Montfort, F., Nourtier, M., Grinand, C., Manlay R.J., Maneau, S., Mercier, C., Roelens, J.-B., Blanc, L. Woody species biodiversity and soil organic carbon stock decline in response to slash and burn intensity in Miombo fallow ecosystem in Mozambique. Soumis à *Agriculture, Ecosystem Environment*. En révision.



Le **Chapitre 5** présente une approche développée pour identifier des zones prioritaires pour la restauration des paysages forestiers au Mozambique. Cette approche se base sur des données de terrain et des données issues de produits satellitaires, afin de localiser les zones ayant des potentiels de régénération et de cartographier des fonctions de l'écosystème à l'échelle des deux districts dans lesquels le Parc National de Gilé est localisé.

**Article 4:** Montfort, F., Grinand, C., Nourtier, M., Begue, A., Lisboa, S.N., Valery, G., Blanc, L. Priority areas identification for landscape forest restoration in Mozambique: integration of local knowledge and spatially explicit ecosystem functions. En préparation.

Le **Chapitre 6** est consacré à la synthèse et à la discussion de l'ensemble des résultats de ce travail de thèse. Les apports de la thèse sont détaillés, du point de vue académique et opérationnel. Ce chapitre se conclut par une présentation des perspectives de ces travaux.

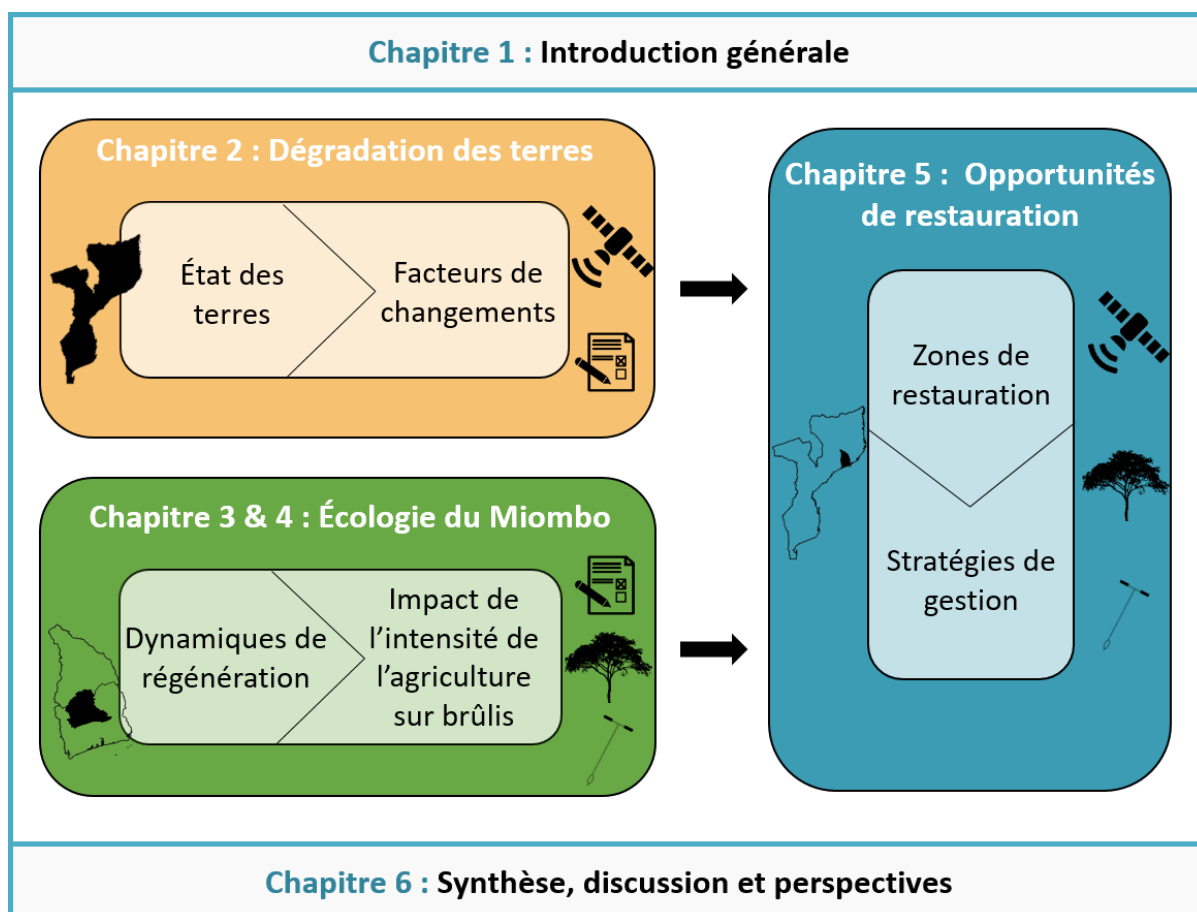


Figure 10 : Organisation de la thèse.



## 4 Sites d'études

Les études ont été réalisées à trois échelles (Figure 11): (1) l'échelle nationale, (2) l'échelle du district qui correspond dans notre cas aux districts de Gilé et Pebane de la province de Zambézia et (3) l'échelle du Parc National de Gilé.

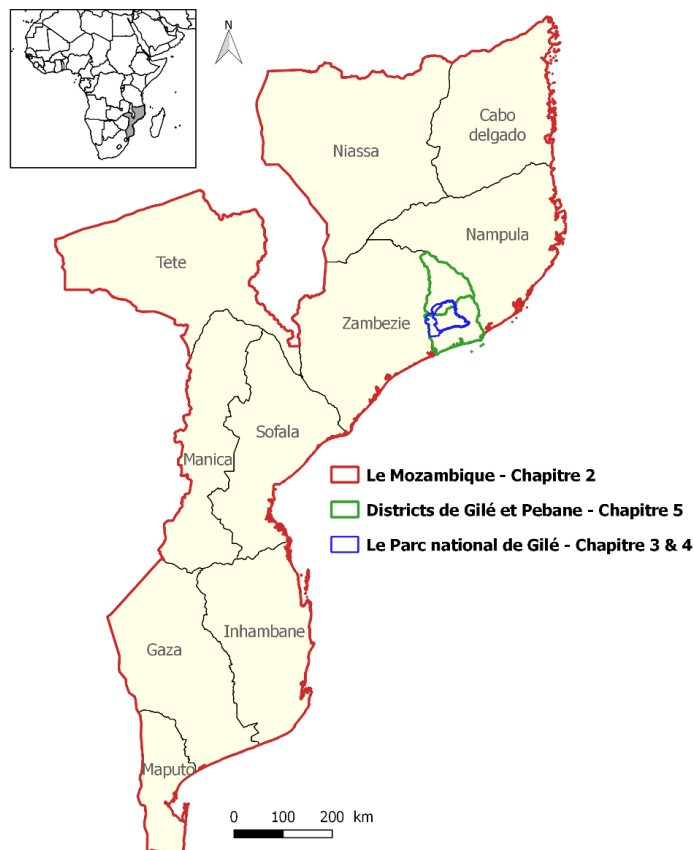


Figure 11 : Carte des échelles d'analyse abordées dans les différents chapitres de la thèse.

### 4.1 Le Mozambique

Le Mozambique, situé sur la côte sud-est de l'Afrique et bordé à l'est par l'océan Indien présente une superficie de 790 000 km<sup>2</sup>. Le climat est tropical à subtropical, avec une région semi-aride dans les provinces du sud. Il est marqué par deux saisons, une saison sèche et fraîche d'avril à septembre et une saison chaude et pluvieuse d'octobre à mars. Les précipitations annuelles moyennes vont de 300 à 1 000 mm dans le sud et de 1 000 à 2000 mm dans le nord. Les températures annuelles moyennes dans les basses terres vont de 20 à 27 °C et celles de plus haute altitude, de 15 à 25 °C (GoM, 2002).

La population mozambicaine était estimée à 30,8 millions de personnes en 2021 à partir du recensement réalisé en 2017 et un taux d'accroissement de 2,5 % (INE, 2021). Le secteur agricole emploie plus de 80 % de la population mozambicaine et représente 32 % du PIB du pays (Armand et al., 2019). L'agriculture au Mozambique est principalement de l'agriculture de subsistance (90 %) basée sur les techniques d'agriculture itinérante sur brûlis.



## 4.2 Les districts de Gilé et Pebane

Les districts de Gilé (8 977 km<sup>2</sup>) et Pebane (10 102 km<sup>2</sup>) sont situés dans la partie nord-est de la province de Zambezia au Mozambique. Ils couvrent une zone de plaine (altitude moyenne : 160 m) et quelques montagnes dans le nord (jusqu'à 1 052 m). Le climat est un climat tropical de savane selon la classification climatique de Köppen, avec une saison des pluies (novembre - avril) et une saison sèche (mai - octobre), une pluviométrie annuelle moyenne de 1296 mm et des températures annuelles moyennes comprises entre 20 et 31 °C au cours de la période 2010-2020 (Huntington et al., 2017).

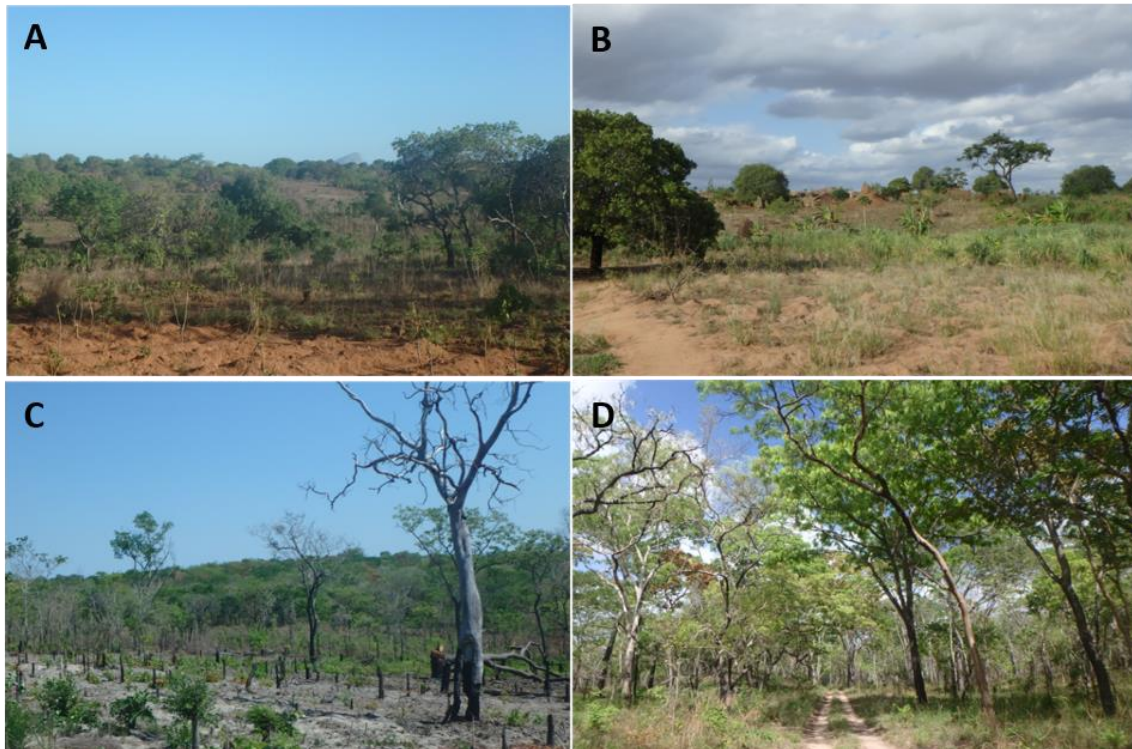
La population des districts de Gilé et Pebane en 2017 a été estimée à 222 387 et 195 857 habitants, avec une variation annuelle de la population entre 2007 et 2017 de 2,8 % et 0,56 %, respectivement (INE, 2021). Ces deux districts ont une grande proportion de forêt naturelle de Miombo qui couvre 1 088 691 ha, soit plus de 57 % des deux districts (Gilé : 521 145 ha ; Pebane : 567 500 ha). Le Parc National de Gilé (PNAG) est situé sur ces deux districts. En dehors du PNAG, la végétation est une mosaïque complexe de repousses de Miombo de différents âges, de champs cultivés (maïs, manioc, haricots et arachides), de vergers d'anacardier (*Anacardium occidentale*), de forêts de Miombo matures, de forêts de Miombo dégradées, et de savanes boisées (Figure 12). Cette mosaïque est façonnée par l'agriculture sur brûlis, l'activité principale pour 89 % de la population (Mercier et al., 2016).

## 4.3 Le Parc National de Gilé

Le Parc National de Gilé (PNAG) se situe dans la province de Zambézia au Nord-Est du Mozambique dans les districts de Gilé et Pebane. La province de Zambézia est la deuxième province présentant la plus forte densité de population rurale et le plus fort taux de déforestation du pays après la province de Nampula (GoM, 2018a; INE, 2021). Créé en 1932, initialement comme réserve de chasse, le PNAG s'est transformé en zone de conservation depuis 1999, d'abord comme réserve nationale et depuis mai 2020, comme parc national. Le PNAG est divisé entre une zone cœur entièrement protégée (2 861 km<sup>2</sup>) et une zone tampon (1 671 km<sup>2</sup>). C'est la seule aire protégée du Mozambique inhabitée et elle représente l'une des plus grandes zones de forêt de Miombo ininterrompue dans la partie nord du pays (Mercier et al., 2016). Depuis 2009, la Fondation Internationale pour la Gestion de la Faune (IGF) cogère le PNAG avec l'ANAC (Administration Nationale des Aires de Conservation) dans un objectif de conservation de la biodiversité floristique et faunistique, et s'emploie à réhabiliter le parc en restaurant ses infrastructures, en luttant contre le braconnage et en réintroduisant des animaux (buffles, gnous, zèbres...).

La zone cœur du PNAG, composée principalement de forêt Miombo, était auparavant considérée comme l'un des sites les plus riches du Mozambique pour la biodiversité. Actuellement, la périphérie et la zone tampon du PNAG sont sujettes à des pressions anthropiques fortes et grandissantes, dues principalement à une croissance démographique importante (Mercier et al., 2016).





*Figure 12 : Composantes du paysage en périphérie du Parc National de Gilé : A) Champ cultivé et jachère, B) Savane herbeuse, anacardier et champ cultivé, C) Champ défriché récemment, D) Forêt de Miombo à l'intérieur du Parc National de Gilé (Source des photos : Montfort, 2018).*





---

## Chapitre 2

# Caractériser l'état des terres et identifier les facteurs de changement à l'échelle nationale

---



Paysage du Miombo dans le district de Ribaué (Province de Nampula, Mozambique, photo de Montfort F., 2020)





## 1 Présentation de l'article

### 1.1 Contexte de l'étude

Comme indiqué en introduction, ces dernières années, de nombreux objectifs et engagements mondiaux et nationaux ont été pris par les gouvernements pour stopper et réduire la dégradation des terres. Ces initiatives poussent les pays à se fixer des objectifs ambitieux pour réduire la dégradation des terres et restaurer les terres dégradées au cours des prochaines décennies. Malgré ces nombreux engagements et l'existence de lignes directrices internationales pour le suivi de la dégradation des terres (UNCCD, 2017b), certains pays ne disposent actuellement pas d'estimations actualisées et fiables de la dégradation des terres et de nombreux pays n'ont actuellement pas la capacité de surveiller et de rendre compte de la dégradation des terres (Higginbottom and Symeonakis, 2014).

Le Mozambique s'est engagé à fixer des objectifs pour atteindre la neutralité en termes de dégradation des terres d'ici 2030 (GoM, 2002). En amont, il doit donc être capable d'estimer et localiser les superficies impactées et d'évaluer les facteurs sous-jacents pour concevoir des politiques ou des programmes d'atténuation de la dégradation et de restauration des terres dégradées. Plusieurs estimations des superficies nationales de terres dégradées existent dans la littérature, mais elles sont faites à l'échelle mondiale, elles varient considérablement, allant de 12 % (Cherlet et al., 2018) à 42 % (Paganini et al., 2009) et les facteurs sous-jacents ne sont pas documentés. Le large éventail d'estimations peut facilement être expliqué par les différences entre la période d'analyse, la méthode et les données utilisées, mais également par la nature subjective de la définition de la dégradation des terres (cf. chapitre 1).

L'analyse des tendances de l'indice de végétation par différence normalisée (NDVI) issue de la télédétection, est l'un des principaux indicateurs utilisés pour évaluer les changements de productivité de la végétation (Yengoh et al., 2015). Évalués sur une longue période, ces changements représentent un bon indicateur de la réponse de l'écosystème aux pressions naturelles ou humaines et ainsi de la dégradation des terres (Wessels et al., 2007; Yengoh et al., 2015). Toutefois, ces analyses ne renseignent pas sur les facteurs des changements observés, ni sur le lien entre changement de productivité de la végétation et dégradation des terres.

### 1.2 Problématiques scientifiques

A travers ce chapitre, on cherche à répondre aux questions suivantes :

- Comment identifier, quantifier et caractériser la dégradation des terres au Mozambique ?
- Quelles sont les dynamiques d'évolution des terres au Mozambique et quels sont les facteurs sous-jacents ?
- Quels sont les impacts des définitions de la dégradation des terres sur son évaluation quantitative ?



### 1.3 Innovations

Dans ce chapitre, nous proposons plusieurs innovations :

- Un cadre méthodologique fiable, précis et reproductible permettant d'évaluer les facteurs de changement de productivité végétale et d'estimer la dégradation des terres à l'échelle nationale.
- La caractérisation et la cartographie des facteurs sous-jacents (anthropiques ou climatiques) de l'évolution de la productivité de la végétation (naturelle et cultivée) sur la période 2000-2016.
- Une estimation actualisée et spatialisée sur l'état des terres au Mozambique.
- Une évaluation de l'impact des définitions existantes notamment celle de l'UNCCD sur l'évaluation quantitative de la dégradation des terres.



## 2 From land productivity trends to land degradation assessment in Mozambique: Effects of climate, human activities and stakeholder definitions

Montfort Frédérique<sup>1,2,3,7,8\*</sup>, Bégué Agnès<sup>2,3</sup>, Leroux Louise<sup>4,5,6</sup>, Blanc Lilian<sup>7,8</sup>, Gond Valéry<sup>7,8</sup>, Cambule Armindo H.<sup>9</sup>, Remane Ivan A. D.<sup>9</sup>, Grinand Clovis<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Nitidæ, F-34090 Montpellier, France

<sup>2</sup> CIRAD, UMR TETIS, F-34398 Montpellier, France

<sup>3</sup> TETIS, Univ Montpellier, AgroParisTech, CIRAD, CNRS, IRSTEA, Montpellier, France

<sup>4</sup> CIRAD, UPR AIDA, Dakar, Sénégal

<sup>5</sup> AIDA, Univ Montpellier, CIRAD, Montpellier, France

<sup>6</sup> Centre de Suivi Ecologique, Dakar, Sénégal

<sup>7</sup> CIRAD, UPR Forêts et Sociétés, F-34398 Montpellier, France

<sup>8</sup> Forêts et Sociétés, Univ Montpellier, CIRAD, Montpellier, France

<sup>9</sup> Faculty of Agronomy and Forest Engineering, Universidade Eduardo Mondlane, Av. Julius Nyerere/Campus 3453, P.O Box 257, Maputo, Mozambique

Publié dans *Land degradation and development*, en 2020.

### Abstract

Remote sensing observations such as NDVI trends can provide important insights into past and present states of land condition. However, they do not directly provide comprehensive information about our representation of land degradation and the processes at work. This study aimed to analyze vegetation productivity underlying factors in order to assess land degradation and to highlight the impact of definitions on its quantitative assessment, using Mozambique as case study. Land productivity change were first analyzed using NDVI time series (2000-2016), and a two-step framework was then used to understand the main factors of these productivity changes. The impact of land degradation's definition was assessed based on four types of stakeholder, with different priorities in terms of ecosystem services. The results show that 25 % of the country display a significant land productivity decrease, while only 3 % display a land productivity increase. A large part of these land productivity changes (>61 % of the decrease, and >98 % of the increase) is directly assigned to human activities, such as native forest growth or tree plantations (for the increase), or forest degradation, deforestation and loss of grassland productivity (for the decrease). We showed that the fraction of degraded land varies according to stakeholders' definitions, ranging from 12% to 20 % of the country, much less than the 39 % estimated by Tier 1 UNCCD. This study provides a sound methodological framework for assessing land degradation status that could help stakeholders to design national and locally relevant land degradation mitigation policies or programs.

**Keywords:** Land degradation - NDVI time series - RESTREND analysis - Land productivity change - Factors analysis – Mozambique



## 2.1 Introduction

Land degradation is a widespread and worldwide phenomenon that impacts food security, ecosystem services and human well-being. In the past five years, many global and regional initiatives have been launched to halt land degradation and restore land. In the Sustainable Development Goals (SDG) adopted by world leaders in 2015, target 15.3 states “by 2030, combat desertification, restore degraded land and soil, including land affected by desertification, drought and floods, and strive to achieve a land degradation neutral world”. These initiatives push countries to set their own targets to reduce poverty, increase food security and nutrition, and reduce land degradation for the coming decades. This first involves defining what constitutes land degradation, and then locating and developing a land degradation baseline at the national level in order to measure the progress made. However, despite the existence of international guidelines for monitoring land degradation (*United Nations Convention to Combat Desertification – UNCCD - methodology to report SDG indicator 15.3.1*), some countries lack up-to-date and reliable estimates of the status and trend in land degradation. Reasons for this include the fact that the definition of land degradation may not be consensual, or because countries currently do not have the capacity to monitor land degradation (Higginbottom and Symeonakis, 2014).

The difficulty of estimating land degradation is illustrated by the meta-analysis conducted by Geist and Lambin, 2004 who analyzed more than 130 case studies about the underlying mechanisms of land degradation processes. They showed that land degradation is a complex process with various biophysical and socio-economic factors with no unique analytical framework for addressing land degradation at a global scale. The differences in definitions, indicators and even the perception of land degradation explain why estimates of the extent and severity of global land degradation vary from 15 % to more than 66 % (Higginbottom and Symeonakis, 2014; IUCN, 2015; Le *et al.*, 2016; Van der Esch, 2017). For instance, the UNCCD bases land degradation on “the reduction of biological or economic productivity” (UNCCD, 2016), while for the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES, 2018), land degradation is mainly defined as a loss of biodiversity. A commonly agreed definition of land degradation could be the one given by UNEP (2007): “The decline or loss in ecosystem functions and services of a given territory that cannot fully recover unaided within decadal time scales”. This raises the issue of disentangling changes over the long term from the impact of short-term fluctuations driven by seasonal pulse or single events (Cherlet *et al.*, 2018). However, this definition does not explicitly address the difficulty in valuing and balancing ecosystem trade-offs. For instance, the conversion of natural ecosystems into human-oriented production ecosystems, such as agriculture, often creates benefits for society (food production services) but can simultaneously lead to a loss of biodiversity and other ecosystem services (Van der Esch, 2017). This example illustrates the subjective nature of any definition of land degradation, which largely explains the difficulty of estimating it at the global or national scales. Despite these difficulties, the international scientific community is actively working on assessing land degradation worldwide and using different approaches to degradation that can be grouped in three types: i) expert opinion, ii) remote sensing-based assessments, and iii) biophysical models (Gibbs and Salmon, 2015). Remote



sensing has been recognized as a robust and large-scale monitoring tool for global assessments of land degradation (Higginbottom and Symeonakis, 2014; Dubovyk, 2017), through vegetation productivity, and land use/land cover change analysis. Technical implementation and guidelines for this approach have been recently published by the UNCCD (2017). As the vegetation productivity change observed over a long period of time is a good indicator of the ecosystem's response to natural or human pressures (Wessels *et al.*, 2007; Yengoh *et al.*, 2015), the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) trend, considered a proxy of net primary production, is one of the main indicators used to assess changes in vegetation productivity. Despite these commonly agreed best practices, the link between NDVI trends and land degradation is still not straightforward (Prince, 2019), particularly since it fails to characterize the cause of land degradation which can only be assessed using a dedicated analysis (Dubovyk, 2017).

Despite the abundant literature on vegetation productivity change analysis, few studies analyze the underlying factors of the changes observed. These factors can be climatic, anthropogenic or a combination of both (Evans and Geerken, 2004). To identify factors, studies use statistical analysis such as correlation analysis, regression analysis or principal component analysis (for example, de Jong *et al.*, 2013; Krakauer *et al.*, 2017; EL-Vilaly *et al.*, 2018; Yang *et al.*, 2019) and, more recently, machine learning algorithms such as random forest (Gichenje *et al.*, 2019; Leroux *et al.*, 2017). However, these analyses do not provide spatial and quantitative information on the contribution of each factor and thereby provide new, consistent insights for identifying priority areas of intervention for land restoration or conservation. At the global scale, Zhu *et al.* (2016) and Piao *et al.* (2019) have proposed a spatial distribution of the relative contribution of four factors (CO<sub>2</sub> fertilization, climatic factors, nitrogen deposition and land cover change) regarding the greening of the Earth and based on remote sensing observations coupled with an ecosystem model. Currently, the most widely used wall-to-wall approach to differentiate climatic from human-induced vegetation productivity change is the residual trend analysis proposed by Evans and Geerken (2004) and known as the RESTREND method (Wessels *et al.*, 2007). This method consists of removing the effect of climate variability from the NDVI signal, using a trend analysis of the residuals between the observed NDVI and climatic data (mainly precipitation data). Other approaches to assess the relative role of rainfall variability or other factors in vegetation productivity change are based on a classification scheme using the outputs of NDVI trend analysis, residual trend analysis and correlation analysis with climate-related data (Leroux *et al.*, 2017; Wang *et al.*, 2017). While these studies make it possible to locate hot spots of changes in land condition and to separate the climatic influence of these changes from other factors (Bai *et al.*, 2008; Le *et al.*, 2016), they do not directly provide comprehensive information about land degradation. Therefore, to help decision makers to define targets and interventions to mitigate land degradation, there is an urgent need for up-to-date spatial information on land conditions and on the underlying factors of change at the national scale.

Mozambique is experiencing a rapid depletion of its natural resources (GoM, 2018a). Moreover, the country is committed to setting targets to reach land degradation neutrality by 2030. Previous estimates for degraded areas in Mozambique can be found in the literature (Bai *et al.*, 2008; Paganini



*et al.*, 2009; Cherlet *et al.*, 2018; Conservation International, 2018). These range from 12 % (Cherlet *et al.*, 2018) to 42 % (Paganini *et al.*, 2009) depending on the study. As for estimates for the global scale as mentioned above, the large range of land degraded area estimates can be easily explained by differences in the period of analysis, the methodology, the input dataset used and the definition of land degradation. In order to produce a consistent, up-to-date spatial estimation of land degradation in Mozambique, a quantitative and comprehensive approach to land degradation is urgently needed.

The objective of this study is to analyze vegetation productivity underlying factors in order to assess land degradation and to highlight the impact of definitions on its quantitative assessment, using Mozambique as case study. Our approach is based on the premise that only an understanding of the processes underlying land productivity change can lead to a mapping of land degradation, and that this mapping is not unique but will depend on the ecosystem service targeted. To illustrate our point, we have implemented an approach based on proven NDVI trend analysis methods, which allows for the mapping of land productivity change factors. Then, for different stakeholder types, each with different objectives for conserving ecosystem services, we established rule scenarios that were used to convert the land productivity change factors map into land degradation estimations. Finally, we compare the results to the 15.3.1 indicator at the Mozambique scale, calculated according to the UNCCD standard approach.

## 2.2 Material and methods

### 2.2.1 Study area: Mozambique

Mozambique is located on the southeast coast of Africa bordered by the Indian Ocean in the east (Figure 13). The country has an area of 799 380 km<sup>2</sup>, with mainly lowland regions in the east and a few mountainous regions in the west of the country, reaching heights of up to 2 436 m. The climate is tropical to subtropical, with a semi-arid region in the southern provinces and two seasons, a dry cool season from April to September and a rainy hot season from October to March. Average annual rainfall ranges from 300 to 1 000 mm in the southern region and from 1 000 to 2 000 mm in the northern region (Figure 13b). Average annual temperatures range from 20-27 °C in the lowlands and 15-25 °C at the highest altitudes (GoM, 2002; Figure 13c). Mozambique's population was estimated at 28 million in 2015, with the northern provinces of Nampula and Zambezia being the most populous (INE, 2018). The agricultural sector employs more than 80 % of the Mozambican population and accounts for 32 % of the country's GDP (Armand *et al.*, 2019). The country still has a large proportion of natural forest, mainly Miombo woodland, covering more than 40 % of the country (GoM, 2018; Figure 13a). Forests play an important role in the country's economy, mainly in rural areas, and represent a source of energy (firewood, charcoal), construction material, non-timber forest products and nutrients for small-scale agriculture (Chidumayo & Gumbo, 2010; GoM, 2018). However, Mozambique's natural resources are rapidly depleting: about 267,000 ha of forests per year were lost between 2003 and 2013, mainly to slash-and-burn agriculture and urban expansion (GoM, 2018). In addition, some areas are prone to high soil fertility depletion, which reduces the potential for productive agriculture (Folmer *et al.*, 1998).



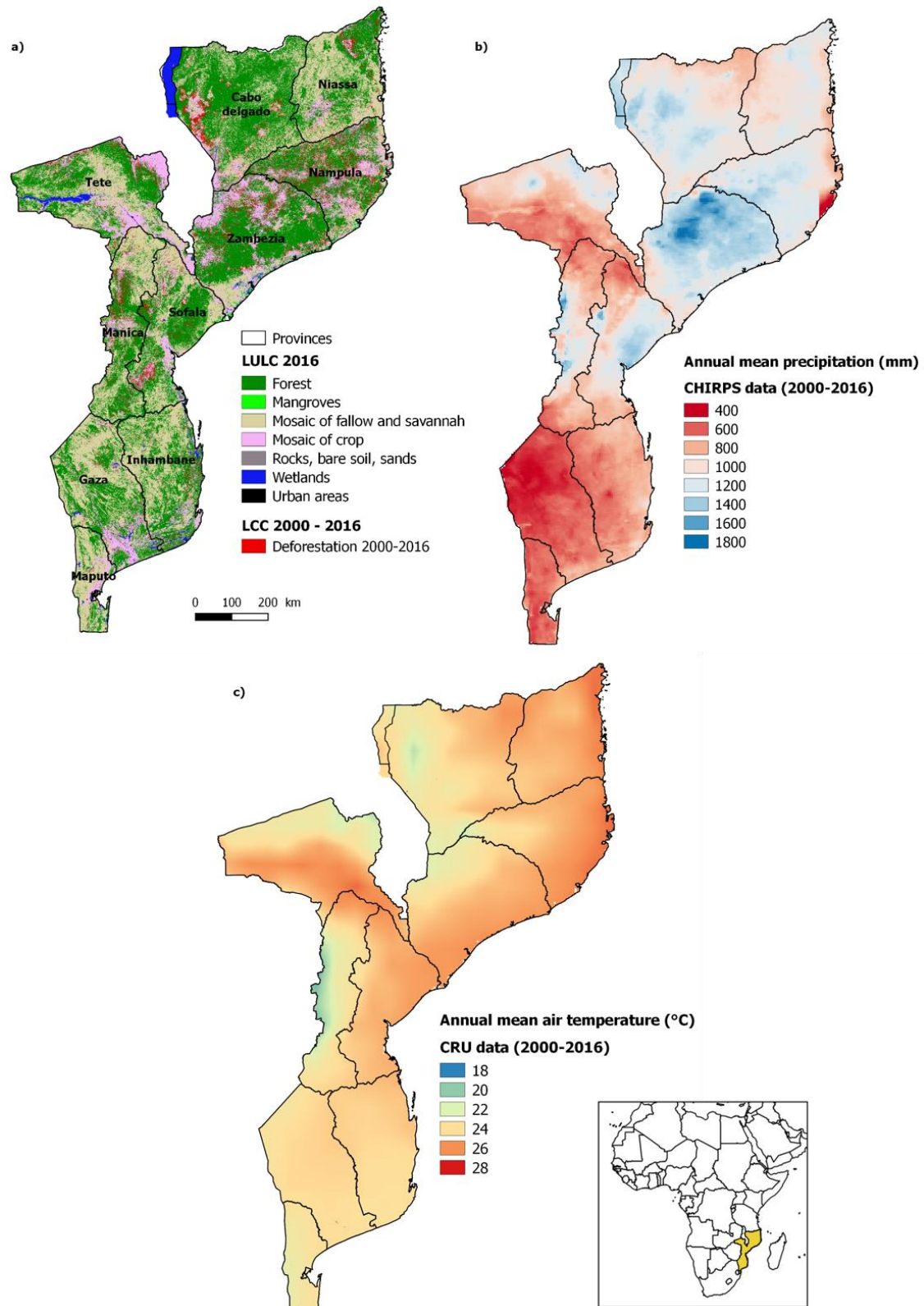


Figure 13 : Environment and climate in Mozambique: a) 2000-2016 Land Use and Land Cover Change map (Grinand et al., 2018) and province limits; b) Annual mean rainfall (mm) over the 2000-2016 period (CHIRPS data; Funk et al., 2015); c) Annual mean air temperature (°C) over the 2000-2016 period (CRU data).



## 2.2.2 Data collection and pre-processing

### 2.2.2.1 MODIS NDVI time series

The NDVI trends maps were derived from the 16-day MODIS NDVI products (MOD13Q1 Collection 6) available at a 250 m spatial resolution (Didan *et al.*, 2015). The MODIS product was selected because it provides a regular and long-term record of vegetation condition that can be used to detect change. The MODIS product is considered the most reliable NDVI record available (Higginbottom and Symeonakis, 2014). MODIS NDVI time series were downloaded using NASA's Application for Extraction and Exploring Analysis Ready Samples (*AppEARS*). The images time series covers the 2000-2016 period and the entire country. The MODIS product is corrected for molecular scattering, ozone absorption and aerosol (Didan *et al.*, 2015). However, residual noise may persist and disturb the NDVI signal. In order to reduce this noise, the NDVI time series was pre-processed using a Savitzky-Golay filter (polynomial 3 and Windows 4) in order to smooth the data outliers without distorting the signal tendency (Chen *et al.*, 2004). Then, for each pixel, we calculated the annual cumulated NDVI (expressed as 'annual NDVI' in this study) by summing the bi-monthly NDVI values over each climatic year (August  $n-1$  to July  $n$ ).

### 2.2.2.2 Climate data

In the Miombo ecoregion, vegetation dynamics are controlled mainly by the rainfall and temperature variability (Campbell, 1996; Chidumayo, 2005).

We used rainfall estimates derived from satellite imagery as Mozambique's rain gauge network is sparse with gaps in the temporal records (Toté *et al.*, 2015). Rainfall data were obtained from the Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data (CHIRPS) rainfall estimates (Funk *et al.*, 2015). CHIRPS products were chosen because they have a high spatial and temporal resolution. Furthermore, CHIRPS data are considered among the most accurate global gridded precipitation products (Beck *et al.*, 2017; Burrell *et al.*, 2018) and we obtain a much lower deviation between CHIRPS data and rain gauge data from 120 stations in Mozambique than other satellite products (Figure 14). CHIRPS is a high resolution (0.05 °, ~ 5.4 km) monthly precipitation dataset, starting from 1981 to near-present, which combines satellite imagery with *in-situ* station data to create gridded rainfall time series (Funk *et al.*, 2015). CHIRPS data were downloaded for the 2000-2016 period using the 'heavyRain' R package (Detsch, 2018) and cumulated over the climatic year (August  $n-1$  to July  $n$ ). These data were resampled using the nearest neighbor resampling method at 250 m to allow for the comparison with MODIS NDVI data.

Air Temperature data were obtained from the Climate Research Unit Time-series v. 4.01 (CRU TS 4.03) dataset (Harris *et al.*, 2014), a global monthly gridded time series dataset that covers the 1901-2018 period at 0.5 ° resolution (~ 50 km). CRU data are based on weather station measurements. The average maximum temperature was calculated per climatic year (August  $n-1$  to July  $n$ ) for the 2000-2016 period, and were resampled using the nearest neighbor resampling method to the MODIS NDVI data spatial resolution of 250 m.





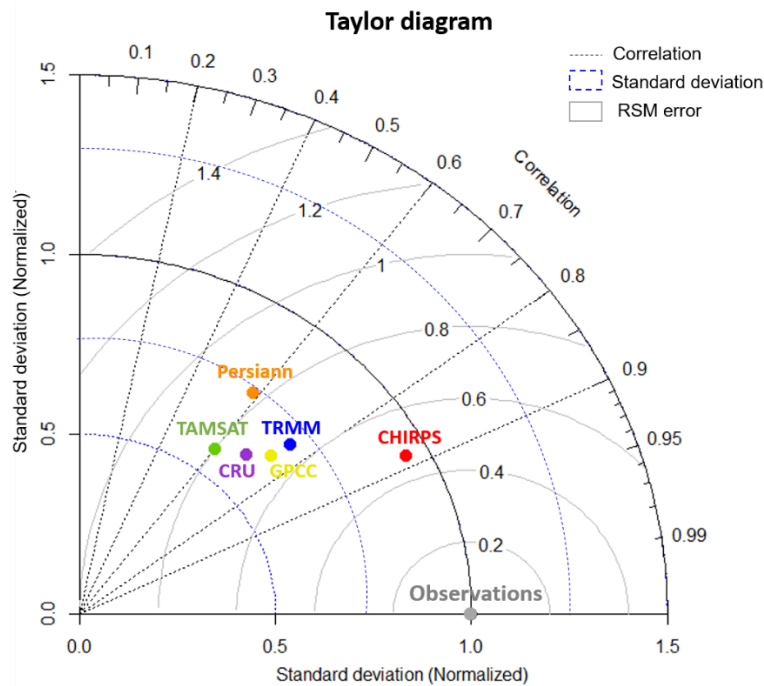


Figure 14 : Taylor diagram displaying a statistical comparison (Pearson correlation, standard deviation and root-mean-square difference – RSM error) with annual mean precipitation from rain gauge data (120 stations in Mozambique) and six satellite products (CHIRPS : Climate Hazards group InfraRed Precipitation with Station data, GPCP: Global Precipitation Climatology Centre, GPCP: Global Precipitation Climatology Project, PERSANN: Precipitation Estimation from Remotely Sensed Information using Artificial Neural Networks, TAMSAT: Tropical Applications of Meteorology using SATellite data, TRMM: Tropical Rainfall Measuring Mission).

### 2.2.2.3 Land use and land cover data

We used a national Land Use and Land Cover Change (LULCC) map from 2000 to 2016 produced from a mosaic of cloud-free Landsat images at 30 m resolution (Grinand *et al.*, 2018). The nomenclature of the map is composed of six IPCC land cover categories (forest, cropland, grassland, mangrove, wetland, and other land) for 2000 and 2016, and one land cover change category (3 periods of deforestation between 2000 and 2016). The overall accuracy of the LULCC map is 81 %. This LULCC map was resampled to the MODIS NDVI image resolution (250 m) using a category majority filter for the six IPCC land cover categories and by calculating the percentage of deforestation (2000-2016 period) for the land cover change categories. This choice makes it possible to keep information on deforestation over small areas that would be removed with a majority filter and provide another layer of information.

### 2.2.2.4 Ground observations

Ground observations were collected in order to understand the underlying factors in land productivity changes. Through interviews (open-ended questionnaires) and field observations we collected information on current and past land use and land cover, vegetation characteristics, natural external pressures (drought, flooding, cyclones, etc.) and the impact of human activities (for example, cultivation, grazing, fire and logging). A total of 330 ground observations were made in four provinces



(Inhambane, Manica, Zambezia and Nampula) in April and November 2018 (dry season), in areas characterized by different changes in land productivity (Figure 15). The observations were complemented by visual interpretation of very high resolution satellite images available on Google Earth.



*Figure 15 : Areas of significant vegetation productivity change in Gurué and Gilé region in Zambezia province. The red and green large pixels indicate areas of decreasing and increasing land productivity, respectively, as assessed using MODIS time series. The numbered ground photos illustrate the LULC of green and red areas samples: - Gurué region: picture 1: Urban densification in Gurué city (red); picture 2: Old tea plantation still under exploitation, but degraded (red); picture 3: Settlement on an old tea plantation (red); picture picture 4: Post-agriculture forest regeneration (green); picture 5: Eucalyptus plantation (green). - Gilé region: picture 6: Forest regeneration, 15-20 years old, after slash and burn agriculture and human settlement (green); picture 7: Recent deforestation (red).*



### 2.2.3 Data analysis

Data analysis was conducted in three steps (Figure 16).

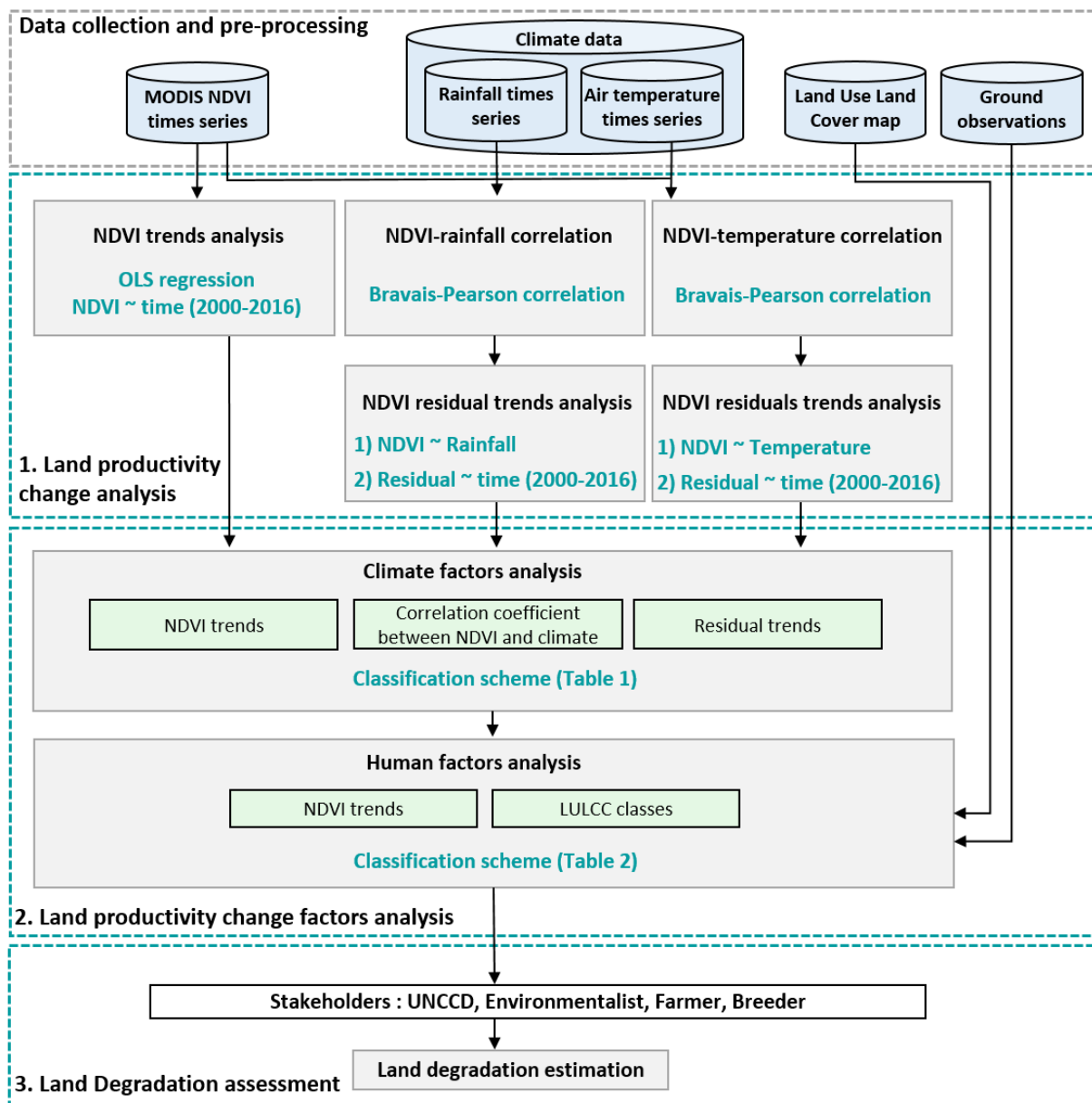


Figure 16 : Flowchart of the approach used in this study.

#### 2.2.3.1 Land productivity change analysis

##### NDVI trend analysis

Land productivity changes were analyzed using a statistical trend analysis applied to each pixel of the 16-year annual MODIS NDVI time series. The statistical trend analysis is based on an Ordinary-Least Square (OLS) regression. OLS quantified NDVI value changes (dependent variable) against time (independent variable). A positive slope coefficient indicates a productivity increase and a negative slope coefficient indicates a productivity decrease. The significance of the slope coefficient was determined using the p-value, at a 95 % confidence level ( $p\text{-value} < 0.05$ ). Each pixel was then classified in three NDVI trend types: significant increase or decrease in productivity and non-significant changes.



### NDVI-climate data correlation

We calculated the Bravais-Pearson correlation coefficient between annual cumulated NDVI value and annual cumulated rainfall value and annual average maximum temperature value over the 2000–2016 period for each pixel. The correlation was considered statistically significant at the 95% level ( $p$ -value $<0.05$ , corresponding to  $r= 0.50$  and  $r=- 0.50$ ). In this study, we only considered positive NDVI-rainfall and negative NDVI-temperature correlations, because it represents the most observed correlations in southern Africa according to Ichii *et al.* (2002).

### NDVI residual trend analysis

We used a residual analysis of the productivity-climate relationship known as the RESTREND method (Evans and Geerken, 2004; Wessels *et al.*, 2007) to separate climate and other factors in NDVI changes. Pixels with no significant NDVI-climate data correlation were excluded from the RESTREND analysis as suggested by Wessels *et al.* (2012). This robust and widely accepted method consists of i) calculating an OLS regression between the annual cumulated NDVI value and the annual cumulated rainfall value or annual average maximum temperature per pixel and ii) performing for each pixel a new OLS regression on the model residuals (the difference between the observed NDVI value and the predicted NDVI value) with respect to time. Trends in the residuals were then interpreted as the part of the vegetation productivity that is not explained by rainfall or temperature inter-annual variability.

## 2.2.3.2 Land productivity change factor analysis

### Climate factor analysis

In this study, we consider that changes in productivity are mainly related to climate and human factors (which includes all factors related to land management and their environmental impacts). This analysis aims to identify the productivity changes induced by rainfall or temperature trends from those changes induced by human factors. We followed Leroux *et al.*'s method (2017) which suggests a classification scheme based on the slope of the NDVI trend, the coefficient of correlation between NDVI and rainfall and NDVI and temperature, the slope and significance of the NDVI rainfall and NDVI temperature residuals trends ( $p$ -value  $< 0.05$ ) (Tableau 5). As a result, pixels were classified into three categories 1) NDVI changes through rainfall and/or temperature change only, 2) NDVI changes through rainfall and/or temperature change and human factors, 3) NDVI changes through human factors. The assumption used is, for example, for a positive NDVI trend, if a positive trend can still be observed after the removal of the climate effect in the NDVI residual trends, then the change in land productivity can be explained by more than rainfall and temperature inter-annual variability alone. For a significant correlation between NDVI and rainfall and/or temperature, the vegetation productivity changes are explained by rainfall and/or temperature and human factors when the sign of the slope of the NDVI and NDVI residual trends are the same. On the contrary, vegetation productivity change can be explained mainly by rainfall and/or temperature when the sign of the slope of the NDVI and NDVI residual trends are opposite or the trend is not-significant ( $p$ -value  $> 0.05$ ). If there is no correlation between NDVI and rainfall and NDVI and temperature, vegetation productivity is driven only by human factors.



Tableau 5 : Classification scheme for the climate factors, based on NDVI and NDVI residual (RESTEND) trends, and on the correlation coefficients between NDVI and rainfall, and NDVI and air temperature.

NDVI trends (p-value<0.05)	Correlation coefficient NDVI-Rain	Residual trends Rainfall (p-value<0.05)	Correlation coefficient NDVI-Temp	Residual trends Temperature (p-value<0.05)	Category of change factors
Decrease (Slope < 0)	r > 0.50	Slope > 0 or n.s <sup>†</sup>	r > -0.50		Rainfall change
	r < 0.50		r < -0.50	Slope > 0 or n.s	Temperature change
	r > 0.50	Slope > 0 or n.s	r < -0.50	Slope > 0 or n.s	Rainfall & Temperature change
	r > 0.50	Slope < 0	r > -0.50		Rainfall change + Human factors
	r < 0.50		r < -0.50	Slope < 0	Temperature change + Human factors
	r > 0.50	Slope < 0	r < -0.50	Slope < 0	Rainfall & Temp. change + Human factors
	r < 0.50		r > -0.50		Human factors
Increase (Slope > 0)	r > 0.50	Slope < 0 or n.s	r > -0.50		Rainfall change
	r < 0.50		r < -0.50	Slope < 0 or n.s	Temperature change
	r > 0.50	Slope < 0 or n.s	r < -0.50	Slope < 0 or n.s	Rainfall & Temperature change
	r > 0.50	Slope > 0	r > -0.50		Rainfall change + Human factors
	r < 0.50		r < -0.50	Slope > 0	Temperature change + Human factors
	r > 0.50	Slope > 0	r < -0.50	Slope > 0	Rainfall & Temp. change + Human factors
	r < 0.50		r > -0.50		Human factors

<sup>†</sup> n.s : non-significant (p-value > 0.05)

### Human factor analysis

To produce the final map of land productivity change factors, we further analyzed the 'human factors' category produced previously. We used the LULCC map to identify potential factors of change due to human activities. We proposed a pixel classification scheme based on the slope of the NDVI trend and the LULCC categories (Tableau 6). Each change factor represents the main potential factor based on ground observations for productivity changes related to each LULCC category.



Tableau 6 : Classification scheme for human factors, based on NDVI trends and LULCC categories.

NDVI trends (p-value < 0.05)	LULCC categories	Category of change factors
Decrease (Slope < 0)	Forest 2000 & Deforestation > 10%	Deforestation
	Forest 2000 & 2016	Forest degradation
	Cropland 2000 & 2016	Agricultural productivity decline
	Grassland 2000 & 2016	Grassland productivity decline
	Mangrove 2000 & 2016	Mangrove degradation or deforestation
	Urban area 2016	Urban expansion or densification
	Other land use	Others (undifferentiated multiple factors)
Increase (Slope > 0)	Forest 2016	Native forest growth or Plantations
	Cropland 2000 & 2016	Agricultural productivity increase or Fallow regrowth
	Grassland 2000 & 2016	Grassland productivity increase
	Mangrove 2000 & 2016	Mangrove growth
	Urban area 2016	Urban greening
	Other land use 2016	Others (undifferentiated multiple factors)

### 2.2.3.3 Land degradation assessment

We tested the impact of stakeholder type perceptions on the assessment of degraded land at the national scale. We defined four types of stakeholders, based on the prioritization of ecosystem services, with its own definition: the 'default' UNCCD definition, and three definitions for hypothetical types of stakeholders targeting different ecosystem services and referred hereafter as 'environmentalists', 'farmers' and 'breeders'. The definitions served to establish four scenarios of rules that were used to convert the map of land productivity into four distinct land degradation estimations (Tableau 7).

UNCCD defines land degradation as the reduction or loss of the biological or economic productivity of all land use resulting from human activities (UNCCD, 2016). In this case, any decrease in land productivity, except that attributed solely to climate, is considered as land degradation. The 'environmentalist' definition is similar to the UNCCD one, except that it includes the climate trend as a cause of land degradation and leaves out the reduction or loss of cropland productivity. In turn, 'farmers' and 'breeders' are only concerned by the reduction or loss of cropland and grassland productivity respectively, resulting from human activities or climatic variabilities, and leaves out the reduction or loss of natural vegetation productivity.



Tableau 7 : Four land degradation scenarios based on the list of land processes expected to produce degraded land (ticked column), according to stakeholder type definitions.

	UNCCD	Environmentalist	Farmer	Breeder
Climate change + Others (decrease trends)	x	x	x	x
Climate change (decrease trends)		x	x	x
Native forest growth or Plantation				
Agricultural productivity increase				
Fallow regrowth				
Grassland productivity increase (Herbaceous species)				
Grassland productivity increase (Woody species)				x
Mangrove productivity increase or Regrowth				
Urban greening				
Deforestation	x	x		
Forest degradation	x	x		
Agricultural productivity decline	x		x	
Grassland productivity decline	x			x
Mangrove degradation or deforestation	x	x		
Urban expansion or densification	x	x	x	x
Others (decrease trends)	x			

## 2.2.4 Comparison with the 15.3 SDG indicator

In order to place our study in the international context of the Sustainable Development Goals, we compared our results with the indicator 15.3.1 (“Proportion of land that is degraded over total land area”), calculated according to the UNCCD recommendations. To do this, we used the Trends.Earth platform (Conservation International, 2018) developed to support countries in analyzing data to prepare for their reporting commitments to the UNCCD. We used the Tier1 (global default) data provided by the platform: MODIS NDVI, CHIRPS rainfall data and ESA CCI Land cover, and Soil Grids (ISRIC), for the 2001-2015 period.

## 2.3 Results

### 2.3.1 Land productivity change

Around 71.5 % of the country (55.55 Mha) shows no significant land productivity change over the period (Figure 17). Some 25.3 % (19.71 Mha) of the total area shows a decrease in land productivity. In contrast, 3.2 % (2.49 Mha) shows an increase in land productivity, mainly in the Niassa and Cabo Delgado provinces in the north of the country. Except for these two provinces, all provinces are characterized by large areas of decreased land productivity (between 56.2 % and 17.2 % of the total provincial area) and small areas of increased land productivity (between 3.1 % and 0.9 %).



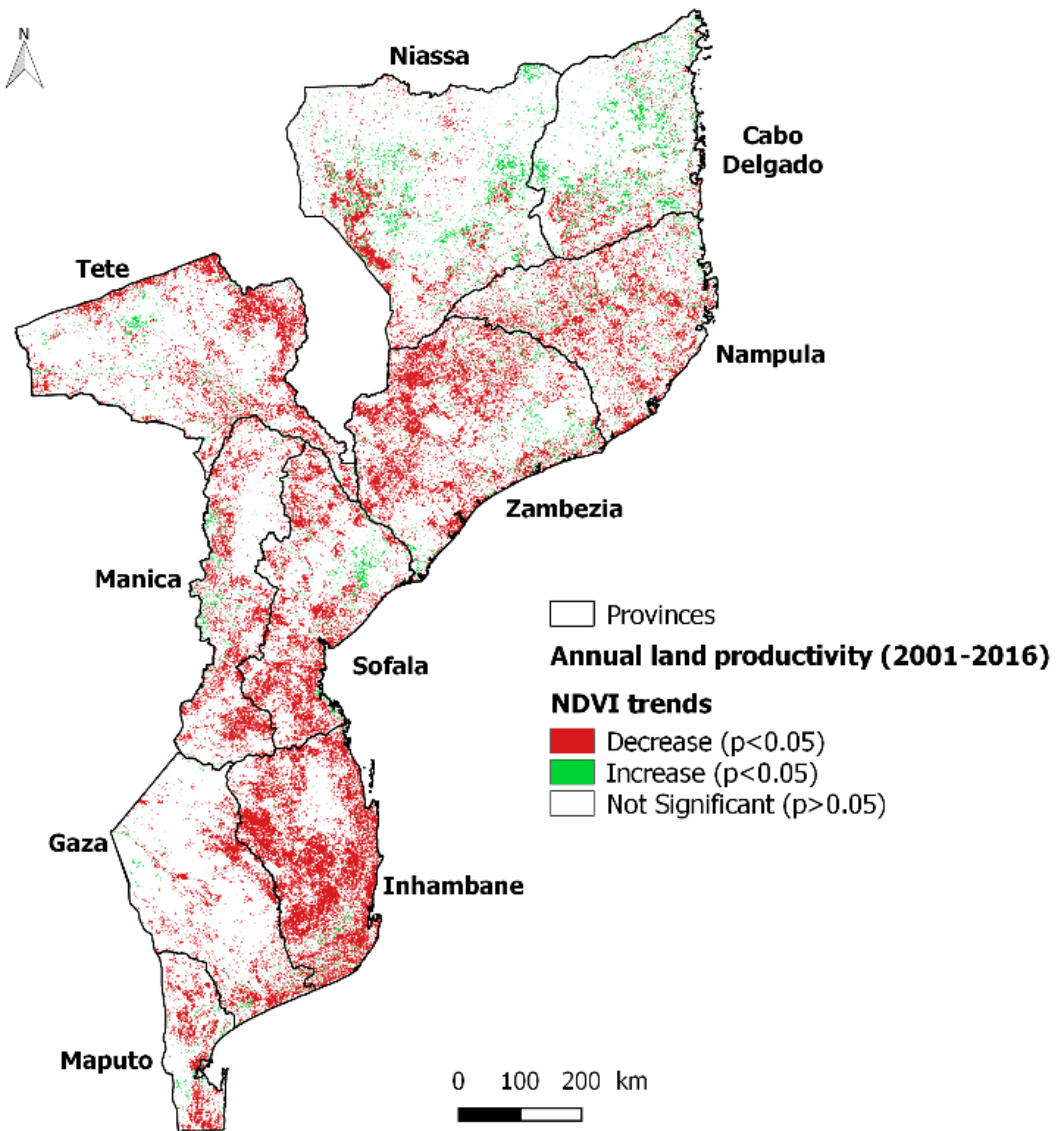


Figure 17: Annual land productivity trend without climate correction maps of Mozambique calculated for the 2000-2016 period.

The results of the NDVI-climate data correlation analysis showed that 19.2 % and 15.4 % of the country exhibited significant positive NDVI-rainfall and negative NDVI-temperature relationships, respectively during the 2000-2016 period (see Figure 18). Spatial patterns of NDVI-climate correlation are spatially heterogeneous, with high values concentrated in the semi-arid region of the southern provinces.

RESTREND analysis applied on pixels marked by significant positive NDVI-rainfall and negative NDVI-temperature correlations, resulted in a large majority of 'stable' pixels after climate correction (78.8 %, and 85.4 % of these processed pixels have no significant trends; Tableau 8), indicating that the NDVI trends of these "correlated" pixels are largely explained by rainfall and temperature inter-annual variability. Among the significant residual trends suggesting the influence of factors other than climate, 3.8 % and 2.0 % of the total area have decreasing trends, while 0.3 % of the total area has an increasing trend with rainfall correction and 0.3 % has an increasing trend with temperature correction.





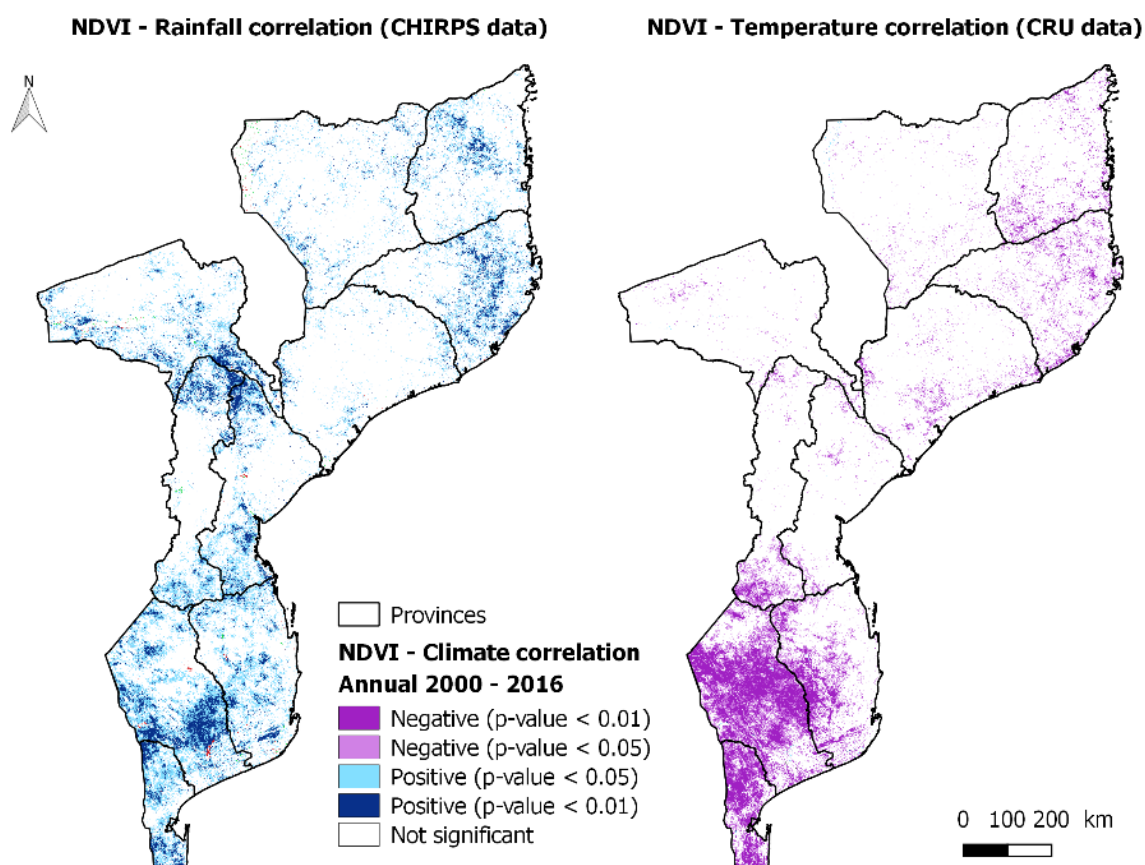


Figure 18 : NDVI-rainfall and NDVI-temperature relationship during the 2000-2016 period (Bravais-Pearson-coefficient, statistically significant at the 95% level or  $r = 0.50$  or  $r = -0.50$ ).

Tableau 8 : Distribution of land productivity trends after climate correction (Rainfall data: CHIRPS; Temperature data: CRU) in Mozambique, calculated for the 2000-2016 period.

Residual trends	Rainfall		Temperature	
	Area (ha)	% total area	Area (ha)	% total area
Decrease (p<0.05)	2 971 992	3.8	1 551 248	2.0
Increase (p<0.05)	198 737	0.3	207 929	0.3
Not significant	11 778 078	15.1	10 265 643	13.1
Total	14 948 807	19.2	12 024 820	15.4

### 2.3.2 Land productivity change factors analysis

We observed that 19.7 % of the decreasing trend over the 2000-2016 period can be explained by climate variability alone (rainfall or temperature), 61 % by human factors alone and 19.4 % by climatic variability combined with human factors (Tableau 9, Figure 19). The spatial distribution of factors shows that climatic variability is the dominant factor in NDVI change in the southern provinces (Figure 19). Forest, cropland and grassland are the main land use categories that display significant NDVI trends (decreases and increases) between 2000 and 2016 (Tableau 9, Figure 20 and Figure 21). Forest degradation and deforestation represent a large proportion of the decreasing trend (19.3 % and 13.2 %



of the decreasing trend respectively). The areas characterized by a decrease potentially due to deforestation are mainly located in the Zambezia province (Figure 20). The decline in grassland and cropland productivity represented 17.7% and 7.9% of the of the overall decrease trend respectively.

Regarding positive trends, climate variability alone (rainfall or temperature) is responsible for 0.2 % of the trend over the 2000-2016 period (Tableau 9, Figure 21), human factors for 98.1 % and climatic variability combined with other factors for 1.7 %. We observed that native forest growth or commercial plantations account for 51.6 % of the total increase trend, mainly in the northern part of the country (Tableau 9, Figure 21). A large proportion of grassland experienced an increase in vegetation productivity, accounting for 22.6 % of the total NDVI increase trend. Increased agricultural productivity or fallow regrowth in cropland represented 17.1 % of the total increase trend.

*Tableau 9 : Distribution of main factors of land productivity change in Mozambique, calculated for the 2000-2016 period.*

NDVI trends	Category of climate and human change factors	Hectares	% increase or decrease	
Decrease (p<0.05)	Rainfall change	1 655 803	8.4	
	Climate Temperature change	1 714 529	8.7	19.7
	Rainfall & Temperature change	518 659	2.6	
	Climate Rainfall change + Human factors	1 527 625	7.8	
	+ Temperature change + Human factors	917 456	4.7	19.4
	Human Rainfall & Temp. change + Human factors	1 350 427	6.9	
	Forest degradation	3 806 104	19.3	
	Grassland productivity decline	3 490 382	17.7	
	Deforestation	2 601 731	13.2	
	Human Agricultural productivity decline	1 555 429	7.9	61.0
	Mangrove degradation or deforestation	44 259	0.2	
	Urban expansion or densification	13 879	0.1	
	Others (undifferentiated multiple factors)	511 499	2.6	
	Increase (p<0.05)	Rainfall change	5 353	0.2
Climate Temperature change		634	0.03	0.2
Rainfall & Temperature change		0	0	
Climate Rainfall change + Human factors		35 353	1.4	
+ Temperature change + Human factors		7 780	0.3	1.7
Human Rainfall & Temp. change + Human factors		227	0.01	
Native forest growth or plantation		1 283 180	51.6	
Grassland productivity increase		563 010	22.6	
Human Agriculture productivity increase or fallow regrowth		394 324	17.1	98.1
Mangrove productivity increase or regrowth		35 094	1.4	
Urban greening	1 408	0.1		
Others (undifferentiated multiple factors)	164 644	5.3		



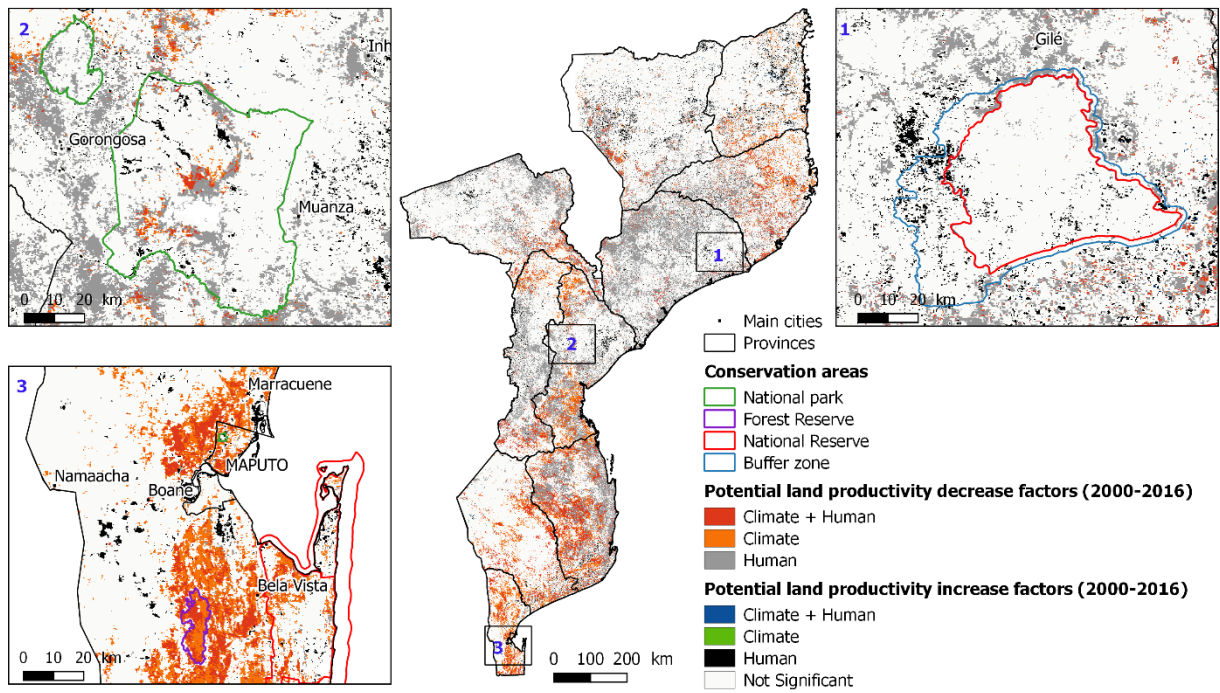


Figure 19 : Spatial distribution of the climate factors of the NDVI trends (Rainfall and temperature change are regrouped for clarity).

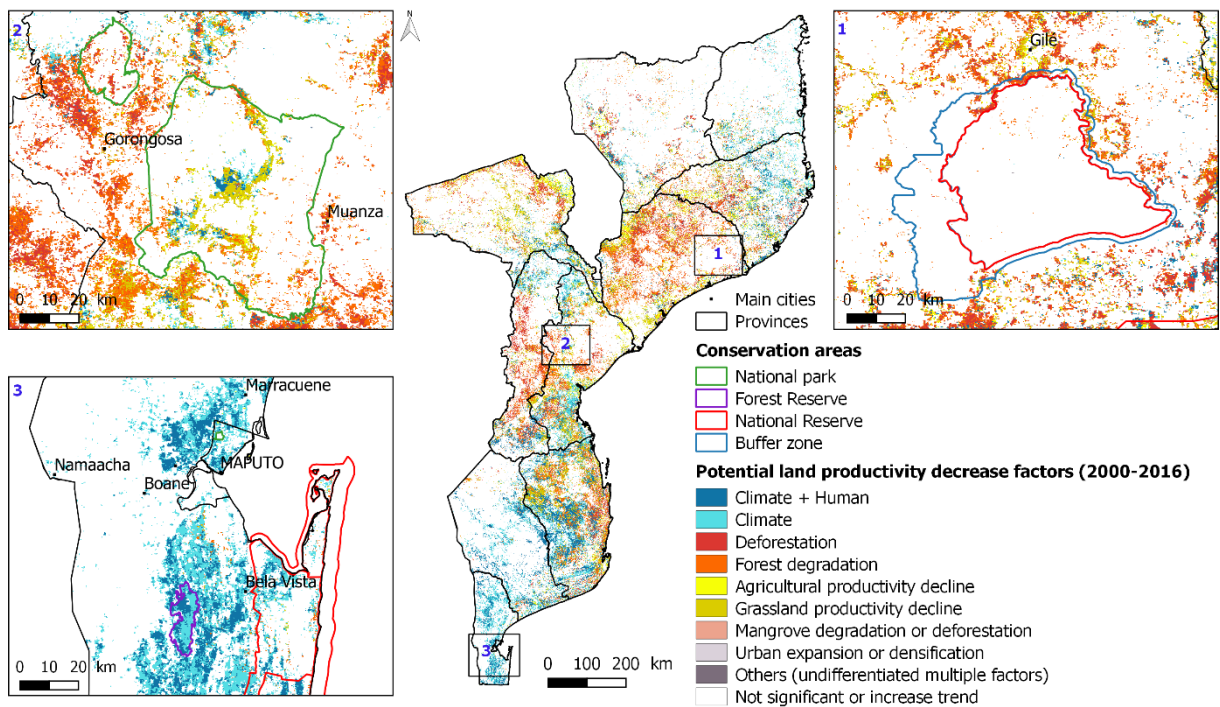


Figure 20 : Spatial distribution of the main factors in land productivity decreases.



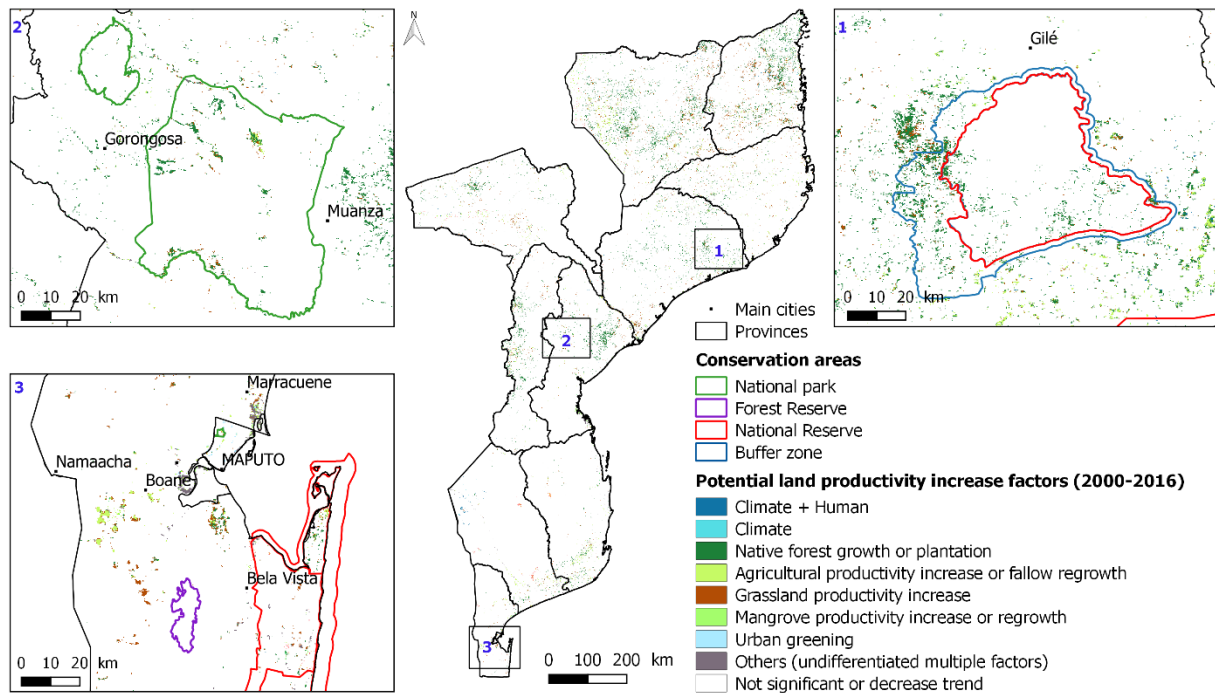


Figure 21 : Spatial distribution of the main factors in land productivity increases.

### 2.3.3 Land degradation assessment

Results show that the estimation of the degraded land area ranges between 11.9 % and 20.3 % of the country depending on the stakeholder type (Figure 22). The fractions of degradation attributed to different factors clearly show the difference in the ecosystem service prioritized. Indicator 15.3.1. is much higher, with 39 % of degraded land in Mozambique.

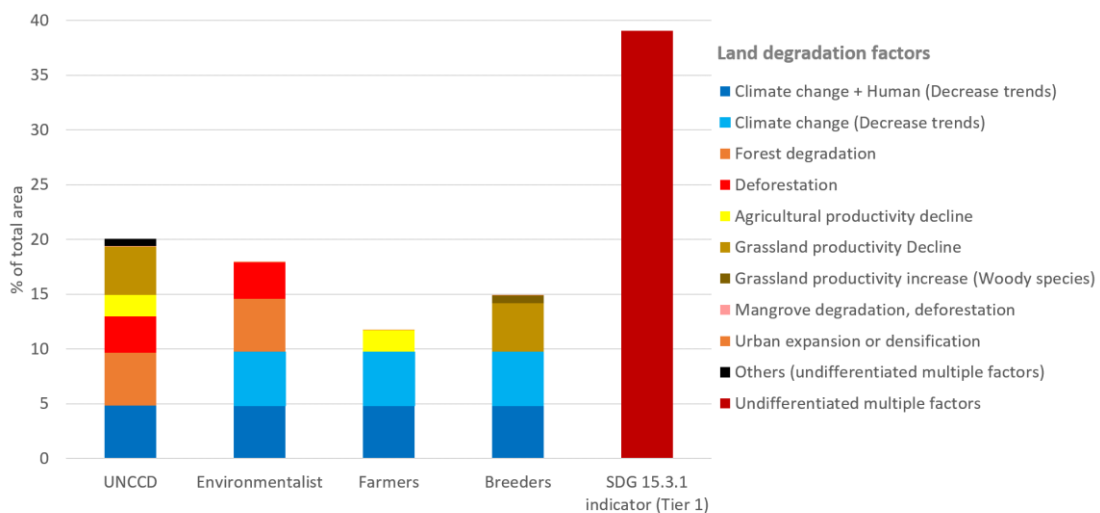


Figure 22 : Distribution of the fraction of degraded land in Mozambique as a function of the main factors, and for each stakeholder type and proportion of degraded land (2001-2015) calculated using the UNCCD default method (SDG 15.3.1 indicator).



## 2.5 Discussion

### 2.5.1 The role of climate and human activities on land productivity change

In this paper we have implemented an approach based on proven NDVI trend analysis methods, which allows factors of land productivity change to be mapped. The calculation of land productivity trends is based on a trajectory indicator of the NDVI annual mean which has proved, using local expertise, to be the best approach to reflect land changes when compared to more sophisticated ones (Teich *et al.*, 2019). Compared to the UNCCD approach, we used linear regressions and calculated the annual mean over the climatic year (August  $n-1$  to July  $n$ ) rather than the civil year as recommended by Montfort *et al.* (2019). Although linear regression is widely used for NDVI trend analysis, sometimes it cannot comply with the OLS statistical assumptions (de Beurs & Henebry, 2005) and can be a limitation of this study. However, some authors have shown that linear regression can be consistent with the OLS hypotheses in some cases and results with linear and non-parametric such as Mann-Kendall trends tests are very similar (Wessels *et al.*, 2012; Jamali *et al.*, 2014). Furthermore, the use of the non-parametric method does not generally outperform the parametric method for identifying trends (Jamali *et al.*, 2012). Concerning the factor analysis, based on in-situ observations and scientific literature, two categories of factors were studied: climate (rainfall and air temperature) and human factors (land management) (Boisvenue and Running, 2006; Zhu *et al.*, 2016).

Our results show that a large proportion of land in Mozambique is characterized by no significant trend in land productivity (72 %), while the rest of the territory is mainly dominated by a decrease (25 %), alongside an increase (3 %) in land productivity. The decreasing proportion is of the same order of magnitude as the 28 % reported by Bai *et al.* (2008) for Mozambique in the 1981-2003 period. We also showed that a large majority of the land productivity decrease (61 %) was due to only human factors that 19.7 % involved only climatic variables, and 19.4 % was explained by both climate and human factors.

The correlations between annual climate variables (rainfall and air temperature) and the mean annual NDVI calculated over the climatic year indicate that for at least 15 % of the country, the land productivity dynamic is dependent on the climate trend. It is interesting to note that the inclusion of the air temperature variable in the climatic driver analysis increases the share of trends in land productivity explained by climatic factors (around 9 % of the decrease in land productivity is explained by temperature alone), as shown by Burrell *et al.* (2019). This is particularly true in the southern provinces of Mozambique, such as the semi-arid Inhambane province, characterized by a large decrease in land productivity. The role of temperature in land productivity trends over recent years is globally explained by the average air temperature increase of 0.6 °C observed between 1960 and 2006 (Irish Aid, 2018). Similar studies carried out in the Sahel region (Herrmann *et al.*, 2005; Hickler *et al.*, 2005; Fensholt *et al.*, 2012; Dardel *et al.*, 2014), where rainfall is the main limiting factor for vegetation growth, reached the same conclusion on the impact of climate on land productivity trends.



Despite the important role of climate in land productivity changes, human activities remain the dominant factor in land productivity change in Mozambique, explaining at least 61 % of the decrease observed at the national scale. This result is consistent with recent studies that showed the prominent role of human land-use management in global vegetation change (Song *et al.*, 2018; Chen *et al.*, 2019). The main human activities reducing land productivity were forest degradation and deforestation. Illegal and legal logging, firewood and charcoal production, and fires were reported to be the most important causes of forest degradation (Sitoe *et al.*, 2012; GoM, 2018). Controlled and uncontrolled fires are widespread in Mozambique (Sitoe *et al.*, 2012) and are reported to impact 30 million hectares of forest and other land (38%) each year (Hoffmann *et al.*, 2009). Locally, Miombo aboveground woody biomass is negatively affected by frequent and high intensity fires (Ribeiro *et al.*, 2008; Ryan and Williams, 2011; Saito *et al.*, 2014). Regarding the second factors concerning forest areas, this is in line with the recently published Forest Reference Emission Level (GoM, 2018a) that reported a high rate of deforestation of 267,000 ha per year during the 2003-2013 period. Shifting cultivation was reported to be the major cause of deforestation in Mozambique. The Zambezia and Nampula provinces are particularly characterized by decreasing trends due to deforestation, forest degradation and fires. These provinces have the country's highest rural population density and had the country's highest deforestation rates between 2003 and 2013 (GoM, 2018). Furthermore, the Zambezia and Nampula provinces also have extended cropland (mostly small-scale farms), but a large part of this cropland is characterized by reduced productivity. We interpreted this decline in terms of potential soil erosion and soil fertility depletion due to agricultural practices (Folmer *et al.*, 1998). This can greatly affect agricultural productivity and, consequently, the national economy and food security. This factor could guide the choice of areas for priority interventions for the restoration or management of land resources.

Finally, the increase in land productivity (3 % of Mozambique's territory) is almost entirely driven by human factors (> 98 %). It was observed in native forest (51.6 %), grassland (22.6 %) and cropland (17.1 %) and can be attributed to land management changes. Locally, Niassa and Cabo Delgado provinces displayed an increase that can be explained by forest regeneration or plantation, and grassland management or bush encroachment (O'Connor *et al.*, 2014; Stevens *et al.*, 2016; Brandt *et al.*, 2017). Indeed, these two provinces have the largest conservations areas in Mozambique and are characterized by low human population densities. This situation, together with favorable climatic conditions, could explain the increase in land productivity.

As highlighted previously, to extend the factor analysis, more ground surveys would help grasp more subtle or local factors (Brandt *et al.*, 2015; Mbow *et al.*, 2015; Leroux *et al.*, 2017). Then, the use of statistical or regression methods would make it possible to add these variables (distance to river, fire occurrence, topography etc.) - including socio-economic ones (population density, distance to market, cattle density etc.) - in land productivity trend models and then to produce a quantitative analysis of the factors (Leroux *et al.*, 2017). Another improvement could be the dissociation between herbaceous and woody vegetation changes in order to provide additional information on productivity change factors (Brandt *et al.*, 2016). Recently, approaches based on passive microwave Vegetation Optical



Depth (VOD) (Tian *et al.*, 2016), or long-term and short-term sensitivity changes between satellite vegetation indices and rainfall data (Kaptué *et al.*, 2015) have been suggested to assess woody or herbaceous changes.

### 2.5.2 From land productivity change to land degradation: a question of perception

In this study we showed that understanding the processes underlying land productivity change is a necessary step prior to mapping land degradation, and that this map is not unique but depends on the ecosystem service being targeted. Indeed, this study adds to the large body of literature on land degradation by highlighting the impact of the perception of land degradation on its assessment. Previous studies (IUCN, 2015; Hobbs, 2016; Van der Esch, 2017) mentioned that estimations of land degradation vary greatly due to the divergence in definition and perception, but in this paper we were able to illustrate and quantify these divergences by simulating four stakeholder types. These four theoretical groups had their own targeted ecosystem services that were converted into indicators of change (biodiversity loss, reduced human and animal food production), durability of the change (temporary or permanent; Prince, 2019), and integration or non-integration of climate trends. These indicators were used to build four scenarios of land processes that, combined with the land productivity factors map, produced four different degraded land maps. Based on the scenarios, the proportion of degraded land varies between 11.9 % (farmers) and 20.3 % (UNCCD stakeholders) of the national territory, which is much smaller than the value of the indicator 15.3.1. (39 %) computed with Trends.Earth using Tier 1 data over Mozambique.

The difference between UNCCD stakeholder estimations of degraded land (20.3 %) and indicator 15.3.1. (39 %) can be explained by the difference in the LULC datasets that were used (Tier 1 versus Tier 2) and by the NDVI period of integration (climate versus civil year). As previously stated by different studies (e.g., Burrell *et al.*, 2018; Montfort *et al.*, 2019), the results are highly dependent on the choice of input data, namely the LULC, climatic and NDVI datasets.

Considering the four stakeholder types, the differences in the assessment of the proportion of land which is degraded comes from the different weights of the human factors in land productivity changes. Indeed, climate (and climate plus human) has the same weight for all scenarios, counting for around 10 % of degraded land for the whole Mozambique territory, while human factors depend on land management or absence of management. For example, an increase in the productivity of grassland cover can come from intensified rangeland management, or from bush encroachment. Bush encroachment is the most probable explanation in Mozambique, where pasture management is low (Marblé, 2012) and is therefore a sign of land degradation for breeders, while it can be interpreted as land restoration for other stakeholders due to increasing aboveground carbon stocks (Ayalew and Mulualem, 2018). Similarly, increasing land productivity due to commercial plantations can be seen as a benefit in terms of the land's economic productivity, but also as a loss of biodiversity if plantations replace natural ecosystems (Bremer and Farley, 2010; process of deforestation, for example). On the other hand, a decrease in cropland productivity will be a sign of land degradation for farmers, but not for the other stakeholders as long as it does not affect biodiversity. These examples illustrate the



ambiguity and limits of UNCCD and IPBES definitions that do not consider the trade-off among various ecosystem services for land degradation assessment as highlighted by Van der Esch (2017). Our results support the conclusions of previous studies on the fact that land productivity trends in terms of degradation and/or restoration of environmental conditions is not straightforward. An illustration of this difficulty is the contradictory results found in the literature. For example, Herrmann *et al.* (2014) found no strong correlation between NDVI trends and the perceptions of environmental conditions among the local population in Senegal, and Gonzalez-Roglich *et al.* (2019) showed recently that the land productivity indicator was able to detect at global scale the effect of many sustainable land management practices as increases in primary productivity over time.

### 2.5.3 Towards a land degradation common reporting framework

Understanding changes in the productive capacity of land is critical for assessing the impact of land management interventions, its long-term sustainability and climate-derived impacts which could affect ecosystem resilience and human livelihoods (Teich *et al.*, 2019).

Contrary to the UNCCD approach (which does not dissociate factors), the method we proposed further tackles our understanding of the factors influencing changes in vegetation productivity and reflects the land condition without any negative judgment and making a direct link with land degradation. The final interpretation of land conditions (land degradation or land restoration) is made according to local stakeholders' knowledge and views as illustrated in this paper.

Variability in the estimation and location of land degradation may have impacts on the identification of these areas, and the constraints and opportunities for their restoration and the sustainable management of land resources. A single definition of land degradation would not meet with global consensus due to the site-specific nature and context of land degradation. One suggestion could be that each country develop its own definition - or definitions - of land degradation, as for the forest definition in the Reduction of Emissions from Deforestation and forest Degradation, conservation, sustainable management and restoration of carbon stocks (REDD+) mechanism. These definitions could be developed from the collection of information on the perceptions of representative stakeholders.

## 2.6 Conclusion

In this study we characterized and mapped factors in land productivity changes over the 2000-2016 period in order to produce elements that make it possible to establish a land degradation estimation at the country scale, using remote sensing data. Overall, our study evidenced that land productivity decreased and threatened one-quarter of Mozambique between 2000 and 2016. We showed that a large part of this negative trend could be mainly related to anthropogenic activities compared to climate change factors. We demonstrated from hypothetical study cases that some of the subjectivity in the assessment of degradation relates to the use and goal under consideration.





This study provides a consistent, up-to-date and spatial estimation of land degradation in Mozambique, which can help decision-makers to design national and locally relevant land degradation mitigation policies or programs to reach land degradation neutrality by 2030. The novelty of this study was to better describe land conditions and discuss some improvements to the existing UNCCD methods for assessing land degradation. Our findings highlight that applying NDVI trend analysis for land degradation assessments remains a challenge both in implementation and interpretation. For effective policies to combat land degradation there is a need for research to develop or improve methodologies and agreements on definitions.

## 2.7 Acknowledgements

This research is partly funded by Nitidæ, the National Association of Technical Research (ANRT) and the French Agricultural Research Centre for International Development (CIRAD), and partly funded by the World Bank through the LAUREL project (Land Use Planning for Enhanced Resilience of Landscapes) in Mozambique. The authors would like to thank the researchers at University Eduardo Mondlane, the teams of Nitidæ, IGF, Micaia Foundation, and LUPA, who provided helpful input during our field visits



### 3 Conclusion de l'étude

En conclusion, nous reprenons les trois problématiques qui ont été posées dans la présentation du chapitre:

- **Comment identifier, quantifier et caractériser la dégradation des terres au Mozambique ?**

Ce chapitre fournit un cadre méthodologique pour identifier, quantifier et caractériser la dégradation des terres au Mozambique, en analysant les principaux facteurs de changement de productivité de la végétation et en utilisant cette évaluation des facteurs pour établir des estimations à partir de différentes définitions de la dégradation des terres. Ce cadre méthodologique se base sur des données et des outils de télédétection et des connaissances de terrain. L'évolution de la productivité de la végétation, au cours d'une période donnée, est d'abord analysée à l'aide de séries temporelles de NDVI. Puis les principaux facteurs du changement de productivité de la végétation sont analysés par i) l'extraction de l'effet du climat à l'aide de jeux de données de précipitations et de température et ii) l'extraction des facteurs liés aux activités humaines à l'aide des données d'occupation des terres et des connaissances de terrain. Finalement, la dégradation des terres a été estimée selon quatre définitions d'acteurs.

- **Quelles sont les dynamiques d'évolution des terres au Mozambique et quels sont les facteurs sous-jacents ?**

Des diminutions significatives de la productivité de la végétation sont observées sur 25 % de la superficie du pays et des augmentations significatives sur 3 %. Les diminutions de productivité de la végétation sont observées sur l'ensemble du pays. Les variabilités climatiques sont les facteurs dominants des diminutions dans les provinces du sud (Maputo, Gaza, Inhambane) et la déforestation est le facteur dominant dans la province de Zambézie. Les augmentations de productivité de la végétation sont quant à elles principalement localisées dans le nord du pays (Niassa et Cabo delgado) et concernent des zones forestières ou des prairies.

Au Mozambique, les facteurs climatiques expliquent une faible part des changements de productivité de la végétation, qu'ils soient à la hausse ou à la baisse. Deux tiers des changements seraient liés directement aux activités anthropiques (97 % des tendances positives et 60 % des tendances négatives). La croissance des forêts naturelles ou des plantations d'arbres représente 51 % de l'augmentation totale, principalement dans la partie nord du pays. En ce qui concerne les tendances négatives, la dégradation des forêts, la déforestation et la diminution de la productivité des prairies représentent une grande partie des tendances négatives (19 %, 13 % et 18 %, respectivement).

- **Quels sont les impacts des définitions de la dégradation des terres sur son évaluation quantitative ?**

Ce chapitre met en évidence l'impact des définitions et des perceptions sur l'estimation de la dégradation des terres, mentionné dans plusieurs études, mais jamais auparavant évalué quantitativement. Au Mozambique, la dégradation des terres varie, de 12 à 20 % de la superficie totale



du pays, selon le point de vue des acteurs. Par exemple, l'augmentation de la productivité de la végétation due aux plantations commerciales peut être considérée comme un avantage en termes de productivité économique des terres, mais d'un autre côté comme une perte de biodiversité si les plantations remplacent les écosystèmes naturels (Bremer and Farley, 2010). L'augmentation de la productivité de la végétation des prairies et pâturages liée à l'avancée de la brousse (*bush encroachment*) peut être un signe de dégradation des terres pour les éleveurs, alors qu'il peut être interprété comme une restauration des terres pour d'autres parties prenantes en raison de l'augmentation des stocks de carbone aérien (Ayalew and Muluaem, 2018). Ces exemples illustrent l'ambiguïté et les limites des définitions de l'UNCCD et de l'IPBES qui ne prennent pas en compte le compromis entre les différents services écosystémiques pour l'évaluation de la dégradation des terres. Ils soulignent l'importance de l'élaboration d'une définition de la dégradation des terres en fonction du contexte local par les pays et l'inclusion des parties prenantes locales dans les processus d'évaluation de la dégradation des terres.



---

## Chapitre 3

# Évaluer les dynamiques de régénération forestière du Miombo

---



Forêt de Miombo dans le Parc National de Gilé (Province de Zambézie, Mozambique, photo de Montfort F., 2018)



## 1 Présentation de l'article

### 1.1 Contexte de l'étude

Dans le chapitre précédent, nous avons caractérisé et cartographié les facteurs anthropiques et climatiques des changements de productivité de la végétation à l'échelle du Mozambique, afin de fournir une estimation actualisée et spatialisée de la dégradation des terres. Malgré le rôle du climat dans les changements de productivité de la végétation, les activités humaines restent le facteur dominant de ces dynamiques au Mozambique. Plus particulièrement nous avons observé que la dégradation forestière et la déforestation (principalement liée à l'agriculture itinérante sur brûlis) sont les principales causes des diminutions de productivité végétale, notamment dans les provinces du centre du pays (Zambézie et Nampula). Si une large part de ces dynamiques concerne des diminutions, on observe également des augmentations de productivité de la végétation liées à des dynamiques de régénération forestière dans les zones naturelles ou post-agriculture.

Les stratégies de restauration à employer dans un écosystème dégradé dépendent de la finalité souhaitée pour l'écosystème, mais également de la capacité de résilience de cet écosystème (Holl and Aide, 2011). Si les dynamiques de régénération forestière observées dans le chapitre précédent suggèrent que l'écosystème du Miombo présente de bonnes capacités de régénération après perturbation, il existe à ce jour peu d'études sur la résilience du Miombo, notamment au Mozambique (Ribeiro et al., 2015).

Au Mozambique, l'agriculture familiale liée principalement aux pratiques d'agriculture itinérante sur brûlis représente près de 80 % des activités de la population (Armand et al., 2019). Elle représente également l'un des déterminants principaux des changements de productivité végétale, comme nous avons pu le voir dans le chapitre précédent. Pourtant, les impacts de l'agriculture itinérante sur brûlis sur les propriétés floristiques et pédologiques (autres que le carbone du sol) n'ont pas été étudiés au Mozambique jusqu'à présent. Par conséquent, les connaissances manquent sur la capacité du Miombo à se reconstituer en termes de biodiversité ligneuse (principale composante du Miombo) et de propriétés du sol, ainsi que sur le temps nécessaire pour que l'écosystème atteigne des valeurs similaires à celles des forêts matures.

Dans ce chapitre, l'état actuel et l'évolution de la biodiversité des espèces ligneuses, de la structure des peuplements et des propriétés du sol après agriculture sur brûlis sont étudiés en périphérie du Parc National de Gilé. Le Parc est localisé dans la province de Zambézie, l'une des provinces présentant le plus fort taux de déforestation et la plus grande superficie présentant des diminutions de productivité de la végétation du pays (GoM, 2018 et chapitre 2).



## 1.2 Problématiques scientifiques

A travers ce chapitre, on cherche à répondre aux questions suivantes :

- Combien de temps faut-il à la forêt de Miombo pour récupérer la biodiversité des espèces ligneuses et la structure des peuplements après agriculture sur brûlis ?
- Les propriétés du sol reviennent-elles à leur niveau d'origine après l'arrêt des cultures?

## 1.3 Innovations

Dans ce chapitre, nous proposons plusieurs innovations :

- Des nouvelles données et connaissances sur les processus écologiques des forêts sèches et plus particulièrement du Miombo qui reste encore peu étudiés.
- Evaluation des dynamiques de régénération de la biodiversité ligneuse et des propriétés du sol après agriculture sur brûlis, jusqu'ici non documentées au Mozambique.
- Des informations précises sur le temps nécessaire pour que les paramètres floristiques et pédologiques se reconstituent, grâce à l'utilisation d'une chronoséquence de 1 à 35 ans après l'abandon de l'agriculture sur brûlis.



## 2 Regeneration capacities of woody species biodiversity and soil properties in Miombo woodland after slash-and-burn agriculture in Mozambique

Montfort Frédérique<sup>1, 2, 3 \*</sup>, Nourtier Marie<sup>1</sup>, Grinand Clovis<sup>1</sup>, Maneau Solène<sup>1, 4</sup>, Mercier Corentin<sup>1, 5</sup>, Roelens Jean-Baptiste<sup>6</sup>, Blanc Lilian<sup>2, 3</sup>.

<sup>1</sup> N'Lab, Nitidæ, Montpellier, France

<sup>2</sup> CIRAD, UPR Forêts et Sociétés, F-34398 Montpellier, France

<sup>3</sup> Forêts et Sociétés, Univ Montpellier, CIRAD, Montpellier, France

<sup>4</sup> Université de Lorraine, Nancy, France

<sup>5</sup> Parcs Nationaux de France, Marseille, France

<sup>6</sup> Nitidæ, Maputo, Mozambique

Publié dans *Forest, Ecology and Management*, en 2021.

### Abstract

Miombo woodland is the dominant tropical dry forest formation in Africa. Its importance for local populations' livelihoods and increased pressure has turned the spotlight on this ecosystem, now considered one of the five global wilderness areas prioritized for conservation and restoration. Forest regeneration is a key to restoring ecosystem services, but the characteristics, conditions and dynamics of this specific biome remain largely understudied. The aim of this study was to analyze the current status and evolution of woody species biodiversity, stand structure and soil properties of regrowth plots after slash-and-burn farming in Mozambique. Our survey focused on the area surrounding Gilé National Park in Mozambique, which is dominated by a mosaic of vegetation including mature Miombo woodland, grassland, cropland, and land abandoned after slash-and-burn cycles. We sampled 20 plots in mature woodland and 36 plots in a chronosequence of Miombo regrowth from 1 to 35 years old, grouped in four age classes: 4-6, 8-12; 20-25 and 30-35 years. We observed that woody species richness and diversity increased with time after abandonment until similar values to those in mature woodlands were reached between 20 and 25 years later. Despite the presence of the dominant Miombo tree species belonging to the genera *Julbernardia* and *Brachystegia*, after 20-35 years of regeneration species composition remained different from that of mature woodlands. Mean DBH, tree height, and carbon stock increased while tree density decreased along the chronosequence. Tree density and tree carbon stocks in 30-35-year-old Miombo regrowth exceeded those of mature woodland. Soil C stock increased during vegetation regeneration after abandonment. Results suggest that two or three decades are necessary to reach values similar to those of mature woodland. Overall, these findings show that the region has a high regeneration capacity in terms of woody species diversity and soil properties but that disturbances have a long term effect on species composition and stand structure, underlining the importance of integrated landscape management to enhance the provision of ecosystem goods and services.

**Keywords:** Dry Miombo woodland, regeneration, restoration, species richness, species diversity, species composition, soil properties



## 2.1 Introduction

Miombo woodland is the most extensive tropical dry forest formation in southern Africa (Frost, 1996). The biome covers about 2.7 million km<sup>2</sup> (about 10% of the African continent) and seven countries from Angola in the west to Tanzania in the east, and from southern Democratic Republic of the Congo down to the northern edge of South Africa (White, 1986; Malaisse, 1979; Campbell, 1996; Pienaar et al., 2015). The floristic species richness of Miombo woodland is estimated at 8,500 species, of which 54 % are endemic (Campbell, 1996; Assédé et al., 2020). These biodiversity hot spots have been identified as one of the five global wilderness areas for prioritizing conservation (Mittermeier et al., 2003b). But, despite their importance for biodiversity and for the livelihoods of millions of inhabitants, Miombo woodland has received little attention from the scientific community (Gumbo et al., 2018; Siyum, 2020).

Miombo woodland is threatened by direct and indirect human activities including conversion into agricultural land, charcoal production, overgrazing and fire (Luoga et al., 2005; E. N. Chidumayo and Gumbo, 2010; Assédé et al., 2020). In the Miombo woodland regions, slash-and-burn agriculture is the most frequent farming system and the main cause of forest loss (Malambo and Syampungani, 2008; Kalaba et al., 2013). Slash-and-burn agriculture traditionally follows a crop-fallow rotation that shapes the landscape in a complex land cover mosaic (Frost, 1996). These practices also impact the stand structure and composition of woody species regrowth and soil nutrient cycling and reduce the soil carbon stock (Walker and Desanker, 2004; Ribeiro et al., 2020). However, the resilience of Miombo woodland after slash-and-burn remains poorly studied, and only a few studies have concerned both woody species biodiversity and soil properties (Ribeiro et al., 2015).

Previous studies in Mozambique, Tanzania and Zambia reported that woody species diversity and structure (aboveground biomass and basal area) can reach values similar to mature woodland 20-30 years after abandonment (Williams et al., 2008; Kalaba et al., 2013; McNicol et al., 2015). The high regeneration capacity of Miombo woodlands is mainly due to fire resistance and vegetative reproduction from roots, and coppicing from cut stumps (Luoga et al., 2004; Shirima et al., 2015). Changes in floristic composition and the presence or absence of the dominant Miombo tree species (genera *Brachystegia* and *Julbernardia*) in early Miombo regrowth after slash-and-burn remain unclear (Strømgaard, 1986; Williams et al., 2008; Kalaba et al., 2013). Walker and Desanker (2004) in Malawi and William et al. (2008), in Mozambique, found that soil carbon stocks did not increase after the abandonment of agriculture, suggesting slow organic matter accumulation rate in these soils. To our knowledge, other changes in soil properties after abandonment have not yet been studied in Miombo woodlands.

Miombo woodland regions are characterized by significant climatic and environmental gradients, ranging from dry to wet Miombo. Consequently diversity and tree species composition recovery may vary considerably across the region and cannot be generalized (Gumbo et al., 2018; Ribeiro et al., 2020). Moreover, Miombo woodland resilience to slash-and-burn agriculture has not been studied in some countries. To our knowledge, the only study of carbon and biodiversity dynamics after slash-and-





burn agriculture was by William et al. (2008) in the Sofala of Mozambique. The impacts of slash-and-burn agriculture on both floristic and soil properties (other than soil carbon stocks) have not been studied in Mozambique so far.

In this study, we analyzed Miombo woodland regeneration capacity in a new study area in Mozambique, Zambezia province, based on a long regrowth chronosequence (1 to 35 years). Zambezia province has the second highest rural population density and deforestation rates in the country (GoM, 2018a; Montfort et al., 2020a). We used an integrated soil and floristic approach, because soil characteristics (moisture, nutrients, depth) and their dynamics are important factors influencing floristic properties whereas soil properties are influenced by forest regrowth (Campbell, 1996a; Chidumayo and Gumbo, 2010).

The specific aim of this study was to assess the temporal dynamics of woody species biodiversity, stand structure and the recovery of soil properties after slash-and-burn agriculture in and around Gilé National Park, one of the largest intact area of Miombo woodland in Mozambique. We wanted to answer the two following questions: (i) how long does it takes for Miombo woodland to recover woody species biodiversity and stand structure after slash-and-burn agriculture? (ii) do soil properties return to their original level after abandonment of agriculture? Understanding the resilience of Miombo woodland and providing new information on their regeneration capacity is urgently required to predict its capacity to recover and provide goods and services, and to design sustainable land management strategies.

## 2.2 Material and methods

### 2.2.1 Study area

The study was conducted in Gilé National Park (GNAP) and vicinity located in the northeastern part of Zambezia province in Mozambique (Figure 23). Created in 1932, originally as a game reserve for hunting, the GNAP was proclaimed a conservation area in 1999, first as a National Reserve and very recently (May 2020) as a National Park. The GNAP is divided between a fully protected core area (2,861 km<sup>2</sup>) and a buffer zone (1,671 km<sup>2</sup>). It is the only protected area in Mozambique with no permanent settlements in its core area and represents one of the largest areas of uninterrupted Miombo woodland in the northern part of the country (Mercier et al., 2016). About 12,500 inhabitants live in the GNAP buffer zone and 22,000 inhabitants in the main town (Gilé) located near the GNAP (Etc Terra, 2017).

The GNAP lies between 30 to 200 m above sea level with two distinct seasons: a wet season between November and April, and dry season between May and October (Fusari and Carpaneto, 2006). Average annual rainfall ranges from 800 to 1,000 mm and average annual temperatures range from 21 °C in the dry season to 28 °C in the rainy season (Fusari and Carpaneto, 2006). The vegetation in the core area is a semi-deciduous dry Miombo woodland (93% of the total surface area) with patches of shallow wetlands, called *dambo* (5 % of the total surface area). Burned land in the core area represents an average of 18.5 % of the total surface area each year (Pungulanhe, 2020). Wildfires in the core area



are caused by the spread of uncontrolled fires from the opening of new agricultural fields with slash and burn technique outside the park or for hunting purposes outside and inside the park.

In the vicinity of the GNAP, the vegetation is a complex mosaic of post-cultivation Miombo regrowth of different ages, cropland (maize, cassava, beans and peanuts), mature Miombo woodland (areas that have not been cultivated in living memory, hereafter referred to as mature woodland) and wooded savannas. This landscape mosaic is driven by slash-and-burn agriculture, the main activity for 89 % of the population (Mercier et al., 2016), but the landscape was also shaped by human migration during the civil war (1977-1992). Indeed, some areas represent long term forest regrowth due to the abandonment of settlement areas within the Reserve at that time. After the war, people returned to villages but only to those located close to the roads and/or remained in the main centers. Miombo woodland is key to the livelihoods of the local population as a source of energy (firewood, charcoal), construction material and non-timber forest products (mushrooms, fruits, caterpillars) (Luoga et al., 2000; Mercier et al., 2016).

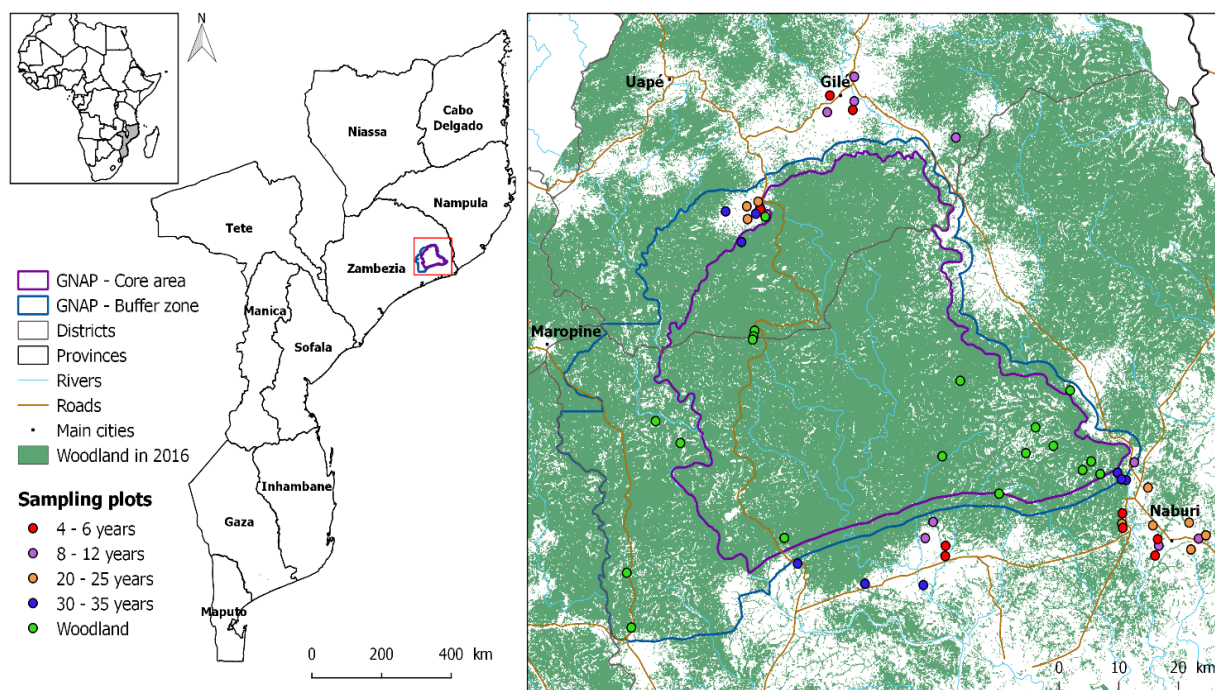


Figure 23 : Location of Gilé National Park and sampling plots.

### 2.2.2 Plot selection

Croplands, Miombo regrowth after slash-and-burn, and mature woodlands were sampled to represent a long chronosequence of forest regeneration (Tableau 10). We used three sources of information to select suitable areas: analysis of a map of changes in land use and land cover (1990-2016), field observations, and interviews with owners. All Miombo regrowth and cropland plots surveyed are located in the GNAP buffer zone and the vicinity of the GNAP (Figure 23). All mature woodland plots



are located within the core area and buffer zone of the GNAP. Floristic and stand structure and soil inventories were conducted in the dry seasons in 2015, 2016 and 2019.

*Tableau 10 : Description of categories*

Categories	Description
Cropland	Fields resulting from slash-and-burn agriculture for mainly maize, cassava, beans and peanuts production.
Miombo regrowth	Areas abandoned after slash-and-burn agriculture with tree regeneration and without evidence of removal of some trees after abandonment. Time since abandonment is known.
Mature woodland	Miombo forest areas that have not been cleared or cultivated in living memory.

### 2.2.3 Data collection

#### 2.2.3.1 Floristic and stand structure sampling

Data were collected in 36 plots in four different age classes: 4-6, 8-12, 20-25 and 30-35 years (9 plots per class) containing Miombo regrowth, plus in 20 mature woodland plots.

We used circular plots, randomly positioned within the selected areas. The size of the plots varied depending on the regrowth category and was identified using the species-area curve method which prevents under or over sampling of individual trees. Indeed, as the regeneration stages of Miombo are characterized by a decreasing number of species and individuals during forest succession, the use of the same fixed plot size for different stages would have led to under-representation of the composition of vegetation at mature stages or to over sampling of young regeneration stages (Syampungani et al., 2010). We used plots with a radius of 10 m for young Miombo regrowth (4-6 and 8-12 years) and plots with a radius of 16 m for older Miombo regrowth (20-25 and 30-35 years) and mature woodlands.

We measured the diameter at breast height (DBH 1.3 m above the ground, in centimeters) and height (in meters) of all living woody species with a diameter > 5 cm. Species names were recorded from local field guides in Lomwe language. The scientific names were then identified using a document produced by the field team (Montfort et al., 2020b) and the checklist of the vernacular names of vascular plants in Mozambique (de Koning, 1993). Field identification books were used to confirm identification and to identify species local field guide was unable to identify (Smith and Allen, 2004; Wyk and Wyk, 2013).

#### 2.2.3.2 Soil sampling and laboratory analysis

Soil samples were collected in the same plots as the plots used for floristic and woody structure. We selected six out of the nine plots in the age classes 4-6, 8-12, 20-25 and mature woodlands, and four plots in cropland areas.

Within each plot, four soil samples were collected in three different soil layers: 0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, using auger holes and all samples were pooled to form a composite sample per plot for laboratory analysis. The following physical and chemical properties were measured in a soil laboratory:



pH, soil texture (sand, silt, clay), soil organic carbon (SOC), using the Walkley-Black method, soil nutrients (available phosphorus, potassium, calcium, magnesium, sodium) and micronutrients (iron, zinc, manganese, copper). Bulk density was also measured in each plot using the cylinder method (soil samples sieved to 2 mm). Soil analyses were performed in two laboratories (Labserve Nelspruit and Omnia in Bryanston, South Africa). Details of the methods used in the laboratory for each soil property are listed in Tableau 11. For available phosphorus a correction factor of 0.83 was applied for conversion between values obtained using Bray I and Ambic I extraction methods (White et al., 2020). Soil organic carbon stocks were calculated using the equation:

$$\text{SOC} = C \times \text{BD} \times \text{SD} \quad (1)$$

where C is the concentration of soil organic carbon (%), BD bulk density (g/cm<sup>3</sup>) and SD soil sampling depth (30 cm).

Tableau 11 : Laboratory methods used to test each soil property.

Properties	Method	Unit
Bulk density	Cylindre	g/cm <sup>3</sup>
pH	KCL	pH unit
Sand	Hydrometer	%
Silt	Hydrometer	%
Clay	Hydrometer	%
Organic Carbon	Walkley-Black	%
Calcium	NH <sub>4</sub> OAc & Ambic I	mg/kg
Magnesium	NH <sub>4</sub> OAc & Ambic I	mg/kg
Phosphorus	Bray I & Ambic I	mg/kg
Potassium	NH <sub>4</sub> OAc & Ambic I	mg/kg
Sodium	NH <sub>4</sub> OAc & Ambic I	mg/kg
Iron	DTPA & Ambic I	mg/kg
Zinc	DTPA & Ambic I	mg/kg
Manganese	DTPA & Ambic I	mg/kg
Copper	DTPA & Ambic I	mg/kg

#### 2.2.4 Data analysis

We used the Chao 1 estimator (abundance-based estimator) for species richness and the Shannon-Wiener species diversity index (Chao, 1987; Scherer and Pallmann, 2017). Tree density (number of trees per hectare) and tree mean height and DBH were calculated for each plot to assess the stand structure.

Tree carbon stock was calculated as the sum of aboveground (AGB) and belowground biomass (BGB). AGB was calculated using the Chave et al. (2014) allometric equation for mixed species and dry forests based on a total of 1,891 harvested trees, including 321 harvested trees in dry Miombo woodland:

$$\text{AGB} = 0.0673 \times (\rho \text{DBH}^2 \text{H})^{0.976} \quad (2)$$

where  $\rho$  is wood density, DBH is the diameter at breast height (1.3 m above the ground) and H is tree height.



Wood density for each species was obtained from the global wood density database (Chave et al., 2009; Zanne et al., 2009). BGB was calculated by multiplying the aboveground biomass AGB by the default value of root-to-shoot ratio provided by IPCC for dry tropical forests, i.e. 0.56 if the aboveground biomass is less than 20 tdm/ha and 0.28 if the aboveground biomass is greater than 20 tdm/ha (IPCC, 2019b).

All floristic and soil indicators for different classes were compared using a one-way or single factor analysis of variance (ANOVA), followed by a pairwise Tukey’s HSD test. Results of the statistical analyses were considered significant if the p-value < 0.05. These analyses were carried out after checking the normality and homoscedasticity of the data, in the case of non-compliance with these conditions a non-parametric Kruskal-Wallis test was performed (noted KW).

A principal coordinates analysis (PCoA) based on square-root-transformed species abundance data was used to obtain a graphical representation of similar species composition among plots (Legendre and Legendre, 2012). In the PCoA, the Chao-Jaccard index was used as distance index to assess species composition similarity (beta diversity) between categories because it reduces undersampling bias by accounting for unseen shared species and can be used to compare plots of different sizes (Chao et al., 2005). Differences among categories were statistically tested using permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA) on coordinates along the two axes of the PCoA (Anderson, 2001).

The importance value index (IVI) based on the relative frequency, density and dominance of each species was used to characterize the floristic structure and composition of the plots (Curtis and McIntosh, 1951):

$$IVI = (\text{relative frequency} + \text{relative basal area} + \text{relative density}) / 3 \quad (3)$$

$$\text{Relative frequency} = \frac{\text{Frequency of respective woody species}}{\text{Total frequency of all woody species}} \times 100 \quad (4)$$

$$\text{Relative basal area} = \frac{\text{Basal area of respective woody species}}{\text{Total basal area of all woody species}} \times 100 \quad (5)$$

$$\text{Relative density} = \frac{\text{Abundance of respective woody species}}{\text{Total abundance of all woody species}} \times 100 \quad (6)$$

Differences in soil properties between categories were tested using a PERMANOVA based on the Euclidean distance matrix calculated on log transformed soil data (Organic carbon %, Zn, Mn, Fe, Cu, pH, P, K, Ca, Mg, Na, Bulk density).

All statistical tests were performed in R software using the “vegan” and “simboot” packages (Oksanen, 2015; Scherer and Pallmann, 2017; R Core Team, 2021).



## 2.3 Results

### 2.3.1 Changes in woody species richness and diversity

Woody species richness (Chao 1 estimator) increased with time after abandonment from  $9.0 \pm 4.0$  species (at 4-6 years old) to  $26.4 \pm 11.8$  species (at 30-35 years old) and decreased for mature woodland ( $18.9 \pm 7.9$  species) (Figure 24). The same pattern was observed with the Shannon estimator. With both estimators, the difference between young Miombo regrowth and mature woodland was significant ( $p$ -value  $< 0.05$  – Figure 24) but no significant differences were found between mature woodland and the 20-25 or 30-35-year-old Miombo regrowth (Figure 24). Although not significant ( $p$ -value  $< 0.05$ ), the species diversity and the species richness of the 30-35-year-old Miombo regrowth exceeded that of mature woodland (Figure 24).

The highest number of species was found in the 20-25 and 30-35-year-old Miombo regrowth classes, 74 species belonging to 29 families. The young Miombo regrowth (4-6 and 8-12 years) was composed of 55 species belonging to 19 families, and mature woodland of 54 species belonging to 20 families. In all categories, the most diverse families were Fabaceae (25 species), Euphorbiaceae (9 species) and Rubiaceae (8 species).

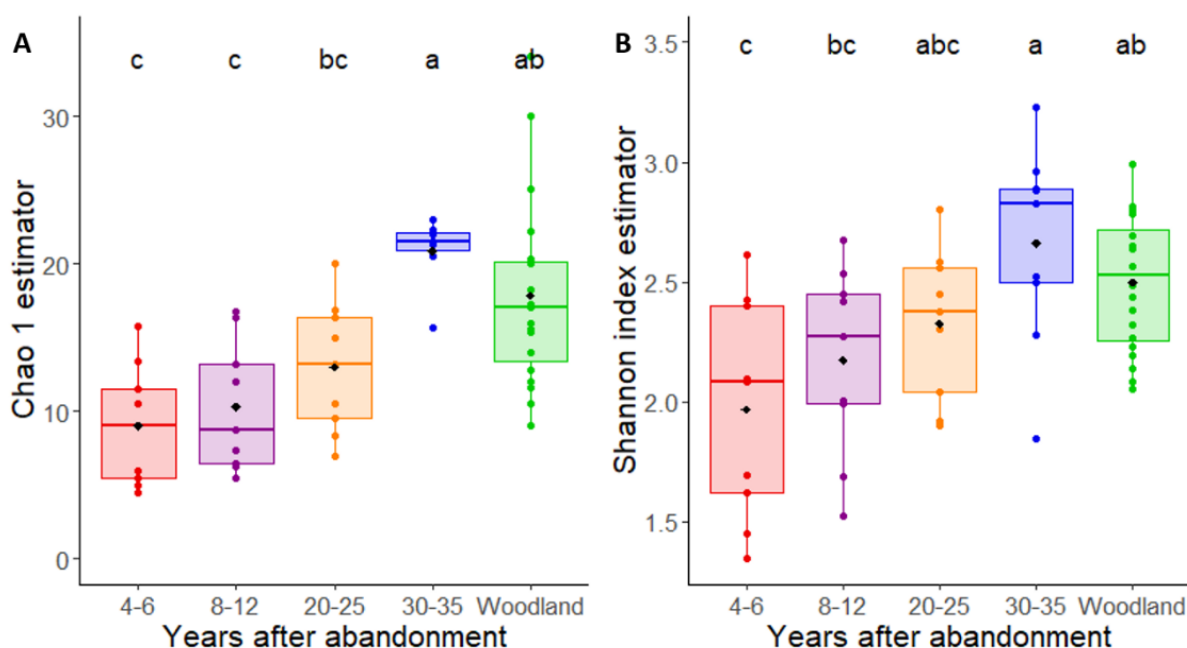


Figure 24 : (A) Woody species richness (Chao 1 estimator) and (B) diversity (Shannon index) for Miombo regrowth and mature woodland. Letters ( $a$ ,  $b$ ,  $c$ ) indicate statistically significant differences (ANOVA, pairwise Tukey's HSD test,  $p < 0.05$ ). The bounding box of each variable in the boxplot represents quartile values, the straight line represents the mean value.



### 2.3.2 Species composition recovery

Ranked by their IVI (Tableau 12 & Tableau 13), the dominant species in mature woodland were *Brachystegia boehmii*, *Brachystegia spiciformis* and *Julbernardia globiflora*, which are typical of dry Miombo vegetation (Timberlake and Chidumayo, 2011). Young Miombo regrowth (4-6 and 8-12 years) was dominated by fire tolerant species such as *Erythrophleum africanum* and *Annona senegalensis*, or cultivated species such as *Anacardium occidentale* (Carrière, 1994; Smith and Allen, 2004). Twenty years after abandonment, a large number of dominant species were the same as those found in mature woodland.

Tableau 12 : The ten most dominant species in Miombo regrowth ranked with the importance value index (IVI)

Rank	4 - 6 years	8 - 12 years	20 - 25 years
1	<i>Diplorhynchus condylocarpon</i>	<i>Millettia stuhlmannii</i>	<i>Julbernardia globiflora</i>
2	<i>Pteleopsis myrtifolia</i>	<i>Strychnos madagascariensis</i>	<i>Pterocarpus angolensis</i>
3	<i>Millettia stuhlmannii</i>	<i>Brachystegia spiciformis</i>	<i>Millettia stuhlmannii</i>
4	<i>Erythrophleum africanum</i>	<i>Xylopia aethiopica</i>	<i>Strychnos madagascariensis</i>
5	<i>Anacardium occidentale</i>	<i>Anacardium occidentale</i>	<i>Erythrophleum africanum</i>
6	<i>Albizia versicolor</i>	<i>Combretum zeyheri</i>	<i>Diplorhynchus condylocarpon</i>
7	<i>Xylopia aethiopica</i>	<i>Julbernardia globiflora</i>	<i>Brachystegia boehmii</i>
8	<i>Annona senegalensis</i>	<i>Terminalia sericea</i>	<i>Dalbergia nitidila</i>
9	<i>Bauhinia petersiana</i>	<i>Albizia adianthifolia</i>	<i>Byrsocarpus orientalis</i>
10	<i>Julbernardia globiflora</i>	<i>Annona senegalensis</i>	<i>Combretum zeyheri</i>

Tableau 13 : The ten most dominant species in 30-35-year-old Miombo regrowth and mature woodland ranked with the importance value index (IVI)

Rank	30 - 35 years	Woodland
1	<i>Brachystegia spiciformis</i>	<i>Brachystegia spiciformis</i>
2	<i>Annona senegalensis</i>	<i>Brachystegia boehmii</i>
3	<i>Pterocarpus angolensis</i>	<i>Diplorhynchus condylocarpon</i>
4	<i>Julbernardia globiflora</i>	<i>Julbernardia globiflora</i>
5	<i>Strychnos madagascariensis</i>	<i>Dalbergia nitidila</i>
6	<i>Brachystegia boehmii</i>	<i>Pseudolachnostylis maprouneifolia</i>
7	<i>Albizia versicolor</i>	<i>Millettia stuhlmannii</i>
8	<i>Pteleopsis myrtifolia</i>	<i>Phyllocosmus lemaireanus</i>
9	<i>Strychnos spinosa</i>	<i>Pterocarpus angolensis</i>
10	<i>Millettia stuhlmannii</i>	<i>Combretum zeyheri</i>



The PERMANOVA showed no significant difference in species composition among Miombo regrowth categories whereas the differences in species composition between mature woodlands and young Miombo regrowth (4-12 years) or 20-35-year-old Miombo regrowth were significant (pairwise PERMANOVA: F-Model= 3.434, p-value = 0.001 and F-Model= 3.188, p-value = 0.001 respectively). The 20-35-year-old Miombo regrowth had intermediate species composition (Figure 25).

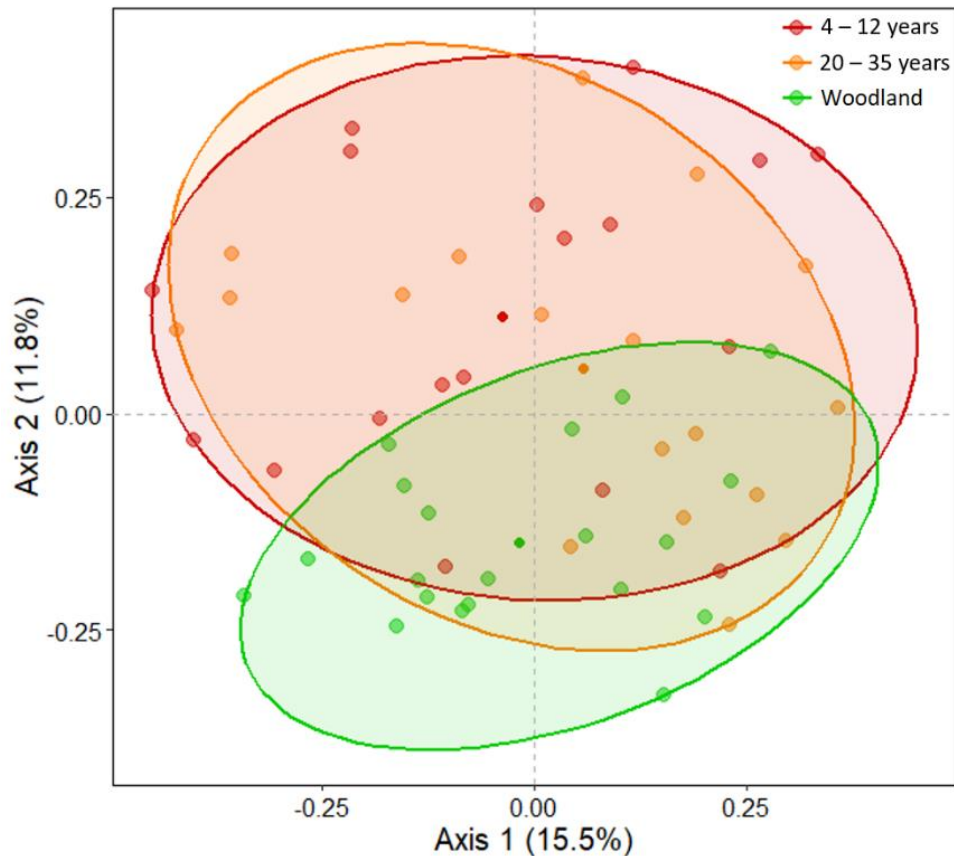


Figure 25 : Principal coordinates analysis (PCoA) based on the Chao dissimilarity index calculated on abundance data (54 plots x 96 species). The first and second axes of the PCoA accounted for respectively, 15.5% and 11.8% of the inertia. Axis 1 was interpreted as representing site-to-site variations and does not differentiate between regeneration categories. Species composition in 4-12-year-old and 20-35-year-old regeneration categories was more heterogeneous than in mature woodlands. The second axis reveals that changes in species composition were associated with a land-use gradient with regeneration categories on the one hand and forest on the other.





The Venn diagram shows that mature woodland and 4-12-year-old Miombo regrowth had few unique species (4 and 5, respectively) whereas 20-35-year-old Miombo regrowth had a large number (26 species) (Figure 26). In each category, between 38 and 70 % of the species were found in all categories.

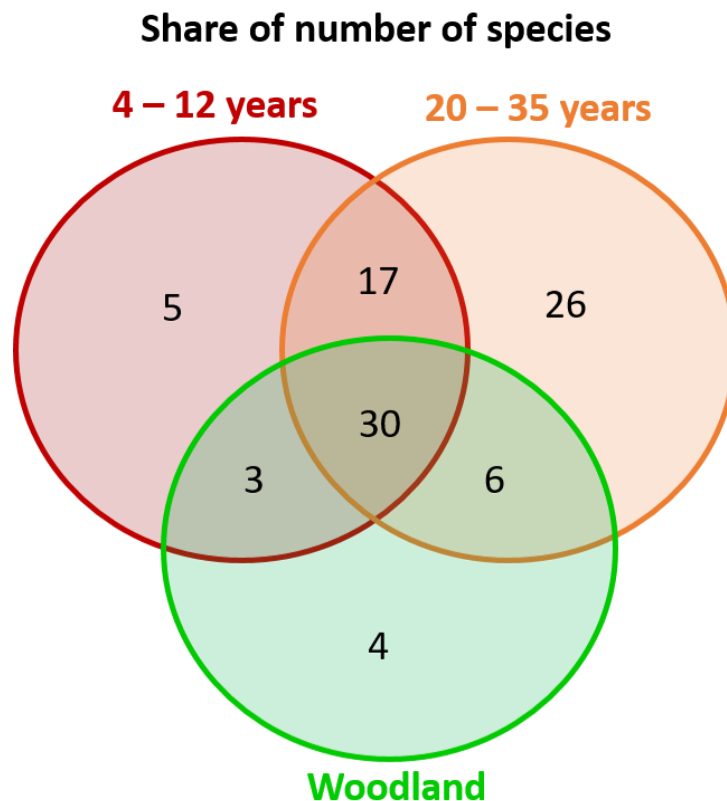


Figure 26: Venn diagram showing the number of species common to Miombo regrowth and mature woodland.

### 2.3.3 Changes in vegetation structure

The mean DBH and height, and the tree carbon stock increased along the chronosequence whereas tree density decreased (Figure 27). Wood density remained stable. There was no significant difference in mean DBH and height between mature woodland (DBH:  $15.4 \pm 4.9$  cm; H:  $10.7 \pm 2.2$  m) and 30-35-year-old Miombo regrowth (DBH:  $16.4 \pm 2.6$  cm; H:  $9.1 \pm 1.4$  m) (ANOVA,  $p$ -value > 0.05) (Figure 27). Tree carbon stocks in mature woodland differed significantly from tree carbon stocks in young Miombo regrowth (4-6 years) but not in the 8-12 and 20-25-year-old Miombo regrowth (Figure 27). Tree carbon stocks were significantly higher in the 30-35-year-old Miombo regrowth ( $56.7 \pm 18.8$  MgC/ha) than in mature woodland ( $36.0 \pm 22.6$  MgC/ha) (ANOVA:  $df=4$ ,  $F=12.54$ ,  $p$ -value= $3.55 \cdot 10^{-7}$ , Tukey's HSD:  $p$ -value=0.032) because the 30-35-year-old Miombo regrowth had on average larger diameters and significantly more individuals than mature woodlands (Figure 27).



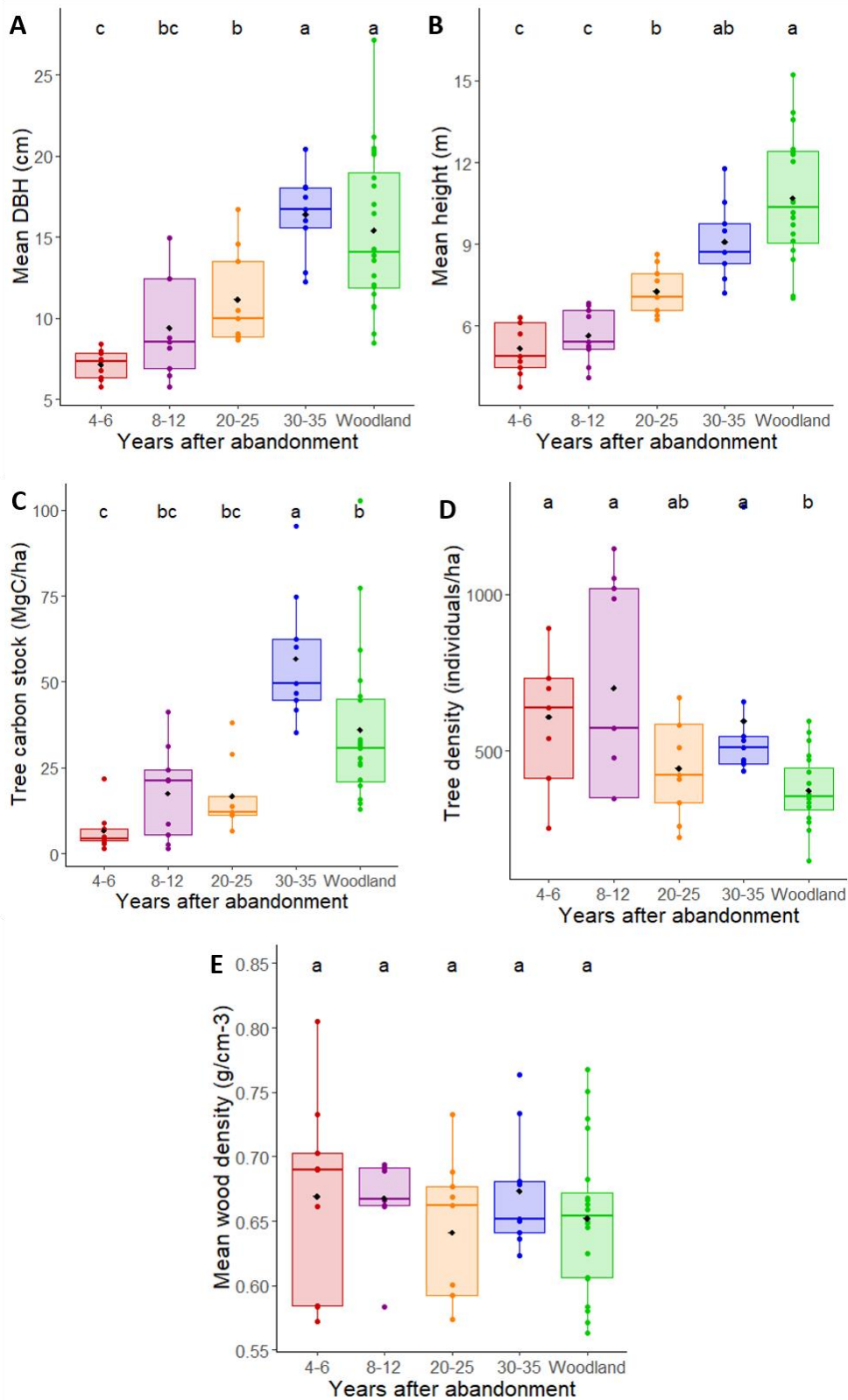


Figure 27 : Stand properties in Miombo regrowth and in mature woodland. (A) tree mean DBH, (B) mean height, (C) tree carbon stock, (D) tree density and (E) mean wood density. Letters (a, b, c) indicate statistically significant differences (ANOVA, pairwise Tukey's HSD test,  $p < 0.05$ ). The bounding box of each variable in the boxplot represents quartile values, the straight line represents the mean value.



### 2.3.4 Changes in soil properties

Soil organic carbon (SOC) stocks in the top 30-cm soil layer were 16.9 MgC/ha ( $\pm 3.5$  MgC/ha) in mature woodland and 9.6 MgC/ha ( $\pm 3.2$  MgC/ha) in cropland (Figure 28). This corresponds to a difference of 7.3 MgC/ha, or a 43% reduction in soil carbon stocks in cropland compared to mature woodland. SOC stocks in mature woodland soil were significantly higher than SOC stocks in young Miombo regrowth (4-6 years and 8-12 years) (KW,  $p$ -value $<0.05$ ). There was no significant difference between 20-25-year-old Miombo regrowth and mature woodland (KW:  $\chi^2= 8.53$ ,  $df=4$ ,  $p$ -value 0.07, Tukey's HSD  $p$ -value  $> 0.05$ ).

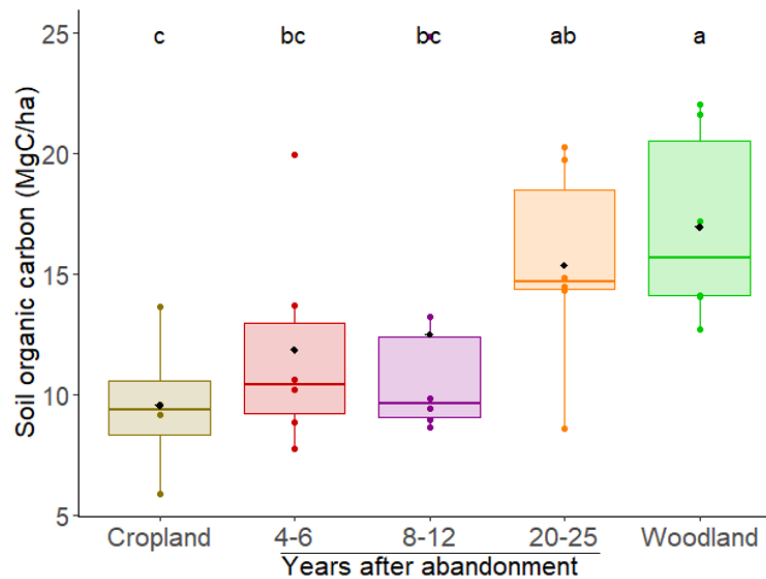


Figure 28 : Soil organic carbon in the top 30-cm soil layer for cropland, Miombo regrowth and mature woodland. Letters (a, b, c) indicate statistically significant differences (KW, pairwise Tukey's HSD test,  $p<0.05$ ).

Mature woodland soils had significantly higher concentrations of available phosphorus and lower concentrations of calcium and copper than those of cropland (KW,  $p$ -value $<0.05$ ) (Tableau 14, Tableau 15 and Tableau 16). The concentration of available phosphorus increased along the forest regeneration chronosequence of while that of calcium decreased. Magnesium, potassium, sodium and zinc concentrations were higher in young Miombo regrowth (4-6 years and 8-12 years) than in cropland and mature woodland.

The PERMANOVA revealed a significant difference in soil properties (organic carbon %, Zn, Mn, Fe, Cu, pH, P, K, Ca, Mg, Na, Bulk density) between mature woodland, young Miombo regrowth and, cropland (Pairwise PERMANOVA,  $p$ -value  $< 0.05$ ) but no significant difference in soil properties between mature woodland and 20-25-year-old Miombo regrowth (Pairwise PERMANOVA: F-Model= 1.03;  $p$ -value= 0.418).



On average, plots were characterized by low nutrient and micronutrient concentrations and acidic soil conditions (mean pH 5.1) (Tableau 14, Tableau 15 and Tableau 16). Bulk density and soil texture did not significantly differ among the plots (Tableau 14, Tableau 15 and Tableau 16). All the plots were characterized by a bulk density of between 1.31 and 1.56 g/cm<sup>3</sup> and were dominated by sand, loamy sand and sandy loam soils (Range: Sand = 75 – 94 %; Silt = 1-13%, Clay = 2-13 %).

*Tableau 14 : Soil physical properties. Means with different letters (a, b, c) are statistically significant different (KW, pairwise Tukey's HSD test, p < 0.05).*

Categories	pH	Bulk density (g/cm <sup>3</sup> )	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)
Cropland	6.2 ± 0.4 <sup>a</sup>	1.41 ± 0.06 <sup>a</sup>	82.3 ± 5.7 <sup>a</sup>	10.8 ± 2.2 <sup>a</sup>	7.0 ± 5.8 <sup>a</sup>
4 - 6 years	4.6 ± 0.4 <sup>c</sup>	1.41 ± 0.10 <sup>a</sup>	83.8 ± 4.4 <sup>a</sup>	6.8 ± 3.3 <sup>ab</sup>	9.3 ± 1.6 <sup>a</sup>
8 - 12 years	5.2 ± 0.3 <sup>b</sup>	1.47 ± 0.05 <sup>a</sup>	84.3 ± 4.5 <sup>a</sup>	6.3 ± 3.6 <sup>b</sup>	9.3 ± 1.0 <sup>a</sup>
20 - 25 years	4.7 ± 0.3 <sup>c</sup>	1.47 ± 0.08 <sup>a</sup>	81.7 ± 4.2 <sup>a</sup>	8.3 ± 3.1 <sup>ab</sup>	10.0 ± 1.3 <sup>a</sup>
Woodland	5.2 ± 0.3 <sup>b</sup>	1.40 ± 0.05 <sup>a</sup>	84.2 ± 5.6 <sup>a</sup>	7.0 ± 2.2 <sup>ab</sup>	8.8 ± 4.2 <sup>a</sup>

*Tableau 15 : Mean soil nutrient concentrations (mg/kg) for each category. Means with different letters (a, b, c) are statistically significant different (KW, pairwise Tukey's HSD test, p < 0.05).*

Categories	Calcium (Ca)	Magnesium (Mg)	Phosphorus (P)	Potassium (K)	Sodium (Na)
Cropland	380.91 ± 201.65 <sup>a</sup>	47.52 ± 22.43 <sup>a</sup>	1.05 ± 0.10 <sup>b</sup>	49.44 ± 14.85 <sup>ab</sup>	4.52 ± 1.50 <sup>b</sup>
4 - 6 years	244.67 ± 33.46 <sup>ab</sup>	88.33 ± 42.50 <sup>a</sup>	1.39 ± 0.46 <sup>ab</sup>	99.00 ± 46.29 <sup>a</sup>	9.67 ± 8.98 <sup>ab</sup>
8 - 12 years	402.50 ± 261.36 <sup>a</sup>	115.17 ± 105.21 <sup>a</sup>	1.40 ± 0.46 <sup>ab</sup>	162.00 ± 131.63 <sup>a</sup>	6.00 ± 1.79 <sup>ab</sup>
20 - 25 years	168.50 ± 69.27 <sup>c</sup>	50.33 ± 24.82 <sup>a</sup>	1.68 ± 0.54 <sup>ab</sup>	62.67 ± 30.64 <sup>ab</sup>	7.00 ± 1.67 <sup>a</sup>
Woodland	176.00 ± 80.69 <sup>bc</sup>	56.90 ± 30.34 <sup>a</sup>	2.20 ± 1.11 <sup>a</sup>	43.63 ± 23.30 <sup>b</sup>	4.61 ± 1.06 <sup>b</sup>

*Tableau 16 : Mean soil micronutrient concentrations (mg/kg) for each category. Means with different letters (a, b, c) are statistically significant different (KW, pairwise Tukey's HSD test, p < 0.05).*

Categories	Copper (Cu)	Iron (Fe)	Manganese (Mn)	Zinc (Zn)
Cropland	0.98 ± 0.57 <sup>a</sup>	16.10 ± 7.65 <sup>ab</sup>	24.41 ± 10.94 <sup>a</sup>	0.19 ± 0.07 <sup>c</sup>
4 - 6 years	0.42 ± 0.12 <sup>c</sup>	17.55 ± 9.23 <sup>ab</sup>	17.40 ± 14.10 <sup>ab</sup>	0.35 ± 0.15 <sup>a</sup>
8 - 12 years	0.60 ± 0.11 <sup>ab</sup>	10.47 ± 1.92 <sup>b</sup>	8.09 ± 6.74 <sup>b</sup>	0.42 ± 0.10 <sup>a</sup>
20 - 25 years	0.42 ± 0.10 <sup>c</sup>	12.95 ± 6.13 <sup>ab</sup>	22.22 ± 16.20 <sup>a</sup>	0.33 ± 0.05 <sup>ab</sup>
Woodland	0.51 ± 0.23 <sup>bc</sup>	17.83 ± 5.47 <sup>a</sup>	25.41 ± 12.11 <sup>a</sup>	0.25 ± 0.08 <sup>bc</sup>



## 2.4 Discussion

This study provides information on Miombo woodland biodiversity, woody structure, and soil properties, previously undocumented in central Mozambique. Our results show that floristic, stand structure and soil properties gradually approach those of mature woodland over time and the time needed to recover the characteristics of mature woodland for each property in the study area.

### 2.4.1 How long does it takes for Miombo woodland to recover woody species biodiversity and woody structure after slash-and-burn agriculture?

Our results showed that the floristic characteristics (woody species richness and diversity, stand structure and biomass) of mature woodland in the vicinity of the GNAP can recover in two to four decades after slash-and-burn is abandoned, showing that Miombo woodland in the study area has a high regeneration capacity after disturbances caused by slash-and-burn agriculture. In comparison, in 56 sites comprising dry, moist, and wet forest in the Neotropics, Rozendaal et al. (2019) showed that the median time span to return to old forest values was 54 years for species richness. The observed capacity of resilience of these forests is consistent with studies in other Miombo regions (Williams et al., 2008; Chinuwo et al., 2010; Kalaba et al., 2013; McNicol et al., 2015). Indeed, other authors showed that after cultivation has been stopped, vegetation can grow from the soil seed bank, existing vegetative material (stem, stump, sucker, root) that was only slightly affected by fire, or seeds originating from nearby or remnant trees (Floret and Pontanier, 2001; Timberlake and Chidumayo, 2011). The ability of species to regrow vegetatively depends on a number of factors including forest type, the age and size of the tree, rainfall and fire (Faye et al., 2002; Luoga et al., 2004). Several studies have shown that Miombo formations regenerate mainly through regrowth of coppice and root suckers rather than seeds, which may explain the rapid regrowth reported (Luoga et al., 2004; Backéus et al., 2006; Chidumayo, 2013; Chirwa et al., 2014).

In our study, species richness, species diversity and biomass were higher in old Miombo regrowth than in mature woodland. Higher species richness and diversity in secondary vegetation areas has been reported in other studies (e.g. Williams et al., 2008; McNicol et al., 2015) and can be explained by the intermediate disturbance theory which postulates that, at an intermediate level of disturbance, the environment will allow the co-existence of both early and late-succession species as a result of the creation of a greater variety of ecological niches (Connell and Slatyer, 1977). The higher biomass can be explained by the larger number of individuals and larger diameters due to regrowth of new shoots from well-established stumps and roots that were not affected by fire or clearing (Luoga et al., 2004; Syampungani et al., 2015).

Tree species diversity in mature woodland, obtained with the Shannon-Weiner index estimator ( $H'$ ), was 2.5, indicating moderate diversity of Miombo woodland according to Barbour et al. (1998). Our results are thus situated between those obtained by Williams et al. (2008) ( $H'$ : 1.9) in a dry Miombo zone (average rainfall of 680 mm/year) in Sofala province, Mozambique, and Kalaba et al. (2013) ( $H'$ : 2.8) in a wet Miombo zone (average rainfall 1,200 mm/year) in Zambia. The differences in species



diversity and richness are mainly due to differences in anthropogenic pressure and in rainfall regimes between the study areas.

Species composition and species dominance changed notably with the number years after abandonment. In agreement with Kalaba et al. (2013) but in contrast to Williams et al. (2008) and Stromgaard (1986), in our study the dominant Miombo tree species (*Brachystegia spiciformis*, *Brachystegia boehmii*, *Julbernardia globiflora*) were present in all stages of regeneration. The differences between similar studies are probably due to the different land histories in the study areas concerned. Jew et al. (2016) showed that the dominant Miombo tree species are present in areas under low pressure but are replaced by other species in areas under high pressure. Disturbance in our study area is still quite low due to the proximity to the National Park and to the past population's migration away from the protected area. Yet, in the present study, despite the presence of the dominant Miombo species, after 20-35 years of regeneration, the species composition was still different from that of mature woodlands. This result is in line with the result of other studies on Miombo regeneration after slash-and-burn (Williams et al., 2008; Kalaba et al., 2013; Gonçalves et al., 2017). Kalaba et al. (2013), who studied the most extensive chronosequence known in Miombo woodland (1 to 58 years of abandonment), showed that even after six decades of set-aside, species composition did not match that of mature woodland. Analysis of the species composition recovery time would require long-term studies covering several human generations which are unlikely due to time and cost constraints. Rozendaal et al. (2019) suggest that recovery to reach the species composition of mature forest in Neotropical lowland forest sites takes centuries but, in some cases, it is not known if the original composition will ever be completely recovered.

In this study, we used a synchronic approach (one sampling of different plots in a chronosequence) which is widely used to investigate forest succession after disturbance. However, this approach has some limitations due to the spatial heterogeneity of soil properties or the landscape context and the difficulty involved in obtaining the complete history of land-use practices, and of the occurrence of fire (Chazdon et al., 2007; Quesada et al., 2009). Several authors suggest that the use of permanent plots (diachronic approach) is more appropriate to study forest ecological succession (Quesada et al., 2009; Gumbo et al., 2018), as permanent plots allow continuous monitoring of the stand and consistent knowledge of regeneration dynamics can be acquired by comparing successive samples. Biases related to the use of chronosequence were limited by selecting areas where a maximum of reliable information was collected on the land use history. In addition, plots are relatively homogeneous in terms of soil properties and agricultural practices.

#### 2.4.2 Do soil properties return to their original level after abandonment of agriculture?

The results of the present study showed that many soil properties reach values similar to those of mature woodland after 20 years of abandonment. After abandonment, soil C stock increased steadily during vegetation regeneration, and two or three decades were required to reach a value comparable to that in mature woodland. Our results also suggest that the soil disturbances associated with the slash-and-burn system (export of biomass, burning of crop residues, soil tillage, and high soil



temperature) leads to a significant decline in soil carbon stocks. Indeed, we observed a 43% drop in carbon stocks in cropland soil compared to mature woodland. A similar pattern was observed by Walker and Desanker (2004) in Malawi (40% less carbon stocks in cropland soils than in mature woodland) and lower values were reported by Williams et al. (2008) in Mozambique (20% less carbon stocks than in mature woodland soil). In contrast, Magalhães and Mamugy (2020) found no significant impact of the conversion of mature woodland into cropland on soil organic carbon stock in Zambezia province (Mozambique). Farmers' practices, fire intensity and the stage of cultivation when sampling was performed (immediately after slash-and-burn or a few years later) may explain those differences.

Soil carbon stocks in mature woodland reported in this study were relatively low (16.9 MgC/ha  $\pm$  3.5 MgC/ha) compared with other studies in Mozambique. Ribeiro et al. (2013) found an average of 34.72 MgC/ha ( $\pm$  17.93 MgC/ha) of soil carbon stocks in the top 30 cm soil layer using the same method (Walkley-Black) and, using a dry combustion method (CN analyzer), Williams et al. (2008) found that the average carbon stock in soil can exceed 100 MgC/ha. The use of the Walkley-Black method is known to underestimate soil carbon content compared to dry combustion method (Walkley, 1947), but alone, this underestimation cannot explain the differences between our results and those reported by William et al. (2008). Beyond the differences in the soil laboratory methods used, several authors have reported high variability of soil C contents related to topography, soil texture and fire frequency (Ryan et al., 2011; Woollen et al., 2012). In the present study, the low soil carbon stock can be explained by the low soil clay (2-13 %) and silt (1-13 %) contents, these elements being known to limit the decomposition of organic matter by soil microbial communities (Hassink, 1997; Walker and Desanker, 2004).

We also observed a regular increase in the concentration of available phosphorus during forest regeneration until, after two or three decades, it reached a value comparable to that in mature woodland. Like soil carbon stocks, this results suggest that slash-and-burn system leads to a significant decline in available phosphorus (cropland soils contained 47 % less soil available phosphorus than mature woodland). Available phosphorus is currently poorly documented even though it is known to be a key limiting resource for crops and Miombo trees. Mycorrhizal associations play an important role by allowing plants to directly absorb phosphorus from organic matter (Högberg, 1982; Campbell, 1996).

Higher concentrations of exchangeable soil cations (Mg, K, and Na) were observed in Miombo regrowth than in mature woodland. These results are in agreement with those of other studies (Strømgaard, 1992; Markewitz et al., 2004). Authors suggest that this is linked to the amount of imported nutrients in the soil through litter fall or rain and dust fall in Miombo regrowth that exceeds nutrient exports into the growing vegetation and leaching (Nye and Greenland, 1960). Further studies are needed to understand nutrient cycling between vegetation and soil after slash-and-burn agriculture and during Miombo regeneration.



Soils in Miombo woodland are generally nutrient poor (Frost, 1996; Ribeiro et al., 2020), which is also the case in the Gilé area where the soils are sandy and acidic with low water and nutrient retention properties. This highlights the high adaptability of Miombo tree species to unfavorable soil conditions.

### 2.4.3 Implications for land management and restoration

The results of the present study show that Miombo has a high regeneration capacity in terms of woody species diversity, richness, carbon stocks and soil properties in low intensity and short-duration disturbance conditions. In the context of large-scale ecosystem restoration, natural regeneration is a cost-effective natural solution (Chazdon et al., 2016; Rozendaal et al., 2019) and is recognized as a climate mitigation strategy (Cook-Patton et al., 2020). Natural regeneration allows the establishment of species adapted to local conditions, species that should be more resistant than others to climatic variations and disturbances (Kalaba et al., 2013). However, our results also show that species composition does not recover rapidly after slash-and-burn (35 years were required in the present case). Different species composition in Miombo regrowth can nevertheless provide some interesting ecosystem services for local communities (e.g. provision of non-timber forest products, improved soil fertility) and for wildlife (Amaya et al., 2021). Yet, it is also important to conserve sufficient areas of intact Miombo woodland to preserve typical biodiversity of mature Miombo and seed banks as a reserve for future possible restoration projects as mature Miombo remains a key habitat and a source of natural resources.

Although regeneration capacity appears to be relatively good, the soil property dynamics and changes in species composition we observed suggest that regeneration rates and capacity may depend on the past land use (number of cycles, length of fallow), past disturbances (type, intensity) and soil properties. Knowledge is still lacking on the impact of these factors on the regeneration capacity of Miombo woodland (Ribeiro et al., 2015). The analysis of the influence of these factors and the spatial distribution of human pressure could be useful for land use planning of woodland restoration. In addition, socio-economic aspects should be taken into account in spatial planning and land tenure, agricultural and forest policy also require a full investigation to insure the success of restoration plans.

## 2.5 Conclusion

We demonstrated that the Miombo ecosystem in the Zambezia province (North of Mozambique) showed high resilience after disturbance of low intensity and short-duration. The land in this landscape dominated by smallholder farming was able to recover after 20-25 years of abandonment in terms of woody species diversity, species richness, soil properties and, after 30-35 years in terms of floristic structure (DBH and height). Even though this looks promising for land managers and environmentalists, much longer is needed for species composition to become similar to that of the original natural ecosystem.

The government of Mozambique is committed to restoring one million hectares of degraded forestland through the African Landscape Forest Restoration 100 Initiative (AFR 100). This study provides new insights into the impacts of slash-and-burn and regeneration dynamics that could help define passive





or assisted forest restoration strategies that are suitable for Miombo woodland to achieve Mozambican commitments to ecosystem restoration. Further, our findings emphasizes the importance of natural mature forests for biodiversity conservation and argue for integrated landscape management of both human and natural ecosystems to enhance the provision of ecosystem goods and services (climate change mitigation, biodiversity, supporting livelihood).

## 2.6 Acknowledgements

This research was funded by Nitidæ, the French National Association of Technical Research (French acronym ANRT) and the French Agricultural Research Centre for International Development (French acronym CIRAD). The authors would like to thank the teams of Nitidæ and the François Sommer International Foundation for Wildlife Management (French acronym FFS -IGF) who provided helpful inputs during our ground surveys and sampling in the Gilé National Park region. We thanks the two anonymous reviewers for their constructive comments.



### 3 Conclusion de l'étude

En conclusion, nous reprenons les deux problématiques qui ont été posées dans la présentation du chapitre:

- **Combien de temps faut-il à la forêt de Miombo pour récupérer la biodiversité des espèces ligneuses et la structure des peuplements après agriculture sur brûlis ?**

L'analyse des données d'inventaires floristiques et de sols montre que le Miombo en périphérie du Parc National de Gilé a une grande capacité de régénération en termes de diversité d'espèces ligneuses après une perturbation de faible intensité et de courte durée. Les caractéristiques floristiques (richesse et diversité des espèces ligneuses, structure des peuplements, et stock de carbone dans la biomasse) peuvent atteindre des valeurs similaires à celle des forêts matures intactes en deux à quatre décennies après l'arrêt des cultures. Cependant, les perturbations ont un effet à long terme sur la composition spécifique et la structure des peuplements. En effet, malgré la présence des espèces dominantes du Miombo, même après 20 à 35 ans de régénération, la composition spécifique reste encore différente des forêts matures de Miombo. On retrouve également des stocks de carbone dans la biomasse ligneuse plus élevés dans la végétation secondaire abandonnée depuis plus de 30 à 35 ans que dans la forêt mature (30–35 après l'arrêt des cultures : 56.7 tC/ha, forêt mature : 36.0 tC/ha). Ceci s'explique par la présence d'un grand nombre d'individus et des diamètres plus grands dus à la régénération végétative à partir de souches et de racines bien établies qui n'ont pas été affectées par le feu ou le défrichement (Luoga et al., 2004; Syampungani et al., 2015).

- **Les propriétés du sol reviennent-elles à leur niveau d'origine après l'arrêt des cultures?**

De nombreuses propriétés du sol atteignent des valeurs similaires à celles des forêts matures après 20 ans d'arrêt des cultures. C'est le cas du carbone organique du sol dont les perturbations du sol associées au système de brûlis (exportation de la biomasse, brûlage des résidus de culture, travail du sol et température élevée) conduisent à un déclin significatif des stocks de carbone du sol (43 % de stocks de carbone en moins dans les sols de cultures que dans les forêts matures), qui se reconstituent au bout de deux à trois décennies après l'arrêt des cultures pour atteindre des valeurs similaires à celle de la forêt mature (20-25 ans après l'arrêt des cultures : 15,4 tC/ha, forêt mature : 16,9 tC/ha). La concentration de phosphore augmente également au cours de la régénération forestière jusqu'à atteindre une valeur comparable à celle des forêts matures après deux ou trois décennies (20-25 ans après l'arrêt des cultures : 1,68 mg/kg, forêt mature : 2,20 mg/kg). Notre étude souligne également l'intérêt de réaliser d'autres études plus approfondies pour mieux comprendre le cycle des nutriments entre la végétation et le sol après agriculture sur brûlis, sujet encore peu documenté.





---

## Chapitre 4

# Évaluer l'impact des cycles répétés d'agriculture sur brûlis sur l'écosystème du Miombo

---



Champ défriché en périphérie du Parc National de Gilé (Province de Zambézie, Mozambique, photo de Montfort F., 2019)



## 1 Présentation de l'article

### 1.1 Contexte de l'étude

Dans le chapitre précédent, nous avons étudié l'état actuel et l'évolution de la biodiversité des espèces ligneuses, de la structure des peuplements et des propriétés du sol après agriculture sur brûlis en périphérie du Parc National de Gilé. Les résultats suggèrent que la forêt de Miombo en périphérie du Parc National de Gilé présente une forte capacité de régénération après agriculture sur brûlis. Toutefois, ces résultats concernent principalement des conditions de perturbation de faible intensité, alors que l'on sait que la capacité de régénération est fortement influencée par l'intensité de l'utilisation passée des terres (Aweto, 2012; Ribeiro et al., 2020; Jakovac et al., 2021).

Reconstituer les historiques d'occupation des terres dans un paysage dominé par l'agriculture itinérante sur brûlis, reste un challenge (Bégué et al., 2018; Jakovac et al., 2021). Les études se concentrent généralement sur des zones ayant subi peu de cycles de culture. A ce jour, il existe donc peu de connaissances sur l'impact des cycles répétés d'agriculture sur brûlis sur la biodiversité ligneuse et les propriétés du sol dans les régions dominées par les forêts de Miombo. Actuellement, les outils et données de télédétection existants, notamment la grande disponibilité des séries temporelles d'images satellites, couplés à des enquêtes de terrain peuvent permettre de mieux documenter les historiques d'occupation du sol (Jakovac et al., 2017).

Au cours des 80 prochaines années, le Mozambique devrait presque quadrupler sa population humaine actuelle (World population, 2021), ce qui devrait conduire à une utilisation plus intensive des terres défrichées, à une réduction de la durée de la jachère ou à une augmentation des surfaces cultivées au détriment de la forêt. Ainsi, une question importante à laquelle il convient de répondre est de savoir si l'intensification de l'agriculture peut affecter la capacité de régénération et, par conséquent, transformer les forêts de Miombo en zones dégradées qui ne peuvent pas se rétablir complètement sans aide.

Dans ce chapitre, nous allons étudier l'impact de l'intensification de l'agriculture, c'est-à-dire l'augmentation du nombre de cycles culture-jachère et la réduction des périodes de jachère, sur la biodiversité des espèces ligneuses, la structure des peuplements et les propriétés du sol dans des jachères en périphérie du Parc National de Gilé.

### 1.2 Problématiques scientifiques

A travers cette étude, on cherche à répondre aux questions suivantes :

- Quel est l'impact des cycles répétés et de la diminution du temps de jachère sur la capacité de régénération de la végétation ligneuse et des propriétés du sol du Miombo ?
- Quelles sont les variables de l'histoire de l'utilisation des terres les plus importantes expliquant les variations des indices floristiques et des paramètres de la structure de la végétation ?



### 1.3 Innovations

Dans cette étude, nous proposons plusieurs innovations :

- Une évaluation de l'impact de l'intensification de l'agriculture (c'est-à-dire, un nombre plus élevé de cycles culture-jachère et des périodes de jachère plus courtes dans un contexte d'agriculture sur brûlis) sur la biodiversité des espèces ligneuses, la structure de la végétation et les propriétés du sol.
- Des connaissances sur la résistance des espèces ligneuses du Miombo à cycles agricoles répétés.
- L'utilisation de données satellitaires pour reconstituer l'historique des champs de culture.



## 2 Woody species biodiversity and soil organic carbon stock decline in response to slash-and-burn intensity in Miombo fallow ecosystem in Mozambique

Montfort Frédérique<sup>1,2,3\*</sup>, Nourtier Marie<sup>1</sup>, Grinand Clovis<sup>1</sup>, Manlay Raphaël J. <sup>4,5</sup>, Maneau Solène <sup>1,6</sup>, Mercier Corentin<sup>1,7</sup>, Roelens Jean-Baptiste<sup>8</sup>, Blanc Lilian<sup>2,3</sup>

<sup>1</sup> N'Lab, Nitidæ, Montpellier, France

<sup>2</sup> CIRAD, UPR Forêts et Sociétés, F-34398 Montpellier, France

<sup>3</sup> Forêts et Sociétés, Univ Montpellier, CIRAD, Montpellier, France

<sup>4</sup> UMR Eco&Sols, IRD, CIRAD, INRAE, Institut Agro, University of Montpellier, 34967 Montpellier, France

<sup>5</sup> AgroParisTech, 75000 Paris, France

<sup>6</sup> Université de Lorraine, Nancy, France

<sup>7</sup> Parcs Nationaux de France, Marseille, France

<sup>8</sup> Nitidæ, Maputo, Mozambique

Soumis à *Agriculture, Ecosystems & Environment*, en 2021. En révision.

### Abstract

In the tropical dry Miombo woodland, slash-and-burn agriculture is the traditional and most widespread cropping system. Changes in population density, land tenure or land availability may lead to agricultural intensification, i.e. higher numbers of crop-fallow cycles and shorter fallow periods, which could reduce crop productivity and forest regeneration. This study aimed to assess the impact of slash-and-burn intensity (SBI) on woody species biodiversity, vegetation structure and soil properties in the Gilé National Park region in Mozambique. We sampled 46 Miombo regrowth sites from 1 to 12 years after slash-and-burn representing two contrasting SBIs: low SBI near villages and high SBI near cities. We observed a decline of species richness, diversity and tree density of Miombo regrowth with high SBI. The number of crop-fallow cycles and the time since the first clearcutting are the two dominant variables explaining floristic indices and vegetation structure parameters. A difference in species composition and species dominance was observed between the low and high SBI with a shift toward species that tolerate fire and disturbance as SBI increases. In addition, more crop-fallow cycles and shorter fallow periods lead to a significant decline in soil organic carbon stocks. Overall, results suggest that despite the high regeneration capacity of Miombo woodlands, a high SBI can lead to significant changes in species composition, and decrease species diversity and soil organic carbon stocks. This study provides new insights on land degradation and regeneration processes that can help decision-makers to define land management strategies.

**Keywords:** Tropical dry Miombo woodland, slash-and-burn agriculture, land-use history, forest regeneration, Mozambique



## 2.1 Introduction

In the Miombo woodland, a tropical dry forest ecosystem that dominates in many southern African countries, slash-and-burn cultivation is the traditional and most widespread cropping system, providing livelihoods for millions of rural households (Campbell, 1996; Malambo and Syampungani, 2008). In Mozambique, subsistence agriculture represents nearly 80 % of the population's activities (Armand et al., 2019). Slash-and-burn agriculture consists of a cyclic sequence: on-site cutting of vegetation and burning of biomass, cropping of food crops and cash crops and finally fallowing. The cropping period alternates with spontaneous vegetation regrowth period (referred to here as the fallow period), driving vegetation species composition and soil nutrient cycling change and shaping the landscape in a complex and dynamic land cover mosaic (Frost, 1996; van Vliet et al., 2012; Ribeiro et al., 2020). Alternation of a short cropping period and a long period of natural forest regrowth is a key determinant for recovering the soil fertility and biodiversity of these systems (Nye and Greenland, 1960; Aweto, 2012). However, changes in population density, land tenure or land availability often lead to an agricultural intensification, i.e. increased numbers of crop-fallow cycles and reduced fallow periods, which could reduce soil fertility, forest regeneration and thus compromise the slash-and-burn farming system's resilience as a whole (Stromgaard, 1988; van Vliet et al., 2012; Ribeiro et al., 2020).

Previous studies have reported a high regeneration capacity of Miombo woodlands in terms of woody species biodiversity and soil properties after slash-and-burn agriculture (Williams et al., 2008; Kalaba et al., 2013; McNicol et al., 2015; Montfort et al., 2021). Two to three decades are necessary to reach woody species richness and diversity and soil properties similar to those of mature woodland after crop abandonment, whereas species composition takes much longer to recover (Montfort et al., 2021). However, these findings mainly concern low-intensity disturbance conditions, whereas regeneration capacity is known to be strongly influenced by the past land-use intensity (Aweto, 2012; Ribeiro et al., 2020; Jakovac et al., 2021). Assessing the complete slash-and-burn history is often not possible (Jakovac et al., 2021); consequently, few Miombo studies examine the effect of slash-and-burn intensification on woody species biodiversity and soil properties (Mwampamba and Schwartz, 2011; Wallenfang et al., 2015).

Mwampamba and Schwartz (2011) demonstrated in Tanzania that cultivation history is an important factor influencing forest regeneration, and that long cropping period duration reduces the local forest regeneration capacity. Likewise, Wallenfang et al. (2015) in Angola, observed a significant change in species composition, a decline in woody species richness, biomass and soil nutrient content during a regrowth period following a long previous cropping period. However, these studies were conducted in sites that had undergone no more than one crop-fallow cycle; consequently, the impacts of repeated crop-fallow cycles and shorter fallow periods on Miombo regeneration are still not well understood and knowledge about the tolerance of local species to repeated crop-fallow cycles is lacking.

Over the next 80 years, Mozambique is projected to almost quadruple its current human population (World population, 2021). Such an increase ought to reduce the ratio of land per capita, leading to more intensive use of cleared land and a reduction in the duration of fallow or increase in cultivated





areas at the expense of forest (van Vliet et al., 2012; Ribeiro et al., 2020). Hence, an important question that needs to be addressed is whether agricultural intensification can affect regeneration capacity and consequently turn Miombo woodland outside protected areas into degraded land that cannot fully recover if unaided.

This study aimed to assess the impact of agricultural intensification, i.e. increased number of crop-fallow cycles and reduced fallow periods, on woody species biodiversity, vegetation structure and soil properties in Miombo fallow ecosystem in Mozambique. The study is based on field inventories and surveys and further assesses the floristics and soil properties differences between sites near villages and cities characterised by two contrasting slash-and-burn intensities (SBI). This work provides new insights on land degradation and regeneration processes that can help decision-makers to recommend fallow management and help to define land management strategies (forest or land restoration, rehabilitation and agroforestry).

## 2.2 Material and methods

### 2.2.1 Study area

The study was conducted in the Gilé National Park (GNAP) region, which is located in the northeastern part of the Zambezia province in Mozambique (Figure 29 A). The GNAP was created in 1932, originally as a game reserve for hunting, and it was proclaimed a conservation area in 1999, first as a National Reserve and, in 2020, as a National Park. The GNAP comprises a fully protected core area (2,861 km<sup>2</sup>) mainly composed of semi-deciduous dry Miombo woodland (93 % of the total surface area) and a buffer zone (1,671 km<sup>2</sup>). It is the only protected area in Mozambique with no permanent settlements in its core area. Around 12,500 inhabitants live in the GNAP buffer zone (7.5 inhabitants per kilometre). Two cities (Gilé and Naburi) with more than 10 000 inhabitants and around thirty villages lie near the Park (Etc Terra, 2017).

The study area lies 30-200 m above sea level with a rainy season (November-April) and a dry season (May-October) (Fusari and Carpaneto, 2006). The climate is “tropical savanna” according to the Köppen climate classification, with an average annual rainfall of 1296 mm and average annual temperatures ranged 20-31°C during the 2010-2020 period (Huntington et al., 2017). The six-month dry season receives less than 50 mm in total.

The vegetation cover outside the GNAP core area is characterised by a mosaic of (i) croplands (maize, cassava, beans and peanuts), (ii) post-cultivation Miombo regrowth at different ages (wooded fallow and long-term forest regrowth due to the abandonment of settlement areas) sometimes planted with cashew trees, (iii) mature Miombo woodland and (iv) wooded savannas (Figure 30). This landscape mosaic results from the slash-and-burn that is the main activity for 89 % of the population (Mercier et al., 2016). Around villages, agricultural expansion is the main cause of deforestation. Deforested areas are more likely to be close to the largest cities (Gilé, Naburi and Uapé) and villages as well as along the roads (Figure 1 A). Fire is also an important driver of Miombo composition and structure. Fires are



caused by uncontrolled burning during the opening of new agricultural fields outside the park or for hunting purposes outside and inside the park (Etc Terra, 2017). Generally, Miombo woodland is key to the livelihoods of the local population as a source of energy (firewood and charcoal), construction material and non-timber forest products including mushrooms, fruits and caterpillars (Luoga et al., 2000; Mercier et al., 2016; Ribeiro et al., 2020).

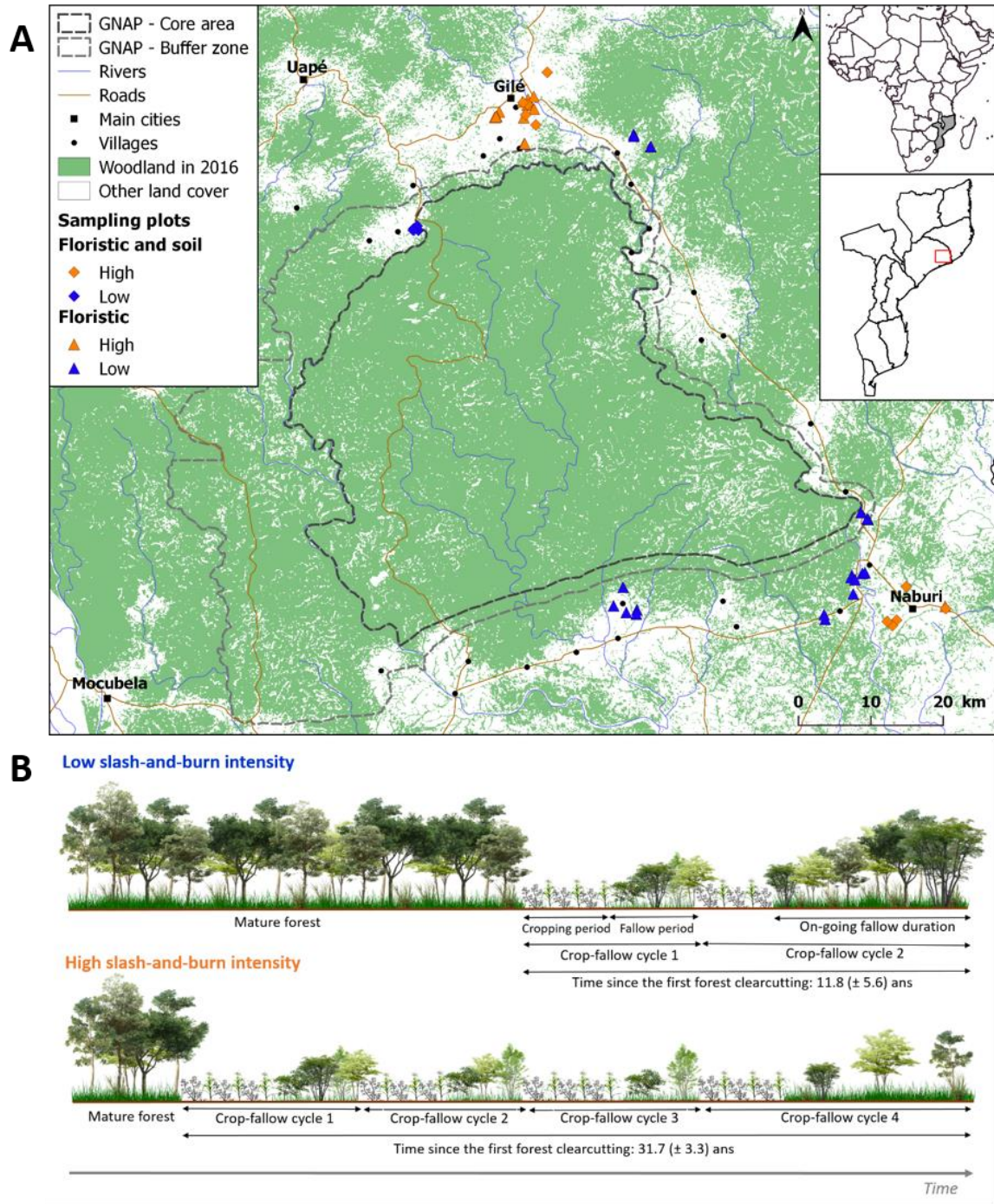


Figure 29 : (A) Location of Gilé National Park and sampling plots (Land cover data: Mercier et al. 2016), (B) Illustration of the land-use history for each slash-and-burn intensity.



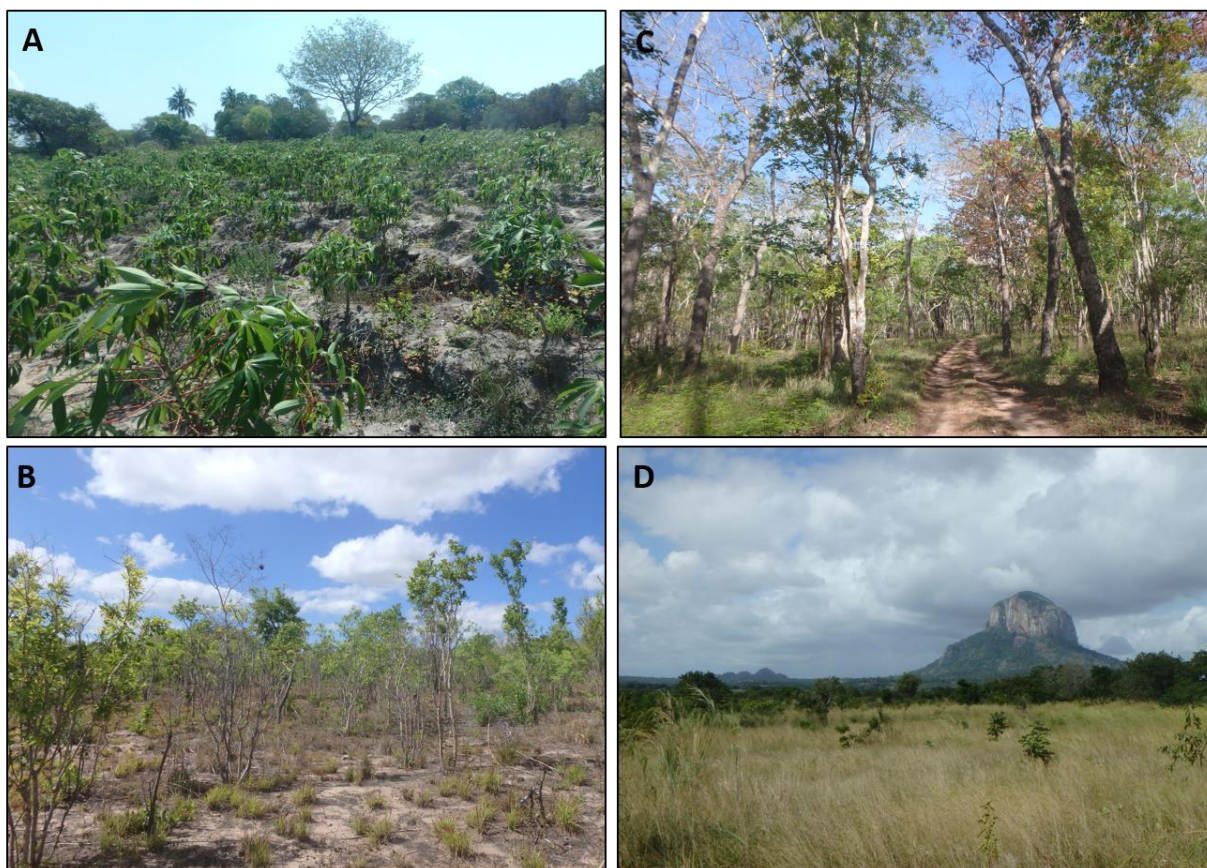


Figure 30 : Vegetation type outside the GNAP core area (A) cropland, (B) post-cultivation Miombo regrowth, (C) mature Miombo woodland, and (D) wooded savannas.

### 2.2.2 Site selection and land-use history

Forty-six Miombo regrowth sites from 1 to 12 years after the last slash-and-burn were selected to represent two contrasting slash-and-burn intensities: low SBI in the vicinity of villages and high SBI in the vicinity of cities (Gilé and Naburi) (Figure 29).

Land-use history (time since abandonment, hereafter referred to as fallow duration, year of first forest clearcutting and number of crop-fallow cycles since the first forest clearcutting) at each site was reconstructed from the cross referencing of two sources: (1) informal interviews with owners and (2) implementation of the LandTrendr algorithm on Google Earth Engine (Kennedy et al., 2018).

The LandTrendr tool automatically calculates the temporal profile of the Normalized Burn Ratio (NBR) index from Landsat satellite image time-series. This enables one to retrieve information on the year of vegetation loss and recovery by analysing breakpoints on the trajectory, duration and magnitude of NBR index variation. Moreover, for each site, we calculated the Euclidean distances to the forest and the main city (vector data from *Instituto Nacional de Estatística*, Mozambique) and the population density in 2015 in a buffer of 5 km around cities and villages (High-Resolution Settlement Layer dataset, ~30 m resolution, Tiecke et al., 2017).



Low SBI sites have low population density ( $27.6 \pm 16.1$  inhabitants per square kilometre), they are located within 1 km of mature forest and usually more than 10 km from cities (Tableau 17). They have been cultivated between 3 and 20 years, with relatively long fallow periods ( $5.7 \pm 3.4$  years on average), and have one or two crop-fallow cycles since the first forest clearcutting (Figure 29 B).

High SBI sites are close to the two main cities (within less than 6 km), on average 2 km from the mature forest and are densely populated ( $198.7 \pm 18.5$  inhabitants per square kilometre) (Tableau 17). They have a long-term slash-and-burn history and they have been cultivated for more than 30 years with an average fallow duration ranging from two to nine years and have had three to nine crop-fallow cycles since the first forest clearcutting (Figure 29 B).

*Tableau 17 : Land-use history variables and present characteristics for the two slash-and-burn intensity sites. Mean  $\pm$  standard deviation. Letters (<sup>a</sup>, <sup>b</sup>) indicate statistically significant differences (ANOVA,  $p < 0.05$ ).*

Variables		SBI	
		Low	High
Sites characteristics	Distance to mature forest (km)	$0.1 \pm 0.2^b$	$2.0 \pm 1.2^a$
	Distance to main cities (km)	$18.9 \pm 11.5^a$	$2.3 \pm 1.5^b$
	Population density (inhabitant/km <sup>2</sup> )	$27.6 \pm 16.1^b$	$198.7 \pm 18.5^a$
Land-use history	Time since the first forest clearcutting (years)	$11.8 \pm 5.6^b$	$31.7 \pm 3.3^a$
	On-going fallow duration (years)	$5.8 \pm 3.9^a$	$5.1 \pm 3.8^a$
	Average fallow duration (years)	$5.7 \pm 3.4^a$	$3.8 \pm 1.8^b$
	Number of crop-fallow cycles	$1.4 \pm 0.5^b$	$5.7 \pm 1.5^a$

## 2.2.3 Data collection

### 2.2.3.1 Living woody individuals sampling

Data were collected in 46 plots in the selected high and low SBI sites (23 for each slash-and-burn intensity). We used circular plots with a radius of 10 m, randomly positioned within the selected sites. Plot size was defined according to the species-area curve method. On the plots, the average number of stems was  $127 \pm 63$  stems [min: 19 and max: 259 stems]. Inside each plot, we recorded the species names of all living woody individuals and measured the diameter (in cm) and height (in metres) of living woody individuals with  $\geq 5$  cm diameter at 130 cm above ground (to be consistent with the diameter range validity of the Chave et al. (2014) allometric equation used in this study).

Species names were recorded in the local language (*Lomwe*) from local field guides. The scientific names were then identified using a locally compiled list of corresponding names (Montfort et al., 2020b) and the checklist of the vernacular names of vascular plants in Mozambique (de Koning, 1993). Identification confirmation and unknown species identification were carried out using field identification books (Smith and Allen, 2004; Wyk and Wyk, 2013).

### 2.2.3.2 Soil sampling

Soil samples were collected in the same plots as those sampled for living woody individuals. We selected 10 high SBI plots and only 4 low SBI plots due to logistical problems. In each plot, four soil



samples were collected in three different soil layers: 0-10 cm, 10-20 cm and 20-30 cm, using a soil auger. All samples were pooled to form one composite sample per plot for laboratory analysis. Bulk density was measured in each plot using the cylinder method (soil sieved to 2 mm). The following physical and chemical properties were measured in a soil service laboratory (Omnia in Bryanston, South Africa): pH, soil texture (sand, silt, clay), soil organic carbon (SOC), soil nutrients (available phosphorus, potassium, calcium, magnesium, sodium) and micronutrients (iron, zinc, manganese, copper). Methods used in the laboratory for each soil property are listed in Tableau 18. Soil organic carbon stocks were calculated, at equivalent volume because the bulk densities were not significantly different between low and high SBI sites, using the equation:

$$\text{SOC} = C \times \text{BD} \times \text{SD} \quad (1)$$

where SOC is the soil organic carbon stock (in MgC/ha), C is the soil organic carbon content (in gC/100g of soil), BD is the bulk density (in g/cm<sup>3</sup>) and SD is the sampling depth (30 cm).

*Tableau 18 : Laboratory methods used to test each soil property.*

Properties	Method	Unit
Bulk density	Cylindre	g/cm <sup>3</sup>
pH	KCL	pH unit
Sand	Hydrometer	g/100g
Silt	Hydrometer	g/100g
Clay	Hydrometer	g/100g
Organic Carbon	Walkley-Black	g/100g
Calcium	NH <sub>4</sub> OAc	mg/kg
Magnesium	NH <sub>4</sub> OAc	mg/kg
Phosphorus	Bray I	mg/kg
Potassium	NH <sub>4</sub> OAc	mg/kg
Sodium	NH <sub>4</sub> OAc	mg/kg
Iron	DTPA*	mg/kg
Zinc	DTPA	mg/kg
Manganese	DTPA	mg/kg
Copper	DTPA	mg/kg

*\*DTPA (diethylenetriaminepentaacetic acid) micronutrient extraction method*

## 2.2.4 Data analysis

### 2.2.4.1 Floristic indices and vegetation structure parameters

Two floristic indices were calculated with all woody individuals: species richness which is the total number of species recorded in each plot and the Shannon-Wiener species diversity index which takes into account both species richness as well as the evenness of the species (Shannon, 1948).

One vegetation structure parameter was calculated for all woody individuals: tree density, which is the number of trees per hectare. Three other vegetation structure parameters were calculated with individuals with D130 ≥ 5 cm: mean height of the tree, mean D130 and tree carbon stock of each plot. Tree carbon stock was calculated as the sum of aboveground (AGB) and belowground biomass (BGB).



AGB was calculated using the Chave et al. (2014) allometric equation for mixed species and dry forests based on a total of 1,891 harvested trees, including 321 harvested trees in dry Miombo woodland:

$$AGB = 0.0673 \times (\rho \times D130^2 \times H)^{0.976} \quad (2)$$

where AGB is the aboveground biomass (t/ha),  $\rho$  is the wood density, D130 (cm) and H is the tree height (m).

Wood density for each species was obtained from the global wood density database (Zanne et al., 2009). BGB was calculated by multiplying the aboveground biomass AGB by the default value of root-to-shoot ratio provided by IPCC for dry tropical forests, which was 0.56 and 0.28 for AGB < 20 tDM/ha and AGB > 20 tDM/ha, respectively (IPCC, 2019b).

### 2.2.4.2 Floristic composition analysis

A principal coordinates analysis (PCoA) was performed to compare the floristic similarity between low and high SBI plots (Legendre and Legendre, 2012). To measure the floristic distance between plots (beta diversity), the Bray-Curtis index of dissimilarity was calculated based on square-root-transformed species abundance data. Differences between low and high SBI were statistically tested using permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA) on coordinates along the two axes of the PCoA (Anderson, 2001).

The importance value index (IVI), based on the relative frequency, density and dominance of each species, was calculated to characterise the floristic structure and composition of the plots and calculated with all woody individuals with D130  $\geq$  5 cm (Curtis and McIntosh, 1951):

$$IVI = (\text{relative frequency} + \text{relative basal area} + \text{relative density}) / 3 \quad (3)$$

$$\text{Relative frequency} = \frac{\text{Frequency of respective woody species}}{\text{Total frequency of all woody species}} \times 100 \quad (4)$$

$$\text{Relative basal area} = \frac{\text{Basal area of respective woody species}}{\text{Total basal area of all woody species}} \times 100 \quad (5)$$

$$\text{Relative density} = \frac{\text{Abundance of respective woody species}}{\text{Total abundance of all woody species}} \times 100 \quad (6)$$

Information on traditional uses (food, medicinal, domestic, charcoal, handicraft...), tolerance or sensitivity to fire, insolation preference (heliophyte species), mycorrhizal associations and nitrogen-fixing capacity were collected for each species from interviews in the field and from the literature (e.g. Högberg, 1982; Cauldwell and Zieger, 2000; Campbell, 1996b; Seleck et al., 2013; Bruschi et al., 2014).

### 2.2.5 Statistical analysis

Differences between floristic and soil properties in low and high SBI sites were analysed using a one-way factor analysis of variance (ANOVA) (differences are considered significant if the p-value < 0.05). These analyses were carried out after checking the normality and homoscedasticity of the data. In case of non-compliance with these conditions a non-parametric Kruskal-Wallis test (noted KW) was performed.



The Random forest algorithm (RF) was selected to identify the most important land-use history variables explaining floristic indices and vegetation structure parameters variations. RF is an ensemble learning method based on decision trees (Breiman, 2001). It provides an internal variable importance measure. In the present study, we used the mean decrease accuracy to identify the most explanatory variables. We measured how much accuracy was lost by the model by excluding each variable. There is a random permutation of the explanatory variables in the construction of the classification trees and the difference in accuracy is measured before and after the permutation.

We performed a non-parametric Analysis of Covariance (ANCOVA) with clay and silt proportion transformed with ranks as covariables to check for texture effects on the difference in SOC stocks among low and high SBI. Indeed numerous studies have highlighted the dependence between SOC stocks and soil texture and in particular the positive correlation between clay and silt proportion and SOC stocks (Walker and Desanker, 2004; Wiesmeier et al., 2019). All statistical tests were performed in R software using the “vegan” and “simboot” packages (Oksanen, 2015; Scherer and Pallmann, 2017; R Core Team, 2021).

## 2.3 Results

### 2.3.1 Floristic indices and vegetation structure parameters in response to slash-and-burn intensity

A higher number of species was found in the low SBI sites than in the high SBI ones; 104 species belonging to 35 families and 76 species belonging to 27 families were recorded in the low and high SBI sites, respectively.

Significant differences between the two SBI were observed for species richness and diversity and for tree density (Figure 31 A-C). Species richness was almost two times higher in the low SBI sites ( $31.8 \pm 4.5$  species vs  $18.4 \pm 5.4$  species). Species richness and diversity were always higher in the low SBI sites compared to high SBI sites whatever the fallow duration. Species richness and diversity increased significantly with the fallow duration in the low SBI and did not change significantly in the high SBI sites. In high SBI sites, an opposite trend was observed with a slight decrease.

Tree density was two times higher in the low SBI site ( $172.1 \pm 45.8$  individuals/ha vs  $82.3 \pm 43.7$  individuals per hectare) (Figure 31 C). Tree density decreased with fallow duration at both SBI sites, but these trends are not significant. Mean D130, height and tree carbon stock increased significantly with the fallow duration in low SBI sites, whereas they decreased (not significantly) in high SBI sites (Figure 31 D-F).



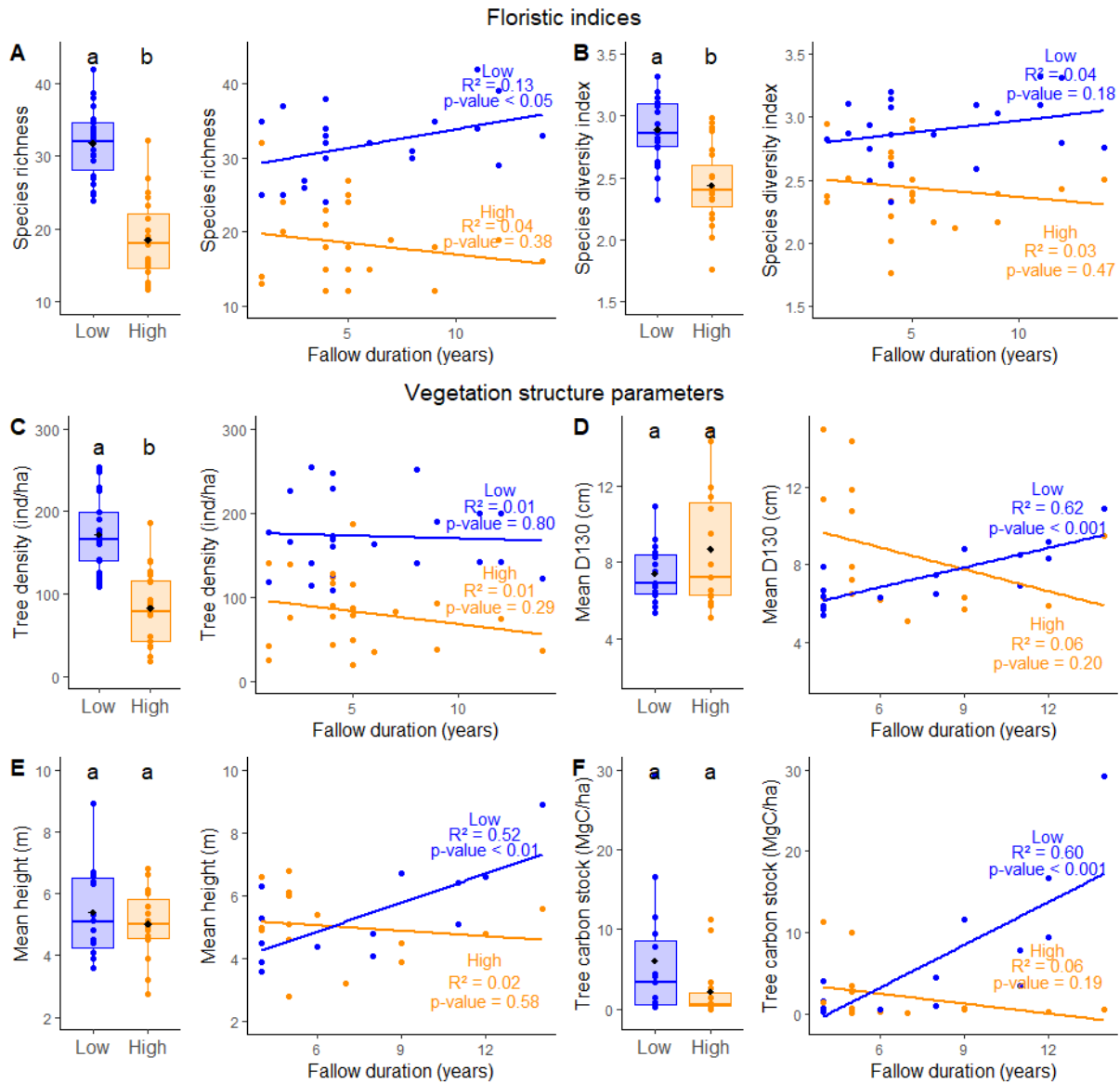


Figure 31 : Floristic indices for each slash-and-burn intensity: (A) Species richness and (B) Species diversity index calculated with all woody individuals. Stand properties for each slash-and-burn intensity: (C) tree density, (D) mean D130, (E) mean height, and (F) tree carbon stock calculated with all woody individuals with  $D130 \geq 5$  cm. Letters (a, b) indicate statistically significant differences (ANOVA,  $p < 0.05$ ). The bounding box of each variable in the boxplot represents quartile values; the straight line represents the mean value.





### 2.3.2 Land-use history variables predicting floristic indices and vegetation structure parameters

The number of crop-fallow cycles was the most important land-use history variable to explain species richness and diversity (Figure 32 A,B). These two indices decreased significantly when the number of crop-fallow cycles increased (Figure 33 A,B). The number of crop-fallow cycles and the time since the first clearcutting were the two main dominant variables to explain vegetation structure parameters (Figure 32 C-E). The tree density significantly decreased with the number of crop-fallow cycles (Figure 33 C). The mean D130 increased when the time since the first clearcutting increased (Figure 33 D). No significant relation was found between mean height and the time since the first clearcutting ( $R^2=0.01$ ,  $p$ -value=0.72).

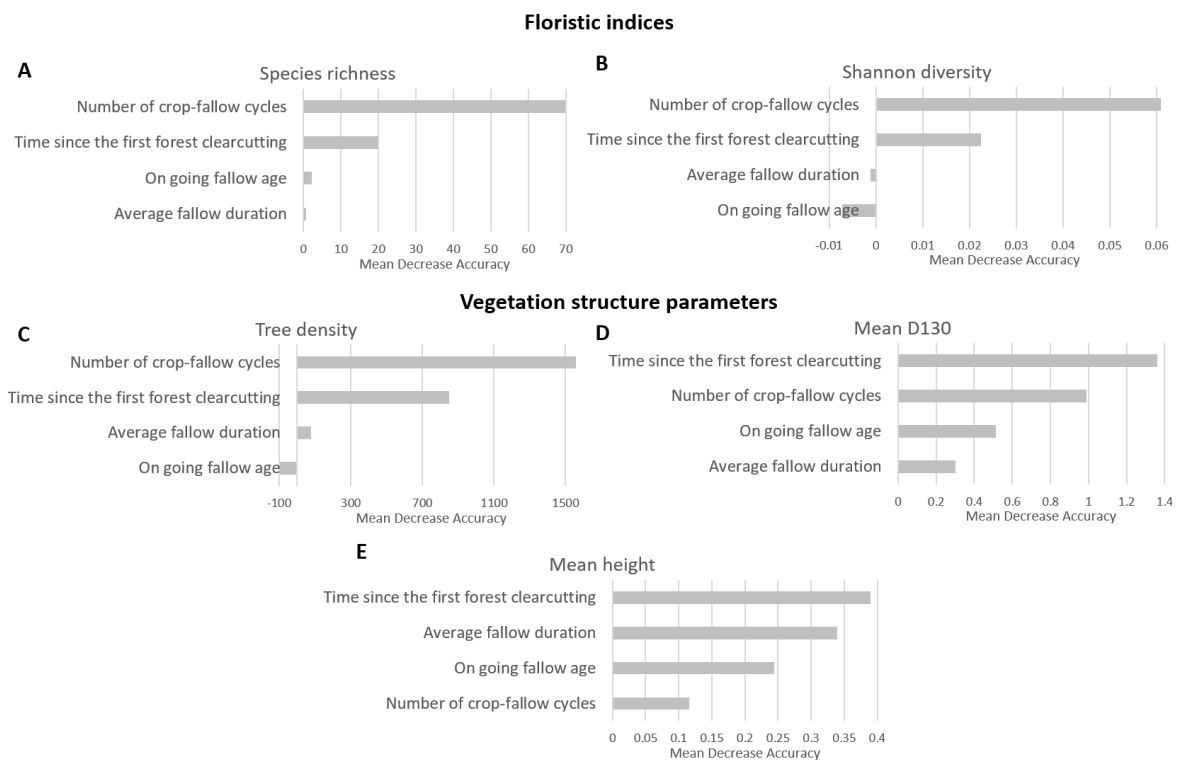


Figure 32 : Relative importance of land-use history variables for A) species richness, B) species diversity, C) tree density, D) mean D130 and E) mean height calculated in terms of mean decrease accuracy in Random Forest.



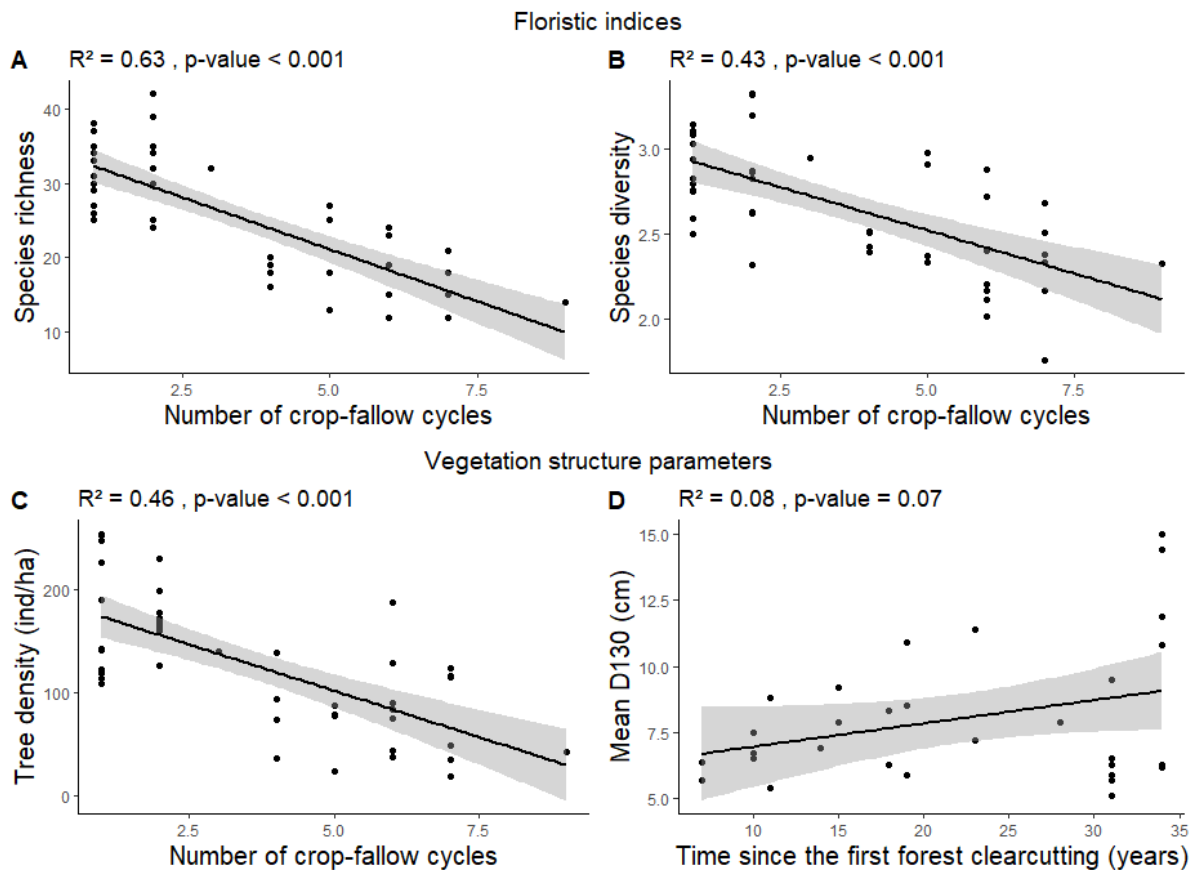


Figure 33 : Linear regression between floristic indices and stand properties and the most important land-use history variables. Shaded areas represent 95 % confidence intervals;  $R^2$  is the coefficient of determination.

### 2.3.3 Species composition in response to slash-and-burn intensity

The high and low SBI sites had two different floristic compositions (Figure 34). The Permanova provided statistical evidence of a significant difference in species composition between the two SBI sites ( $F_{\text{Model}} = 3476.4$ ,  $R^2=0.99$ ,  $p\text{-value} = 4e^{-04}$ ). Moreover, high SBI sites had a more heterogeneous composition in terms of species composition than the low SBI sites.

Even if the low SBI sites were more rich and diverse, one species (*Combretum zeheri*), accounts for almost a quarter of the Importance Value Index (Tableau 19). Five dominant species were common in the top 10 ranking species according to the Importance Value Index but the ranks differed between the two SBI sites. The typical species of dry Miombo from the genera *Julbernardia* and *Brachystegia* were present in the two SBI sites, but the dominance was lower in the high SBI sites.

The Venn diagram shows that low and high SBI sites had 71 species in common (65 % of the total species). High SBI sites had five unique species whereas low SBI sites had 33 unique species.



The proportion of individuals with D130 < 5 cm belonging to useful species was significantly higher in the high SBI sites than in the low SBI sites (Tableau 20). High SBI sites were characterised by a significantly higher proportion of individuals with D130 ≥ 5 cm belonging to fire tolerant species and lower proportion of individuals belonging to fire sensitive and nitrogen-fixing species than at low SBI sites (Tableau 20).

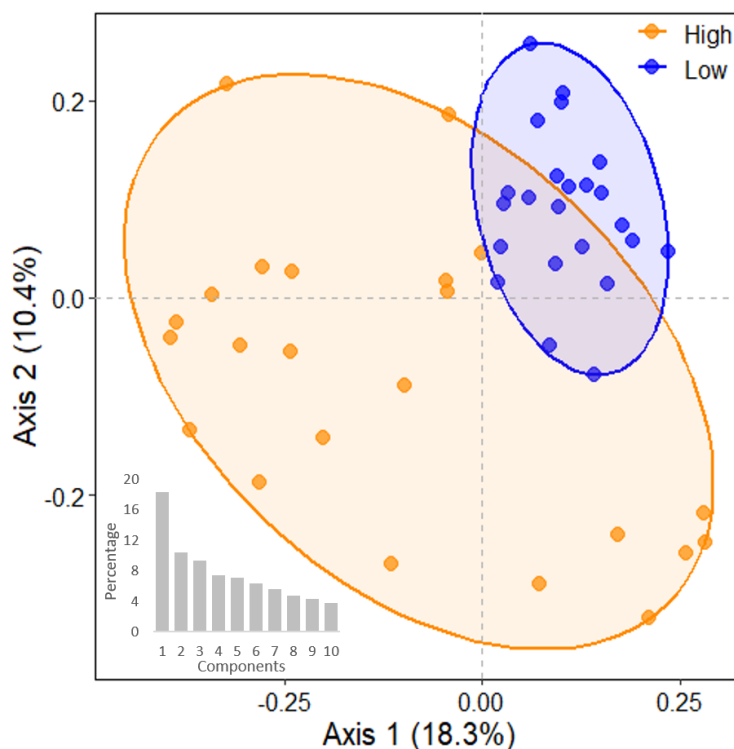


Figure 34 : Principal Coordinates Analysis (PCoA) based on Bray Curtis dissimilarity index calculated on abundance data (48 plots x 121 species). The circle represents the 95% confidence ellipse around the centroid of categories. The histogram represents the histogram of eigenvalues expressed as a percentage of variance for successive components.

Tableau 19 : Importance Value Index for the 10 most dominant species in low and high SBI sites. Species common to both SBI are in bold.

SBI		SBI	
High		Low	
Species	IVI	Species	IVI
<i>Terminalia sericea</i>	14.6	<i>Combretum zeyheri</i>	23.8
<b><i>Annona senegalensis</i></b>	10.1	<b><i>Julbernardia globiflora</i></b>	14.5
<i>Anacardium occidentale</i>	7.1	<b><i>Brachystegia spiciformis</i></b>	6.1
<b><i>Strychnos madagascariensis</i></b>	6.6	<i>Millettia stuhlmannii</i>	5.5
<b><i>Brachystegia spiciformis</i></b>	5.4	<b><i>Annona senegalensis</i></b>	3.3
<i>Pseudolachnostylis maprouneifolia</i>	5.3	<b><i>Pteleopsis myrtifolia</i></b>	3.2
<i>Diospyros kirkii</i>	5.3	<i>Xylopia aethiopica</i>	3.0
<b><i>Julbernardia globiflora</i></b>	5.0	<i>Albizia versicolor</i>	2.9
<b><i>Pteleopsis myrtifolia</i></b>	5.0	<i>Pterocarpus angolensis</i>	2.4
<i>Strychnos spinosa</i>	4.3	<b><i>Strychnos madagascariensis</i></b>	2.2



Tableau 20 : Proportion of individuals (with D130 below and above 5 cm) of species with specific use or ecology (all data in %). Letters (<sup>a</sup>, <sup>b</sup>) indicate statistically significant differences (ANOVA,  $p < 0.05$ ). Mean  $\pm$  standard deviation.

Species feature	D130 < 5 cm		D130 $\geq$ 5 cm	
	High SBI	Low SBI	High SBI	Low SBI
Useful	64.0 $\pm$ 14.9 <sup>a</sup>	49.6 $\pm$ 16.9 <sup>b</sup>	62.9 $\pm$ 30.3 <sup>a</sup>	71.6 $\pm$ 24.0 <sup>a</sup>
Fire tolerant	31.5 $\pm$ 14.5 <sup>a</sup>	25.9 $\pm$ 13.7 <sup>a</sup>	44.4 $\pm$ 31.0 <sup>a</sup>	27.2 $\pm$ 22.3 <sup>b</sup>
Fire sensitive	17.4 $\pm$ 11.6 <sup>a</sup>	14.5 $\pm$ 8.6 <sup>a</sup>	10.4 $\pm$ 20.1 <sup>b</sup>	29.4 $\pm$ 26.9 <sup>a</sup>
Heliophyte	9.3 $\pm$ 9.8 <sup>a</sup>	7.5 $\pm$ 3.3 <sup>a</sup>	16.4 $\pm$ 23.9 <sup>a</sup>	8.5 $\pm$ 7.4 <sup>a</sup>
Mycorrhizal	35.8 $\pm$ 17.4 <sup>a</sup>	39.3 $\pm$ 16.4 <sup>a</sup>	43.9 $\pm$ 37.8 <sup>a</sup>	58.8 $\pm$ 29.2 <sup>a</sup>
N fixing	28.8 $\pm$ 13.4 <sup>a</sup>	31.9 $\pm$ 13.2 <sup>a</sup>	23.2 $\pm$ 23.0 <sup>b</sup>	49.0 $\pm$ 25.8 <sup>a</sup>

### 2.3.4 Soil properties in response to slash-and-burn intensity

Soil organic carbon (SOC) stocks in the top 30 cm soil layer of low SBI sites significantly exceeded those of the high SBI sites by 61 % (Tableau 21). Soil texture differed significantly: high SBI sites had more sandy soils and less clay and silt than low SBI sites. However, the non-parametric ANCOVA indicated that the SOC difference between the low and high SBI sites ( $F = 5.18$ ,  $p$ -value=0.046) was not related to the difference in silt ( $F = 3.47$ ,  $p$ -value= 0.09) and clay ( $F = 0.07$ ,  $p$ -value= 0.80).

Soils in high SBI sites had significantly higher concentrations of potassium (111.5  $\pm$  79.3 mg/kg) than those of low slash-and-burn intensity sites (51.0  $\pm$  3.5 mg/kg). There were no significant differences in other soil nutrient or micronutrient concentrations between the two SBI sites.

Tableau 21 : Soil (0-30 cm layer) physical properties, soil nutrient and micronutrient concentrations per land use intensity. Means with different letters (<sup>a</sup>, <sup>b</sup>) are statistically significantly different (KW,  $p < 0.05$ ). Mean  $\pm$  standard deviation.

Soil property		SBI	
		High	Low
Soil Organic Carbon	SOC (MgC/ha)	10.3 $\pm$ 2.7 <sup>b</sup>	16.4 $\pm$ 4.1 <sup>a</sup>
	Organic carbon (g/100g)	0.24 $\pm$ 0.1 <sup>b</sup>	0.38 $\pm$ 0.1 <sup>a</sup>
Soil physical properties	Bulk Density (g/cm <sup>3</sup> )	1463 $\pm$ 69.3 <sup>a</sup>	1442 $\pm$ 69.5 <sup>a</sup>
	Sand (%)	85.3 $\pm$ 3.9 <sup>a</sup>	78.6 $\pm$ 5.1 <sup>b</sup>
	Silt (%)	5.5 $\pm$ 3.1 <sup>b</sup>	9.8 $\pm$ 3.4 <sup>a</sup>
	Clay (%)	9.2 $\pm$ 1.4 <sup>b</sup>	11.5 $\pm$ 1.9 <sup>a</sup>
Soil nutrient concentrations (mg/kg)	Calcium (Ca)	254.9 $\pm$ 65.6 <sup>a</sup>	221.3 $\pm$ 40.6 <sup>a</sup>
	Magnesium (Mg)	68.0 $\pm$ 23.1 <sup>a</sup>	45.8 $\pm$ 7.7 <sup>a</sup>
	Phosphorus (P)	1.7 $\pm$ 0.7 <sup>a</sup>	1.8 $\pm$ 0.5 <sup>a</sup>
	Potassium (K)	111.5 $\pm$ 79.3 <sup>a</sup>	51.0 $\pm$ 3.5 <sup>b</sup>
	Sodium (Na)	7.0 $\pm$ 3.1 <sup>a</sup>	5.0 $\pm$ 0.8 <sup>a</sup>
Soil micronutrient concentrations (mg/kg)	Copper (Cu)	0.5 $\pm$ 0.1 <sup>a</sup>	0.4 $\pm$ 0.1 <sup>a</sup>
	Iron (Fe)	10.4 $\pm$ 5.6 <sup>a</sup>	15.9 $\pm$ 7.1 <sup>a</sup>
	Manganese (Mn)	14.4 $\pm$ 12.5 <sup>a</sup>	4.6 $\pm$ 3.5 <sup>a</sup>
	Zinc (Zn)	0.4 $\pm$ 0.1 <sup>a</sup>	0.4 $\pm$ 0.1 <sup>a</sup>
Other properties	pH	4.8 $\pm$ 0.3 <sup>a</sup>	5.2 $\pm$ 0.3 <sup>a</sup>



## 2.4 Discussion

### 2.4.1 Slash-and-burn intensity effects on woody biodiversity

This study assessed the impact of slash-and-burn intensity on woody biodiversity and soil properties of Miombo regrowth. The approach is based on the comparison of fallows between (i) sites with high population density, long slash-and-burn history with short fallow periods and (ii) sites with low population density, fewer past cropping cycles and longer fallow periods. Results show a decline of woody species richness, diversity and tree density of Miombo regrowth on fallow land of the same age with slash-and-burn intensity in agreement with Wallenfang et al. (2015). Cropping period operations (weeding, burning of biomass and soil tillage) have greatly reduced the seed germination potential, the stump regeneration capacities from vegetative parts and, more generally, the ecosystems' capacity to recover (De Rouw, 1993). On the contrary, the dynamics of the vegetation structure did not show any clear trends: tree mean D130 increased, mean height slightly decreased, and tree carbon stocks decreased with slash-and-burn intensity, but trends were not significant.

In studies about slash-and-burn systems, the fallow duration is seen as the main determinant of biodiversity and soil properties dynamics, with long fallow periods needed to recover floristic and soil properties (Nye and Greenland, 1960; Aweto, 2012; Wood et al., 2017). If it is true that biodiversity and soil properties improve with the duration of the fallow period (Montfort et al., 2021), our results showed that the number of crop-fallow cycles and the time since the first clearcutting were more important predictors of change in species richness, diversity and tree density than fallow duration. These results, similar to those reported by Wood et al. (2017) in Peru and Lawrence et al. (2005) in Indonesia, among others, support the conclusion that the number of crop-fallow cycles and the practices related to the cropping period are much more influential than practices related to the fallow period in the overall sustainability of the system.

A higher number of crop-fallow cycles and shorter fallow periods affect species composition and species dominance. The regrowth of some species is impeded in high SBI sites. Indeed, 33 species found in low-intensity sites were totally absent in the high-intensity ones. These high-intensity sites showed a weaker presence of dominant Miombo species and a shift toward species that tolerate fire and disturbance, like *Terminalia sericea* and *Annona senegalensis* (Carrière, 1994; Seleck et al., 2013), or cultivated species such as *Anacardium occidentale*. This shift to more fire-resistant species has been observed elsewhere in the Miombo region (Williams et al., 2008; Jew et al., 2016). These changes in species composition and dominance may alter ecosystem ecological functioning, resilience to environmental changes and the provisioning of ecosystem services by the Miombo (Chapin et al., 2000; Ribeiro et al., 2015). The results may also highlight the role of farmers in shaping future landscapes by selecting the regeneration of useful species (for food, domestic goods, and handicrafts, among others) in the field. However, our results did not indicate whether changes in biodiversity are temporary or permanent, or whether regeneration in high SBI is just slower. Long-term studies with permanent plots are needed to assess the long-term vegetation changes.



Despite the decline in woody species richness and change in composition in high SBI sites, some species persist. The high slash-and-burn intensity sites share 71 species with low slash-and-burn intensity ones. These results highlight the high resilience of Miombo woody species to disturbances such as cropping and fire (McNicol et al., 2015; Ribeiro et al., 2020). This is due to the ability of Miombo species to regenerate after disturbance by vegetative reproduction from roots and coppicing from cut stumps, a frequent characteristic of dominant Miombo species (Frost, 1996; Luoga et al., 2004; Chidumayo and Gumbo, 2010; Ribeiro et al., 2020).

#### 2.4.2 Slash-and-burn intensity effects on soil properties

Although the results should be considered with caution due to the small sample size, a higher number of crop-fallow cycles and shorter fallow periods lead to a decline in SOC stocks. Farmer's practices influencing soil properties during repeated cropping periods (export of biomass, burning of crop residues, weeding and high soil temperature due to full sun exposure or fire) and short fallow periods do not allow the recovery of soil organic carbon. On the other hand, in the low slash-and-burn intensity sites, soil organic carbon stocks reported in this study ( $17.6 \pm 4.6$  MgC/ha) were similar to the SOC stocks reported in the mature woodland ( $16.9 \pm 3.5$  MgC/ha) in the GNAP by Montfort et al. (2021). This result can be explained by a rapid soil organic carbon stock recovery during the fallow period mainly attributed to the input of litterfall from the dense growing vegetation (trees and understory vegetation) (Nye and Greenland, 1960).

A low impact of slash and burn intensity on soil nutrients and micronutrients was found in this study, except for potassium concentration. However, higher soil concentrations of nutrients (Ca, Mg, K and Na) and micronutrients (Cu and Mn) were observed in high slash-and burn-intensity versus in low slash-and-burn intensity sites. These results are not the expected ones but have been observed in other studies, and might be explained by (1) the higher tree density and therefore the higher nutrient immobilisation in the tree biomass in the low SBI (Nye and Greenland, 1960; Manlay et al., 2004) or (2) the conversion of nutrients bound to dead plant tissue and the soil surface into more available forms or indirectly increasing mineralisation rates through its impacts on soil micro-organisms caused by low-intensity fires (Schoch and Binkley, 1986).

#### 2.4.3 Implication for land management

This research shows that a higher number of crop-fallow cycles and shorter fallow periods lead to species composition changes and a decline in species diversity and soil organic carbon stocks. It is likely that this intensification will affect regeneration capacity and threatens the delivery of multiple ecosystems services in the future as the soil fertility and the production of non-timber forest products (Jew et al., 2016). To avoid slash-and-burn intensification expansion, improving land management is required. Land management options can target slash-and-burn practices (change of the crop-fallow rotation dynamic with a trade-off between the need of local communities in space for cultivation and fallow duration long enough to let biodiversity recover), cropping system (conservation agriculture or



agroforestry), land-use planning (zoning agricultural land, forest land and regrowth sites, among others) or forest landscape restoration intervention.

The high slash-and-burn intensity sites are priority areas for management that must be identified and accurately diagnosed. In these sites, restoration intervention is required to recover ecosystem functionality and ability to provide ecosystem services (e.g. soil fertility for food production, carbon sequestration, food provision...). Technical choices will depend on local population priorities and the degradation level (Chazdon, 2008; Holl, 2020). For the land which is being managed to produce food, agroforestry or fallow improvement with tree plantation can be used to increase crop productivity (IUCN and WRI, 2014). For the land where forest is planned to become the dominant land use with low degradation level, passive restoration through natural forest regeneration or a blend of passive and active restoration through assisted natural regeneration (ANR) or active restoration through plantation by nucleation (small patches of trees) can be recommended (Chazdon, 2008; Mwampamba and Schwartz, 2011; Holl, 2020). Highly degraded forest ecosystems can be restored through plantations and fire protection (IUCN and WRI, 2014). Species selection must be a trade-off between species germination capacity, resistance to disturbance, potential use by local communities (species use for food, medicinal, domestic products, charcoal and handicrafts, among others) and importance for ecosystem functioning (nitrogen-fixing species for soil quality or mycorrhizal species more efficient for extracting available phosphorus, a limiting resource in tropical soils). This study provides information on species resistance to disturbance and those suitable for active restoration.

## 2.5 Conclusion

In this study, we assessed the floristics and soil properties differences between regrowth sites near villages or cities characterised by contrasting slash-and-burn intensity. Overall, our study showed that slash-and-burn intensification with higher numbers of crop-fallow cycles and shorter fallow periods changed species composition, and decrease species diversity, species richness and soil organic carbon stocks. These floristics and soil changes may alter ecosystem ecological functioning and ecosystem services provided to the local population. The novelty of this study was to better describe species tolerance to disturbance, land-use history and its impacts on the ecosystem. These findings can guide future land management options (location and strategies) to maintain and enhance ecological functionality across the degraded forest landscape. Further studies need to be conducted on soil properties including the quality of carbon stored in the soil and deep soil changes at the plot scale. In addition, at the landscape scale, the link between crop cycle duration and deforestation dynamics in the surrounding area is still not well understood.

## 2.6 Acknowledgements

This research was funded by Nitidæ, the French National Association of Technical Research (French acronym ANRT) and the French Agricultural Research Centre for International Development (French acronym CIRAD). The authors would like to thank the teams of Nitidæ and the François Sommer



International Foundation for Wildlife Management (French acronym FFS -IGF) who provided helpful inputs during our ground surveys and sampling in the Gilé National Park region.





### 3 Conclusion de l'étude

En conclusion, nous reprenons les deux problématiques qui ont été posées dans la présentation du chapitre:

- **Quel est l'impact des cycles répétés et de la diminution du temps de jachère sur la capacité de régénération de la végétation ligneuse et des propriétés du sol du Miombo?**

Ce chapitre visait à évaluer l'impact de l'intensification de l'agriculture (c'est-à-dire, dans un contexte d'agriculture itinérante sur brûlis, un nombre plus élevé de cycles culture-jachère et des périodes de jachère plus courtes), sur la biodiversité des espèces ligneuses et les propriétés du sol dans des jachères de Miombo. Les résultats montrent un déclin de la richesse spécifique, de la diversité et de la densité des espèces ligneuses pour des jachères de même âge avec une augmentation de l'intensité de l'agriculture sur brûlis. Les cycles répétés (désherbage, brûlis et travail du sol) ont fortement réduit le potentiel de germination ou de régénération végétative des espèces ligneuses du Miombo. Au contraire, en ce qui concerne la structure du peuplement (diamètre, hauteur, stock de carbone dans la biomasse), nous n'observons pas de tendances significatives claires. Des compositions spécifiques et des dominances en espèces différentes sont observées entre les sites de faible et de forte intensité, avec un déplacement vers les espèces qui tolèrent le feu et les perturbations avec l'augmentation de l'intensité de l'agriculture sur brûlis. En outre, un plus grand nombre de cycles culture-jachère et des périodes de jachère plus courtes entraînent une baisse des stocks de carbone organique du sol, même si ces résultats sont à prendre avec précaution en raison du faible échantillonnage. En ce qui concerne les nutriments et les micronutriments du sol, un faible impact de l'intensité de l'agriculture sur brûlis a été constaté dans cette étude.

- **Quelles sont les variables de l'histoire de l'utilisation des terres les plus importantes expliquant les variations des indices floristiques et des paramètres de la structure de la végétation ?**

Dans les études sur l'agriculture itinérante sur brûlis, la durée de la jachère est considérée comme le principal déterminant de la biodiversité et des propriétés du sol, de longues périodes de jachère étant nécessaires pour récupérer les propriétés floristiques et édaphiques (Nye and Greenland, 1960; Aweto, 2012; Wood et al., 2017). S'il est vrai que la biodiversité et les propriétés du sol s'améliorent avec la durée de la période de jachère, nos résultats ont montré que le nombre de cycles culture-jachère et le temps écoulé depuis la première coupe étaient des déterminants importants de l'évolution de la richesse spécifique, de la diversité et de la densité des espèces ligneuses par rapport à la durée de la jachère. La richesse spécifique, la diversité et la densité des espèces ligneuses du Miombo diminuent de manière significative avec une augmentation du nombre de cycles culture-jachère. Ces résultats, similaires à ceux rapportés par Wood et al. (2017) au Pérou et Lawrence et al. (2005) en Indonésie, entre autres, soutiennent l'importance de considérer le nombre de cycles culture-jachère et les pratiques liées à la période de culture dans la gestion des zones cultivées pour assurer la durabilité globale du système.



---

## Chapitre 5

### Identifier des zones prioritaires et les stratégies de restauration des paysages forestiers à l'échelle locale

---



Mosaïque paysagère en périphérie du Parc National de Gilé (Province de Zambézie, Mozambique, image drone de Grinand C., 2021)



## 1 Présentation de l'article

### 1.1 Contexte de l'étude

Dans les chapitres précédents, nous avons caractérisé les changements passés d'état des terres et évalué la capacité de l'écosystème du Miombo à se restaurer naturellement après agriculture sur brûlis. Ces deux étapes constituent des étapes essentielles pour mettre en place des politiques et des initiatives pour lutter contre la dégradation des terres et restaurer les terres dégradées. Une autre étape essentielle, pour répondre aux engagements ambitieux du pays avant 2030, est l'identification des zones prioritaires pour la restauration et des stratégies à adopter en tenant compte des facteurs environnementaux et socio-économiques.

L'approche de la restauration des paysages forestiers (RPF, cf. chapitre 1) offre un cadre adapté pour restaurer ces paysages façonnés par l'agriculture familiale et dominés par la présence d'un couvert forestier encore dense. La RPF cherche à identifier des zones où la restauration améliorerait de multiples fonctions de l'écosystème (e.g. la rétention d'eau, le contrôle de l'érosion, la séquestration du carbone, la connectivité de l'habitat, la régulation du climat). L'un des défis est d'identifier les compromis et synergies entre les fonctions du paysage. L'utilisation de données spatiales et la modélisation spatiale des fonctions de l'écosystème peuvent permettre d'identifier ces compromis sur un territoire. Cependant, la cartographie des fonctions des écosystèmes reste encore un défi et de nombreuses études utilisent des données mondiales qui ne sont parfois pas pertinentes à un niveau local.

Étant donné les capacités de régénération du Miombo observées dans le chapitre 2 et dans différentes études dans les régions dominées par les forêts de Miombo (e.g. Kalaba et al., 2013; Ribeiro et al., 2020), les stratégies de restauration passive de la forêt (cf. chapitre 1) apparaissent comme une opportunité pour la restauration des paysages forestiers du Miombo et le respect des engagements du pays (Kalaba et al., 2013; Jew et al., 2016). En effet, les méthodes de restauration passive sont des méthodes peu coûteuses et souvent recommandées pour réaliser une restauration à large échelle (Chazdon and Guariguata, 2016). Cependant, la restauration passive n'est pas applicable sur tout un territoire et les zones doivent être sélectionnées en fonction des contraintes socio-économiques et du potentiel de régénération du Miombo.

Le potentiel de régénération dépend de l'historique de l'utilisation des terres et du contexte du paysage (Holl and Aide, 2011). En effet, l'intensité, la fréquence et la durée de l'utilisation de terres antérieures affecte le taux et les trajectoires de régénération du Miombo. De même l'environnement proche influence la capacité de régénération en étant une source importante de banques de graines ou semis, mais aussi de perturbations potentielles (Holl and Aide, 2011). L'historique de l'utilisation des terres et le contexte paysager peuvent être évalués par l'utilisation de données de télédétection et ainsi permettre d'identifier le potentiel de régénération sur une échelle plus grande que celle de la parcelle d'inventaire. Toutefois, malgré la capacité croissante des techniques d'observation de la Terre, reconstituer totalement les historiques d'occupation des terres reste un défi technique dans les paysages dominés par l'agriculture sur brûlis (Bégué et al., 2018). En effet, la superficie réduite des



champs de culture, l'hétérogénéité des cycles de culture, la faible durée des jachères, ou encore la disponibilité des images à haute résolution et sans nuages ajoutent des difficultés pour obtenir des informations exhaustives sur les historiques d'occupation des terres.

Dans ce chapitre, nous avons cherché à proposer une approche pour identifier des zones prioritaires et des stratégies de gestion pour la restauration des paysages forestiers au Mozambique. Cette approche se base sur des données de terrain issues des travaux précédents et des données issues de produits satellitaires, afin de cartographier des fonctions de l'écosystème et une caractéristique liée à la biodiversité et de reconstituer les historiques d'occupation des terres pour localiser les zones ayant des potentiels de régénération.

## 1.2 Problématiques scientifiques

À travers cette étude, on cherche à répondre aux questions suivantes :

- Comment identifier les zones et les stratégies de gestion appropriées pour la restauration afin d'améliorer de multiples fonctions et caractéristiques de l'écosystème ?
- Comment l'utilisation des données de terrain et des produits satellitaires permet de reconstituer l'historique des zones cultivées dans les paysages dominés par l'agriculture sur brûlis ?

## 1.3 Challenges

Dans cette étude, nous proposons plusieurs innovations :

- L'identification de zones prioritaires et des stratégies de gestion pour la restauration des paysages forestiers dans deux districts au Mozambique.
- Le développement d'une méthodologie robuste, transparente et facilement reproductible pour l'identification des zones prioritaires pour la restauration des paysages forestiers, basées sur des données de terrain et les connaissances historiques.
- L'identification des zones ayant un potentiel de régénération naturelle.
- L'utilisation de données de terrain et de produits satellitaires pour reconstituer l'historique des zones cultivées, cartographier les jachères et cartographier les fonctions de l'écosystème.



## 2 Priority areas identification and management strategies for landscape forest restoration in Mozambique: spatially-explicit ecosystem functions based on local knowledge

Montfort Frédérique<sup>1, 2, 3, 4, 5\*</sup>, Grinand Clovis<sup>1</sup>, Nourtier Marie<sup>1</sup>, Bégué Agnès<sup>2,3</sup>, Gond Valery<sup>4,5</sup>, Blanc Lilian<sup>4,5</sup>

<sup>1</sup> N'Lab, Nitidæ, Montpellier, France

<sup>2</sup> CIRAD, UMR TETIS, F-34398 Montpellier, France

<sup>3</sup> TETIS, Univ Montpellier, AgroParisTech, CIRAD, CNRS, IRSTEA, Montpellier, France

<sup>4</sup> CIRAD, UPR Forêts et Sociétés, F-34398 Montpellier, France

<sup>5</sup> Forêts et Sociétés, Univ Montpellier, CIRAD, Montpellier, France

Article en préparation.

### Abstract

In the twenty first century, the Forest Landscape Restoration (FLR) approach emerged as a solution to regain ecological integrity and enhancing human well-being in deforested or degraded forest landscape. Key challenges in the FLR process are the identification of priority areas for intervention and the identification of restoration strategies and activities. The aim of this study was to propose a new approach to identify areas where forest landscape restoration would enhance multiple ecosystem functions and identified management strategies (passive or active restoration) in two districts in central Mozambique. The approach is based on (i) the ecosystem functions mapping to identify multifunctional hotspot and (ii) the assessment of the land-use history to differentiate areas with low or high regeneration potential. We derive three spatially-explicit ecosystem functions (biomass and soil carbon sequestration potential and forest connectivity) and one characteristic (woody species diversity potential) based on local field data. We map and provides information on land-use history, defined by the on-going fallow duration, the time since the first forest clearcutting and the number of crop-fallow cycles. Finally, we identified 118,629 ha of priority areas (10.9% of the study area) for forest landscape restoration, with 42,255 ha (36% of priority areas) have regeneration potential (passive restoration) and 76,373 ha (64%) have low regeneration potential and require intervention (active restoration) to recover ecosystem functionality and ability to provide ecosystem services. This study can contribute to the Mozambican government commitments to restore degraded landscapes.

**Keywords:** Forest regeneration, ecosystem functions, Miombo woodland, slash-and-burn agriculture, sequestration potential, species diversity, habitat connectivity.



## 2.1 Introduction

Land degradation can yield major impacts on food security, ecosystem services and human well-being at global scale. To address these issues, a number of global and regional goals and commitments have been endorsed by national governments, to stop and reverse land degradation and restore degraded lands. At the global level, ecological restoration and land degradation initiatives meet the commitments of the Bonn Challenge for Forest Restoration, which aims to restore 350 million hectares worldwide by 2030 or still by the Sustainable Development Goals (SDGs). Regional commitments such as the African Forest Landscape Restoration Initiative (AFR100), contribute to the Bonn Challenge. This initiative aims to restore and sustainably manage 100 million hectares of deforested and degraded landscape by 2030 in Africa and involve more than 30 African countries. More recently, the United Nations launched the UN decades for Landscape Restoration to stimulate national efforts to mitigate land degradation and paved the roads to land restoration at global scale.

Early in the twenty first century, the Forest Landscape Restoration (FLR) approach emerged as the right solution to regain ecological integrity and enhancing human well-being in deforested or degraded forest landscape (Mansourian et al., 2005). Today, this principle has been mainstreamed into others initiatives such as Sustainable Land Management or Landscape Restoration (LR). The main objective of FLR is not only to improve forest cover or to target the recovery of a reference ecosystem but to enhance the ecological functionality of the whole landscape and to meet present and future needs (Maginnis and Jackson, 2002). One of the key challenge in the FLR process is the identification of priority areas where restoration is likely to enhance multiple ecosystem functions (e.g. water retention, erosion control, carbon sequestration, habitat provision, climate regulation).

A number of guidelines (e.g. FAO, 2016; McDonald et al., 2016; Stanturf et al., 2017; Gann et al., 2019; ITTO, 2020) and technical guides (e.g. IUCN and WRI, 2014; FAO and WRI, 2019) have been developed to guide decision making in the context of forest landscape restoration. However, these international analytical frameworks are often theoretical and the practical implementation has not yet been generalized in many ecosystem as it required in-depth and site-specific knowledge (Orsi and Geneletti, 2010; Schulz and Schröder, 2017).

FLR requires to identify which restoration strategy and activities should be deployed (Holl and Aide, 2011). Restoration activities range from stopping human disturbances in order to allow natural regeneration referred as “passive restoration”) to implementing actions to promote regeneration (e.g. tree planting, pruning, soil decompaction, etc.) referred as “active restoration” (Chazdon, 2008; Holl and Aide, 2011). Passive restoration is recognised as a low-cost, large-area restoration approach that could meet the very ambitious targets of some countries (Chazdon and Guariguata, 2016). However, not all areas can be passively restored, it will depend on the context, socio-economic factors and forest regeneration potential. In practice, natural regeneration depends on the natural rate of recovery, which in turn depends on i) past land-use history and ii) the landscape context (Holl and Aide, 2011). Landscape context and past land use history can be assessed through the use of remote sensing data,



to identify regeneration potential over large areas. Nevertheless, assessing the full land-use history is often not possible, especially in slash-and-burn and mosaic landscape (Jakovac et al., 2021).

Slash-and-burn agriculture consists of a cyclic succession of cropping and fallow period. Assessing the land-use history requires a clear splitting of these two periods. Even though the increasing capacity of Earth Observation techniques this separation remains a technical challenge in smallholder-dominated landscape. Indeed, fallowed fields may be confused with cropped fields due to cropping techniques or climatic and soil conditions or with forest when fallow are wooded (Bégué et al., 2018). In addition, existing land use and land cover map commonly merge active crop and fallow in one category. Active fields, fallow land and natural vegetation may have similar spectral characteristics, fields may be small and have rapid conversion dynamics which necessitates the use of high resolution cloud-free time series. Besides, extent, frequency and duration of fallow period are rarely or not available in national agricultural statistics (Bégué et al., 2018; Tong et al., 2020).

Mozambique is committed to restore 1 million hectares of degraded landscapes through the AFR 100 initiative by 2030. The country is dominated by smallholding agriculture which represent more than 80% of the population and undergo high rates of deforestation and degradation (267,000 ha of forests per year for the 2003-2013 period, GoM, 2018) in particular in the central region of the country marked by dry forest ecosystem called Miombo landscape. Identifying suitable area for restoration is therefore a key challenge for the country, integrating local knowledge on ecosystem resilience, landscape trajectories and functions.

In this study we aimed i) to propose a new approach to identify priority areas for restoration and ii) to propose management strategies (passive or active restoration) based on the forest regeneration potential evaluation, in two districts in central Mozambique. We considered that the priority is the recovery of selected ecosystem functions and biodiversity. This study sought to identify areas where forest landscape restoration would most likely enhance ecosystem function and biodiversity. We therefore referred to the notion of “potential function” (Schulz and Schröder, 2017). Our approach is based on i) the ecosystem functions and characteristics mapping to identify multifunctional hotspot and ii) the assessment of the land-use history defined by the on-going fallow duration, the time since the first forest clearcutting and the number of crop-fallow cycles to evaluate forest regeneration potential.

## 2.2 Material and methods

### 2.2.1 Study area

This study focused on the Gilé and Pebane district, located in the northeastern part of Zambezia province in Mozambique (Figure 35). Gilé and Pebane district have an area of 8,977 km<sup>2</sup> and 10,102 km<sup>2</sup>, respectively, with mainly lowland area (mean elevation: 160 m) and a few mountains in the north, reaching heights of up to 1,052 m. The climate is a tropical savanna climate (or tropical wet and dry climate) according to Köppen climate classification, with a rainy season (November-April) and a dry season (May-October). The average annual rainfall is 1296 mm and the monthly mean annual



temperatures range between 21 and 28 °C during the 2010-2020 period (data from the climate engine web application - Huntington et al., 2017). Gilé and Pebane district population in 2017 was estimated at 222,387 and 195,857, respectively, with an annual population change between 2007 and 2017 of 2.8 % and 0.56 %, respectively (INE, 2021). The study area has a large proportion of natural Miombo woodland, covering 1,088,691 ha, more than 57 % of the two districts (Gilé: 521,144.64 ha; Pebane: 567,500.0 ha) and includes the Gilé National Park (GNAP) (Figure 1). The GNAP is a fully protected core area (2,861 km<sup>2</sup>) mainly composed of Miombo woodland (93 % of the total surface area) and a buffer zone (1,671 km<sup>2</sup>). Outside the GNAP, the vegetation is a complex mosaic of post-cultivation Miombo regrowth of different ages, cropland (maize, cassava, beans and peanuts), mature Miombo woodland and wooded savannas. This mosaic is driven by slash-and-burn agriculture, the main activity for 89 % of the population (Mercier et al., 2016).

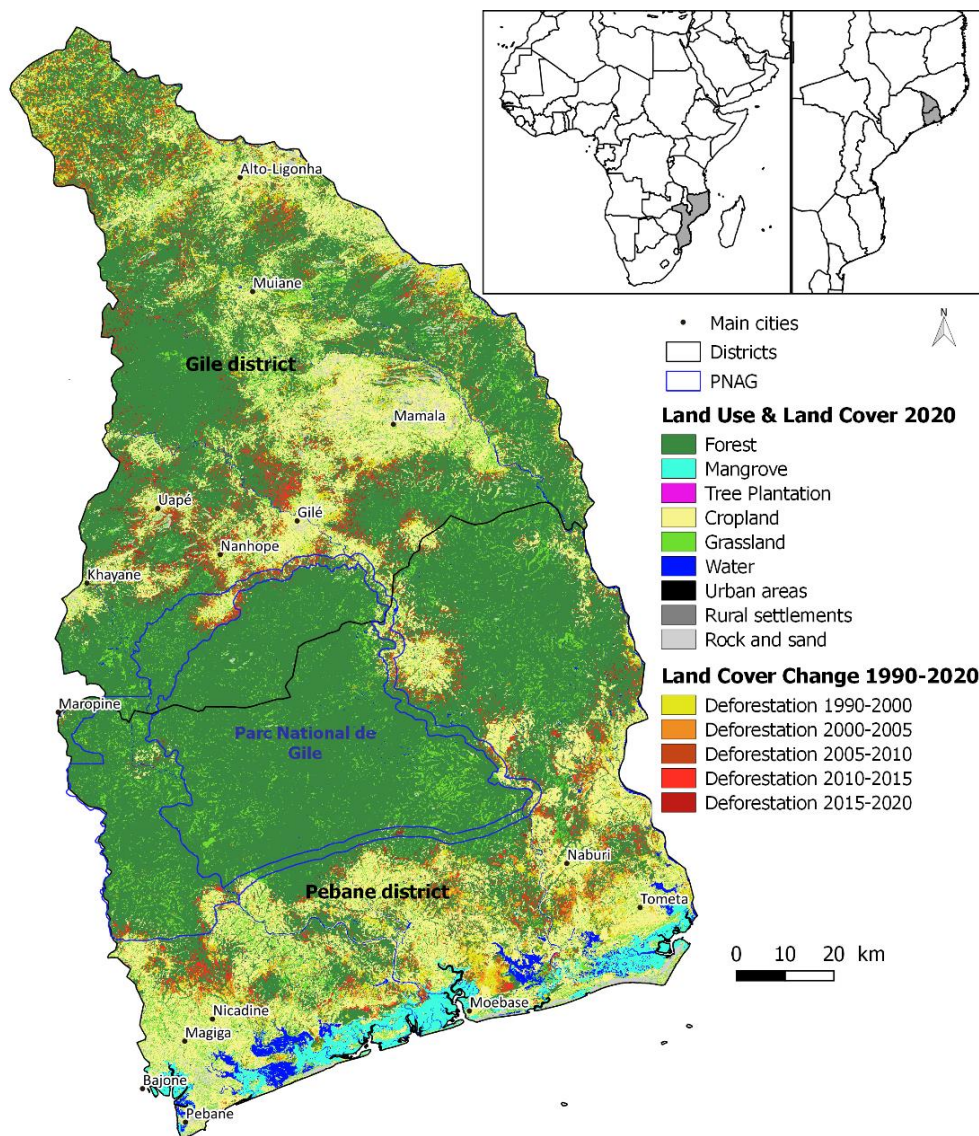


Figure 35 : Location of the study area (Land cover and Land Cover Change map: Mercier et al. 2016 & Grinand et al, in prep).





### 2.2.2 Conceptual framework

Based on previous works (Orsi and Geneletti, 2010; Schulz and Schröder, 2017) and general approaches as the one proposed by the IUCN (Restoration Opportunities Assessment Methodology - ROAM, IUCN and WRI, 2014), we further developed a framework to identify priority areas and management strategies for forest landscape restoration (

Figure 36). The methodology is divided into four steps: 1) to map potential ecosystem functions, characteristics and multifunctional hotspots; 2) to select priority areas for forest landscape restoration; 3) to assess the land-use history; and 4) to evaluate the Miombo regeneration potential to identify the management strategies.

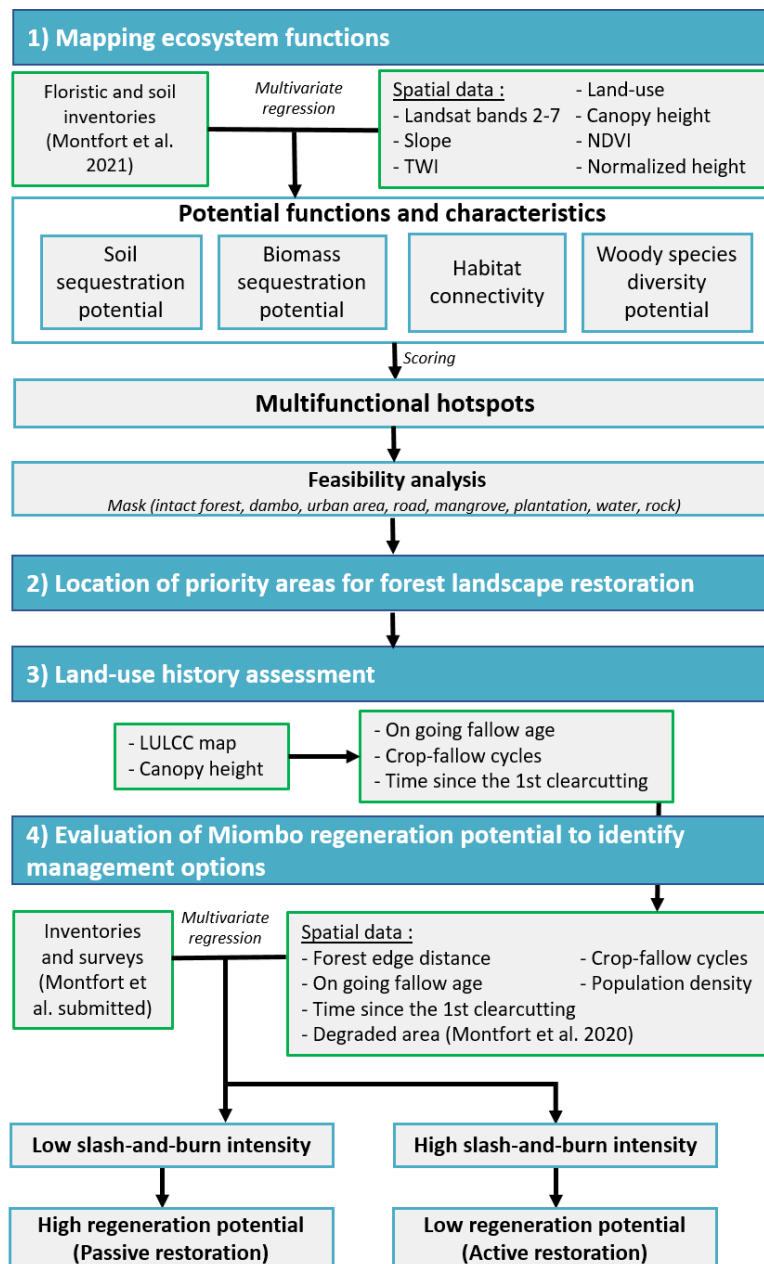


Figure 36 : Overview of the analysis procedure to identify priority area for forest landscape restoration would enhance multiple ecosystem functions and characteristics.



### 2.2.2.1 Map potential ecosystem functions, characteristics and multifunctional hotspots

We selected three exemplary ecosystem functions: soil and biomass carbon sequestration, and habitat connectivity, and one characteristic: woody species diversity. We mapped potential soil and biomass carbon sequestration and woody species diversity using a multivariate spatial modelling based on field data and spatial explanatory covariables. We assessed potential habitat connectivity using a corridor planning approach.

*Soil and biomass carbon sequestration potential and woody species diversity potential:* First, carbon stock in soil and biomass and woody species diversity was modelled using a multivariate spatial modelling, through the use of a decision tree algorithm (Random Forest, Breiman, 2001) and following the method applied by Grinand et al. (2017). This algorithm was successfully used for soil carbon stock (e.g. Grinand et al., 2017), biomass (e.g. Baccini et al., 2012; Vieilledent et al., 2016) and species diversity mapping (e.g. Mallinis et al., 2020). The model was calibrated using data from field inventories and spatial explanatory covariables: 2019 landsat image (bande 2-7), altitude, slope, normalized vegetation index (NDVI), topographic wetness index (TWI), canopy height, and normalized height (Table 1). Fifty plots were used for soil carbon stock mapping and 76 plots for biomass carbon stock and species diversity mapping (from Mercier et al., 2016; Montfort et al., 2021, Montfort et al., under review). Once the model had been calibrated, it was applied to the spatial explanatory variables to predict carbon stock in soil and biomass and Shannon diversity index over the entire study area. It provides an internal variable importance measure. In the present study, we used the mean decrease accuracy to identify the most important explanatory covariables. We measured how much accuracy is lost by the model by excluding each variable. Then the soil and biomass sequestration potential and woody species diversity potential have been calculated by subtracting the actual modelled value from the maximal value obtained in the study area. All statistical tests were performed in R software using the “randomForest” and “raster” packages (Law and Wiener, 2018; Hijman, 2021; R Core Team, 2021).

*Habitat connectivity:* To identify potential areas where restoration would enhance landscape connectivity, we mapped the least-cost pathways and corridors between forest patches of more than one hectare (extracted from the LULCC map) using the Graphab software (Foltête et al., 2021).

*Multifunctional hotspots:* To map multifunctional hotspot, 1) we normalized each potential ecosystem function and characteristic maps to the range [0,1], using the formula  $(\text{value} - \text{min}) / (\text{max} - \text{min})$ ; 2) as proposed by Schulz and Schröder (2017) we reclassified the potential ecosystem function and characteristic maps into classes scoring above and below median values to select the areas with the highest potential. The values above the median get the value 1 and those below the median get the value 0; and 3) on each pixel we summed the scores of each reclassified potential ecosystem function and characteristic map. We obtained values from 0 to 4, depending on the number of potential functions in each pixel.

*Feasibility analysis:* As used by Schulz and Schröder (2017), we applied a mask of spatial constraints on maps of regeneration potential and need for intervention to exclude area without feasibility for



restoration. Urban areas, road, rock, water where restoration is unlikely and intact forest, dambo, mangrove and tree plantation where restoration is not required or feasible were considered as spatial constraints.

### 2.2.2.2 Select the priority area for forest landscape restoration

Priority areas for forest landscape restoration were extracted by selecting the areas with the highest scores, i.e. 4, on the multifunctional hotspot map. Finally, areas smaller than 1 ha were filtered out of the map because their importance is considered negligible.

### 2.2.2.3 Land use history assessment

Three key indicators of land-use history were estimated or derived from existing dataset to evaluate Miombo regeneration potential:

*On-going fallow duration:* We used a two-step approach: 1) agricultural land mapping and 2) fallow mapping inside the agricultural land mask. First, to generate a mask of cultivated land (cropped and fallowed fields) we combined two maps produced from a mosaic of cloud-free Landsat images at 30 m resolution: the land use and land cover change (LULCC) map produced by Mercier et al. (2016) for the 1990-2013 period and the national LULCC map from 2000 to 2020 produced by Grinand et al. (in prep). The land typology of the combined map is composed of nine land cover categories (forest, cropland, grassland, tree plantation, mangrove, water, urban areas, rural settlements, rocks and bare soil) for 2020, and five periods of deforestation between 1990 and 2020. We merged the cropland category and the five periods of deforestation to obtain the cultivated land map. Then, the 30 m spatial resolution global canopy height map for the year 2019 from Potapov et al. (2021) was used as a proxy of on-going fallow duration by applying a two-step approach: i) evaluation of the relationship between fallow age and canopy height based on floristic inventory data (Mercier et al., 2016; Montfort et al., 2021 and Montfort et al., under review) (Figure 37); and ii) application of the equation (Age of fallow =  $2.33 * \text{canopy height} - 4.91$ ) to the canopy height product inside the agricultural land mask. The global canopy height product was selected because the comparison between the fallow height data measured in the field and the predicted data showed that the prediction of the canopy height by Potapov et al., 2021 in our study area was good ( $R^2 = 0.70$ ; RSME = 1.4; Figure 38).

*Time since the first forest clearcutting:* The time since the first clearcutting was calculated by subtracting 2019 by the date of the first forest clearcut event. The first forest clearcut event was determined by taking the first date of each deforestation period from the LULC map.

*Number of crop-fallow cycles:* The number of crop-fallow cycles was calculated by subtracting the time since the first clearcutting by the on-going fallow duration and the last cropping time (3 years generally in the study area) and dividing the result by the cropping time (3 years) and the average fallow duration (4.8 years in the study area) (Montfort et al., under review). Finally, to get the total number of cycles including the last cycle, we added one to the results obtained before.



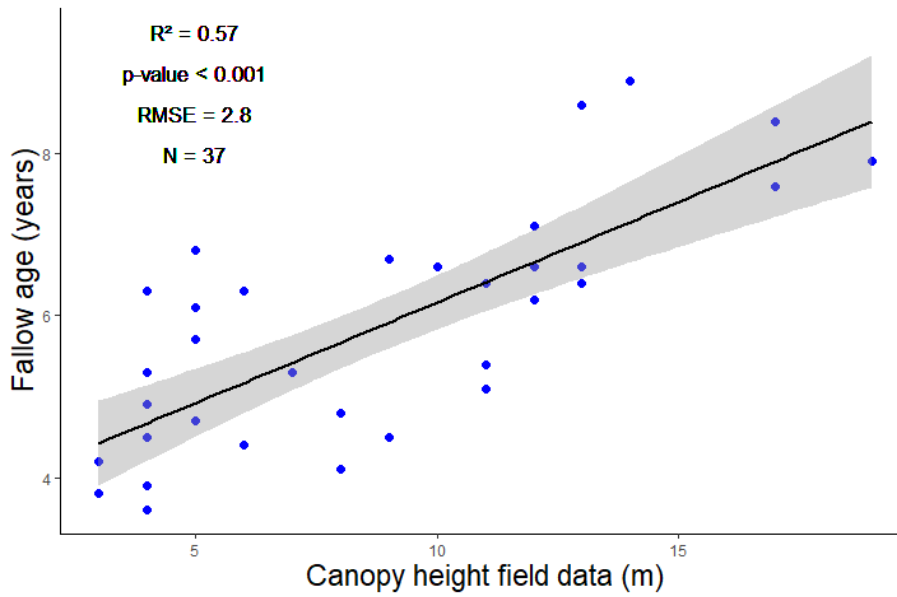


Figure 37 : Relationship between fallow age (years) and canopy height (m) based on floristic inventory data.

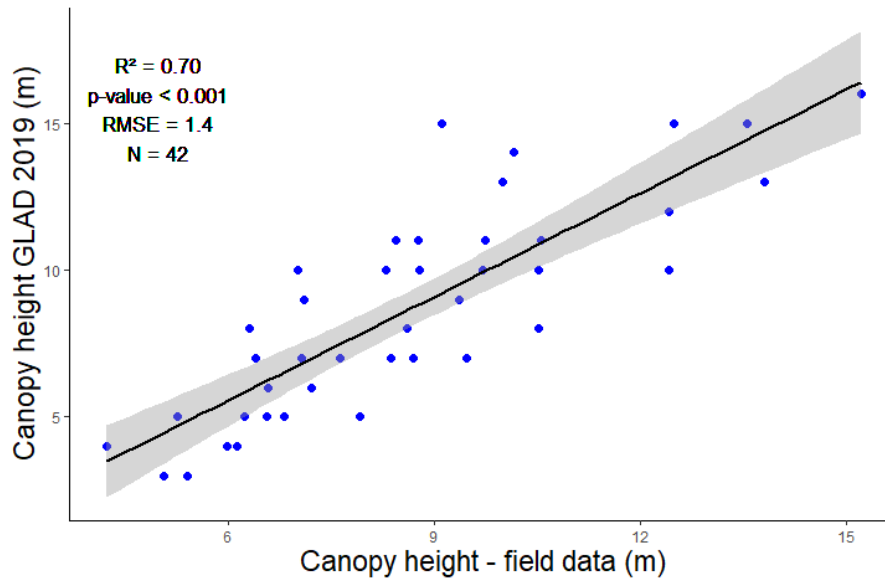


Figure 38 : Comparison between the fallow height data measured in the field and the predicted data from Potapov et al. 2021 (Global Canopy Height – GLAD).

#### 2.2.2.4 Evaluation of the Miombo regeneration potential to identify management strategies

*Land-use intensities analysis:* Regeneration potential of the priority areas identified was evaluated from land-use intensity history. We identified areas with low land-use intensity and areas with high land-use intensity in the study area. We used the random forest algorithm to map the probability of occurrence of these two categories in the study area. The model was calibrated using data from field



inventory (Montfort et al., under review) and spatial explanatory variables. We used six explanatory variables related to i) land-use history: number of crop-fallow cycles, time since the first clearcutting, on-going fallow age, degraded area; ii) accessibility: forest edge distance and iii) demography: population density (Tableau 22). Once the model had been calibrated, it was applied to the spatial explanatory variables to predict probability of occurrence of these two categories over the entire study area. To identify areas with high or low regeneration potential, we reclassified the maps into classes scoring above (1) and below (0) median values. All statistical tests were performed in R software using the “randomForest” and “raster” packages (Law and Wiener, 2018; Hijman, 2021; R Core Team, 2021).

*Tableau 22 : Explanatory variables used in the trajectories historical analysis and in the ecosystem functions analysis*

Variables name	Definition	Data source	Resolution
<b>Trajectories historical analysis</b>			
Number of cycles	Number of crop-fallow cycles	This study	30 m
Time since the 1er clearcutting	Time since the first forest clearcutting (years)	This study	30 m
On-going fallow duration	Fallow age (years)	This study	30 m
Degraded area	Areas of land productivity decrease	Montfort et al., 2020	250 m
Forest edge distance	Euclidean distance from forest edge (meters)	LULCC map	Vector
Population	Population density (people / km <sup>2</sup> )	Tiecke et al., 2017	30 m
<b>Ecosystem functions analysis</b>			
Landsat image (bands 2-7)	Landsat band 2 - 7, sensor : OLI/TIRS (reflectance)	USGS	30 m
NDVI	Normalized Vegetation Index	Landsat image	30 m
Canopy height	Global canopy height map for the year 2019	Potapov et al. 2021	30 m
Elevation	Elevation (meters)	SRTM	30 m
Slope	Slope (degree)	SRTM	30 m
Normalized height	Normalized height (meters)	SRTM	30 m
TWI	Topographic Wetness Index	SRTM	30 m

## 2.3 Results

### 2.3.1 Spatial distribution of potential ecosystem functions and characteristic

In the study area, the biomass carbon stocks range from 0 to 99.7 MgC.ha<sup>-1</sup> (Figure 39, A1), the soil carbon stocks range from 0 to 27.2 MgC.ha<sup>-1</sup> (Figure 39, B1), and the Shannon diversity index from 0 to 3.4 (Figure 39, C1). We obtain R<sup>2</sup> of 0.66 for biomass carbon stocks (Figure 39, A3), 0.73 for soil carbon stocks (Figure 39, B3) and 0.82 for woody species diversity (Figure 39, C3). RMSE are 13.1, 5.3 and 0.3 for biomass carbon stocks, soil carbon stocks and woody species diversity, respectively. Elevation is the most important explanatory covariables to explain biomass carbon stocks and woody species diversity patterns and normalized height the most important explanatory covariables to explain soil carbon stocks (Figure 39, A2-C2). The second most important explanatory covariables for biomass and soil carbon stocks and woody species diversity patterns were canopy height, elevation and the normalized height, respectively.



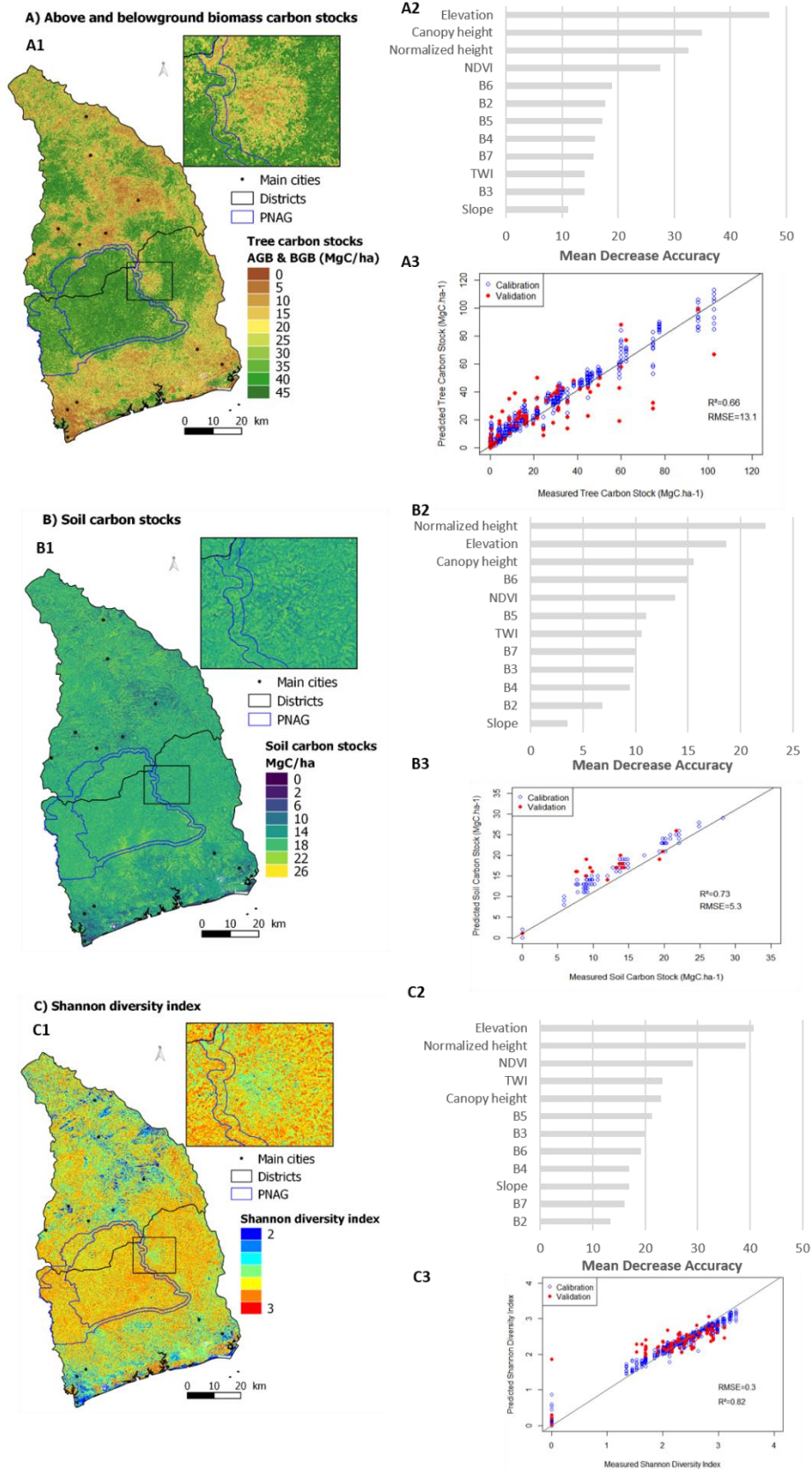


Figure 39 : Spatial estimation (1), predicted vs measured plot for calibration and validation datasets (2) and average relative importance of variables (3) for carbon stock in biomass (A) and soil (B) and woody species diversity. Variables names and description are given in Table 1. The accuracy measurements ( $R^2$ , RMSE) are calculated with the validation dataset.



Maps of the three potential ecosystems functions and the characteristic are shown in Figure 40. Potential carbon sequestration (biomass and soil) and woody species diversity potential have similar patterns and forms continuous spatial networks in area with feasibility for restoration (Figure 40 A-C). Higher values are obtain for the carbon sequestration potential in biomass and more heterogeneous patterns was observed for soil carbon sequestration potential. For potential habitat connectivity, the resulting corridor network between the forest patches extends on 500 283 ha, this network is very dense due to the large number of forest patches present in the two districts (Figure 40 D).

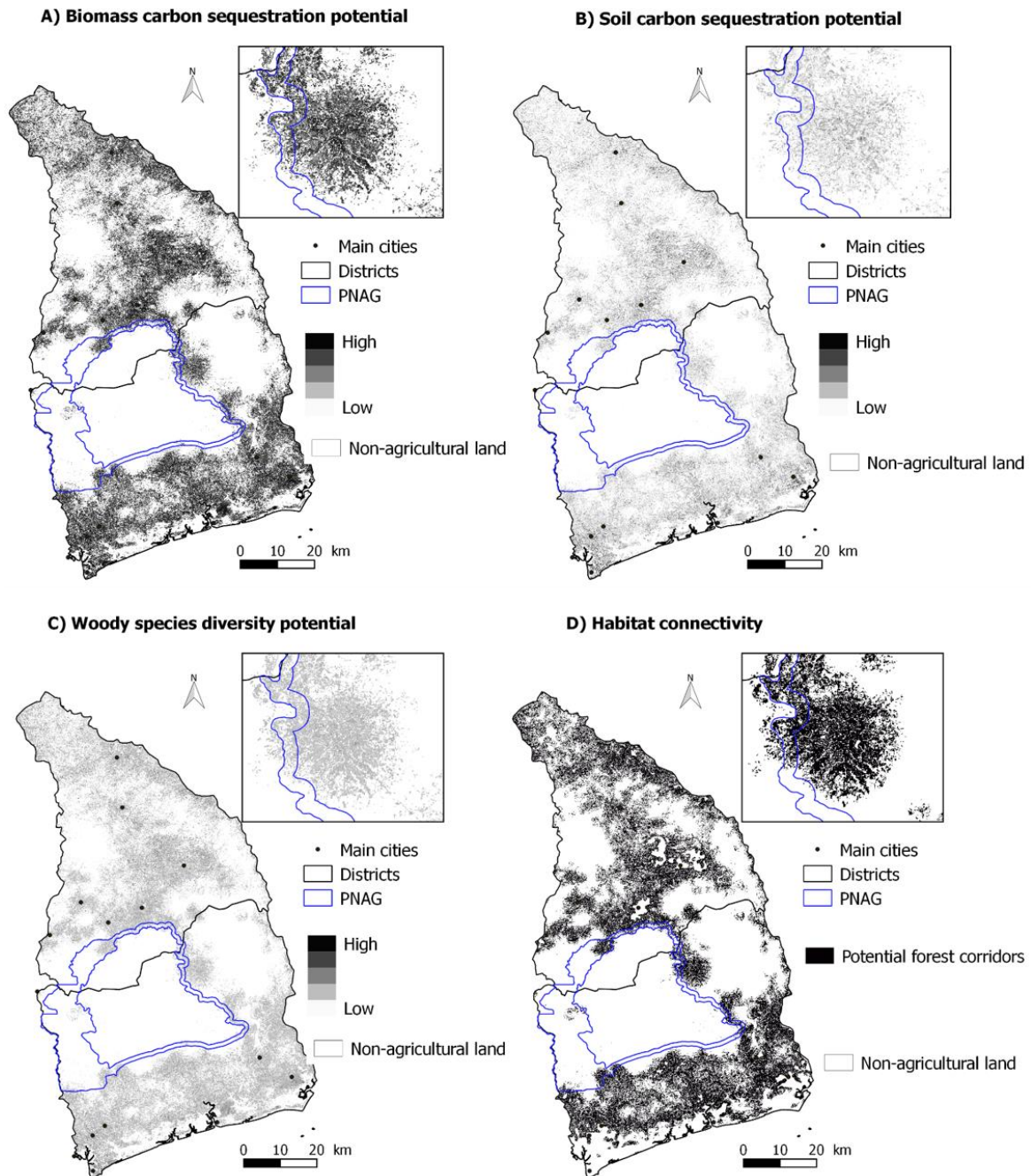


Figure 40 : Maps of potential ecosystems functions and characteristic: A) Biomass carbon sequestration potential, B) Soil carbon sequestration potential, C) Woody species diversity potential, D) Habitat connectivity.



### 2.3.2 Priority areas for forest landscape restoration

Altogether, identified priority areas for forest landscape restoration extend over 118,629 ha (Gile district: 60,348 ha; Pebane district: 58,281 ha), which is about 10.9% of the study area (Figure 41).

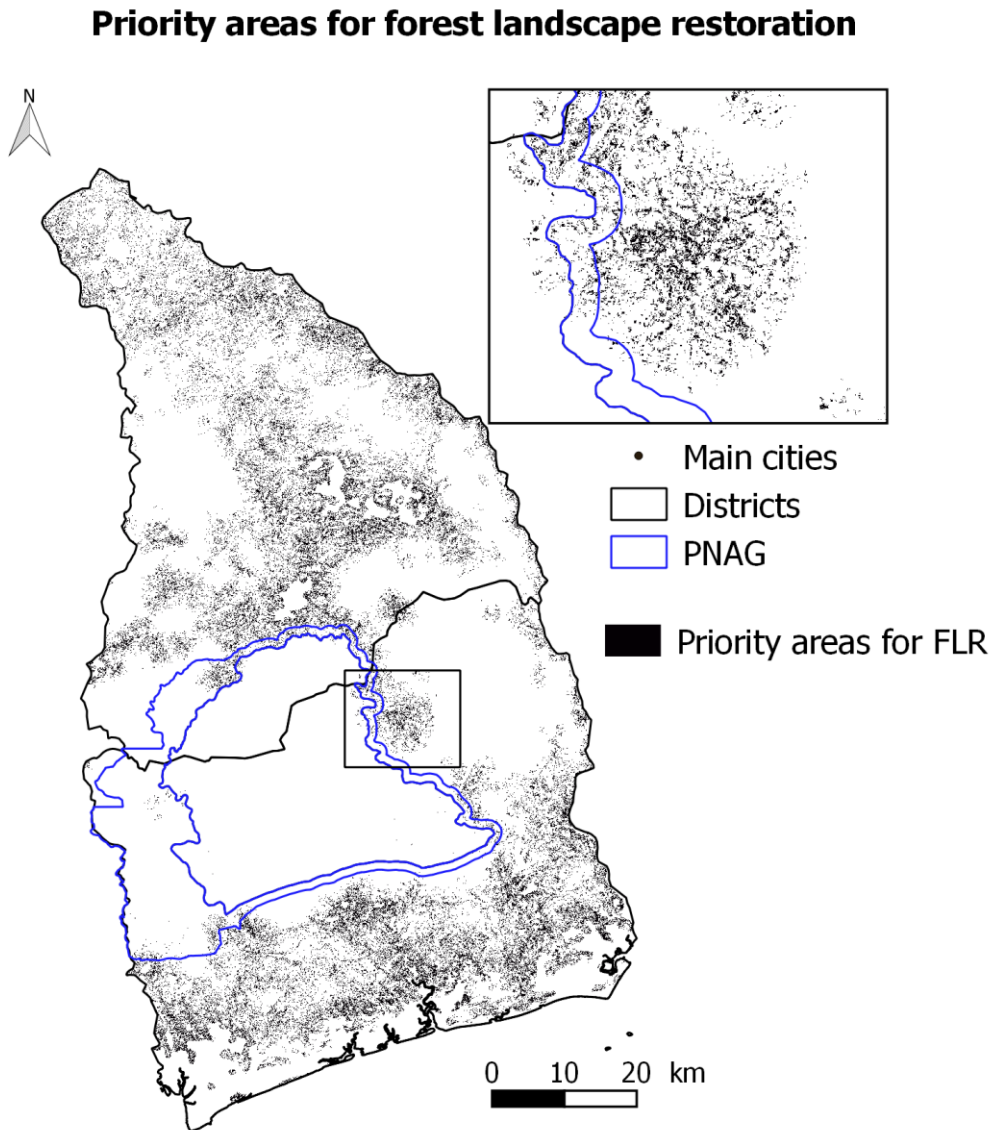


Figure 41 : Map of priority areas for forest landscape restoration in Gilé and Pebane districts





### 2.3.3 Land-use history assessment

We estimated that agricultural land extended in 2019 over 571,369 ha (18 % of the total study area), with 379,698 ha (66 %) of fallowed field and 191,671 ha (34 %) cropped field (Figure 42 A). Most of the fallowed field (63 %) were  $\leq 7$  years old (Figure 42 B). The most frequent fallow age class represented in the study area was 4-7 years old class (134,728; 35 % of the fallowed field). Almost 70 % of the agricultural land have been cultivated for more than 35 years (Figure 42 C). The number of crop-fallow cycles varied in the study areas, but 61 % of the agricultural land (347,772 ha) experienced more than 6 crop-fallow cycles (Figure 42 D).

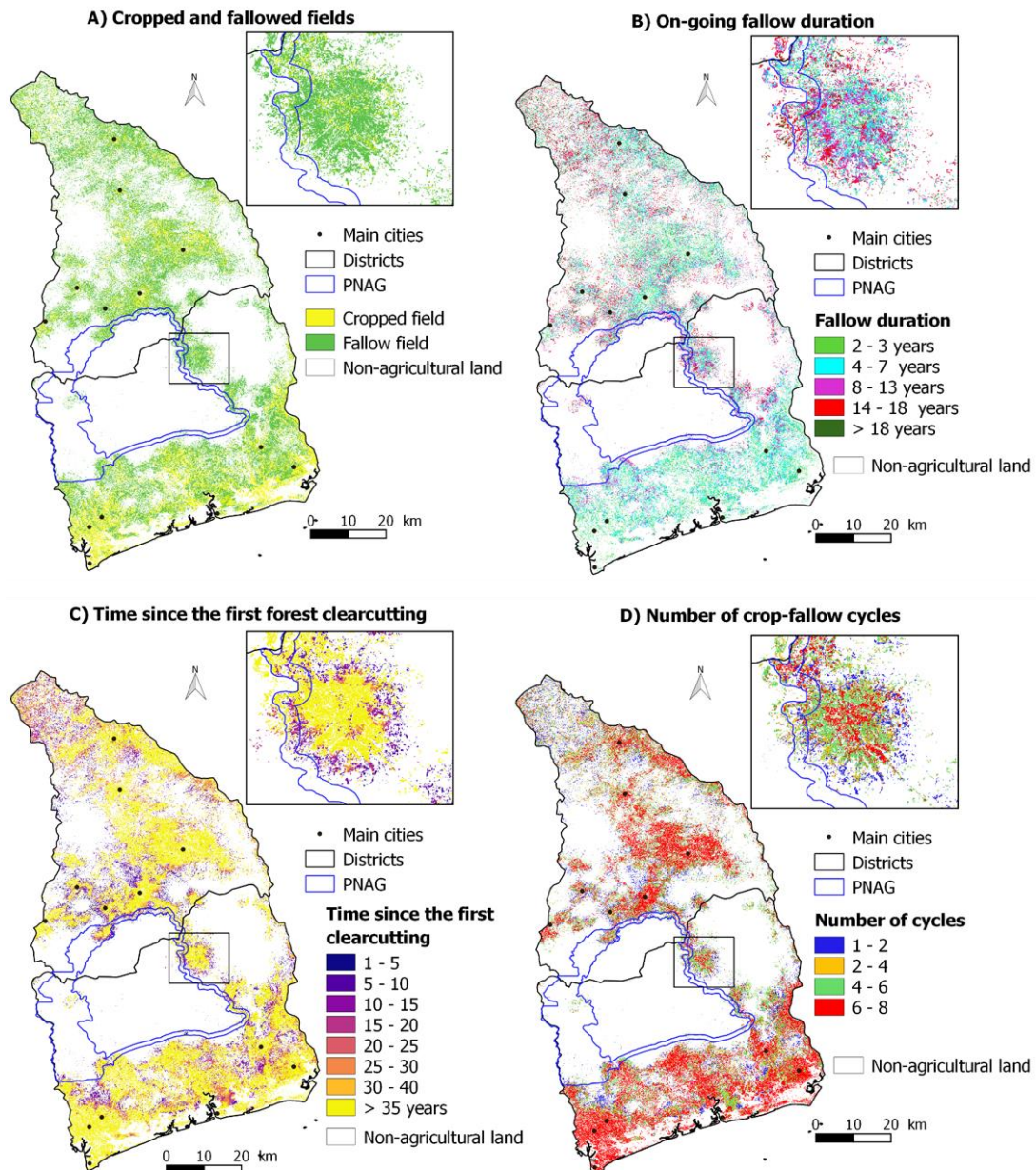


Figure 42 : Map of the land-use history of the study area: A) Map of cropped and fallowed field in 2019, B) Map of on-going fallow duration (in years) in 2019, C) Map of the time since the first forest clearcutting (in years), D) Map of the number of crop-fallow cycles.



### 2.3.3.1 Evaluation of the Miombo regeneration potential to identify management strategies

Maps of land-use intensity masked by restorations constraints are shown in Figure 43. Low land-use intensity have an equal spatial extent with 283,353 ha and 287,356 ha, respectively. Low land-use intensity occurs more clearly close to the forest edge and high land-use intensity are located close to settlement areas.

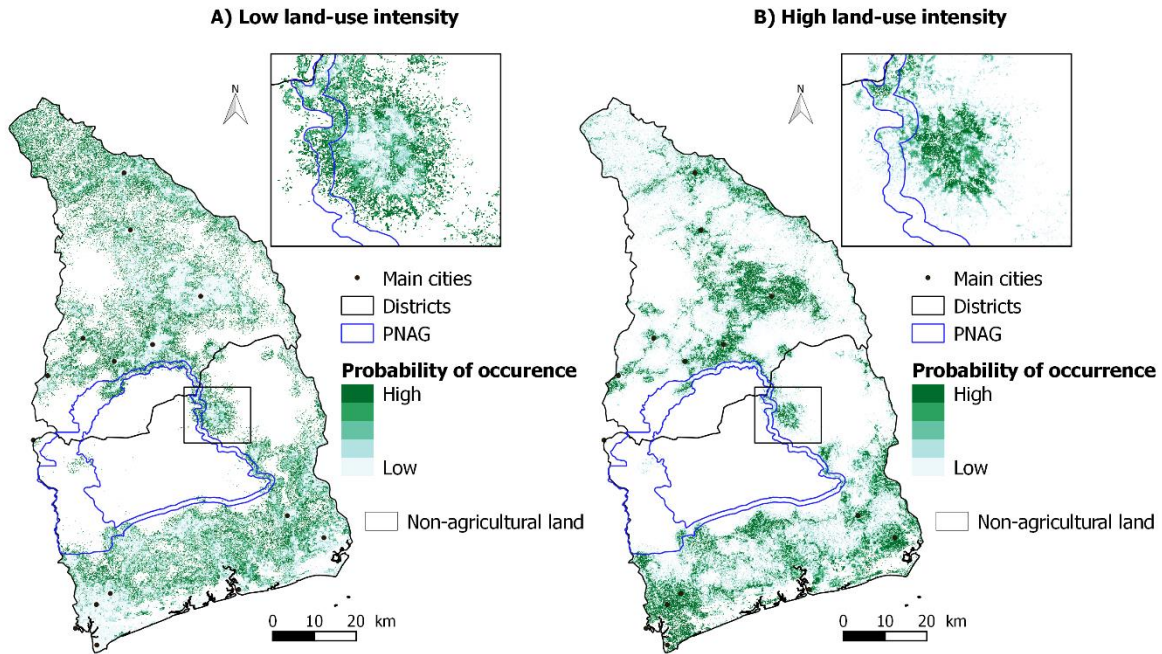


Figure 43 : Maps of probability of occurrence of the low land-use intensity sites (A) and high land-use-intensity sites (B).

Of the overall priority areas 42,255 ha (36 %) have high regeneration potential and 76,373 ha (64 %) have low regeneration potential (Figure 44 and Tableau 23). Areas with regeneration potential are more scattered, whereas areas with low regeneration potential forms larger continuous patches. Passive restoration is possible on areas with high regeneration potential, while on areas with low potential active restoration is required. Most designated priority areas for forest landscape restoration are on cropped field with 62,445 ha (53 %), follow by young fallow fields of 2-3 years (23,918 ha – 20 %) and 4-7 years (21,701 ha – 18 %).



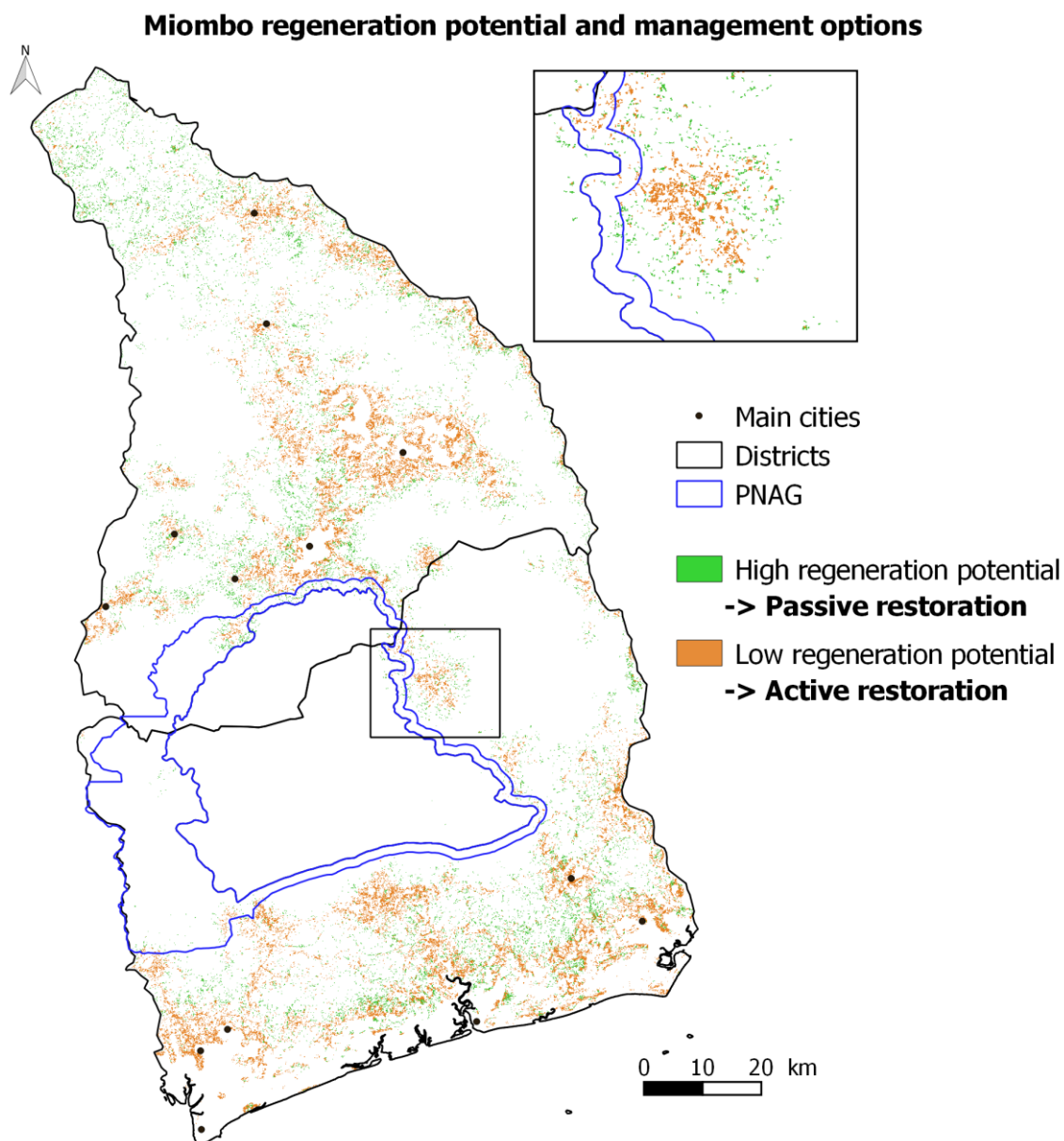


Figure 44 : Miombo regeneration potential and management strategies in Gilé and Pebane districts

Tableau 23 : Extent of current land cover classes within the identified priority areas for forest landscape restoration.

Land cover	Passive restoration (ha)	Active restoration (ha)	Sum (ha)
Cropped field	19,499.1	42,946.2	62,445.3
Fallowed field			
2 - 3 years	7,015.4	16,902.4	23,917.8
4 - 7 years	9,010.6	12,690.8	21,701.4
8 - 13 years	4,497.1	3,146.6	7,643.7
14 - 18 years	2,062.8	596.3	2,659.1
> 18 years	170.46	91.3	261.8
<b>Total area</b>	<b>42,255.5</b>	<b>76,373.5</b>	<b>118,629.0</b>



## 2.4 Discussion

### 2.4.1 Forest landscape restoration areas and management strategies in Gilé and Pebane districts

Using a framework combining multiple function and characteristic mapping and land-use history assessment, we identified potential forest landscape restoration areas and management strategies. Our results show that of the overall priority areas (118,629 ha), 42,255 ha (3.9 %) have high regeneration potential (passive restoration is possible) and 76,373 ha (7 %) have low regeneration potential and require active restoration to recover ecosystem functionality and ability to provide ecosystem services. In Gile and Pebane districts 58,548 ha and 60,080 ha of priority areas were identified, respectively. In Gilé district, this is almost of double what was identified as potential land for FLR (31,220 ha) by the MITADER (Ministry of Land, Environment and Rural Development) and the IUCN based on the Restoration Opportunities Assessment Methodology using a Multi-criteria Analysis (MITADER, 2018b).

For lands with high regeneration potential and where forest is planned to become the dominant land use, passive restoration through the removal of disturbances and assisted natural regeneration (ANR) can be recommended (Chazdon, 2008; Holl, 2020). Assisted natural regeneration of forests can be very benefit for native biodiversity recovery, carbon sequestration and soil properties recovery. For land that require active restoration, interventions (e.g. reforestation, soil restoration, agroforestry or conservation agriculture) will depend on local population priorities, on the degradation level and on the previous land-uses (Chazdon, 2008; Holl, 2020). Restoration of agricultural land through agroforestry, conservation agriculture practices or fire control can be benefit to improve crop productivity, increase soil fertility, or enhance water retention.

### 2.4.2 Challenge in mapping ecosystem functions

We selected three exemplary functions and one characteristic locally relevant for the identification of priority areas. Potential carbon sequestration (biomass and soil) and woody species diversity potential have similar patterns. However, potential habitat corridor patterns differ slightly from other functions and here we elaborate a non-species-specific map but the spatial extent of corridor depends on species target and its dispersal capacity and therefore can vary greatly (Gustafsson and Hansson, 1997). These results highlight that potential ecosystem functions can have different patterns and there are trade-offs between functions (Schulz and Schröder, 2017). This demonstrate that restoring ecosystems in multifunctional hotspots might increase the effectiveness of restoration effort but benefits might increase by prioritising functions and considering the complementarity between areas (Schulz and Schröder, 2017). In addition, the results may differ depending on the functions selected, the data and thresholds used, which underlines the importance of including stakeholders, local people and researchers, defining targets and objectives and using available local data (Schulz and Schröder, 2017).

Mapping ecosystem functions and characteristic remains a challenge (Burkhard and Maes, 2017) and many studies used global data, which are sometimes not locally relevant. In this study, we used field



data from soil and floristic inventories to model biomass and soil carbon sequestration and woody species biodiversity. To our knowledge, there is currently no published woody species biodiversity map for our study area and the recent global data available for soil organic carbon stocks (Soil Grid - Hengl et al., 2017) and woody above ground biomass (Bouvet et al., 2018) are less accurate than model based on local data. Indeed, in this study, we obtain a much lower deviation between estimated and observed data than global data for soil organic carbon stocks (this study:  $R^2 = 0.73$ ; Hengl et al:  $R^2 = 0.06$ ) and for AGB and BGB carbon stocks (this study:  $R^2 = 0.66$ ; Bouvet et al.:  $R^2 = 0.40$ ).

### 2.4.3 Assessing land-use history as a contribution for land-use management

This study provides detailed insights on local land-use history and the distinction between fallowed and cropped field, previously undocumented in the study areas and which remains a technical challenge in smallholder-dominated landscape (Bégué et al., 2018; Jakovac et al., 2021). Land-use history assessment and fallow and crop land mapping provides baseline information for land management strategies and agriculture policies (Jakovac et al., 2017; Bégué et al., 2018). In addition, integration of historical land-use dynamics is suggested as a first step for Forest Landscape Restoration assessment (Lamb and Gilmour, 2003) and allows the identification of areas where there is regeneration potential and therefore where cost-effective restoration strategies are more likely to be successful (Schulz and Schröder, 2017).

Predictive maps of regeneration potential and need for intervention show clear pattern with regeneration potential close to the forest edge and need for interventions close to settlement areas, which is consistent with local field knowledges and the ecological description of the study area. Therefore, the integration of remote-sensing data to assess the land-use dynamics provides an opportunity for identified areas of regeneration potential over the whole study area (Schulz and Schröder, 2017). This framework can be used to spatially targeting local feasibility studies for active or passive restoration initiatives, and contributes to the selection of appropriate interventions (Chazdon et al., 2015; Schulz and Schröder, 2017). For example, promoting natural regeneration in areas with good regeneration capacity, which is an important strategy for large-scale and cost-effective forest restoration (Chazdon and Guariguata, 2016).

### 2.4.4 Perspectives for forest landscape restoration in Mozambique

By relying on past conditions and current or potential functions and characteristic our approach does not take into account the possible future evolution of landscapes and in particular changes in climate and human practices. However, in the context of forest landscape restoration it is necessary to orientate landscapes towards conditions of composition, structure and functioning better adapted to future conditions (Schulz and Schröder, 2017). A possible improvement to this framework could be the addition of climate change and land-use change scenarios. Furthermore, our framework does not take into account all ecological and socio-economic aspects and all the areas identified may not all be suitable areas for restoration. Prior to any restoration project, impacts on the overall landscape must be assessed (e.g. impacts of forest restoration on agricultural land distribution or on deforestation).



Further field-based information and inclusion of stakeholder and expert knowledge and opinion are required for further developing a large-scale restoration planning tool adapted to local context.

The priority areas identified within this framework can be seen as a starting point for discussions with local authorities and stakeholders (Schulz and Schröder, 2017). The spatial identification of priority areas could be used to identify villages within or adjacent to these hotspot and the ecosystem function maps can be used as a tool to discuss stakeholder's priorities. Our framework can supplement national approaches, such as the ROAM approach (IUCN and WRI, 2014), by locating areas with regeneration potential and modelling ecosystem functions from local rather than global data.

## 2.5 Conclusion

In this study, we further developed a framework to identify priority area for forest landscape restoration would enhance multiple ecosystem functions and characteristic in two districts in central Mozambique. This framework uses sound local knowledge and field data to assess land-use history, map regeneration potential, three ecosystem functions and one and characteristic. Overall, 118,629 ha of priority areas for forest landscape restoration were identified. In addition, this study provides detailed insights on land-use history, on fallow fields extent and the mapping of ecosystem functions (soil and biomass carbon sequestration, woody species diversity) previously not documented in the study area. This study can contribute to the Mozambican government commitments to restore one million hectares of degraded landscapes through the AFR 100 initiative with an operational framework for the identification of priority areas which take into account multiple function.

## 2.6 Acknowledgements

This research was funded by Nitidæ, the French National Association of Technical Research (French acronym ANRT) and the French Agricultural Research Centre for International Development (French acronym CIRAD). The authors would like to thank the teams of Nitidæ and the François Sommer International Foundation for Wildlife Management (French acronym FFS -IGF) who provided helpful inputs during our ground surveys and sampling in the Gilé National Park region.



### 3 Conclusion de l'étude

En conclusion, nous reprenons les deux problématiques qui ont été posées dans la présentation du chapitre :

- **Comment identifier les zones et les stratégies de gestion appropriées pour la restauration afin d'améliorer de multiples fonctions et caractéristiques de l'écosystème ?**

Dans ce chapitre, nous présentons un cadre d'analyse pour identifier les zones prioritaires et les stratégies de gestion pour la restauration des paysages forestiers, adapté au contexte Mozambicain. Cette méthodologie basée sur une évaluation écologique associe i) la cartographie de fonctions et d'une caractéristique de l'écosystème pour désigner des hotspots multifonctionnels et ii) l'évaluation de l'historique de l'occupation des terres pour distinguer les zones ayant un potentiel de régénération et celle où des interventions, telle que la restauration active, seraient nécessaires. La modélisation des fonctions et caractéristiques de l'écosystème à partir de données collectées localement permet d'obtenir des cartes plus précises et cohérentes avec les observations de terrain que les produits mondiaux disponibles. De plus, l'usage de l'algorithme *RandomForest* (Breiman, 2001), présentant de bonnes capacités prédictives et une faible paramétrisation, permet avec l'ajout de données actualisées une réutilisation rapide et simple. La restauration de l'écosystème dans les hotspots multifonctionnels pourrait réduire les efforts déployés pour la restauration, mais ce chapitre montre également que les bénéfices peuvent augmenter en priorisant certaines fonctions et en considérant la complémentarité entre les zones (Schulz and Schröder, 2017). L'intégration des données de télédétection pour évaluer la dynamique de l'occupation des terres permet d'identifier les zones potentielles de régénération sur l'ensemble de la zone d'étude. Ces résultats peuvent être utilisés pour cibler les initiatives de restauration active ou passive et contribuer à la sélection d'interventions appropriées (Chazdon et al., 2015; Schulz and Schröder, 2017). En s'appuyant sur des données collectées sur le terrain et l'utilisation de données spatiales disponibles à large échelle, cette méthodologie reproductible permet d'obtenir des résultats cohérents localement et de cibler plus efficacement les sites les plus pertinents en termes d'objectifs pour la restauration. Ces zones identifiées peuvent ensuite orienter la sélection des zones d'intérêt sur un territoire et être le point de départ des discussions avec les autorités locales et les parties prenantes.

- **Comment l'utilisation des données de terrain et des produits satellitaires permet de reconstituer l'historique de zones cultivées dans les paysages dominés par l'agriculture sur brûlis ?**

La reconstitution de l'historique des zones cultivées est souvent compliquée à obtenir et c'est d'autant plus vrai dans les paysages dominés par l'agriculture sur brûlis où les conversions d'usages des terres sont rapides (Bégué et al., 2018; Jakovac et al., 2021). Ces dernières années, les outils de télédétection ont pu montrer de bonnes capacités pour reconstituer ces historiques (e.g. Dutrieux et al., 2016; Jakovac et al., 2017). Mais les méthodologies utilisées sont gourmandes en images satellite sans nuages et les mosaïques paysagères marquées par des parcelles cultivées de petite taille (parfois moins d'un demi-hectare), ajoutent des difficultés dans l'analyse. Dans cette étude, nous nous sommes intéressés à trois paramètres : la durée de la jachère en cours, le temps écoulé depuis la première



coupe forestière et le nombre de cycles de culture-jachère. Nous avons dans un premier temps cartographié le domaine cultivé à partir des cartes d'occupation et de changement d'occupation disponibles (Mercier et al., 2016; Grinand et al., en préparation). Puis, nous avons distingué spatialement les champs en cours de culture des jachères avec des données globales sur la hauteur de la canopée (Potapov et al., 2021) et des données collectées sur le terrain (hauteur de la canopée et âge de la jachère). La hauteur de la canopée est utilisée comme proxy de l'âge de la jachère. Le temps écoulé depuis la première coupe forestière et le nombre de cycles de culture-jachère ont été déterminés à partir des cartes d'occupation du sol et de changement d'occupation du sol et des connaissances de terrain sur la durée de la période de culture et la durée moyenne des jachères. Cette étude fournit des informations détaillées sur l'histoire locale de l'utilisation des terres et la distinction entre les champs en jachère et les champs cultivés, défis technologique en télédétection non documentés dans la zone d'étude.







---

# Chapitre 6

## Synthèse, discussion et perspectives

---



Habitations sur le mont Namuli (Province de Zambézie, Mozambique, photo de Montfort F., 2019)



## 1 Synthèse des résultats

### 1.1 Retours sur les objectifs de thèse

Pour rappel, l'objectif général de la thèse était d'analyser les dynamiques, les caractéristiques et les déterminants de l'état des paysages forestiers du Miombo au Mozambique, afin de proposer des orientations pour la restauration.

Pour répondre à cette problématique, ce travail de thèse s'est attaché à répondre à trois objectifs:

- Proposer une méthodologie basée sur des données de télédétection pour caractériser l'état des terres, comprendre les facteurs de changement et proposer des cartes de dégradation à l'échelle nationale en fonction des services visés.
- Évaluer la résilience de l'écosystème du Miombo après agriculture sur brûlis, par la réalisation d'inventaires floristiques et pédologiques à l'intérieur et en périphérie du Parc National de Gilé dans la province de Zambézie.
- Proposer une méthodologie basée sur des outils de télédétection et les données de terrain issues des deux premiers objectifs, pour identifier les zones prioritaires et les stratégies de gestion appropriées pour la restauration afin d'améliorer diverses fonctions de l'écosystème à l'échelle des deux districts dans lesquels le Parc National de Gilé est localisé.

Afin d'atteindre ces objectifs, notre travail s'est principalement appuyé sur :

- Une revue systématique de la littérature.
- Des campagnes de terrain pour la réalisation d'inventaires floristiques et de sol, des enquêtes et des observations locales.
- La collecte, la préparation et le traitement de données spatiales environnementales et climatiques.
- L'utilisation d'outils statistiques et de modélisation.

Les travaux réalisés ont été présentés sous forme de quatre articles visant des revues internationales à comité de lecture : deux ont été publiés, un est en révision et un est en cours de préparation. Les principaux résultats obtenus au cours de la thèse sont synthétisés dans la section suivante.



## 1.2 Principaux résultats

### 1.2.1 Caractériser l'état des terres et identifier les facteurs de changement à l'échelle nationale

Dans le **chapitre 2**, nous avons caractérisé et cartographié les facteurs (anthropiques et climatiques) de l'évolution de la productivité de la végétation (naturelle ou cultivée) afin d'évaluer la dégradation des terres au Mozambique.

Les changements de productivité de la végétation ont d'abord été analysés à l'aide des séries temporelles de NDVI (2000-2016), et une approche a ensuite été utilisée pour mettre en évidence le rôle respectif des principaux déterminants de ces changements de productivité afin de dissocier les effets des variabilités climatiques (pluviométrie et température) des activités anthropiques. L'impact des définitions de la dégradation des terres a été évalué sur la base de quatre types d'acteurs, avec des priorités différentes en termes de services écosystémiques.

Nous montrons que sur la période considérée, 25 % de la superficie du pays présente une diminution de productivité de la végétation et 3 % une augmentation. Plus des deux tiers des changements sont directement liés aux activités anthropiques (>61 % des diminutions et 98 % des augmentations) telles que la déforestation, la dégradation forestière, la perte de productivité des prairies/pâturages pour les diminutions ou alors les dynamiques de régénération naturelle des forêts après perturbations et les plantations pour les augmentations.

Nous avons également évalué l'impact des définitions existantes, notamment celle de l'UNCCD, sur l'évaluation quantitative de la dégradation des terres et mis en évidence des écarts importants, selon les points de vue (entre 12 % et 20 % de terres dégradées à l'échelle nationale).

Le cadre méthodologique proposé permet de fournir une estimation actualisée et spatialisée sur les changements passés d'état des terres et une analyse fine des facteurs sous-jacents à l'échelle nationale. Cet état de référence est essentiel pour concevoir des politiques ou des programmes nationaux et locaux pertinents pour lutter contre la dégradation des terres et cibler des zones prioritaires pour la restauration au Mozambique.

### 1.2.2 Évaluer la résilience de l'écosystème du Miombo après agriculture sur brûlis

Dans le **chapitre 3**, nous avons analysé l'état actuel et l'évolution de la biodiversité ligneuse, la structure du peuplement et les propriétés du sol dans des zones de régénération après agriculture sur brûlis.

Nous avons échantillonné 20 parcelles dans la forêt mature et 36 parcelles dans des zones de régénération du Miombo selon une chronoséquence allant de 1 à 35 ans, regroupées en quatre classes d'âge : 4-6, 8-12 ; 20-25 et 30-35 ans. Nous avons dans un premier temps obtenu des données



actualisées sur la biodiversité ligneuse et les propriétés du sol des forêts de Miombo, jamais encore documentées dans la région, et qui peuvent servir de base de référence pour suivre l'évolution future.

Nous avons observé que la richesse et la diversité des espèces ligneuses augmentaient avec le temps après l'arrêt des cultures jusqu'à atteindre des valeurs similaires à celles des forêts matures (indice de Chao:  $18,9 \pm 7,9$  espèces, indice de Shannon :  $2,5 \pm 0,3$ ) entre 20 et 25 ans plus tard (les résultats principaux du chapitre sont résumés dans la Figure 45).

L'analyse en coordonnées principales (ACoP) et l'indice de valeur d'importance (IVI) ont mis en évidence que malgré la présence des espèces dominantes du Miombo appartenant aux genres *Julbernardia* et *Brachystegia*, après 20-35 ans de régénération la composition des espèces restait différente de celle des forêts matures. Le diamètre à hauteur de poitrine, la hauteur des arbres et les stocks de carbone dans la biomasse ligneuse ont augmenté tandis que la densité des arbres a diminué au cours de la chronoséquence.

Les stocks de carbone des arbres dans les zones de régénération de Miombo âgées de 30 à 35 ans ont dépassé ceux des forêts matures (30-35 ans après l'arrêt des cultures:  $56,7 \pm 18,8$  tC/ha; forêt mature :  $36,0 \pm 22,6$  tC/ha). Les résultats des analyses de sol suggèrent que deux à trois décennies sont nécessaires pour atteindre des stocks de carbone du sol similaires à ceux de la forêt mature (20-25 ans après l'arrêt des cultures :  $15,4 \pm 4,3$  tC/ha; forêt mature :  $17,0 \pm 4,0$  tC/ha).

Dans l'ensemble, ces résultats montrent que la région a une grande capacité de régénération en termes de diversité d'espèces ligneuses et de propriétés du sol après une perturbation de faible intensité et de courte durée, mais que les perturbations ont un effet à long terme sur la composition des espèces et la structure des peuplements, soulignant l'importance d'une gestion intégrée du paysage pour améliorer la fourniture de biens et de services écosystémiques.

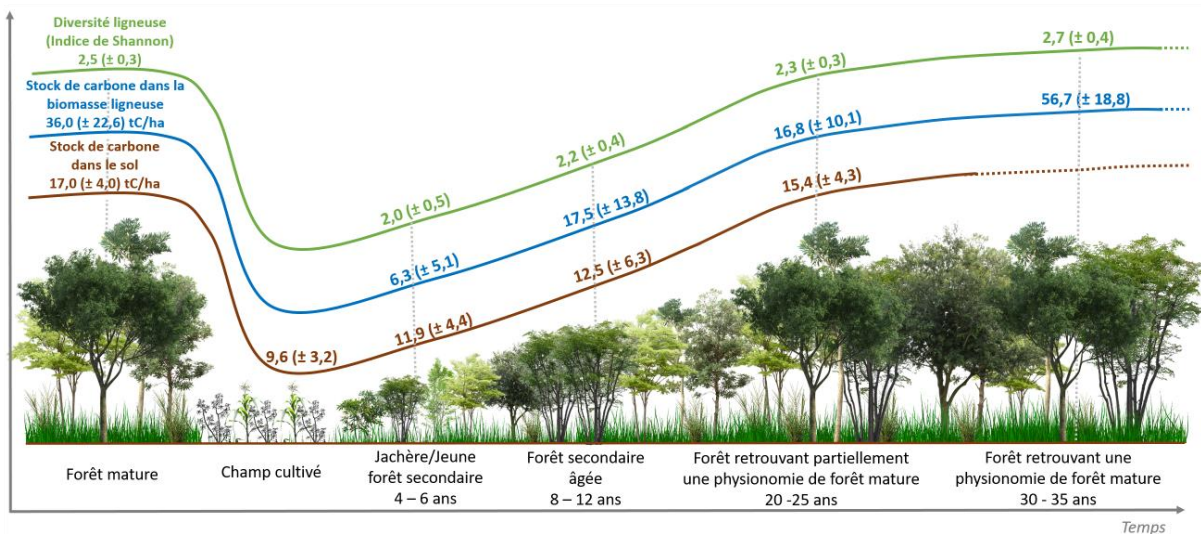


Figure 45 : Régénération naturelle de la forêt de Miombo après agriculture sur brûlis : synthèse des principaux résultats obtenus dans le chapitre 3 (Adapté de Sist et al., 2021).



Dans le **chapitre 4**, nous nous sommes intéressés à l'impact de l'intensité de l'agriculture sur brûlis (soit un nombre plus élevé de cycles culture-jachère et des périodes de jachère plus courtes) sur la biodiversité des espèces ligneuses, la structure de la végétation et les propriétés du sol, en périphérie du Parc National de Gilé.

Nous avons échantillonné 46 sites de jachère de Miombo de 1 à 12 ans après arrêt des cultures, représentant deux intensités d'agriculture contrastées: intensité faible près des villages (durée moyenne des jachères : 5,7 ans; nombre de cycles : un ou deux) et intensité élevée près des villes (cultivé depuis plus de 30 ans; durée moyenne des jachères 3,8; nombre de cycles : entre 2 et 9).

L'analyse des données a montré que l'intensité de l'agriculture avait un fort impact sur la richesse spécifique de ces jachères (avec  $31,8 \pm 4,8$  vs  $18,4 \pm 5,4$  espèces dans les sites faible vs forte intensité), sur leur diversité (avec un indice de Shannon de  $2,8 \pm 0,3$  vs  $2,4 \pm 0,3$  dans les sites faible vs forte intensité), et sur la densité des arbres présents (avec  $172,1 \pm 45,8$  vs  $82,3$  individus par hectare dans les sites de faible vs forte intensité, les résultats principaux sont résumés dans la Figure 46).

L'utilisation de l'algorithme *Randomforest* a permis d'évaluer l'importance des différentes variables liées à l'historique d'occupation des terres sur les indices floristiques et les paramètres structuraux. Nous avons pu voir que le nombre de cycles culture-jachère et le temps écoulé depuis la première coupe sont les deux variables dominantes expliquant les indices floristiques et les paramètres de structure de la végétation. L'utilisation d'une analyse en coordonnées principales (ACoP) et de l'indice de valeur d'importance (IVI) a mis en évidence une différence dans la composition et la dominance des espèces entre les sites marqués par une intensité faible et ceux marqués par une intensité élevée. Un déplacement vers les espèces qui tolèrent le feu et les perturbations à mesure que l'intensité augmente a été observé.

À travers ces résultats sur la composition spécifique des différents sites, nous apportons des connaissances nouvelles sur la tolérance des espèces aux perturbations. Ces connaissances peuvent permettre par la suite de sélectionner des espèces à protéger (celles peu tolérantes) ou à préconiser (les espèces tolérantes) pour des projets de restauration des terres forestières dégradées.

En outre, un plus grand nombre de cycles culture-jachère et des périodes de jachère plus courtes entraînent une baisse des stocks de carbone organique du sol (faible intensité :  $17,6 \pm 4,6$  tC/ha, forte intensité :  $10,9 \pm 3,2$  tC/ha).

Dans l'ensemble, les résultats suggèrent qu'en dépit de la forte capacité de régénération des forêts de Miombo, une intensité d'agriculture élevée modifie la composition des espèces, et diminue la diversité des espèces et les stocks de carbone organique du sol.



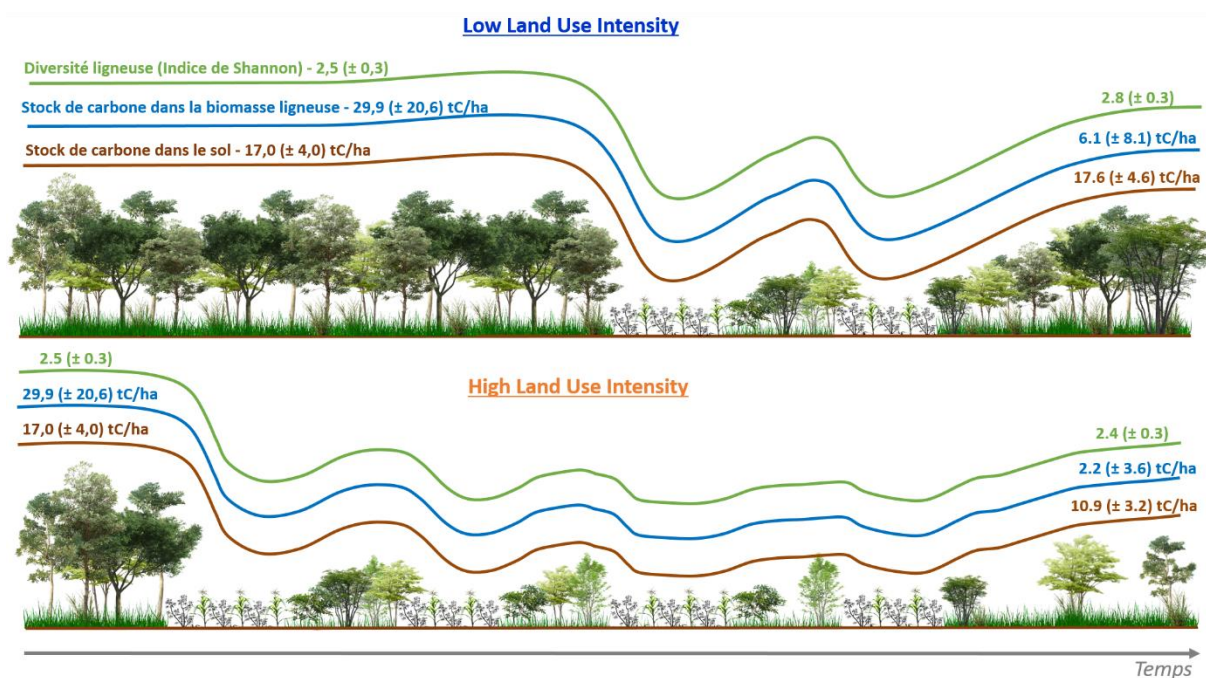


Figure 46 : Impact de l'intensité de l'agriculture sur brûlis sur la biodiversité ligneuse et les stocks de carbone dans la biomasse ligneuse et le sol : synthèse des principaux résultats obtenus dans le chapitre 4.

### 1.2.3 Identifier des zones prioritaires et les stratégies de restauration des paysages forestiers à l'échelle locale

Enfin dans le **chapitre 5**, nous avons développé une approche pour identifier les zones prioritaires et les stratégies de gestion pour la restauration des paysages forestiers, adaptée au contexte Mozambicain.

L'approche est basée d'une part sur la cartographie des fonctions et des caractéristiques de l'écosystème pour identifier les hotspots multifonctionnels, et d'autre part sur l'historique de l'utilisation des terres pour différencier les zones avec un potentiel de régénération, où la restauration passive serait possible.

Trois fonctions écosystémiques (potentiel de séquestration du carbone dans la biomasse, dans le sol et connectivité des forêts) et une caractéristique (potentiel de diversité des espèces ligneuses) ont été modélisées et spatialisées en utilisant des données collectées localement lors d'inventaires floristiques et pédologiques et des variables environnementales spatialisées. Nous obtenons de bons résultats avec un écart beaucoup plus faible entre les données estimées et observées que les données globales pour les stocks de carbone organique du sol (cette étude :  $R^2 = 0,73$  ; Hengl et al :  $R^2 = 0,06$ ) et pour les stocks de carbone AGB et BGB (cette étude :  $R^2 = 0,66$  ; Bouvet et al :  $R^2 = 0,40$ ).

Nous avons caractérisé l'historique de l'utilisation des terres, à travers trois variables : la durée de la jachère en cours, le temps écoulé depuis la première coupe de la forêt et le nombre de cycles culture-jachère. Ces données, qui représentent un défi technologique en télédétection et jamais encore



documentées dans la région, peuvent fournir des informations nécessaires pour les stratégies de gestion des terres et les politiques agricoles.

Finalement, le croisement des cartographies des fonctions potentielles de l'écosystème et de l'historique de l'occupation du sol, nous a permis de localiser 118 629 ha de zones prioritaires pour la restauration du paysage forestier, dont 42 255 ha (3,9 % de la zone d'étude) ont un potentiel de régénération fort (restauration passive) et 76 373 ha (7 %) ont potentiel de régénération faible et nécessitent une intervention (restauration active) pour récupérer la fonctionnalité de l'écosystème et sa capacité à fournir des services écosystémiques.





## 2 Discussion générale

### 2.1 Des engagements aux stratégies nationales de lutte contre la dégradation

Malgré les engagements et les directives internationales existantes, certains pays comme le Mozambique n'ont pas encore de données nationales fiables sur l'état de la dégradation des terres, ni défini leurs objectifs et les stratégies de mise en œuvre opérationnelle de la restauration (UNCCD, 2021; Abhilash, 2021). Que ce soit par manque de moyens humains ou financiers, ou par manque de données, ce constat reflète bien les difficultés des pays à suivre ces méthodologies et directives internationales. Le chapitre 2 de cette thèse propose une méthodologie reproductible pour évaluer la dégradation des terres à partir d'estimations actualisées et fiables sur l'état des terres à l'échelle nationale. Ces estimations, qui n'avaient jusqu'à maintenant jamais été proposées, fournissent au pays un état de référence à partir duquel il pourra définir des scénarios et fixer des objectifs de restauration. Cette étude spatialisée fournit également des informations sur la localisation des changements de productivité végétale et leurs déterminants. Ces informations apportent une meilleure compréhension des dynamiques récentes du couvert végétal au Mozambique sans établir de lien direct entre les diminutions des tendances de NDVI et la dégradation des terres. L'interprétation de l'état des terres (dégradation ou restauration des terres) est effectuée par la suite en fonction des différents facteurs et des objectifs des acteurs locaux.

Si cet état de référence est essentiel pour définir les objectifs nationaux et les stratégies, il peut être difficile d'identifier à une échelle fine les zones dégradées à partir des données à moyenne résolution spatiale, telles que les séries temporelles MODIS à 250 m utilisées dans le chapitre 2 de cette thèse, recommandées par l'UNCCD. Ces données offrent pourtant pour le moment la meilleure régularité et le meilleur compromis profondeur temporelle et résolution spatiale pour effectuer ces analyses de tendances. De plus, les baisses de productivité végétale observées à partir des séries temporelles ne sont pas toujours synonyme de dégradation des terres à l'échelle locale et inversement pour les augmentations (Prince, 2019). L'analyse des déterminants de ces changements apporte des éléments de compréhension supplémentaires sur ces dynamiques, mais les variables utilisées dans notre étude ne peuvent pas refléter l'ensemble des contextes et déterminants présents dans le pays. De même, les études à l'échelle régionale ou mondiale réalisées avec des données à basse résolution spatiale (e.g. Zhu et al., 2016; Piao et al., 2019) permettent d'informer, mais ne peuvent en aucun cas conduire à des propositions opérationnelles à une échelle locale.

Pour résumer, une base de référence peut être estimée à une échelle nationale, avec des données à moyenne résolution spatiale et les objectifs du pays fixés, comme le suggèrent les recommandations internationales, à condition de prendre en compte les caractéristiques des écosystèmes (phénologie, climat, etc.). A une échelle locale, la mise en œuvre opérationnelle nécessite quant à elle des diagnostics dédiés et adaptés à chaque contexte en utilisant des données locales avec les meilleures résolutions possibles et des connaissances de terrain (Dubovyk, 2017).

De plus, de récentes études ont mis en évidence l'importance des perceptions et définitions des acteurs locaux dans la réalisation des diagnostics liés à la dégradation des terres (e.g. IUCN, 2015;



Hobbs, 2016; Van der Esch, 2017). Le chapitre 2 de cette thèse, donne une première mesure quantitative de l'impact des perceptions et définitions des acteurs locaux sur l'estimation de la dégradation. Ces perceptions peuvent influencer grandement les estimations et la localisation des zones identifiées comme dégradées. Pour assurer sa pertinence localement et cibler les zones à restaurer, l'estimation de la dégradation des terres ne doit pas juste être un diagnostic biophysique réalisé par l'accumulation de données spatiales, mais doit chercher à mettre au centre des discussions et inclure les perceptions des acteurs locaux dès le début du diagnostic. Une définition de la dégradation des terres doit être élaborée avec les acteurs locaux en amont pour mieux définir les objectifs du pays et établir des scénarios de stratégies à mettre en œuvre.

## 2.2 Définir les stratégies adaptées de restauration ou d'aménagement

Le Mozambique est caractérisé par des mosaïques de paysages qui sont façonnées par les activités humaines dont des pratiques traditionnelles de gestion. Prendre en compte ces activités et pratiques traditionnelles et leurs impacts sur les paysages forestiers et les services écosystémiques est donc essentiel pour la gestion, la restauration et la conservation du Miombo (Ribeiro et al., 2020). L'intégration des populations et de leurs activités est un facteur important de réussite des projets de restauration. Se pose également la question de l'intérêt de restaurer un écosystème à son état originel, ce qui est un des principes clés de la restauration écologique, ou plutôt d'aller vers des écosystèmes fonctionnels façonnés par les activités humaines (Ghazoul and Chazdon, 2017). La reconstitution de l'état originel des forêts, si elle est possible, passera forcément par de l'exclusion des activités humaines et donc une délocalisation de ces activités dans une autre zone, ce qui peut potentiellement avoir un impact sur l'économie locale. Par conséquent, dans des paysages modifiés par les activités humaines et où ces activités sont encore en cours, la question de la restauration est davantage une question de gestion du territoire qu'un simple cumul d'hectares à restaurer. La promotion d'un aménagement intégré du territoire qui prendrait en compte les activités et les pratiques en conservant et gérant la mosaïque paysagère déjà en place, plutôt que la restauration de grandes zones forestières à l'état originel nous semble pertinente et nécessaire pour permettre au Mozambique d'atteindre ses objectifs de restauration tout en améliorant l'ensemble des fonctions écosystémiques des paysages.

Les interventions de restauration du paysage doivent être identifiées à travers la consultation des parties prenantes. Elles vont dépendre de l'état des terres, de leur utilisation actuelle et de leur vocation future (donc des priorités des populations locales). Dans la figure 47, nous proposons des interventions de restauration pour les paysages dominés par l'agriculture sur brûlis en fonction des capacités de régénération et de leur vocation future inspirées de l'identification des interventions faite par le MITADER (Ministry of Land, Environment, and Rural Development) dans les provinces de Zambézie et Nampula. Pour les terres ayant des capacités de régénération, où la forêt domine, la restauration passive par la suppression des perturbations et la régénération naturelle assistée (RNA) peut être recommandée (Chazdon, 2008 ; Holl, 2020). La régénération naturelle assistée des forêts peut être très bénéfique pour la récupération de la biodiversité indigène et des propriétés du sol, ainsi



que pour la séquestration du carbone. Pour les terres n'ayant plus ou de faibles capacités de régénération et où la reconstitution d'un couvert forestier est prévue, la reforestation avec des espèces natives permettrait le maintien de la biodiversité indigène, la séquestration du carbone et l'amélioration de la fertilité des sols. La reforestation avec des espèces commerciales (natives ou non) peut permettre de reconstituer un couvert forestier et certaines propriétés du sol, séquestrer du carbone et produire des bénéfices économiques, mais dans le cas de plantation d'une seule espèce et d'espèces non-natives ne permettra pas le maintien de la biodiversité et peut avoir des impacts négatifs sur l'écosystème (espèces invasives, problèmes liés à la ressource en eau...).

Pour les terres gérées pour produire des denrées agricoles et présentant des capacités de régénération forestière, les pratiques de jachère améliorée (période de mise en repos plus plantation d'arbres, d'arbustes à croissance rapide et d'espèces fixatrices d'azote), la gestion des arbres, des feux et de la période de jachère peuvent permettre d'améliorer la productivité de ces terres. La restauration des terres agricoles par l'agroforesterie (par exemple avec des anacardiens) ou les pratiques d'agriculture de conservation peuvent être bénéfique pour améliorer la productivité des cultures et l'économie locale, sur les terres ayant perdu leurs capacités de régénération naturelle.

### Restauration des paysages forestiers

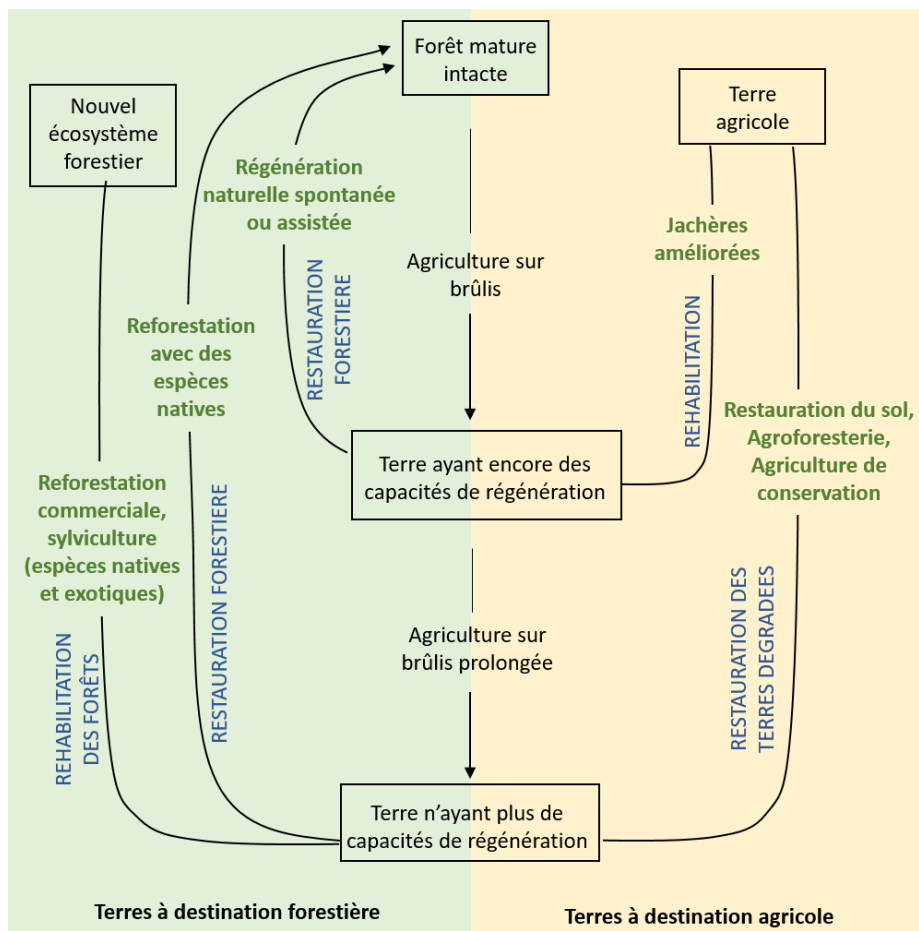


Figure 47 : Proposition d'interventions de restauration pour les paysages dominés par l'agriculture sur brûlis en fonction des capacités de régénération et de leur vocation future (adapté de Aronson et al., 1993).



### 2.3 L'écologie du Miombo comme atout pour sa gestion

Un trait caractéristique des espèces ligneuses de Miombo, observé également dans d'autres forêts sèches du monde (e.g. McLaren and McDonald, 2003; Vieira and Scariot, 2006), est leur capacité à se régénérer après une perturbation, en grande partie par les repousses de taillis et les drageons (Luoga et al., 2004; Ribeiro et al., 2020). Ce trait rend le Miombo résistant aux perturbations liées aux feux ou à la coupe (agriculture, charbon, coupe sélective) et explique en grande partie la forte capacité de régénération du Miombo en termes de biodiversité ligneuse et de propriétés du sol observée dans cette thèse (chapitre 3) et par différents auteurs dans d'autres régions (e.g. Kalaba et al., 2013; McNicol et al., 2015; Gonçalves et al., 2017). En deux à trois décennies, la diversité, la structure des peuplements et les propriétés du sol peuvent retrouver des valeurs semblables à celles d'une forêt mature non perturbée (Williams et al., 2008; Kalaba et al., 2013; Montfort et al., 2021). Cette capacité de régénération relativement rapide des forêts de Miombo est un atout pour leur gestion et pour les projets de restauration passive (basée sur la régénération naturelle), qui peuvent être une option valable et relativement peu coûteuse sur des terres où l'objectif est de récupérer un écosystème forestier fonctionnel (Vieira and Scariot, 2006).

Le Miombo fournit divers produits tels que le bois pour la construction ou le bois de chauffe, mais également des produits forestiers non-ligneux (PFNL; e.g. champignons, termites, miel, fruits – Figure 48) (Chidumayo and Gumbo, 2010; Ribeiro et al., 2020). Les PFNL contribuent grandement aux moyens de subsistance des populations locales, à la sécurité alimentaire et à l'économie locale et nationale dans certains pays (Degreef et al., 2020). Les forêts de Miombo et autres zones boisées (jachères, végétations secondaires, savanes boisées) soutiendraient les moyens de subsistance d'environ 100 millions de personnes (Deweese et al., 2010; Ryan et al., 2016). Les PFNL dans les régions dominées par les forêts de Miombo sont une importante source de nourriture et de diversification pour les populations locales, ils jouent notamment un rôle vital en tant que filet de sécurité pendant la période de l'année qui précède les premières récoltes dans les champs (Malaisse, 1997). La nature non-destructive de l'extraction des PFNL et leur importance pour les populations locales ajoutent également un bénéfice de gestion et de conservation des zones boisées (Siyum, 2020). En effet, dans certaines régions les PFNL représentent une telle importance socio-économique qu'ils peuvent motiver la conservation de certaines zones boisées et contribuer à la gestion durable des forêts de Miombo (van Rijsoort, 2000). En plus d'être un outil de gestion du territoire pour la conservation des zones boisées à l'échelle des paysages ou des arbres à l'échelle de la parcelle agricole, la valorisation et l'importance des PFNL pour les populations locales peuvent également orienter le choix des espèces pour la restauration des zones dégradées.





Figure 48 : Champignons (*Cantharellus miomboensis*) collectés dans les forêts de Miombo et vendus sur les marchés dans le district de Gilé (Zambézie, Mozambique, photos de Montfort F. 2020). Les champignons représentent l'un des PFNL les plus importants, collectés partout dans le monde et vendus sur les marchés locaux (Boa, 2004). Il existe beaucoup d'espèces de champignons comestibles au Mozambique, mais les informations sur la collecte, la consommation et les ventes sont limitées (Rai and Kovics, 2017). Dans le nord du pays, chaque ménage consommerait 72 à 160 kg par an de champignons (Boa, 2004).

Dans un contexte de conversion importante de la forêt de Miombo en terres agricoles, les terres en régénération et les forêts secondaires deviendront très probablement la forme dominante du Miombo et des forêts tropicales dans les décennies à venir (Ribeiro et al., 2015). Ces jachères et forêts secondaires sont souvent considérées comme des espaces avec peu de valeur, vouées à être converties de nouveau et souvent absentes des plans de gestion (Sist et al., 2021). Cependant, une plus grande attention devrait être portée sur ces zones modifiées par les activités humaines car en plus de générer d'importants avantages pour les moyens de subsistance des populations, elles permettent d'assurer des services et des fonctions clés comme le stockage de carbone et le maintien de la biodiversité (Sist et al., 2021). Ces forêts secondaires peuvent même être dans certains cas plus diversifiées et séquestrer d'avantage de carbone que les forêts matures originelles, comme nous avons pu le voir dans le chapitre 3 de cette thèse. En effet, c'est le cas des sites en régénération depuis 30-35 ans autour du Parc National de Gilé, dont la richesse spécifique ( $26,4 \pm 11,8$  espèces) et les stocks de carbone dans la biomasse ligneuse ( $56,7 \pm 18,8$  tC/ha) étaient plus élevés que ceux des forêts matures (richesse spécifique :  $18,9 \pm 7,9$  espèces ; stock de carbone :  $36,0 \pm 22,6$  tC/ha). En outre, elles présentent un cortège d'espèces héritées des historiques d'occupation du sol, résistantes notamment aux feux, aux coupes, aux faibles concentrations en nutriments et peuvent donc se révéler fortement résilientes aux perturbations d'origine anthropique (chapitre 4), mais également climatiques. Ces jachères et forêts secondaires ont donc un rôle écologique et socio-économique important à considérer et à définir dans la conception des plans d'aménagement du territoire (ces zones doivent-elles avoir un statut de protection particulier ? quel serait l'impact sur la dynamique de déforestation sur le territoire ? doivent-elles être vouées à être cultivées de nouveau ?...).



## 2.4 La compréhension des systèmes socio-écologiques pour améliorer la restauration des écosystèmes

L'ensemble de la thèse, de l'estimation de la dégradation des terres (chapitre 2) aux priorités de restauration (chapitre 5), se base essentiellement sur des indicateurs écologiques, liés à la biodiversité ligneuse et aux stocks de carbone dans la biomasse ligneuse et le sol. Ces indicateurs ne représentent que quelques composantes et fonctions de l'écosystème et ne peuvent rendre compte ni répondre à l'ensemble des interrogations liées à la dégradation des terres et à la restauration. En outre, la restauration étant autant un enjeu écologique que socio-économique, elle nécessite des approches inter et transdisciplinaires (Fischer et al., 2021).

Fischer et al. (2021) suggèrent que l'adoption d'une perspective socio-écologique peut fournir des points d'entrée pour améliorer la restauration des écosystèmes en termes de processus et de résultats et peut aider à mieux connecter les écologues, les spécialistes des sciences sociales et les divers groupes d'acteurs. Le concept de système socio-écologique est apparu dans les années 90 pour traduire, d'une part, le fait que les interactions sociales et écologiques sont liées, et d'autre part, qu'il est nécessaire de les aborder conjointement pour comprendre et éventuellement gérer le système qu'elles forment (Díaz et al., 2011; Schoon and Leeuw, 2015). L'étude des systèmes socio-écologiques implique donc non seulement l'étude des dynamiques au sein des systèmes écologiques (qui peuvent être définis comme "des complexes dynamiques composés de plantes, d'animaux, de micro-organismes et de la nature environnante agissant en interaction en tant qu'unité fonctionnelle") et sociaux (inclut l'économie, les hommes, les institutions et leurs interactions mutuelles), mais aussi l'étude des interactions réciproques et de rétroactions entre les deux systèmes à différentes échelles. Différents auteurs ont proposé des cadres d'analyses des systèmes socio-écologiques (Ostrom, 2009; Díaz et al., 2011). Ces cadres doivent être adaptés à chaque contexte.

La compréhension d'un point de vue socio-écologique, des processus anthropiques qui conduisent à la dégradation des terres ou des leviers qui permettraient de motiver la restauration est essentielle pour mettre en place des projets de restauration. En effet, les pratiques qui entraînent la dégradation peuvent être le résultat de phénomènes sociaux et écologiques indirects et géographiquement éloignés, par exemple la forte demande ou la hausse d'un produit dans certains pays pourrait avoir des impacts sur les stratégies des producteurs localement (Fischer et al., 2021). C'est le cas, autour du Parc National de Gilé, de la production de sésame, exportée principalement en Chine et au Japon, qui pousse les agriculteurs à chercher de nouvelles terres plus fertiles et donc à déforester (Godard, 2020). D'autre part, il peut exister des leviers pour inciter à la restauration, c'est-à-dire des processus qui vont déclencher des changements fondamentaux de pratiques ou de gestions (Fischer et al., 2021). Comprendre les processus de dégradation et identifier l'existence de leviers ou non, demande de comprendre l'ensemble des interactions entre les processus écologiques et les processus socio-économiques.



### 3 Perspectives

#### 3.1 Appliquer l'approche pour localiser les zones à restaurer à l'échelle nationale

Appliquer l'approche développée dans le chapitre 5, pour localiser les zones à restaurer à l'échelle nationale, fournirait des informations clés pour aider à orienter les initiatives de restauration des paysages forestiers au Mozambique. Cette approche pourrait venir en complément de la méthodologie d'évaluation des opportunités de restauration appliquée dans quelques districts dans trois provinces du pays (Nampula, Zambézie et Manica) par différents organismes. La mise en place d'un système de suivi et d'évaluation des opportunités harmonisé à l'échelle nationale permettrait une harmonisation et une mise en œuvre des stratégies de restauration plus efficaces. Le manque d'un système harmonisé et le manque de collaboration inter-institutionnelle, d'application des lois et de mise en œuvre des politiques, sont les principaux freins à la restauration au Mozambique selon le rapport sous-national ROAM (IUCN, 2018; Dave et al., 2019). Le pays disposant d'autre part de lois et politiques qui pourraient avoir un impact positif sur la restauration si elles étaient appliquées (IUCN, 2018; Dave et al., 2019).

D'un point de vue méthodologique, l'approche étant basée sur des données et des connaissances de terrain, le changement d'échelle nécessite de collecter l'ensemble des données disponibles issues des campagnes d'inventaires réalisées dans les autres provinces du Mozambique, tel que l'inventaire forestier national ou des bases de données scientifiques (Williams et al., 2008; Ryan et al., 2011; Ribeiro et al., 2013; Magalhães and Mamugy, 2020). Ces données pouvant être difficiles à obtenir, une autre solution serait de corriger les données globales disponibles sur la biomasse ligneuse (Bouvet et al., 2018) ou le carbone du sol (Hengl et al., 2017) avec les données de terrain issues de cette thèse. L'approche pourrait également être adaptée en sélectionnant des fonctions de l'écosystème ciblées par le pays, ce qui permettrait de respecter les objectifs et stratégies pour atteindre la neutralité en termes de dégradation des terres et restaurer les terres dégradées. Ces fonctions pourraient être différentes en fonction de la localisation, les différentes provinces du pays étant sujettes à des contraintes environnementales et climatiques différentes. L'adaptation de la méthodologie devra être réalisée en collaboration et avec l'appui technique des institutions gouvernementales qui dirigent la mise en œuvre de la restauration des paysages forestiers au Mozambique : le Ministère de la Terre, de l'Environnement et du Développement Rural (MITADER), et le Fonds National de Développement Durable (FNDS).

#### 3.2 Mise en place de dispositifs de suivi permanents pour le suivi écologique à long terme des forêts sèches

Les données floristiques et de sol de cette thèse sont issues de chronoséquences, qui sont l'une des méthodologies les plus utilisées pour l'étude des successions végétales des forêts tropicales (Quesada et al., 2009). Les chronoséquences ont fourni de nombreuses informations sur les modèles de successions des forêts tropicales dans un grand nombre de biomes, types de sols, et occupation du sol



(Quesada et al., 2009). Bien que présentant des limites (cf. chapitre 3), les chronoséquences ont l'avantage de pouvoir être déployées en grand nombre pour représenter l'hétérogénéité des écosystèmes.

En parallèle, l'installation de placettes permanentes permet le suivi à long terme des forêts et ainsi d'améliorer nos connaissances sur l'écologie des forêts tropicales notamment sur la diversité, la composition floristique des communautés et la régénération forestière (e.g. Rozendaal et al., 2019) ou encore sur le rôle des forêts tropicales dans les cycles mondiaux du carbone, de l'énergie et de l'eau (Moonlight et al., 2021; ForestPlots.net et al., 2021). Ces parcelles permanentes sont devenues courantes dans les forêts tropicales humides, comme en témoignent les réseaux tels que RAINFOR (Amazon Forest Inventory Network), AfriTRON (African Tropical Rainforest Observation Network) ou encore T-FORCES (Tropical Forests in the Changing Earth System) (Moonlight et al., 2021; ForestPlots.net et al., 2021). Elles le sont beaucoup moins dans les forêts tropicales sèches, qui ont reçu peu d'attention à ce jour alors que le suivi écologique à long terme est essentiel pour l'obtention d'informations nécessaires à leur gestion, conservation et restauration (Moonlight et al., 2021).

Ce réseau de placettes permanentes permettrait d'étudier les successions végétales et l'écologie des forêts de Miombo, mais également d'apporter de nouvelles connaissances sur l'impact des perturbations telles que le feu ou les herbivores, encore peu étudiés (Ribeiro et al., 2020). Une attention particulière devrait également être portée sur le sol, d'une part sur les cycles des nutriments, mais également sur l'écologie des micro-organismes vivants dans le sol (bactéries, champignons, protozoaires, nématodes...), dont les connaissances manquent à ce jour.

En effet, les sols ont un rôle à jouer dans la régulation du climat. Ils constituent une réserve importante de carbone, qui peut même dépasser les stocks de la biomasse végétale dans certaines régions climatiques (Scharlemann et al., 2014; Mayer et al., 2020). Par exemple, dans notre zone d'étude, les stocks de carbone dans la matière organique dans le sol et dans les racines sont équivalents aux stocks dans la biomasse aérienne, voire supérieur dans les jachères (Figure 49). Cependant, si des données existent sur les quantités de carbone et des autres éléments (e.g. azote, phosphore...) présents dans les sols des forêts sèches, en revanche les flux entre les différents compartiments (sol, plante, atmosphère) sont encore peu documentés.

Les micro-organismes, quant à eux, jouent un rôle essentiel dans le fonctionnement des écosystèmes en influençant les flux de nutriments et les interactions entre organismes : c'est le cas des champignons mycorhiziens, dont la diversité des communautés dans les écosystèmes naturels est bien documentée en Europe et en Amérique du Nord (Öpik et al., 2009), mais peu étudiée dans les régions dominées par les forêts de Miombo, alors que de nombreuses espèces ligneuses du Miombo sont connues pour former des associations mycorhiziennes. Cette caractéristique explique en partie leur résistance aux conditions environnementales difficiles avec des sols très pauvres en azote et phosphore (Campbell, 1996; Ribeiro et al., 2020).





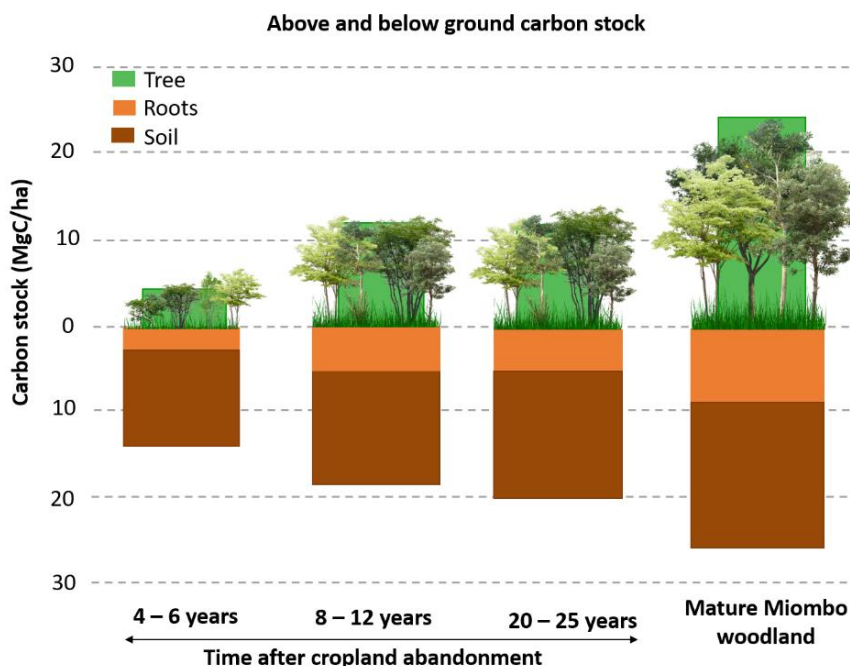


Figure 49: Stocks de carbone organique dans le sol (marron), la biomasse souterraine (orange) et la biomasse aérienne (vert) calculés à partir des données collectées à l'intérieur et en périphérie du Parc National de Gilé.

L'adoption lente de suivi à long terme des forêts sèches s'explique en partie par l'absence de protocole standardisé due à la grande hétérogénéité des forêts sèches (Moonlight et al., 2021). Un protocole standard permettant de systématiser la collecte des données sur le terrain apparaît donc nécessaire pour étendre la surveillance des forêts tropicales sèches (Moonlight et al., 2021). Pour répondre à ce besoin, Moonlight et al. (2020) proposent un protocole de mesure et de surveillance des écosystèmes tropicaux, spécifiquement adapté aux forêts sèches (protocole DRYFLOR), basé sur de l'expérience de terrain et testé dans différentes forêts sèches dans le monde. Ce protocole, détaillé dans Moonlight et al. (2020), est conçu pour permettre une comparaison complète et détaillée avec les données issues des protocoles appliqués dans les forêts humides, notamment du réseau RAINFOR. Cette connexion entre les différents réseaux de placettes permanentes est essentielle pour avoir une compréhension globale de l'écologie des forêts sèches. C'est le but la plateforme mondiale ForestPlots.net (ForestPlots.net et al., 2021) qui cherche à mettre en réseau les initiatives de suivi à long terme avec des protocoles standardisés et à créer une base de données afin de générer des résultats solides à grande échelle. Cette mise en réseau apporte une compréhension globale du rôle joué par les forêts tropicales dans la biosphère et fait émerger les grands défis et les priorités de recherche futurs (ForestPlots.net et al., 2021).



### 3.3 S'appuyer sur la modélisation des changements futurs pour identifier les opportunités de restauration

Les décisions politiques ou l'économie nationale ou globale peuvent avoir un impact important sur les changements d'occupation du sol futur et la dégradation des terres. De plus, le Mozambique est exposé à de multiples risques météorologiques (sécheresses, cyclones, ...) en raison de sa situation géographique et de sa topographie. La sécheresse, les températures moyennes en hausse et le décalage des régimes de pluies sont les principaux risques sur le territoire (USAID, 2018). Ils peuvent affecter les productions agricoles, mais également la phénologie de la végétation et ainsi la sécurité alimentaire ou l'économie locale.

Prendre en compte les changements futurs liés à l'occupation du sol ou au climat est essentiel pour définir de façon pertinente les opportunités de restauration et les stratégies d'aménagement d'un territoire. L'utilisation d'outils de modélisation incluant des données spatiales de haute résolution (climatiques, occupation du sol, déforestation – actuelles et futurs) et des connaissances locales (pratiques agricoles, dynamiques de régénération des forêts...) permettrait de prendre en compte les multiples acteurs et dimensions écologiques, mais également socio-économiques, de la planification de projets de restauration. En effet, les réflexions sur la planification doivent être intégrées dans une vision plus large d'aménagement du territoire en prenant en compte par exemple l'impact de projets de restauration sur les dynamiques de déforestation, le foncier disponible pour la restauration, les pratiques agricoles et leur évolution... .

Pour obtenir des modèles de changement d'occupation du sol adaptés aux paysages dominés par l'agriculture sur brûlis, des recherches sont nécessaires sur les jachères pour améliorer les connaissances sur leur étendue, leur fréquence et leur durée (Bégué et al., 2018). En effet, la jachère est une caractéristique paysagère importante pour les dynamiques des exploitations et la gestion durable des paysages. Cependant, les temps et les superficies ne sont pas reportés dans les statistiques agricoles nationales ou sous-estimés (MADER/DPP, 2016). De plus, en raison de la difficulté à cartographier les jachères (caractéristiques spectrales proches des champs cultivés ou des forêts, petite surface, pratiques diversifiées), elles sont absentes des cartes d'occupation du sol du Mozambique, et incluses dans les catégories culture ou prairies/pâturages (Figure 50). La jachère est donc bien souvent omise des modèles, et quand elle l'est, les données utilisées sont peu précises et peu actualisées.



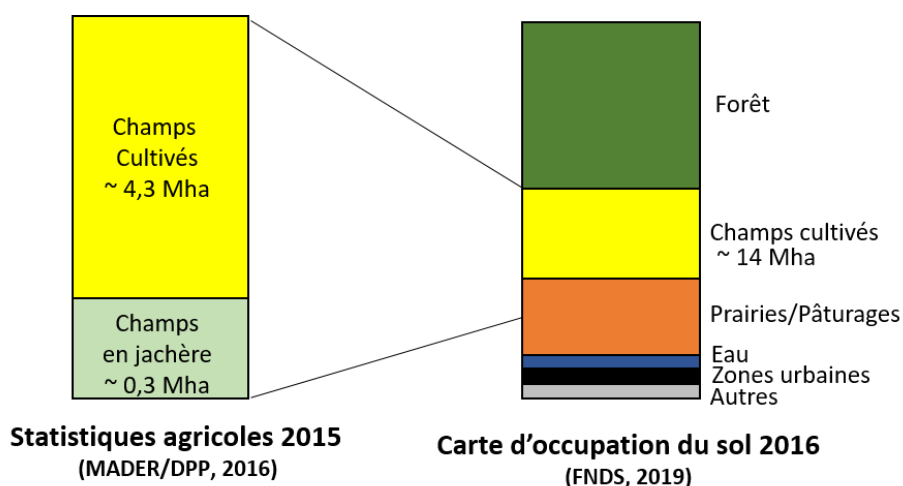


Figure 50 : Comparaison entre les statistiques agricoles et les cartes d'occupation du sol au Mozambique (Grinand, C.).

Différents outils existent et ont été développés ces dernières années. C'est le cas de l'outil Forland, un outil de visualisation d'un territoire en temps réel qui évalue les ressources en présence, teste des scénarios et récolte des analyses précises sur l'évolution des sols, ou de la plate-forme de modélisation LANDSIM. Cette plate-forme est en cours de développement au Mozambique, elle permet de simuler les changements d'affectation des terres et d'évaluer l'impact des politiques et des interventions à l'échelle nationale. Ces outils demandent un certain nombre de données fiables et nécessitent d'inclure les acteurs du territoire. Ce sont des outils précieux d'aide à la décision qui permettent d'avoir une vision d'ensemble du territoire, de mobiliser les acteurs, d'analyser les scénarios d'aménagement, et de communiquer.



---

## Références bibliographiques

---

- Abhilash, P.C., 2021. Restoring the Unrestored: Strategies for Restoring Global Land during the UN Decade on Ecosystem Restoration (UN-DER). *Land* 10, 201. <https://doi.org/10.3390/land10020201>
- Achard, F., Beuchle, R., Mayaux, P., Stibig, H.-J., Bodart, C., Brink, A., Carboni, S., Desclée, B., Donnay, F., Eva, H.D., Lupi, A., Raši, R., Seliger, R., Simonetti, D., 2014. Determination of tropical deforestation rates and related carbon losses from 1990 to 2010. *Global Change Biology* 20, 2540–2554. <https://doi.org/10.1111/gcb.12605>
- Amaya, P.C., Nourtier, M., Montfort, F., Fusari, A., Randrianary, T., Richard, E., Prin, T., Valls-Fox, H., 2021. Are elephants attracted by deforested areas in miombo woodlands? *African Journal of Ecology* 59, 742–748. <https://doi.org/10.1111/aje.12882>
- Anderson, M.J., 2001. Permutation tests for univariate or multivariate analysis of variance and regression. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58, 626–639. <https://doi.org/10.1139/f01-004>
- Aquino, A., Lim, C., Kaechele, K., Taquidir, M., 2018. Mozambique Country Forest Note. World Bank, Maputo, Mozambique.
- Armand, A., Gomes, J.F., Taveras, I.K., 2019. Managing Agricultural Risk in Mozambique (Final report No. F-36421-MOZ-1). International Growth Centre.
- Aronson, J., Floret, C., Le Floch, E., Ovalle, C., Pontanier, R., 1993. Restoration and Rehabilitation of Degraded Ecosystems in Arid and Semi-Arid Lands. I. A View from the South. *Restoration Ecology* 1, 8–17. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.1993.tb00004.x>
- Assédé, E.S.P., Azihou, A.F., Geldenhuys, C.J., Chirwa, P.W., Biao, S.S.H., 2020. Sudanian versus Zambezi woodlands of Africa: Composition, ecology, biogeography and use. *Acta Oecologica* 107, 103599. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2020.103599>
- Aweto, A.O., 2012. Shifting cultivation and secondary succession in the Tropics. CABI Publishing.
- Ayalew, S., Muluaem, G., 2018. A Review on Bush Encroachment Effect on Cattle Rearing in Rangelands. *Journal of Rangeland Science* 8, 13.
- Aynekulu, E., Lohbeck, M., Nijbroek, R., Ordóñez, J.C., Turner, K.G., Vågen, T., Winowieck, L., 2017. Review of methodologies for land degradation neutrality baselines: Sub-national case studies from Costa Rica and Namibia. CIAT Publication No. 441. International Center for Tropical Agriculture (CIAT) and World Agroforestry Center (ICRAF), Nairobi, Kenya.
- Baccini, A., Goetz, S.J., Walker, W.S., Laporte, N.T., Sun, M., Sulla-Menashe, D., Hackler, J., Beck, P.S.A., Dubayah, R., Friedl, M.A., Samanta, S., Houghton, R.A., 2012. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. *Nature Clim Change* 2, 182–185. <https://doi.org/10.1038/nclimate1354>
- Backéus, I., Pettersson, B., Strömquist, L., Ruffo, C., 2006. Tree communities and structural dynamics in miombo (*Brachystegia–Julbernardia*) woodland, Tanzania. *Forest Ecology and Management* 230, 171–178. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.04.033>
- Bai, Z.G., Dent, D.L., Olsson, L., Schaepman, M.E., 2008. Proxy global assessment of land degradation. *Soil Use and Management* 24, 223–234. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2008.00169.x>
- Barbour, M.G., Burk, J.H., Pitts, W.D., Gilliam, F.S., Schwartz, M.W., 1998. *Terrestrial Plant Ecology*, 3rd ed. Pearson, Menlo Park, Calif.



- Bastin, J.-F., Berrahmouni, N., Grainger, A., Maniatis, D., Mollicone, D., Moore, R., Patriarca, C., Picard, N., Sparrow, B., Abraham, E.M., Aloui, K., Atesoglu, A., Attore, F., Bassüllü, Ç., Bey, A., Garzuglia, M., García-Montero, L.G., Groot, N., Guerin, G., Laestadius, L., Lowe, A.J., Mamane, B., Marchi, G., Patterson, P., Rezende, M., Ricci, S., Salcedo, I., Diaz, A.S.-P., Stolle, F., Surappaeva, V., Castro, R., 2017. The extent of forest in dryland biomes. *Science* 356, 635–638. <https://doi.org/10.1126/science.aam6527>
- Beck, H.E., Vergopolan, N., Pan, M., Levizzani, V., Dijk, A.I.J.M. van, Weedon, G.P., Brocca, L., Pappenberger, F., Huffman, G.J., Wood, E.F., 2017. Global-scale evaluation of 22 precipitation datasets using gauge observations and hydrological modeling. *Hydrology and Earth System Sciences* 21, 6201–6217. <https://doi.org/10.5194/hess-21-6201-2017>
- Bégué, A., Arvor, D., Bellon, B., Betbeder, J., de Abelleira, D., P. D. Ferraz, R., Lebourgeois, V., Lelong, C., Simões, M., R. Verón, S., 2018. Remote Sensing and Cropping Practices: A Review. *Remote Sensing* 10, 99. <https://doi.org/10.3390/rs10010099>
- Blackie, R., Baldauf, C., Gautier, D., Gumbo, D., Kassa, H., Parthasarathy, N., Paumgarten, F., Sola, P., Pulla, S., Waeber Pand Sunderland, T., 2014. Tropical dry forests: The state of global knowledge and recommendations for future reseach. CIFOR, Bogor, Indonesia.
- Boa, E., 2004. Wild Edible Fungi: A Global Overview of Their Use and Importance to People, Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Boisvenue, C., Running, S.W., 2006. Impacts of climate change on natural forest productivity – evidence since the middle of the 20th century. *Global Change Biology* 12, 862–882. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01134.x>
- Bouvet, A., Mermoz, S., Le Toan, T., Villard, L., Mathieu, R., Naidoo, L., Asner, G.P., 2018. An above-ground biomass map of African savannahs and woodlands at 25m resolution derived from ALOS PALSAR. *Remote Sensing of Environment* 206, 156–173. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.12.030>
- Brancalion, P.H.S., Niamir, A., Broadbent, E., Crouzeilles, R., Barros, F.S.M., Almeyda Zambrano, A.M., Baccini, A., Aronson, J., Goetz, S., Reid, J.L., Strassburg, B.B.N., Wilson, S., Chazdon, R.L., 2019. Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. *Science Advances* 5. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aav3223>
- Brandt, M., Hiernaux, P., Rasmussen, K., Mbow, C., Kergoat, L., Tagesson, T., Ibrahim, Y.Z., Wélé, A., Tucker, C.J., Fensholt, R., 2016. Assessing woody vegetation trends in Sahelian drylands using MODIS based seasonal metrics. *Remote Sensing of Environment* 183, 215–225. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.05.027>
- 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. *Glob Change Biol* 21, 1610–1620. <https://doi.org/10.1111/gcb.12807>
- Brandt, M., Tappan, G., Diouf, A., Beye, G., Mbow, C., Fensholt, R., 2017. Woody Vegetation Die off and Regeneration in Response to Rainfall Variability in the West African Sahel. *Remote Sensing* 9, 39. <https://doi.org/10.3390/rs9010039>
- Breiman, L., 2001. Random Forests. *Machine Learning* 45, 5–32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Bremer, L.L., Farley, K.A., 2010. Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. *Biodivers Conserv* 19, 3893–3915. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9936-4>
- Bruschi, P., Mancini, M., Mattioli, E., Morganti, M., Signorini, M.A., 2014. Traditional uses of plants in a rural community of Mozambique and possible links with Miombodegradation and harvesting sustainability. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 10, 59. <https://doi.org/10.1186/1746-4269-10-59>



- Burkhard, B., Maes, J., 2017. Mapping Ecosystem Services. *Advanced Books* 1, e12837. <https://doi.org/10.3897/ab.e12837>
- Burrell, A.L., Evans, J.P., Liu, Y., 2019. The Addition of Temperature to the TSS-RESTREND Methodology Significantly Improves the Detection of Dryland Degradation. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing* 1–7. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2019.2906466>
- Burrell, A.L., Evans, J.P., Liu, Y., 2018. The impact of dataset selection on land degradation assessment. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 146, 22–37. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2018.08.017>
- Campbell, B.M., 1996. *The Miombo in transition: woodlands and welfare in Africa*. CIFOR.
- Carrière, M., 1994. *Plantes de Guinée à l’usage des éleveurs et des vétérinaires*. CIRAD-EMVT.
- Caspari, T., van Lynden, G., Bai, Z., 2015. *Land Degradation Neutrality: An Evaluation of Methods*. ISRIC-World Soil Information, Wageningen, Netherlands.
- Cauldwell, A.E., Zieger, U., 2000. A reassessment of the fire-tolerance of some miombo woody species in the Central Province, Zambia. *African Journal of Ecology* 38, 138–146. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2028.2000.00232.x>
- Chao, A., 1987. Estimating the Population Size for Capture-Recapture Data with Unequal Catchability. *Biometrics* 43, 783–791. <https://doi.org/10.2307/2531532>
- Chao, A., Chazdon, R.L., Colwell, R.K., Shen, T.-J., 2005. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology Letters* 8, 148–159. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00707.x>
- Chapin, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack, M.C., Díaz, S., 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405, 234–242. <https://doi.org/10.1038/35012241>
- 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, 351–366. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01285.x>
- Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M.S., Delitti, W.B.C., Duque, A., Eid, T., Fearnside, P.M., Goodman, R.C., Henry, M., Martínez-Yrizar, A., Mugasha, W.A., Muller-Landau, H.C., Mencuccini, M., Nelson, B.W., Ngomanda, A., Nogueira, E.M., Ortiz-Malavassi, E., Pélissier, R., Ploton, P., Ryan, C.M., Saldarriaga, J.G., Vieilledent, G., 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology* 20, 3177–3190. <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>
- Chazdon, R., Brancalion, P., Lamb, D., Laestadius, L., Calmon, M., Kumar, C., 2015. A Policy-Driven Knowledge Agenda for Global Forest and Landscape Restoration. *Conservation Letters* 10, n/a–n/a. <https://doi.org/10.1111/conl.12220>
- Chazdon, R.L., 2008. Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands. *Science* 320, 1458–1460. <https://doi.org/10.1126/science.1155365>
- Chazdon, R.L., Brancalion, P.H.S., Laestadius, L., Bennett-Curry, A., Buckingham, K., Kumar, C., Moll-Rocek, J., Vieira, I.C.G., Wilson, S.J., 2016. When is a forest a forest? Forest concepts and definitions in the era of forest and landscape restoration. *Ambio* 45, 538–550. <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0772-y>
- Chazdon, R.L., Guariguata, M.R., 2018. Decision support tools for forest landscape restoration: Current status and future outlook. *Center for International Forestry Research (CIFOR)*. <https://doi.org/10.17528/cifor/006792>
- Chazdon, R.L., Guariguata, M.R., 2016. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica* 48, 716–730. <https://doi.org/10.1111/btp.12381>



- Chazdon, R.L., Letcher, S.G., van Breugel, M., Martínez-Ramos, M., Bongers, F., Finegan, B., 2007. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 362, 273–289. <https://doi.org/10.1098/rstb.2006.1990>
- Chen, C., Park, T., Wang, X., Piao, S., Xu, B., Chaturvedi, R.K., Fuchs, R., Brovkin, V., Ciais, P., Fensholt, R., Tømmervik, H., Bala, G., Zhu, Z., Nemani, R.R., Myneni, R.B., 2019. China and India lead in greening of the world through land-use management. *Nat Sustain* 2, 122–129. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0220-7>
- Chen, J., Jönsson, Per., Tamura, M., Gu, Z., Matsushita, B., Eklundh, L., 2004. A simple method for reconstructing a high-quality NDVI time-series data set based on the Savitzky–Golay filter. *Remote Sensing of Environment* 91, 332–344. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.03.014>
- Cherlet, M., Hutchinson, C., Reynolds, J., Hill, J., Sommer, S., von Maltitz, G. (Eds.), 2018. *World atlas of desertification: rethinking land degradation and sustainable land management*, Third edition. ed. Publication Office of the European Union, Luxembourg.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.031>
- Chidumayo, E.N., 2005. Effects of Climate on the Growth of Exotic and Indigenous Trees in Central Zambia. *Journal of Biogeography* 32, 111–120.
- Chidumayo, Emmanuel N., Gumbo, D., 2010. *The Dry Forests and Woodlands of Africa: Managing for Products and Services*, 1st ed. Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781849776547>
- Chidumayo, E. N., Gumbo, D.J. (Eds.), 2010. *The dry forests and woodlands of Africa: managing for products and services*. The Earthscan Forest Library London, UK, Earthscan.
- Chinuwo, T., Gandiwa, E., Mugabe, P.H., Mpofo, I.D., Timpong-Jones, E., 2010. Effects of previous cultivation on regeneration of *Julbernardia globiflora* and *Brachystegia spiciformis* in grazing areas of Mupfufuruzi Resettlement Scheme, Zimbabwe. *African Journal of Range & Forage Science* 27, 45–49. <https://doi.org/10.2989/10220111003703500>
- Chirwa, P., Syampungani, S., Geldenhuys, C., 2014. Managing Southern African Woodlands for Biomass Production: The Potential Challenges and Opportunities. pp. 67–87. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-7448-3\\_4](https://doi.org/10.1007/978-94-007-7448-3_4)
- Chirwa, P., Syampungani, S., Geldenhuys, C., 2008. The ecology and management of the Miombo woodlands for sustainable livelihoods in southern Africa: the case for non-timber forest products. *Southern Forests: a Journal of Forest Science* 70, 237–245. <https://doi.org/10.2989/SF.2008.70.3.7.668>
- Connell, J.H., Slatyer, R.O., 1977. Mechanisms of Succession in Natural Communities and Their Role in Community Stability and Organization. *The American Naturalist* 111, 1119–1144.
- Conservation International, 2018. *Trends.Earth* [WWW Document]. URL <http://trends.earth>
- Cook-Patton, S.C., Leavitt, S.M., Gibbs, D., Harris, N.L., Lister, K., Anderson-Teixeira, K.J., Briggs, R.D., Chazdon, R.L., Crowther, T.W., Ellis, P.W., Griscom, H.P., Herrmann, V., Holl, K.D., Houghton, R.A., Larrosa, C., Lomax, G., Lucas, R., Madsen, P., Malhi, Y., Paquette, A., Parker, J.D., Paul, K., Routh, D., Roxburgh, S., Saatchi, S., van den Hoogen, J., Walker, W.S., Wheeler, C.E., Wood, S.A., Xu, L., Griscom, B.W., 2020. Mapping carbon accumulation potential from global natural forest regrowth. *Nature* 585, 545–550. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2686-x>
- Curtis, J.T., McIntosh, R.P., 1951. An Upland Forest Continuum in the Prairie-Forest Border Region of Wisconsin. *Ecology* 32, 476–496. <https://doi.org/10.2307/1931725>
- Cuvilas, C.A., Jirjis, R., Lucas, C., 2010. Energy situation in Mozambique: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 14, 2139–2146. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2010.02.002>



- Dardel, C., Kergoat, L., Hiernaux, P., Mougin, E., Grippa, M., Tucker, C.J., 2014. Re-greening Sahel: 30years of remote sensing data and field observations (Mali, Niger). *Remote Sensing of Environment* 140, 350–364. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.09.011>
- Dave, R., Saint-Laurent, C., Murray, L., Antunes Daldegan, G., Brouwer, R., de Mattos Scaramuzza, C.A., Raes, L., Simonit, S., Catapan, M., García Contreras, G., Ndoli, A., Karangwa, C., Perera, N., Hingorani, S., Pearson, T., 2019. Second Bonn Challenge progress report. IUCN.
- de Beurs, K.M., Henebry, G.M., 2005. Land surface phenology and temperature variation in the International Geosphere–Biosphere Program high-latitude transects. *Global Change Biology* 11, 779–790. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00949.x>
- de Jong, R., Schaepman, M.E., Furrer, R., de Bruin, S., Verburg, P.H., 2013. Spatial relationship between climatologies and changes in global vegetation activity. *Glob Change Biol* 19, 1953–1964. <https://doi.org/10.1111/gcb.12193>
- de Koning, J., 1993. Checklist of vernacular plant names in Mozambique : Registo de nomes vernáculos de plantas em Moçambique. Wageningen : Agricultural University.Netherlands.
- De Rouw, A., 1993. Regeneration by sprouting in slash and burn rice cultivation, Taï rain forest, Côte d'Ivoire. *Journal of Tropical Ecology* 9, 387–408. <https://doi.org/10.1017/S0266467400007471>
- Degreef, J., Kasongo, B., Niyongabo, E., De Kesel, A., 2020. Edible mushrooms, a vulnerable ecosystem service from African miombo woodlands. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* <https://doi.org/10.25518/1780-4507.18508>
- Detsch, F., 2018. Download and Pre-Process CHIRPS and TRMM Rainfall Data Sets in R. R package version 1.0.2.
- Deweese, P.A., Campbell, B.M., Katerere, Y., Siteo, A., Cunningham, A.B., Angelsen, A., Wunder, S., 2010. Managing the Miombo Woodlands of Southern Africa: Policies, Incentives and Options for the Rural Poor. *Journal of Natural Resources Policy Research* 2, 57–73. <https://doi.org/10.1080/19390450903350846>
- Díaz, S., Quétier, F., Cáceres, D.M., Trainor, S.F., Pérez-Harguindeguy, N., Bret-Harte, M.S., Finegan, B., Peña-Claros, M., Poorter, L., 2011. Linking functional diversity and social actor strategies in a framework for interdisciplinary analysis of nature's benefits to society. *PNAS* 108, 895–902. <https://doi.org/10.1073/pnas.1017993108>
- Didan, K., Munoz, A.B., Huete, A., 2015. MODIS Vegetation Index User's Guide (MOD13 Series) 35.
- Dubovyk, O., 2017. The role of Remote Sensing in land degradation assessments: opportunities and challenges. *European Journal of Remote Sensing* 50, 601–613. <https://doi.org/10.1080/22797254.2017.1378926>
- Dutrieux, L.P., Jakovac, C.C., Latifah, S.H., Kooistra, L., 2016. Reconstructing land use history from Landsat time-series. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 47, 112–124. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2015.11.018>
- ELD initiative, UNEP, 2015. The Economics of Land Degradation in Africa: Benefits of Action Outweigh the Costs.
- EL-Vilaly, M., Didan, K., Marsh, S., Crimmins, M., Munoz, A., 2018. Characterizing Drought Effects on Vegetation Productivity in the Four Corners Region of the US Southwest. *Sustainability* 10, 1643. <https://doi.org/10.3390/su10051643>
- ESA, 2017. Land Cover CCI Product User Guide Version 2. Tech. Rep.
- Escadafal, R., Bégni, G., 2016. Surveiller la désertification par télédétection. Les dossiers thématiques du CSFD. N°12. CSFD/Agropolis International, Montpellier, France.
- Etc Terra, 2017. Project Design Document of GNR REDD Project. Validated by VCS.
- Evans, J., Geerken, R., 2004. Discrimination between climate and human-induced dryland degradation. *Journal of Arid Environments* 57, 535–554. [https://doi.org/10.1016/S0140-1963\(03\)00121-6](https://doi.org/10.1016/S0140-1963(03)00121-6)





- FAO, 2016. Directives mondiales pour la restauration des forêts et des paysages dégradés dans les terres arides: renforcer la résilience et améliorer les moyens d'existence, par Berrahmouni, N., Regato, P. et Parfondry, M. Étude FAO: Forêts n° 175. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome, Italy.
- FAO, 2012. Global ecological Zones for FAO forest reporting: 2010 update 52.
- FAO and WRI, 2019. The road to restoration: A guide to identifying priorities and indicators for monitoring forest and landscape restoration. Rome, Washington DC.
- Faye, E.H., Masse, D., Diatta, M., 2002. Dynamique de la régénération ligneuse 9.
- Fensholt, R., Langanke, T., Rasmussen, K., Reenberg, A., Prince, S.D., Tucker, C., Scholes, R.J., Le, Q.B., Bondeau, A., Eastman, R., Epstein, H., Gaughan, A.E., Hellden, U., Mbow, C., Olsson, L., Paruelo, J., Schweitzer, C., Seaquist, J., Wessels, K., 2012. Greenness in semi-arid areas across the globe 1981–2007 — an Earth Observing Satellite based analysis of trends and drivers. *Remote Sensing of Environment* 121, 144–158. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.01.017>
- Fischer, J., Riechers, M., Loos, J., Martin-Lopez, B., Temperton, V.M., 2021. Making the UN Decade on Ecosystem Restoration a Social-Ecological Endeavour. *Trends in Ecology & Evolution* 36, 20–28. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2020.08.018>
- Floret, C., Pontanier, R., 2001. La jachère en Afrique tropicale. De la jachères naturelle à la jachère améliorée. Le point des connaissances. Volume 2., John Libbey Eurotext. ed.
- FNDS, 2019. Relatório do Mapa de Cobertura Florestal de Moçambique 2016. Maputo, Mozambique.
- Folke, C., Carpenter, S., Walker, B., Scheffer, M., Elmqvist, T., Gunderson, L., Holling, C.S., 2004. Regime Shifts, Resilience, and Biodiversity in Ecosystem Management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35, 557–581. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.105711>
- Folmer, E.C.R., Geurts, P.M.H., Francisco, J.R., 1998. Assessment of soil fertility depletion in Mozambique. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 71, 159–167. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(98\)00138-8](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(98)00138-8)
- Foltête, J.-C., Vuidel, G., Savary, P., Clauzel, C., Sahraoui, Y., Girardet, X., Bourgeois, M., 2021. Graphab: An application for modeling and managing ecological habitat networks. *Software Impacts* 8, 100065. <https://doi.org/10.1016/j.simpa.2021.100065>
- ForestPlots.net, Blundo, C., Carilla, J., Grau, R., Malizia, A., Malizia, L., Osinaga-Acosta, O., Bird, M., Bradford, M., Catchpole, D., Ford, A., Graham, A., Hilbert, D., Kemp, J., Laurance, S., Laurance, W., Ishida, F.Y., Marshall, A., Waite, C., Woell, H., Bastin, J.-F., Bauters, M., Beeckman, H., Boeckx, P., Bogaert, J., De Canniere, C., de Haulleville, T., Doucet, J.-L., Hardy, O., Hubau, W., Kearsley, E., Verbeeck, H., Vleminckx, J., Brewer, S.W., Alarcón, A., Araujo-Murakami, A., Arets, E., Arroyo, L., Chavez, E., Fredericksen, T., Villaroel, R.G., Sibauty, G.G., Killeen, T., Licona, J.C., Lleigue, J., Mendoza, C., Murakami, S., Gutierrez, A.P., Pardo, G., Peña-Claros, M., Poorter, L., Toledo, M., Cayo, J.V., Viscarra, L.J., Vos, V., Ahumada, J., Almeida, E., Almeida, J., de Oliveira, E.A., da Cruz, W.A., de Oliveira, A.A., Carvalho, Fabrício Alvim, Obermuller, F.A., Andrade, A., Carvalho, Fernanda Antunes, Vieira, S.A., Aquino, A.C., Aragão, L., Araújo, A.C., Assis, M.A., Gomes, J.A.M.A., Baccaro, F., de Camargo, P.B., Barni, P., et al., 2021. Taking the pulse of Earth's tropical forests using networks of highly distributed plots. *Biological Conservation* 260, 108849. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108849>
- Frost, P., 1996. The ecology of miombo woodlands, in: *The Miombo in Transition: Woodland and Welfare in Africa*. Bogor, Indonesia, pp. 11–57.
- Funk, C., Peterson, P., Landsfeld, M., Pedreros, D., Verdin, J., Shukla, S., Husak, G., Rowland, J., Harrison, L., Hoell, A., Michaelsen, J., 2015. The climate hazards infrared precipitation with stations—a new environmental record for monitoring extremes. *Scientific Data* 2, 150066. <https://doi.org/10.1038/sdata.2015.66>



- Fusari, A., Carpaneto, G.M., 2006. Subsistence hunting and conservation issues in the game reserve of Gile, Mozambique. *Biodivers Conserv* 15, 2477–2495. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-8229-1>
- Gann, G.D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C.R., Jonson, J., Hallett, J.G., Eisenberg, C., Guariguata, M.R., Liu, J., Hua, F., Echeverría, C., Gonzales, E., Shaw, N., Decler, K., Dixon, K.W., 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology* 27, S1–S46. <https://doi.org/10.1111/rec.13035>
- GEF, 2009. Investing in Land Stewardship: GEF’s efforts to combat land degradation and desertification globally. Global Environment Facility.
- Geist, H.J., Lambin, E.F., 2004. Dynamic Causal Patterns of Desertification. *BioScience* 54, 817–829. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[0817:DCPOD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[0817:DCPOD]2.0.CO;2)
- Ghazoul, J., Chazdon, R., 2017. Degradation and Recovery in Changing Forest Landscapes: A Multiscale Conceptual Framework. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 42, 161–188. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-102016-060736>
- Gibbs, H.K., Salmon, J.M., 2015. Mapping the world’s degraded lands. *Applied Geography* 57, 12–21. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.11.024>
- Gichenje, H., Pinto-Correia, T., Godinho, S., 2019. An analysis of the drivers that affect greening and browning trends in the context of pursuing land degradation-neutrality. *Remote Sensing Applications: Society and Environment* 15, 100251. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2019.100251>
- Godard, L., 2020. Diagnostic des producteurs de la zone de Gilé et recommandations pour le projet ACAMAZ - Rapport de mission. Nitidae.
- GoM, 2018a. Mozambique’s Forest Reference Emission Level for Reducing Emissions from Deforestation in Natural Forests. Ministério da Terra, Ambiente e Desenvolvimento Rural. República de Moçambique, Maputo, Mozambique.
- GoM, 2018b. Mozambique’s Forest Reference Emission Level for Reducing Emissions from Deforestation in Natural Forests. Ministério da Terra, Ambiente e Desenvolvimento Rural. República de Moçambique, Maputo, Mozambique.
- GoM, 2002. Plano de acção nacional de combate à seca e à desertificação. Ministério para a Coordenação da Acção Ambiental. República de Moçambique, Maputo, Mozambique.
- Gonçalves, F.M.P., Revermann, R., Gomes, A.L., Aidar, M.P.M., Finckh, M., Juergens, N., 2017. Tree Species Diversity and Composition of Miombo Woodlands in South-Central Angola: A Chronosequence of Forest Recovery after Shifting Cultivation. *International Journal of Forestry Research* 2017, 1–13. <https://doi.org/10.1155/2017/6202093>
- Gonzalez-Roglich, M., Zvoleff, A., Noon, M., Liniger, H., Fleiner, R., Harari, N., Garcia, C., 2019. Synergizing global tools to monitor progress towards land degradation neutrality: Trends.Earth and the World Overview of Conservation Approaches and Technologies sustainable land management database. *Environmental Science & Policy* 93, 34–42. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.12.019>
- Grinand, C., Bégué, A., Montfort, F., Leroux, L., Randrianarivo, T., 2018. Land degradation (Second technical report). Nitidae & CIRAD.
- Grinand, C., Maire, G.L., Vieilledent, G., Razakamanarivo, H., Razafimbelo, T., Bernoux, M., 2017. Estimating temporal changes in soil carbon stocks at ecoregional scale in Madagascar using remote-sensing. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 54, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2016.09.002>
- Grinand, C., Randrianarivo, T., Lisboa, S.N., Montfort, F., in prep. Land use and land cover change 2000-2020 in Mozambique.



- Gumbo, D., Clendenning, J., Martius, C., Moombe, K., Grundy, I., Nasi, R., Mumba, K.Y., Ribeiro, N., Kabwe, G., Petrokofsky, G., 2018. How have carbon stocks in central and southern Africa's miombo woodlands changed over the last 50 years? A systematic map of the evidence. *Environmental Evidence* 7, 16. <https://doi.org/10.1186/s13750-018-0128-0>
- Gustafsson, L., Hansson, L., 1997. Corridors as a Conservation Tool. *Ecological Bulletins* 182–190.
- Harris, I., Jones, P.D., Osborn, T.J., Lister, D.H., 2014. Updated high-resolution grids of monthly climatic observations – the CRU TS3.10 Dataset. *International Journal of Climatology* 34, 623–642. <https://doi.org/10.1002/joc.3711>
- Hassink, J., 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant and Soil* 191, 77–87. <https://doi.org/10.1023/A:1004213929699>
- Hengl, T., Jesus, J.M. de, Heuvelink, G.B.M., Gonzalez, M.R., Kilibarda, M., Blagotić, A., Shangguan, W., Wright, M.N., Geng, X., Bauer-Marschallinger, B., Guevara, M.A., Vargas, R., MacMillan, R.A., Batjes, N.H., Leenaars, J.G.B., Ribeiro, E., Wheeler, I., Mantel, S., Kempen, B., 2017. SoilGrids250m: Global gridded soil information based on machine learning. *PLOS ONE* 12, e0169748. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0169748>
- Herrmann, S., Anyamba, A., Tucker, C., 2005. Recent Trends in Vegetation Dynamics in the African Sahel and Their Relationship to Climate. *Global Environmental Change* 15, 394–404. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2005.08.004>
- Herrmann, S.M., Sall, I., Sy, O., 2014. People and pixels in the Sahel: a study linking coarse-resolution remote sensing observations to land users' perceptions of their changing environment in Senegal. *E&S* 19, art29. <https://doi.org/10.5751/ES-06710-190329>
- Hickler, T., Eklundh, L., Seaquist, J.W., Smith, B., Ardö, J., Olsson, L., Sykes, M.T., Sjöström, M., 2005. Precipitation controls Sahel greening trend. *Geophysical Research Letters* 32. <https://doi.org/10.1029/2005GL024370>
- Higginbottom, T., Symeonakis, E., 2014. Assessing Land Degradation and Desertification Using Vegetation Index Data: Current Frameworks and Future Directions. *Remote Sensing* 6, 9552–9575. <https://doi.org/10.3390/rs6109552>
- Hijman, R., 2021. *Geographic Data Analysis and Modeli* (No. Version 3.4-13).
- Hobbs, R.J., 2016. Degraded or just different? Perceptions and value judgements in restoration decisions. *Restoration Ecology* 24, 153–158. <https://doi.org/10.1111/rec.12336>
- Hobbs, R.J., Harris, J.A., 2001. Restoration Ecology: Repairing the Earth's Ecosystems in the New Millennium. *Restoration Ecology* 9, 239–246. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2001.009002239.x>
- Hoffmann, A.A., Parry, J.-E., Cuambe, C.C.D., Kwesha, D., Zhakata, W., 2009. Climate change and wildland fires in Mozambique, in: Cochrane, M.A. (Ed.), *Tropical Fire Ecology: Climate Change, Land Use, and Ecosystem Dynamics*, Springer Praxis Books. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 227–259. [https://doi.org/10.1007/978-3-540-77381-8\\_8](https://doi.org/10.1007/978-3-540-77381-8_8)
- Högberg, P., 1982. Mycorrhizal Associations in Some Woodland and Forest Trees and Shrubs in Tanzania. *New Phytologist* 92, 407–415. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1982.tb03398.x>
- Holl, K.D., 2020. *Primer of ecological restoration.*, Island Press. ed. Washington, D.C.
- Holl, K.D., Aide, T.M., 2011. When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management, The Ecology and Ecosystem Services of Native Trees: Implications for Reforestation and Land Restoration in Mesoamerica* 261, 1558–1563. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.004>
- Holling, C.S., 1973. Resilience and Stability of Ecological Systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4, 1–23. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.04.110173.000245>
- Huntington, J.L., Hegewisch, K.C., Daudert, B., Morton, C.G., Abatzoglou, J.T., McEvoy, D.J., Erickson, T., 2017. Climate Engine: Cloud Computing and Visualization of Climate and Remote Sensing



- Data for Advanced Natural Resource Monitoring and Process Understanding. *Bulletin of the American Meteorological Society* 98, 2397–2410. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-15-00324.1>
- Ichii, K., Kawabata, A., Yamaguchi, Y., 2002. Global correlation analysis for NDVI and climatic variables and NDVI trends: 1982-1990. *int. j. remote sensing* 23, 3873–3878. <https://doi.org/10.1080/01431160110119416>
- INE, 2021. População 2021 [WWW Document]. Instituto Nacional de Estatística - Moçambique. URL <http://www.ine.gov.mz/>
- INE, 2018. Anuário Estatístico : Statistical Yearbook 2017 - Moçambique. Instituto Nacional de Estatística, Maputo, Mozambique.
- IPBES, 2018. The IPBES assessment report on land degradation and restoration. Montanarella, L., Scholes, R., and Brainich, A. (eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Bonn, Germany.
- IPCC, 2019a. Chapter 4 : Land Degradation, in: *Climate Change and Land: An IPCC Special Report on Climate Change, Desertification, Land Degradation, Sustainable Land Management, Food Security, and Greenhouse Gas Fluxes in Terrestrial Ecosystems*. [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (Eds.)]. In Press.
- IPCC, 2019b. Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Intergovernmental Panel on Climate Change, Kyoto, Japan.
- Irish Aid, 2018. Mozambique Country Climate Risk Assessment Report. Resilience and Economic Inclusion Team, Policy Unit, Ireland.
- ITTO, 2020. Guidelines for forest landscape restoration in the tropics. ITTO Policy Development Series No. 24. International Tropical Timber Organization (ITTO), Yokohama.
- IUCN, 2018. Forest Landscape Restoration Opportunities Assessment: 10 Districts of Zambezia and Nampula. Mitader, IUCN & World Bank.
- IUCN, 2015. Land Degradation Neutrality: implications and opportunities for conservation, Technical Brief 2nd Edition. IUCN, Nairobi.
- IUCN, 2005. Restauration des paysages forestiers: Introduction à l'art et la science de la restauration des paysages forestiers.
- IUCN and WRI, 2014. A guide to the Restoration Opportunities Assessment Methodology (ROAM): Assessing forest landscape restoration opportunities at the national or sub-national level. Gland, Switzerland: IUCN.
- Jakovac, C.C., Dutrieux, L.P., Siti, L., Peña-Claros, M., Bongers, F., 2017. Spatial and temporal dynamics of shifting cultivation in the middle-Amazonas river: Expansion and intensification. *PLoS ONE* 12, e0181092. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0181092>
- Jakovac, C.C., Junqueira, A.B., Crouzeilles, R., Peña-Claros, M., Mesquita, R.C.G., Bongers, F., 2021. The role of land-use history in driving successional pathways and its implications for the restoration of tropical forests. *Biological Reviews* 96, 1114–1134. <https://doi.org/10.1111/brv.12694>
- Jamali, S., Seaquist, J., Eklundh, L., Ardö, J., 2014. Automated mapping of vegetation trends with polynomials using NDVI imagery over the Sahel. *Remote Sensing of Environment* 141, 79–89. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.10.019>
- Jamali, S., Seaquist, J., Eklundh, L., Ardö, J., 2012. Comparing parametric and non-parametric approaches for estimating trends in multi-year NDVI. Presented at the First international workshop on Temporal Analysis of Satellite Images, Mykonos Island, Greece.
- Jax, K., 2005. Function and “functioning” in ecology: what does it mean? *Oikos* 111, 641–648. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2005.13851.x>



- Jew, E.K.K., Dougill, A.J., Sallu, S.M., O'Connell, J., Benton, T.G., 2016. Miombo woodland under threat: Consequences for tree diversity and carbon storage. *Forest Ecology and Management* 361, 144–153. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.11.011>
- Jones, K., Grantham, H., Costa, H., Sidat, N., Nicolau, D., Nazerali, S., 2021. Restoration Priority Assessment – a contribution for Biodiversity Offsets Implementation in Mozambique. Version 1.0. Wildlife Conservation Society & BIOFUND, Maputo, Mozambique.
- Kalaba, F.K., Quinn, C.H., Dougill, A.J., Vinya, R., 2013. Floristic composition, species diversity and carbon storage in charcoal and agriculture fallows and management implications in Miombo woodlands of Zambia. *Forest Ecology and Management* 304, 99–109. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.04.024>
- Kaptué, A.T., Prihodko, L., Hanan, N.P., 2015. On greening and degradation in Sahelian watersheds. *Proc Natl Acad Sci USA* 112, 12133–12138. <https://doi.org/10.1073/pnas.1509645112>
- Kennedy, R.E., Yang, Z., Gorelick, N., Braaten, J., Cavalcante, L., Cohen, W.B., Healey, S., 2018. Implementation of the LandTrendr Algorithm on Google Earth Engine. *Remote Sensing* 10, 691. <https://doi.org/10.3390/rs10050691>
- Krakauer, N., Lakhankar, T., Anadón, J., 2017. Mapping and Attributing Normalized Difference Vegetation Index Trends for Nepal. *Remote Sensing* 9, 986. <https://doi.org/10.3390/rs9100986>
- Lamb, D., Gilmour, D., 2003. Rehabilitation and restoration of degraded Forests. IUCN, Gland, witzerland and Cambridge, UK and WWF, Gland, Switzerland.
- Law, A., Wiener, M., 2018. Breiman and Cutler's Random Forests for Classification and Regression (No. Version 4.6-14).
- Lawrence, D., Suma, V., Moge, J.P., 2005. Change in Species Composition with Repeated Shifting Cultivation: Limited Role of Soil Nutrients. *Ecological Applications* 15, 1952–1967. <https://doi.org/10.1890/04-0841>
- Le, Q.B., Nkonya, E., Mirzabaev, A., 2016. Biomass Productivity-Based Mapping of Global Land Degradation Hotspots, in: Nkonya, E., Mirzabaev, A., von Braun, J. (Eds.), *Economics of Land Degradation and Improvement – A Global Assessment for Sustainable Development*. Springer International Publishing, Cham, pp. 55–84. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-19168-3\\_4](https://doi.org/10.1007/978-3-319-19168-3_4)
- Leadley, P., Pereira, H.M., Alkemade, R., Fernandez-Manjarrés, J.F., Proença, V., Scharlemann, J.P.W., Walpole, M.J., 2010. Scénarios de biodiversité: projections des changements de la biodiversité et des services écosystémiques pour le 21e siècle. (Cahier technique n°50). Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, Montréal.
- Legendre, P., Legendre, L., 2012. *Numerical Ecology*, Volume 24 - 3rd Edition, Elsevier Science BV. ed. Amsterdam.
- Leroux, L., Bégué, A., Lo Seen, D., Jolivot, A., Kayitakire, F., 2017. Driving forces of recent vegetation changes in the Sahel: Lessons learned from regional and local level analyses. *Remote Sensing of Environment* 191, 38–54. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.01.014>
- Luoga, E.J., Witkowski, E.T.F., Balkwill, K., 2005. Land Cover and Use Changes in Relation to the Institutional Framework and Tenure of Land and Resources in Eastern Tanzania Miombo Woodlands. *Environ Dev Sustain* 7, 71–93. <https://doi.org/10.1007/s10668-003-4013-8>
- Luoga, E.J., Witkowski, E.T.F., Balkwill, K., 2004. Regeneration by coppicing (resprouting) of miombo (African savanna) trees in relation to land use. *Forest Ecology and Management* 189, 23–35. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.02.001>
- Luoga, E.J., Witkowski, E.T.F., Balkwill, K., 2000. Differential utilization and ethnobotany of trees in kitulanghalo forest reserve and surrounding communal lands, eastern tanzania. *Econ Bot* 54, 328–343. <https://doi.org/10.1007/BF02864785>
- MADER/DPP, 2016. Inquérito Agrário Integrado 2015. Maputo, Mozambique.



- Magalhães, T.M., Mamugy, F.P.S., 2020. Fine root biomass and soil properties following the conversion of miombo woodlands to shifting cultivation lands. *CATENA* 194, 104693. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104693>
- Maginnis, S., Jackson, W., 2005. Restoring forest landscapes: Forest landscape restoration aims to re-establish ecological integrity and human well-being in the degraded forest landscapes. IUCN.
- Maginnis, S., Jackson, W., 2002. Restoring Forest Landscapes (ITTO Tropical Forest Update 12/4). International Tropical Timber Organization, Yokohama, Japan.
- Malaisse, 1997. *Se nourrir en forêt claire africaine. Approche écologique et nutritionnelle*. Presses Agronomiques Gembloux & CTA, Gembloux.
- Malaisse, F.P., 1979. L'écosystème miombo., in: *Ecosystèmes Forestiers Tropicaux*. UNESCO/PNUF/FAO, pp. 641–659.
- Malambo, F.M., Syampungani, S., 2008. Opportunities and challenges for sustainable management of miombo woodlands: the Zambian perspective (Working Papers of the Finnish Forest Research Institut 98). Copperbelt University, School of Natural Resources, P. O. Box 21692, Kitwe, Zambia.
- Mallinis, G., Chrysafis, I., Korakis, G., Pana, E., Kyriazopoulos, A.P., 2020. A Random Forest Modelling Procedure for a Multi-Sensor Assessment of Tree Species Diversity. *Remote Sensing* 12, 1210. <https://doi.org/10.3390/rs12071210>
- Manlay, R.J., Ickowicz, A., Masse, D., Floret, C., Richard, D., Feller, C., 2004. Spatial carbon, nitrogen and phosphorus budget of a village in the West African savanna—I. Element pools and structure of a mixed-farming system. *Agricultural Systems* 79, 55–81. [https://doi.org/10.1016/S0308-521X\(03\)00053-2](https://doi.org/10.1016/S0308-521X(03)00053-2)
- Mansourian, S., Vallauri, D., Dudley, N. (Eds.), 2005. *Forest restoration in landscapes: beyond planting trees*. Springer, New York, NY.
- Marblé, Y., 2012. *Creation of communal grazing areas for goats in southern Mozambique: future perspectives* (Thesis). Wageningen University & Research Centre (WUR).
- Markewitz, D., Davidson, E., Moutinho, P., Nepstad, D., 2004. Nutrient Loss and Redistribution After Forest Clearing on a Highly Weathered Soil in Amazonia. *Ecological Applications* 14, 177–199. <https://doi.org/10.1890/01-6016>
- Mayer, M., Prescott, C.E., Abaker, W.E.A., Augusto, L., Cécillon, L., Ferreira, G.W.D., James, J., Jandl, R., Katzensteiner, K., Laclau, J.-P., Laganière, J., Nouvellon, Y., Paré, D., Stanturf, J.A., Vanguelova, E.I., Vesterdal, L., 2020. Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management* 466, 118127. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118127>
- Mbow, C., Brandt, M., Ouedraogo, I., De Leeuw, J., Marshall, M., 2015. What Four Decades of Earth Observation Tell Us about Land Degradation in the Sahel? *Remote Sensing* 7, 4048–4067. <https://doi.org/10.3390/rs70404048>
- McDonald, T., Gann, G.D., Jonson, J., Dixon, K.W., 2016. *Standards internationaux pour la restauration écologique - incluant les principes et les concepts clés*. Society for Ecological Restoration, Washington DC.
- McLaren, K.P., McDonald, M.A., 2003. Coppice regrowth in a disturbed tropical dry limestone forest in Jamaica. *Forest Ecology and Management* 180, 99–111.
- McNicol, I.M., Ryan, C.M., Williams, M., 2015. How resilient are African woodlands to disturbance from shifting cultivation? *Ecological Applications* 25, 2320–2336. <https://doi.org/10.1890/14-2165.1>
- MEA, 2005. *Ecosystems and human well-being*. Millennium Ecosystem Assessment, Washington, D.C: Island Press.



- Mercier, C., Grinand, C., Randrianary, T., Nourtier, M., Rabany, C., 2016. Background study for the preparation of the Zambézia Integrated Landscapes Management Program (Report for Government of Mozambique and FCPF). Etc Terra.
- MICAIA, Bioflora, LERF, 2018. Priorização de intervenções e definição de modelos de restauração no distrito de Sussundenga (Província de Manica), com foco na Reserva Nacional de Chimanimani e sua zona tampão.
- Miles, L., Newton, A.C., DeFries, R.S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V., Gordon, J.E., 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography* 33, 491–505. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x>
- MITADER, 2018a. Inventário Florestal Nacional. Maputo, Mozambique.
- MITADER, 2018b. Forest Landscape Restoration Opportunities Assessment: 10 Districts of Zambezia and Nampula. Ministry of Land, Environment, and Rural Development (MITADER). República de Moçambique, Maputo, Mozambique.
- Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Brooks, T.M., Pilgrim, J.D., Konstant, W.R., Da Fonseca, G.A., Kormos, C., 2003a. Wilderness and biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100, 10309–10313.
- Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Brooks, T.M., Pilgrim, J.D., Konstant, W.R., da Fonseca, G.A.B., Kormos, C., 2003b. Wilderness and biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100, 10309–10313. <https://doi.org/10.1073/pnas.1732458100>
- Montfort, F., Bégué, A., Leroux, L., Blanc, L., Gond, V., Cambule, A.H., Remane, I.A.D., Grinand, C., 2020a. From land productivity trends to land degradation assessment in Mozambique: Effects of climate, human activities and stakeholder definitions. *Land Degradation & Development* 32, 49–65. <https://doi.org/10.1002/ldr.3704>
- Montfort, F., Bégué, A., Leroux, L., Grinand, C., 2019. In: IEEE (Ed.), Sensitivity analysis of land productivity change calculation in Mozambique. IEEE International Geoscience & Remote Sensing Symposium. Yakohama. Japon.
- Montfort, F., Mercier, C., Roelens, J.-B., Trégourès, A., 2020b. Scientific and vernacular names of miombo woody species identified in the Gilé National Park and surroundings in Mozambique [Data set]. <https://doi.org/10.5281/zenodo.4117511>
- Montfort, F., Nourtier, M., Grinand, C., Maneau, S., Mercier, C., Roelens, J.-B., Blanc, L., 2021. Regeneration capacities of woody species biodiversity and soil properties in Miombo woodland after slash-and-burn agriculture in Mozambique. *Forest Ecology and Management* 488, 119039. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119039>
- Montfort, F., Nourtier, M., Grinand, C., Manlay, R.J., Maneau, S., Mercier, C., Roelens, J.-B., Blanc, L., under review. Woody species biodiversity and soil organic carbon stock decline in response to slash-and-burn intensity in Miombo fallow ecosystem in Mozambique.
- Moonlight, P., Banda-R, K., Phillips, O.L., Dexter, K.G., Toby, R., Baker, T.R., de Lima, H.C., Fajardo, L., Linares-Palomino, R., Lloyd, J., Nascimento, M., Quintana, C., Riina, R., 2020. Field Manual for Plot Establishment and Remeasurement 29.
- Moonlight, P.W., Banda-R, K., Phillips, O.L., Dexter, K.G., Pennington, R.T., Baker, T.R., Lima, H.C. de, Fajardo, L., González-M, R., Linares-Palomino, R., Lloyd, J., Nascimento, M., Prado, D., Quintana, C., Riina, R., M, G.M.R., Villela, D.M., Aquino, A.C.M.M., Arroyo, L., Bezerra, C., Brunello, A.T., Brienen, R.J.W., Cardoso, D., Chao, K.-J., Coutinho, Í.A.C., Cunha, J., Domingues, T., Santo, M.M. do E., Feldpausch, T.R., Fernandes, M.F., Goodwin, Z.A., Jiménez, E.M., Levesley, A., Lopez-Toledo, L., Marimon, B., Miatto, R.C., Mizushima, M., Monteagudo, A., Moura, M.S.B. de, Murakami, A., Neves, D., Chequín, R.N., Oliveira, T.C. de S., Oliveira, E.A. de, Queiroz, L.P. de, Pilon, A., Ramos, D.M., Reynel, C., Rodrigues, P.M.S., Santos, R., Särkinen, T., Silva, V.F. da, Souza, R.M.S., Vasquez, R., Veenendaal, E., 2021. Expanding tropical forest



- monitoring into Dry Forests: The DRYFLOR protocol for permanent plots. *PLANTS, PEOPLE, PLANET* 3, 295–300. <https://doi.org/10.1002/ppp3.10112>
- Murphy, P.G., Lugo, A.E., 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 17, 67–88. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.17.110186.000435>
- Mwampamba, T.H., Schwartz, M.W., 2011. The effects of cultivation history on forest recovery in fallows in the Eastern Arc Mountain, Tanzania. *Forest Ecology and Management* 261, 1042–1052. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.12.026>
- Noulèkoun, F., Mensah, S., Birhane, E., Son, Y., Khamzina, A., 2021. Forest Landscape Restoration under Global Environmental Change: Challenges and a Future Roadmap. *Forests* 12, 276. <https://doi.org/10.3390/f12030276>
- Nye, P.H., Greenland, D.J., 1960. *The Soil Under Shifting Cultivation*. Commonwealth Agricultural Bureaux.
- Ocón, J.P., Ibanez, T., Franklin, J., Pau, S., Keppel, G., Rivas-Torres, G., Shin, M.E., Gillespie, T.W., 2021. Global tropical dry forest extent and cover: A comparative study of bioclimatic definitions using two climatic data sets. *PLoS ONE* 16, e0252063. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0252063>
- O'Connor, T.G., Puttick, J.R., Hoffman, M.T., 2014. Bush encroachment in southern Africa: changes and causes. *African Journal of Range & Forage Science* 31, 67–88. <https://doi.org/10.2989/10220119.2014.939996>
- Oksanen, J., 2015. *Multivariate Analysis of Ecological Communities in R: vegan tutorial* 43.
- Öpik, M., Metsis, M., Daniell, T.J., Zobel, M., Moora, M., 2009. Large-scale parallel 454 sequencing reveals host ecological group specificity of arbuscular mycorrhizal fungi in a boreonemoral forest. *New Phytol* 184, 424–437. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2009.02920.x>
- Orsi, F., Geneletti, D., 2010. Identifying priority areas for Forest Landscape Restoration in Chiapas (Mexico): An operational approach combining ecological and socioeconomic criteria. *Landscape and Urban Planning* 94, 20–30. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.07.014>
- Ostrom, E., 2009. *A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems*. Science.
- Pacheco, F.A.L., Sanches Fernandes, L.F., Valle Junior, R.F., Valera, C.A., Pissarra, T.C.T., 2018. Land degradation: Multiple environmental consequences and routes to neutrality. *Current Opinion in Environmental Science & Health, Sustainable soil management and land restoration* 5, 79–86. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.07.002>
- Paganini, M., Pace, G., Castracane, P., Del Barrio, G., Van Delden, H., Iannetta, M., Hill, J., Zucca, C., Fernandez-Prieto, D., 2009. Monitoring desertification using EO technologies: Experience of the ESA DUE DesertWatch project, in: 2009 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium. Presented at the 2009 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium, IEEE, Cape Town, South Africa, p. III-302-III-305. <https://doi.org/10.1109/IGARSS.2009.5417760>
- Pandit, R., Parrotta, J.A., Chaudhary, A.K., Karlen, D.L., Vieira, D.L.M., Anker, Y., Chen, R., Morris, J., Harris, J., Ntshotsho, P., 2020. A framework to evaluate land degradation and restoration responses for improved planning and decision-making. *Ecosystems and People* 16, 1–18. <https://doi.org/10.1080/26395916.2019.1697756>
- Piao, S., Wang, X., Park, T., Chen, C., Lian, X., He, H., Bjerke, J., Chen, A., Ciais, P., Tømmervik, H., Nemani, R., Myneni, R., 2019. Characteristics, drivers and feedbacks of global greening. *Nature Reviews Earth & Environment* 1–14. <https://doi.org/10.1038/s43017-019-0001-x>
- Pienaar, B., Thompson, D.I., Erasmus, B.F.N., Hill, T.R., Witkowski, E.T.F., 2015. Evidence for climate-induced range shift in *Brachystegia* (miombo) woodland. *South African Journal of Science* 111, 1–9. <https://doi.org/10.17159/SAJS.2015/20140280>





- Potapov, P., Li, X., Hernandez-Serna, A., Tyukavina, A., Hansen, M.C., Kommareddy, A., Pickens, A., Turubanova, S., Tang, H., Silva, C.E., Armston, J., Dubayah, R., Blair, J.B., Hofton, M., 2021. Mapping global forest canopy height through integration of GEDI and Landsat data. *Remote Sensing of Environment* 253, 112165. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112165>
- Prince, S.D., 2019. Challenges for remote sensing of the Sustainable Development Goal SDG 15.3.1 productivity indicator. *Remote Sensing of Environment* 234, 111428. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111428>
- Pungulanhe, L., 2020. Caracterização da vegetação arbórea sob diferentes regimes de queimadas na floresta de Miombo, Reserva Nacional de Gilé, Provincia da Zambézia. (Mestre). Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal/UEM.
- Quesada, M., Sanchez-Azofeifa, G.A., Alvarez-Añorve, M., Stoner, K.E., Avila-Cabadilla, L., Calvo-Alvarado, J., Castillo, A., Espírito-Santo, M.M., Fagundes, M., Fernandes, G.W., Gamon, J., Lopezariza-Mikel, M., Lawrence, D., Morellato, L.P.C., Powers, J.S., Neves, F. de S., Rosas-Guerrero, V., Sayago, R., Sanchez-Montoya, G., 2009. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. *Forest Ecology and Management* 258, 1014–1024. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.06.023>
- R Core Team, 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- Rai, M.K., Kovics, G., 2017. *Progress in Mycology*. Scientific Publishers.
- Ribeiro, N.S., Katerere, Y., Chirwa, P.W., Grundy, I.M. (Eds.), 2020. *Miombo Woodlands in a Changing Environment: Securing the Resilience and Sustainability of People and Woodlands*. Springer International Publishing, Cham. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-50104-4>
- Ribeiro, N.S., Matos, C.N., Moura, I.R., Washington-Allen, R.A., Ribeiro, A.I., 2013. Monitoring vegetation dynamics and carbon stock density in miombo woodlands. *Carbon Balance Manage* 8, 11. <https://doi.org/10.1186/1750-0680-8-11>
- Ribeiro, N.S., Shugart, H.H., Washington-Allen, R., 2008. The effects of fire and elephants on species composition and structure of the Niassa Reserve, northern Mozambique. *Forest Ecology and Management* 255, 1626–1636. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.11.033>
- Ribeiro, N.S., Syampungani, S., Matakala, N.M., Nangoma, D., Ribeiro-Barros, A.I., 2015. Miombo Woodlands Research Towards the Sustainable Use of Ecosystem Services in Southern Africa, in: *Biodiversity in Ecosystems - Linking Structure and Function*, Yueh-Hsin Lo, Juan A. Blanco and Shovonlal Roy, IntechOpen, DOI: 10.5772/59288. IntechOpen.
- Rozendaal, D.M.A., Bongers, F., Aide, T.M., Alvarez-Dávila, E., Ascarrunz, N., Balvanera, P., Becknell, J.M., Bentos, T.V., Brancalion, P.H.S., Cabral, G.A.L., Calvo-Rodriguez, S., Chave, J., César, R.G., Chazdon, R.L., Condit, R., Dallinga, J.S., Almeida-Cortez, J.S. de Jong, B. de Oliveira, A. de Denslow, J.S., Dent, D.H., DeWalt, S.J., Dupuy, J.M., Durán, S.M., Dutrieux, L.P., Espírito-Santo, M.M., Fandino, M.C., Fernandes, G.W., Finegan, B., García, H., Gonzalez, N., Moser, V.G., Hall, J.S., Hernández-Stefanoni, J.L., Hubbell, S., Jakovac, C.C., Hernández, A.J., Junqueira, A.B., Kennard, D., Larpin, D., Letcher, S.G., Licona, J.-C., Lebrija-Trejos, E., Marín-Spiotta, E., Martínez-Ramos, M., Massoca, P.E.S., Meave, J.A., Mesquita, R.C.G., Mora, F., Müller, S.C., Muñoz, R., Neto, S.N. de O., Norden, N., Nunes, Y.R.F., Ochoa-Gaona, S., Ortiz-Malavassi, E., Ostertag, R., Peña-Claros, M., Pérez-García, E.A., Piotta, D., Powers, J.S., Aguilar-Cano, J., Rodriguez-Buritica, S., Rodríguez-Velázquez, J., Romero-Romero, M.A., Ruíz, J., Sanchez-Azofeifa, A., Almeida, A.S. de Silver, W.L., Schwartz, N.B., Thomas, W.W., Toledo, M., Uriarte, M., Sampaio, E.V. de S., Breugel, M. van Wal, H. van der, Martins, S.V., Veloso, M.D.M., Vester, H.F.M., Vicentini, A., Vieira, I.C.G., Villa, P., Williamson, G.B., Zanini, K.J., Zimmerman, J., Poorter, L., 2019. Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. *Science Advances* 5, eaau3114. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aau3114>



- Ryan, C.M., Pritchard, R., McNicol, I., Owen, M., Fisher, J.A., Lehmann, C., 2016. Ecosystem services from southern African woodlands and their future under global change. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 371, 20150312. <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0312>
- Ryan, C.M., Williams, M., 2011. How does fire intensity and frequency affect miombo woodland tree populations and biomass? *Ecological Applications* 21, 48–60.
- Ryan, C.M., Williams, M., Grace, J., 2011. Above- and Belowground Carbon Stocks in a Miombo Woodland Landscape of Mozambique. *Biotropica* 43, 423–432. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2010.00713.x>
- Saito, M., Luysaert, S., Poulter, B., Williams, M., Ciais, P., Bellassen, V., Ryan, C.M., Yue, C., Cadule, P., Peylin, P., 2014. Fire regimes and variability in aboveground woody biomass in miombo woodland. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 119, 1014–1029. <https://doi.org/10.1002/2013JG002505>
- Scharlemann, J.P., Tanner, E.V., Hiederer, R., Kapos, V., 2014. Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. *Carbon Management* 5, 81–91. <https://doi.org/10.4155/cmt.13.77>
- Scherer, R., Pallmann, P., 2017. Package ‘simboot’ : Simultaneous Inference for Diversity Indices.
- Schoch, P., Binkley, D., 1986. Prescribed burning increased nitrogen availability in a mature loblolly pine stand. *Forest Ecology and Management* 14, 13–22. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(86\)90049-6](https://doi.org/10.1016/0378-1127(86)90049-6)
- Schoon, M., Leeuw, S.V. der, 2015. The shift toward social-ecological systems perspectives: insights into the human-nature relationship. *Natures Sciences Societes Vol. 23*, 166–174.
- Schulz, J.J., Schröder, B., 2017. Identifying suitable multifunctional restoration areas for Forest Landscape Restoration in Central Chile. *Ecosphere* 8, e01644. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1644>
- Seleck, M., Hick, A., Ilunga wa Ilunga, E., Kizila, P., Lebrun, J., Le Stradic, S., Malaisse, F., Mahy, G., 2013. Guide to selected miombo species regeneration (Final version 2.2). Gembloux.
- SER, 2004. The SER International primer on ecological restoration. Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group, Tuscon, Arizona.
- Shannon, C.E., 1948. A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal* 27, 379–423.
- Shirima, D.D., Totland, Ø., Munishi, P.K.T., Moe, S.R., 2015. Does the abundance of dominant trees affect diversity of a widespread tropical woodland ecosystem in Tanzania? *J. Trop. Ecol.* 31, 345–359. <https://doi.org/10.1017/S0266467415000231>
- Sist, P., Doumenge, C., Gond, V., Tassin, J., Trébuchon, J.F., 2021. *Vivre les forêts tropicales*, (eds). ed, Museo.
- Sitoe, A., Salomão, A., Wertz-Kanounnikoff, S., 2012. The context of REDD+ in Mozambique: Drivers, agents and institutions. CIFOR, Bogor, Indonesia.
- Siyum, Z.G., 2020. Tropical dry forest dynamics in the context of climate change: syntheses of drivers, gaps, and management perspectives. *Ecological Processes* 9, 25. <https://doi.org/10.1186/s13717-020-00229-6>
- Smith, D.P., Allen, Q., 2004. *Field Guide to the Trees and Shrubs of the Miombo Woodlands*, UK ed. ed. Kew Publishing, Kew.
- Song, X.-P., Hansen, M.C., Stehman, S.V., Potapov, P.V., Tyukavina, A., Vermote, E.F., Townshend, J.R., 2018. Global land change from 1982 to 2016. *Nature* 560, 639–643. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0411-9>



- Stanturf, J., Mansourian, S., Kleine, M., 2017. Implementing Forest Landscape Restoration, A Practitioner's Guide. International Union of Forest Research Organizations, Special Programme for Development of Capacities (IUFRO-SPDC)., Vienna, Austria.
- Stanturf, J.A., Kleine, M., Mansourian, S., Parrotta, J., Madsen, P., Kant, P., Burns, J., Bolte, A., 2019. Implementing forest landscape restoration under the Bonn Challenge: a systematic approach. *Annals of Forest Science* 76, 50. <https://doi.org/10.1007/s13595-019-0833-z>
- Stevens, N., Erasmus B. F. N., Archibald S., Bond W. J., 2016. Woody encroachment over 70 years in South African savannahs: overgrazing, global change or extinction aftershock? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 371, 20150437. <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0437>
- Strømgaard, P., 1992. Immediate and long-term effects of fire and ash-fertilization on a Zambian miombo woodland soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 41, 19–37. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(92\)90177-D](https://doi.org/10.1016/0167-8809(92)90177-D)
- Stromgaard, P., 1988. Soil and Vegetation Changes under Shifting Cultivation in the miombo of East Africa. *Geografiska Annaler. Series B, Human Geography* 70, 363–374. <https://doi.org/10.2307/490337>
- Strømgaard, P., 1986. Early Secondary Succession on Abandoned Shifting Cultivator's Plots in the Miombo of South Central Africa. *Biotropica* 18, 97–106. <https://doi.org/10.2307/2388751>
- Syampungani, S., Geldenhuys, C., Chirwa, P., 2015. Regeneration dynamics of miombo woodland in response to different anthropogenic disturbances: forest characterisation for sustainable management. *Agroforestry Systems* 90. <https://doi.org/10.1007/s10457-015-9841-7>
- Syampungani, S., Geldenhuys, C., Chirwa, P., 2010. The use of species–stem curves in sampling the development of the Zambian miombo woodland species in charcoal production and slash-and-burn regrowth stands. *Southern Forests* 72, 83–89. <https://doi.org/10.2989/20702620.2010.507027>
- Teich, I., Gonzalez Roglich, M., Corso, M.L., García, C.L., 2019. Combining Earth Observations, Cloud Computing, and Expert Knowledge to Inform National Level Degradation Assessments in Support of the 2030 Development Agenda. *Remote Sensing* 11, 2918. <https://doi.org/10.3390/rs11242918>
- Tian, F., Brandt, M., Liu, Y.Y., Verger, A., Tagesson, T., Diouf, A.A., Rasmussen, K., Mbow, C., Wang, Y., Fensholt, R., 2016. Remote sensing of vegetation dynamics in drylands: Evaluating vegetation optical depth (VOD) using AVHRR NDVI and in situ green biomass data over West African Sahel. *Remote Sensing of Environment* 177, 265–276. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.02.056>
- Tiecke, T.G., Liu, X., Zhang, A., Gros, A., Li, N., Yetman, G., Kilic, T., Murray, S., Blankespoor, B., Prydz, E.B., Dang, H.-A.H., 2017. Mapping the world population one building at a time. [arXiv:1712.05839 \[cs\]](https://arxiv.org/abs/1712.05839).
- Timberlake, J., Chidumayo, E.N., 2011. Miombo Ecoregion - Vision report.
- Tong, X., Brandt, M., Hiernaux, P., Herrmann, S., Rasmussen, L.V., Rasmussen, K., Tian, F., Tagesson, T., Zhang, W., Fensholt, R., 2020. The forgotten land use class: Mapping of fallow fields across the Sahel using Sentinel-2. *Remote Sensing of Environment* 239, 111598. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111598>
- Toté, C., Patricio, D., Boogaard, H., Van Der Wijngaart, R., Tarnavsky, E., Funk, C., 2015. Evaluation of Satellite Rainfall Estimates for Drought and Flood Monitoring in Mozambique. *Remote Sensing* 7, 1758–1776. <https://doi.org/10.3390/rs70201758>
- UNCCD, 2021. Countries setting voluntary LDN targets - Knowledge Hub [WWW Document]. United Nations Convention to Combat Desertification. URL <https://knowledge.unccd.int/home/country-information/countries-with-voluntary-ldn-targets> (accessed 9.2.21).



- UNCCD, 2017a. The Global Land Outlook, first editio. United Nations Convention to Combat Desertificatio, Bonn, Germany.
- UNCCD, 2017b. Good practice guidance for SDG Indicator 15.3.1 : Proportion of land that is degraded over total land area (Technical Report). Bonn, Germany.
- UNCCD, 2016. Framework and Guiding Principles for a Land Degradation Indicator. Outcomes of the Expert Meeting report. Washington, DC, USA.
- UNEA, 2019. Resolution 73/284: United Nations Decade on Ecosystem Restoration (2021–2030). United Nations Environment Agency.
- UNEP (Ed.), 2007. Global environment outlook: environment for development, GEO 4. United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya.
- USAID, 2018. Mozambique, Climate Risk Profile.
- Van der Esch, S., 2017. Exploring future changes in land use and land condition and the impacts on food, water, climate change and biodiversity. PBL Netherlands Environmental Assessment Agency 116.
- van Rijsoort, J., 2000. Non-timber forest products (NTFPs): their role in sustainable forest management in the tropics. Theme Studies Series1: Forests, Forestry and Biological Diversity Support Group. National Reference Centre for Nature Management (EC-LNV) and International Agricultural Centre (IAC), Wageningen.
- van Vliet, N., Mertz, O., Heinimann, A., Langanke, T., Pascual, U., Schmook, B., Adams, C., Schmidt-Vogt, D., Messerli, P., Leisz, S., Castella, J.-C., Jørgensen, L., Birch-Thomsen, T., Hett, C., Bech-Bruun, T., Ickowitz, A., Vu, K.C., Yasuyuki, K., Fox, J., Padoch, C., Dressler, W., Ziegler, A.D., 2012. Trends, drivers and impacts of changes in swidden cultivation in tropical forest-agriculture frontiers: A global assessment. *Global Environmental Change, Adding Insult to Injury: Climate Change, Social Stratification, and the Inequities of Intervention* 22, 418–429. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2011.10.009>
- Vieilledent, G., Gardi, O., Grinand, C., Burren, C., Andriamanjato, M., Camara, C., Gardner, C.J., Glass, L., Rasolohery, A., Ratsimba, H.R., Gond, V., Rakotoarijaona, J.-R., 2016. Bioclimatic envelope models predict a decrease in tropical forest carbon stocks with climate change in Madagascar. *Journal of Ecology*.
- Vieira, D.L.M., Scariot, A., 2006. Principles of Natural Regeneration of Tropical Dry Forests for Restoration. *Restoration Ecology* 14, 11–20. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00100.x>
- Walker, S.M., Desanker, P.V., 2004. The impact of land use on soil carbon in Miombo Woodlands of Malawi. *Forest Ecology and Management* 203, 345–360. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.08.004>
- Walkley, A., 1947. A critical examination of a rapid method for determining organic carbon in soils - Effects of Variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. *Soil Science* 63, 251–264. <https://doi.org/10.1097/00010694-194704000-00001>
- Wallenfang, J., Finckh, M., Oldeland, J., Revermann, R., 2015. Impact of Shifting Cultivation on Dense Tropical Woodlands in Southeast Angola. *Tropical Conservation Science* 8, 863–892. <https://doi.org/10.1177/194008291500800402>
- Wang, H., Liu, G., Li, Z., Ye, X., Fu, B., Lü, Y., 2017. Analysis of the Driving Forces in Vegetation Variation in the Grain for Green Program Region, China. *Sustainability* 9, 1853. <https://doi.org/10.3390/su9101853>
- Wessels, K.J., Prince, S.D., Malherbe, J., Small, J., Frost, P.E., VanZyl, D., 2007. Can human-induced land degradation be distinguished from the effects of rainfall variability? A case study in South Africa. *Journal of Arid Environments* 68, 271–297. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2006.05.015>



- Wessels, K.J., van den Bergh, F., Scholes, R.J., 2012. Limits to detectability of land degradation by trend analysis of vegetation index data. *Remote Sensing of Environment* 125, 10–22. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.06.022>
- Whisenant, S., 1999. *Repairing Damaged Wildlands: A Process-Orientated, Landscape-Scale Approach, Biological Conservation, Restoration, and Sustainability*. Cambridge University Press, Cambridge. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511612565>
- White, F. (Ed.), 1986. *La végétation de l’Afrique: mémoire accompagnant la carte de végétation de l’Afrique, Recherches sur les ressources naturelles*. Orstom [u.a.], Paris.
- White, V.G., Hardie, A.G., Raath, P.J., 2020. Relationships between commonly-used South African and international soil phosphorus extraction tests on pristine and cultivated soils. *South African Journal of Plant and Soil* 0, 1–8. <https://doi.org/10.1080/02571862.2020.1741708>
- Williams, M., Ryan, C.M., Rees, R.M., Sambane, E., Fernando, J., Grace, J., 2008. Carbon sequestration and biodiversity of re-growing miombo woodlands in Mozambique. *Forest Ecology and Management* 254, 145–155. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.07.033>
- Wood, S.L.R., Rhemtulla, J.M., Coomes, O.T., 2017. Cropping history trumps fallow duration in long-term soil and vegetation dynamics of shifting cultivation systems. *Ecological Applications* 27, 519–531. <https://doi.org/10.1002/eap.1462>
- Woollen, E., Ryan, C.M., Williams, M., 2012. Carbon Stocks in an African Woodland Landscape: Spatial Distributions and Scales of Variation. *Ecosystems* 15, 804–818. <https://doi.org/10.1007/s10021-012-9547-x>
- World population, 2021. *World Population Prospects - Population Division - United Nations [WWW Document]*. URL <https://population.un.org/wpp/> (accessed 7.21.21).
- Wyk, B. van, Wyk, P. van, 2013. *Field Guide to Trees of Southern Africa*. Struik Nature.
- Yang, Y., Wang, S., Bai, X., Tan, Q., Li, Q., Wu, L., Tian, S., Hu, Z., Li, C., Deng, Y., 2019. Factors Affecting Long-Term Trends in Global NDVI. *Forests* 10, 372. <https://doi.org/10.3390/f10050372>
- Yengoh, G.T., Dent, D., Olsson, L., Tengberg, A.E., Tucker, C.J., 2015. Limits to the Use of NDVI in Land Degradation Assessment, in: *Use of the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) to Assess Land Degradation at Multiple Scales*. Springer International Publishing, Cham, pp. 27–30. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-24112-8\\_4](https://doi.org/10.1007/978-3-319-24112-8_4)
- Zanne, A.E., Lopez-Gonzalez, G., Coomes, D.A., Ilic, J., Jansen, S., Lewis, S.L., Miller, R.B., Swenson, N., Wiemann, M.C., Chave, J., 2009. *Global Wood Density Database*. <https://doi.org/10.5061/dryad.234/1>
- Zhu, Z., Piao, S., Myneni, R.B., Huang, M., Zeng, Z., Canadell, J.G., Ciais, P., Sitch, S., Friedlingstein, P., Arneeth, A., Cao, C., Cheng, L., Kato, E., Koven, C., Li, Y., Lian, X., Liu, Y., Liu, R., Mao, J., Pan, Y., Peng, S., Peñuelas, J., Poulter, B., Pugh, T.A.M., Stocker, B.D., Viogy, N., Wang, X., Wang, Y., Xiao, Z., Yang, H., Zaehle, S., Zeng, N., 2016. Greening of the Earth and its drivers. *Nature Climate Change* 6, 791–795. <https://doi.org/10.1038/nclimate3004>

Sources des illustrations d’arbres: cleanpng.com



---

## Annexes

---

**Annexe 1** : Montfort, F., Bégué, A., Leroux, L., Grinand, C., 2019. Sensitivity analysis of land productivity change calculation in Mozambique. In: IGARSS 2019 - IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium proceedings. Annual IGARSS symposium. 39, Yokohama, Japan, pp 1633-1636. ISBN 978-1-5386-9154-0



# SENSITIVITY ANALYSIS OF LAND PRODUCTIVITY CHANGE CALCULATION IN MOZAMBIQUE

Montfort Frédérique<sup>1</sup>, Bégue Agnès<sup>2</sup>, Leroux Louise<sup>3</sup>, Grinand Clovis<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Nitidae, 500 rue Jean-François Breton, 34093, Montpellier, France

<sup>2</sup> UMR TETIS, CIRAD, 500 rue Jean-François Breton, 34093, Montpellier, France

<sup>3</sup> UPR AIDA, CIRAD, CSE Fann Residence, Dakar, Sénégal

## ABSTRACT

Land productivity change is one of three indicators used to assess land degradation for reporting on Sustainable Development Goal (SDG) 15.3.1. This study aimed to analyze the sensitivity of this indicator to three parameters (i) the period of analysis, (ii) the rainfall dataset used for climate correction, and (iii) the annual NDVI integration period (civil year vs climatic year). We observed that the spatial pattern and values of the resulting land productivity indicators greatly differ according to these three parameters, questioning the comparability of SDG indicator 15.3.1 between countries in different agroclimatic zones.

**Index Terms**— Trend analysis, NDVI time series, RESTREND analysis, land degradation, SDG, LDN

## 1. INTRODUCTION

Over the last five years, a number of global and regional targets and commitments have been agreed by national governments to halt and reverse land degradation and restore degraded land. These include the United Nation Convention to combat desertification (UNCCD), the Land degradation neutrality (LDN) initiative of the Sustainable Development Goals (SDG), in particular SDG target 15.3 dedicated to the restoration of degraded land and soil and achieving LDN. Each of these initiatives has set up ambitious target to reduce poverty, increase food security and nutrition and reduce land degradation for the next decades. To restore degraded lands, the countries must be able to locate and measure land degradation at national level. However, despite international guidelines and political and scientific recognitions of the importance of land degradation, many countries, including Mozambique, are lacking current and reliable estimates of the state of land degradation [1]. Due to differences in definitions, methodologies and perceptions, estimates of land degradation differ considerably worldwide, ranging from 15% to 66 % of the World's land [2], [3], and [4]. The latest report of UNCCD on land degradation provides methodological guidance on the choice of land degradation indicators, and how to measure and monitor them [5]. It

suggests expressing land degradation as the status of three main sub-indicators (i) land productivity, (ii) land cover and land cover change, and (iii) carbon stocks above/below ground. These sub-indicators can be quantified in a spatially explicit manner using remote sensing data and/or ancillary data from national to sub-national databases.

As, in the near future, several countries will adopt this methodology to design national and local relevant land degradation mitigation policies or programs, it is necessary to analyze how certain parameters of this analysis can influence results. Focusing on the land productivity change, and from Mozambican example, the objective of this study is to analyze the sensitivity of this indicator to the three following parameters (i) the period of analysis (first and last years of the time series), (ii) the rainfall dataset used for climate correction, and (ii) the annual NDVI integration period (civil year vs climatic year).

## 2. MATERIALS AND METHODS

### 2.1. Study area

Mozambique is located on the southeast coast of Africa. The climate is tropical to subtropical, with a semi-arid region in the southern provinces. The country has an area of 799 380 km<sup>2</sup> and a population of 28 million people in 2015 [6]. It still has a large proportion of natural forest, mainly Miombo woodland, covering more than 40% of the country, and the arable land more than 10% [7], [8]. However, Mozambique's natural resources are rapidly depleting: about 267 000 ha per year of forests have been deforested between 2003 and 2013, mainly for subsistence agriculture (slash and burn), and urban expansion [8]. In addition, some areas are prone to high soil fertility depletion, which reduces the potential for productive agriculture [9].

### 2.2. Dataset

Land productivity change was assessed from long-term series of Earth Observation data on net primary production, using NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) trends calculated using 16-day MODIS NDVI time series



(MOD13Q1 product, 250 m resolution, Collection 6 [10]). The image time series was pre-processed using a Savitzky-Golay filter to reduce the residual noise, and then the sum of NDVI was calculated over a 12-month time period (civil or climatic year).

The monthly rainfall data were obtained from six databases that cover the 2000-2016 period (the data spatial resolution is given in parenthesis): The Climate Hazards group InfraRed Precipitation with Station data (CHIRPS; 0.05°), the Global Precipitation Climatology Centre (GPCC v7; 1°), the Global Precipitation Climatology Project (GPCP v2.3.1; 2.5°), the Precipitation Estimation from Remotely Sensed Information using Artificial Neural Networks - Climate Data Record (PERSIANN-CDR; 0.25°), the Tropical Applications of Meteorology using SATellite data and ground observation (TAMSAT; 4 km), and the Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM 3B43v7; 25 km).

### 2.3. Methods

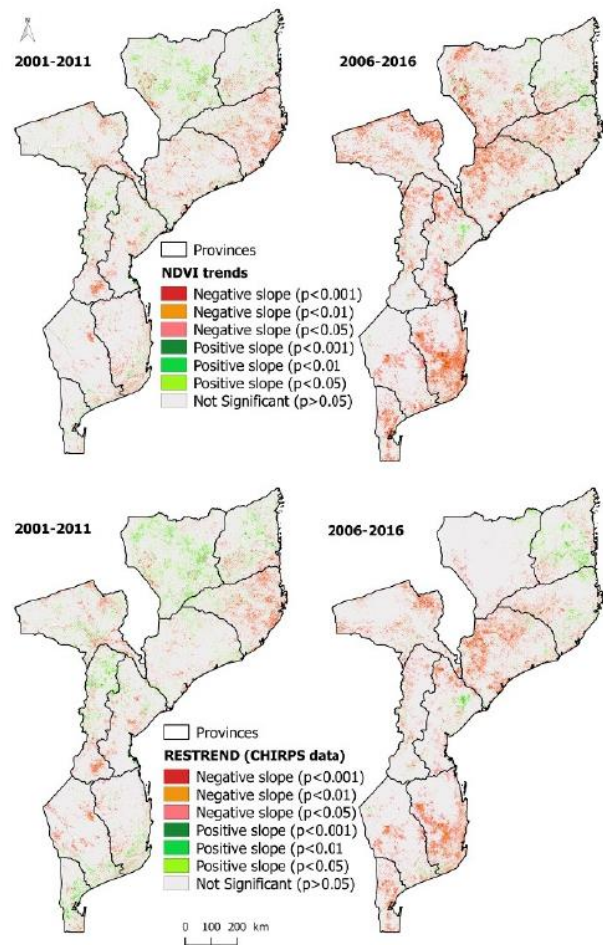
The land productivity change were analyzed using a statistical trend analysis based on an ordinary-least square regression over different periods, applied to annual NDVI time series. Each pixel was then classified regarding the direction of change (increase or decrease in productivity) using the sign of the slope coefficient and its significance (statistically significant at the 95% level,  $p$ -value < 0.05). To distinguish rainfall-induced changes alone from the effects induced by other factors such as the human factors, the rainfall component is removed from the NDVI trends. This procedure consists of (i) fitting a linear model between the annual NDVI and the annual rainfall and (ii) performing a new trend analysis on the model residuals. This method is referred hereafter as RESTREND [11].

In this paper, the method of reference is the annual NDVI RESTREND method applied to a 16-year period (2001-2016), and using CHIRPS rainfall data. To analyze the sensitivity to the period of analysis, we calculated the NDVI trend and RESTREND over two 11-years periods (2001-2011 and 2006-2016). To test the sensibility of the method to the monthly rainfall dataset, we used six different data sets. Finally, we tested the period of NDVI integration by calculating the annual sum of monthly NDVI over the civil year (January<sub>*n*</sub> to December<sub>*n*</sub>), and over the climatic year (August<sub>*n-1*</sub> to July<sub>*n*</sub>).

## 3. RESULTS AND DISCUSSION

### 3.1. Period of analysis effect

The annual land productivity trends and RESTREND statistics for Mozambique, and for the 2001-2011 and 2006-2016 periods, are presented in Figure 1 and Table 1.



**Figure 1. Maps of the annual NDVI trends (upper maps) and RESTREND (lower maps), calculated for Mozambique for the 2001-2011 and 2006-2016 periods.**

The NDVI trend and RESTREND show similar moderate significant positive trends for the 2001-2011 period (between 3.8% and 6.4%). In all configurations, the negative trends are higher than the positive ones, but it is especially true for the 2006-2016 period with 15.9% and 10.6% for NDVI trend and RESTREND, respectively. This result indicates that the land conditions have been worsened in Mozambique during the last decade, due in a large part to unfavorable rainfall conditions for vegetation productivity, such as the different drought events recorded in Mozambique [12].





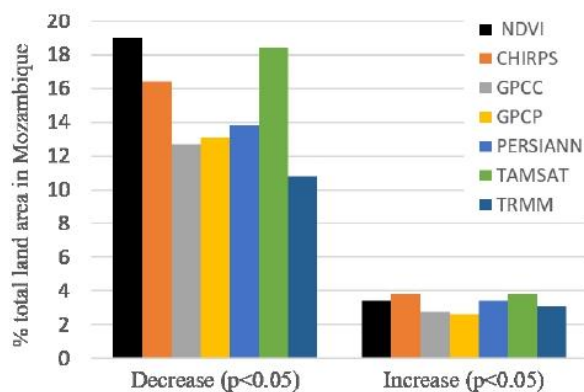
**Table 1. Proportion of land in Mozambique with significant annual land productivity trends, calculated for the 2001-2011 and 2006-2016 periods.**

Classes	NDVI trends (%)		RESTREND (%)	
	01-11	06-16	01-11	06-16
Decrease ( $p < 0.05$ )	6.6	15.9	6.4	10.6
Increase ( $p < 0.05$ )	3.8	2.0	5.3	2.1
Stable	88.4	82.1	88.3	87.3

These results illustrate the high sensitivity of the method to the period of analysis considered. Differences in the reference period may explain the contradictory information regarding the assessment of land degradation estimations [13].

### 3.2. Rainfall dataset effect

The annual land productivity trends, for the 2001-2016 period for each rainfall dataset are presented in Figure 2. RESTREND analysis results show that the proportion of the country characterized by significant trends due to other factors than rainfall over the 2001-2016 period differs in a large way, from 10.5% to 18.5 % for land productivity decline, and from 2.5% to 4 % for land productivity increase.

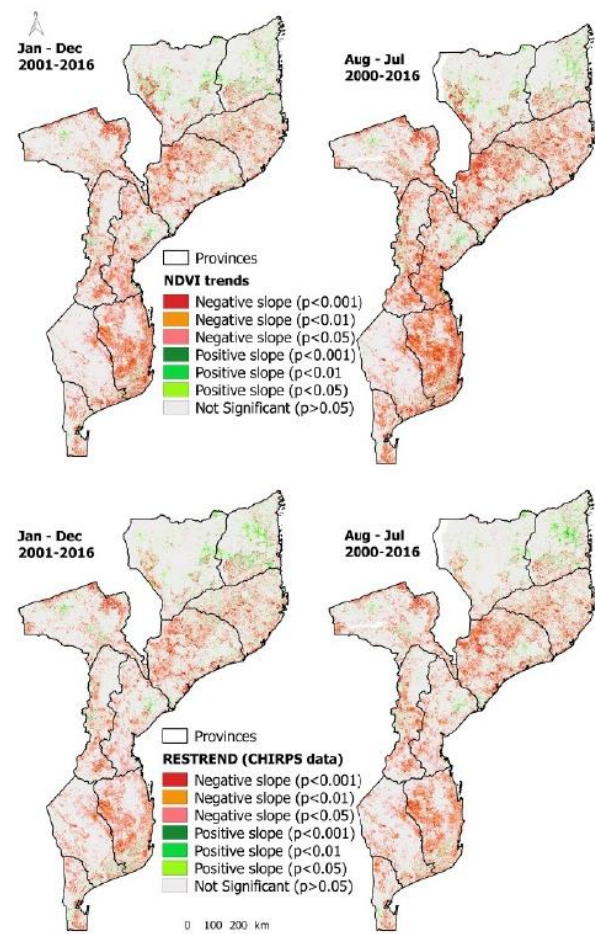


**Figure 2. Percentage of significant decrease and increase NDVI trends (black bars), and RESTREND calculated with different rainfall datasets (colored bars), for Mozambique over the 2001-2016 period.**

This results show that the rainfall dataset used in the RESTREND analysis has an impact on the detection of significant trends. The rainfall dataset impact is even larger than the rainfall correction itself. We suggest that rainfall dataset derived from satellite should be compared with local rain gauge data when possible, or to consult climatic experts, in order to choose the best dataset to perform RESTREND analysis.

### 3.3. Integration period effect

The land productivity trends with and without rainfall correction for the 2001-2016 period, are compared for different NDVI 12-month integration period for civil year and climatic year and presented in Figure 3 and Table 2. Surprisingly, the difference between the two results is not negligible, especially when considering the decreasing NDVI trends with values of 19% and 24.6% for the civil year and the climatic year, respectively. Once corrected from the rainfall variability, as expected, the difference is smaller (16.4% and 18.8%, respectively). This result means that the civil year may not be the best NDVI integration period to calculate the annual vegetation productivity using NDVI trends.



**Figure 3 : Maps of the annual NDVI trends (upper maps) and RESTREND (lower maps), calculated for Mozambique over the civil year (January to December) and the climatic year (August to July).**



**Table 2. Area and proportion of land in Mozambique with significant annual land productivity trends, calculated over January-December (between 2001 and 2016) and August-July (between 2000 and 2016) 12-month periods.**

Trends classes p-value < 0.05	NDVI trends		RESTREND	
	Area (km <sup>2</sup> )	%	Area (km <sup>2</sup> )	%
<b>January - December</b>				
Decrease	152 076	19.0	131 004	16.4
Increase	27 088	3.4	30 381	3.8
Stable	608 484	76.1	625 502	78.2
<b>August - July</b>				
Decrease	196 581	24.6	150 553	18.8
Increase	22 037	2.8	24 918	3.1
Stable	554 560	69.4	600 602	75.1

#### 4. CONCLUSION

In this study, we showed that the SDG land productivity trends indicator was very sensitive to the three parameters tested: the period of analysis for the NDVI trends calculation, the rainfall dataset used for RESTREND analysis, and the annual integration period (civil or climatic year). This argue for a prior analysis of the best parameters for each countries or to define a unique framework for every country if one want to compare land degradation mitigation measures. We recommend to integrate the annual NDVI over the climatic year and not over the civil year, the former being more representative of the land dynamics.

#### 5. REFERENCES

- [1] Higginbottom, T.P., & Symeonakis, E., "Assessing land degradation and desertification using vegetation index data: Current frameworks and future directions", *Remote Sensing*, 6(10), 9552–9575, 2014.
- [2] Bai Z.G., Dent D.L., Olsson L. and Schaepman, M.E., "Proxy global assessment of land degradation", *Soil Use and Management*, 24, 223–234, 2008.
- [3] Gibbs, H. K., and J.M. Salmon, "Mapping the world's degraded lands", *Applied Geography*, 57, 12–21, 2015.
- [4] Van der Esch S., ten Brink B., Stehfest E., Bakkenes M., Sewell A., Bouwman A., Meijer J., Westhoek H., and M. van den Berg, *Exploring future changes in land use and land condition and the impacts on food, water, climate change and biodiversity: Scenarios for the UNCCD Global Land Outlook*. The Hague: PBL Netherlands Environmental Assessment Agency, 2017.
- [5] UNCCD, "Methodological note to set national voluntary Land Degradation Neutrality (LDN) targets using the UNCCD indicator framework", December 2016, 28 p., 2016.
- [6] World Bank. Mozambique [Internet]. [Accessed 2016 Mar 19]. <http://data.worldbank.org/country/Mozambique>
- [7] Marzoli, A., "Inventário florestal nacional. Avaliação Integrada das Florestas de Moçambique (AIFM)", National

Directorate of Land and Forest (DNFT), Ministry of Agriculture, Maputo, Mozambique, 2007.

[8] GoM, "Mozambique's Forest Reference Emission Level for Reducing Emissions from Deforestation in Natural Forests". Ministério da Terra, Ambiente e Desenvolvimento Rural. República de Moçambique, 2018.

[10] Didan, K., 2015. *MOD13Q1 MODIS/Terra Vegetation Indices 16-Day L3 Global 250m SIN Grid V006* [Data set]. NASA EOSDIS LP DAAC. doi: 10.5067/MODIS/MOD13Q1.006

[11] Wessels K., Prince S. D., Malherbe J., Small J., Frost P., & D. VanZyl, "Can human-induced land degradation be distinguished from the effects of rainfall variability? A case study in South Africa", *Journal of Arid Environ.* 68, 271–297, 2007.

[12] Masih, I., S. Maskey, F. E. F. Mussá, and P. Trambauer, "A review of droughts on the African continent: a geospatial and long-term perspective", *Hydrology and Earth System Sciences*, 18, 3635-3649, 2014.

[13] Wessels K.J., van den Bergh F., and R.J. Scholes, "Limits to detectability of land degradation by trend analysis of vegetation index data". *Remote Sensing of Environment*, 125:10–22, 2012.





**Title :** Forest landscape dynamics in Mozambique: a study of the Miombo ecology to contribute to degraded-lands restoration strategies

**Keywords :** Land degradation, forest landscapes restoration, forest regeneration, remote sensing, floristic and soil inventories, Miombo, Mozambique.

**Abstract :** Land degradation due to human activities is considered as the direct cause of food security issues and population migration: it is therefore a major global issue. The Mozambique, which still has a significant forest resource dominated by the Miombo forest formations and so it is particularly affected by this phenomenon: almost a quarter of its land would already be degraded. This country, as many African countries, has set ambitious targets for the restoration of one million hectares of degraded land over the next ten years. However, the Miombo ecosystem remains understudied, with very few quantitative and spatialized data related to the state of the land and an insufficient knowledge about its resilience. The aim of this PhD thesis is to analyze the dynamics, characteristics and determinants of forest landscapes changes in order to inform strategies for the restoration of degraded lands in Mozambique. This study particularly focuses on i) understanding the drivers of land degradation on a national scale, ii) assessing the resilience of the Miombo ecosystem in slash-and-burn agriculture systems in the central region of the country (Zambezia), and iii) proposing an approach to identify the priority areas for restoration of forest landscapes based on the previous knowledge acquired in the first two points. First, satellite time-series analyses (vegetation indices and climatic variables) were used to document the state of the land on the national scale and to quantify the drivers of land degradation and regeneration. The results show that 25% of the country has experienced a significant decrease in vegetation productivity and that a large part of these changes (61%) is directly attributed to human activities such as forest degradation and deforestation mainly linked to slash-and-burn agriculture. Floristic and soil inventories, as well as field surveys, were carried out on the outskirts of the Gilé National Park in order to analyze the dynamics of forest regeneration after slash-and-burn agriculture, and the impact of repeated crop-fallow cycles. The results show that the Miombo has a high regeneration capacity in terms of woody species diversity and soil properties after a low intensity and a short disturbance duration. Species richness, diversity and soil properties recover after 20-25 years of abandonment. However, these disturbances have a long-term effect on species composition and stand structure. There is also an effect of agricultural intensification linked to slash-and-burn practices that modifies species composition, reduces wood diversity and soil organic carbon stocks. This knowledge from remote-sensing studies and field inventories was combined in an innovative approach to identify priority areas for potential restoration and management options (passive or active restoration), in order to improve landscape functions (carbon sequestration, habitat connectivity), and enhance biodiversity. This method is based on a multi-criteria analysis, on the development of spatialized environmental indicators and on agrosystem trajectories on a regional scale. The method identifies a surface area of 118,629 hectares, i.e. 11% of the study area, with high restoration potential, 64% of which (76,373 ha) require active restoration. This thesis contributes to a better understanding of land degradation drivers and processes, as well as the ecology of the Miombo. It proposes an innovative approach to contribute to the development of forest landscapes restoration projects or programs in Mozambique.

**Titre :** Dynamiques des paysages forestiers au Mozambique : Étude de l'écologie du Miombo pour contribuer aux stratégies de restauration des terres dégradées

**Mots-clés :** Dégradation des terres, restauration des paysages forestiers, régénération forestière, télédétection, inventaires floristiques et de sol, Miombo, Mozambique.

**Résumé :** La dégradation des terres liée aux activités humaines est considérée comme la cause directe des problèmes de sécurité alimentaire et des migrations des populations, et constitue de ce fait un enjeu majeur à l'échelle mondiale. Le Mozambique, qui dispose encore d'une importante ressource forestière dominée par les formations forestières du Miombo, est particulièrement touché par ce phénomène, avec près d'un quart de ses terres qui seraient déjà dégradées. Ce pays, comme d'autres pays africains, s'est fixé des objectifs ambitieux avec la restauration d'1 million d'hectares de terres dégradées dans les dix prochaines années. Cependant, il existe très peu de données quantitatives et spatialisées sur l'état des terres et sur la capacité de résilience du Miombo. L'objectif de cette thèse est d'analyser les dynamiques, les caractéristiques et les déterminants de l'évolution des paysages forestiers afin d'alimenter les stratégies de restauration des terres dégradées au Mozambique. Cette étude s'est particulièrement intéressée à i) comprendre les facteurs de dégradation des terres à l'échelle nationale, ii) évaluer la résilience de l'écosystème du Miombo dans les systèmes d'agriculture sur brûlis dans la région centrale du pays (Zambézie), et iii) proposer une approche pour identifier les zones potentielles de restauration des paysages forestiers à partir des connaissances acquises dans les deux premiers points. Dans un premier temps, les analyses de séries temporelles satellitaires (indices de végétation et variables climatiques) ont permis de documenter l'état des terres à l'échelle nationale et quantifier les facteurs de dégradation et régénération des terres. Les résultats montrent que 25 % du pays ont subi une baisse significative de la productivité de la végétation et qu'une grande partie de ces changements (61 %) est directement attribuée aux activités humaines telles que la dégradation des forêts et la déforestation, principalement liée à l'agriculture sur brûlis. Des inventaires floristiques, pédologiques et des enquêtes de terrain ont été menés en périphérie du Parc National de Gilé afin d'analyser les dynamiques de régénération forestière après défriche-brûlis et l'impact des cycles répétés de culture-jachère. Les résultats montrent que le Miombo a une grande capacité de régénération en termes de diversité d'espèces ligneuses et de propriétés du sol après une perturbation de faible intensité et de courte durée. La richesse spécifique, la diversité et les propriétés du sol se rétablissent après 20-25 ans d'abandon. Cependant, ces perturbations ont un effet à long terme sur la composition des espèces et la structure des peuplements. Il est également constaté un effet de l'intensification de l'agriculture lié aux pratiques d'agriculture sur brûlis qui modifient la composition spécifique, réduisent la diversité ligneuse et les stocks de carbone organique du sol. Ces connaissances issues des études par télédétection et d'inventaires de terrain ont été combinées dans une approche innovante permettant d'identifier les zones prioritaires de restauration et les options de gestion (restauration passive ou active), afin d'améliorer des fonctions du paysage (accumulation de carbone, connectivité des habitats) et renforcer la biodiversité. Cette approche s'appuie sur une analyse multicritère et le développement d'indicateurs spatialisés environnementaux et sur les trajectoires des agrosystèmes et à l'échelle régionale. L'approche a permis d'identifier une surface de 118 629 hectares, soit 11 % de la zone d'étude, à haut potentiel de restauration dont 64% (76 373 ha) nécessitant une restauration active. Cette thèse contribue à une meilleure compréhension des processus et des facteurs de dégradation de terres et de l'écologie du Miombo. Elle propose une approche innovante pour contribuer à l'élaboration de projets ou programmes de restauration des paysages forestiers au Mozambique.