



# Bois & forêts des tropiques

2<sup>e</sup> trimestre 2022  
n° 352

# Bois & forêts des tropiques

Revue éditée par le Cirad  
n° 352 / 2<sup>e</sup> trimestre 2022

## Rédacteur en chef

Jean-François Trébuchon

## Rédacteurs scientifiques

Kévin Candellier

Vincent Freycon

Antoine Galliana

Valéry Gond

Jean Gérard

Jacques Tassin

## Coordination éditoriale

Jean-François Trébuchon

## Comité éditorial 2020-2022

Seheno Andriantsaralaza (Madagascar)

Samuel Assembe-Mvondo (Cameroun)

Loïc Brancheriau (France)

Stéphanie Carrière (France)

Adeline Fayolle (Belgique)

Isabel Garcia Drigo (Brésil)

Mohamed Tahar Elaleb (Tunisie)

Gerard Nounagnon Gouwakinnou (Bénin)

Isabel Gutierrez-Montes (Costa Rica)

Jean-Michel Harmand (France - Côte d'Ivoire)

Verina Ingram (Cameroun)

Lydie-Stella Koutika (République du Congo)

Anne Larson (Pérou)

Nassima Lassouane (Algérie)

Guillaume Lescuyer (France)

William Mala (Cameroun)

Lucas Jose Mazzel De Freitas (Brésil)

Florence Bobélé Nlamke (Côte d'Ivoire)

Symphorien Ongolo (Allemagne)

Johan Oszwald (France)

Amadé Ouédraogo (Burkina Faso)

Ángela Parrado Rosselli (Colombie)

Josoa Randriamalala (Madagascar)

Franck Richard (France)

Cécile Richard-Hansen (France)

Er-Riyahli Saber (Maroc)

Jollen Schure (Suède)

Jose Antonio Sierra-Huelsz (Mexique)

Marie Laure Sougoti-Guissou (Burkina Faso)

Shinya Takeda (Japon)

Marie-France Thévenon-Brillard (France)

Irié Casimir Zo-Bi (Côte d'Ivoire)

## Graphiste

Pierre-Yves Bled

## Correcteur

Jacques Bodichon

## Traductrices

Ilona Bossanyi

Anna Lon Quintana

## Service de presse

Laurence Campas

Jean-François Trébuchon

## Webmestre

Jean-François Trébuchon

## Directrice de publication

Élisabeth Claverie de Saint Martin



## Relecteurs ayant contribué à l'évaluation des articles en 2021 / Reviewers who have contributed to the evaluation of articles in 2021

Abderrahman Aafl, Fatima Abdoun, Nadine Amusan, Seheno Andriantsaralaza, Julien Andrieu, Achille Assogbadjo, Wouyo Atakpama, Claudette Bayé-Niwah, Michel Bechtold, Farid Bekdouché, Abdelkader Nabli Benghamen, Sallima Benhouhou, Lilain Blanc, Évelyne Bocquet, Manuel Boissière, Frans Bongers, Laurence Boutinot, Loïc Brancheriau, Rafael Calama, Kévin Candellier, Philippe Cattain, Jakub Cerny, Gilles Chaix, Colas Chervier, Daniel Cornells, Mathieu Coullis, François Courbet, Pascal Danthu, André De Kesel, Victor Dekkerck, Denis Depommer, Nathalie Diagne, René Dommalin, Jean-Louis Doucet, Chauvelin Douh, Isabelle Droy, Émilien Dubiez, Fulvio Ducchi, Simon Dufour, Stéphane Dumarcay, Mohamed Elaleb, Denis Fabre, Adeline Fayolle, Edith Fernandez-Baca, Éric Forni, Vincent Freycon, Antoine Galliana, Isabel Garcia Drigo, João Carlos Garzel Leodoro Silva, Laurent Gazull, Jean Gérard, Nancy Gélinas, Michel Gerken, Valéry Gond, Maya Gonzalez, Mostefa Goubi, Sylvie Gouriet-Fleury, Gérard Nounagnon Gouwakinnou, Michel Grimaldi, Hubert Guérin, Brahim Gult, Jean-Michel Harmand, Jean-Marc Hélin, Dominique Hervé, Didier Hubert, N'dja Justin Kass, Kouami Kokou, Lydie-Stella Koutika, Clément Lacoste, Nassima Lassouane, Solen Le Clech, Nicolas Le Moigne, Guillaume Lescuyer, Joseph Levillain, Florent Lombard, Jean Joël Loumeto, Dominique Louppe, Bernard Mallet, Rémy Marchal, Éric Marcon, Baptiste Marquant, Jean-François Mas, Mohamed Djamel Mlara, Olivier Monteuil, Said Moukrim, Roldan Muradian, Bouzid Nedjimi, Bobélé Nlamké, Éric Nicolini, Jean Paul Obame Engone, Johan Oszwald, Amadé Ouédraogo, Sibiril Jean Ouédraogo, Ouhamou Ouhamou, Angela Parrado-Rosselli, Adrien Péroches, Noémie Pousse, Antaryami Pradhan, Javier Puntieri, Khellaf Rahbi, S. M. Rajendran, Jacques Ranger, Dimitrios Raptis, Julian Rode, Patrick Rousset, Er-Riyahli Saber, Peter Saenger, Moukrim Said, Maisa Santos Joaquin, Mohamed Sarmoum, Julien Schure, Jose Antonio Sierra-Huelsz, Mariljenka Tabaković, Jacques Tassin, Simon Taugourdeau, Bernard Thibaut, Fanta Tietlambou, Toma Tonchev, Issam Touhami, Bernard Toutain, Plus Tshimankinda Mplana, Alain Tsoheng, Jean-François Trébuchon, Brij M. Upreti, Ivaylo Velichkov, Cédric Vermeulen, Matthieu Vignal, Guillaume Viscardi, D. Andrew Wardell, Olga Yongo, Chonglu Zhong, Irié Casimir Zo-Bi.

Accès gratuit aux articles en **version électronique** sur la plateforme de publication Revela du Cirad :

**revues.cirad.fr**

© Bois et forêts des tropiques © Cirad

ISSN 0006-579X

ISBN: 978-2-87614-781-2 (PDF)

ISBN: 978-2-87614-782-9 (relié)

Dépôt légal : Juin 2022

283997X - Imprimé en Belgique par CIACO SC,

rue de Rodehale, 27, 1348 Louvain-la-Neuve

Belgique

Maquette : P.-Y. Bled, Curvalle

Numéro d'inscription à la CPPP : 59465

Directrice générale : É. Claverie de Saint Martin

## Impression du numéro à la demande

consulter le [site web](http://www.revues.cirad.fr), l'édco : 80 €/exemplaire

**Version papier** abonnement annuel de 4 numéros :

France : **240 €/an TTC**

Autres pays de l'Union européenne : **240 €/an HT**

Pays hors Union européenne : **260 €/an HT**

## Abonnements et commandes de numéros

Cirad - Bois et forêts des tropiques

Campus International de Baillarguet

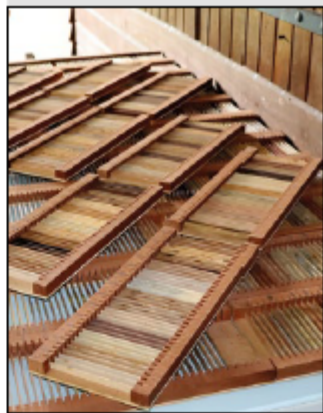
TA C-DIR/B

34398 Montpellier Cedex 5, France

Tél. : +33 4 67 59 37 81

Télécopie : +33 4 67 59 37 55

Site web : <http://www.revues.cirad.fr/index.php/bft>



Échantillons utilisés pour mesurer le module et le coefficient d'amortissement pour constituer la collection de bois Kourou du Cirad en Guyane française.

Samples used to measure the modulus and damping coefficient to constitute the CIRAD Kourou wood collection in French Guyana.  
Photo J. Boauchène



La Ciaco est une coopérative de production de papeterie, d'imprimerie et de librairie. Les papiers utilisés sont TFC ou ECF, labellisés FSC ou PEFC. Les encres sont sans solvant et non toxiques. L'imprimerie est autonome en énergie électrique avec des équipements solaires produisant de l'énergie renouvelable nécessaire à la production.

## Conditions de publication

Consulter les instructions aux auteurs qui figurent sur le site web : <http://revues.cirad.fr/index.php/bft>. Pour être recevables, les textes doivent être originaux. Tous les articles sont soumis à l'appréciation d'un comité éditorial. Après acceptation, des corrections ou modifications sont proposées aux auteurs. Les opinions émises par les auteurs n'engagent pas la responsabilité de la rédaction.



## Politique d'Accès Libre Open Access policy

La revue est en Accès Libre gratuit sans frais de publication et sans frais de lecture sur le site web. Il n'y a pas d'embargo, les articles sont accessibles sur le site web immédiatement après publication. Tous les frais de publication et d'évaluation sont pris en charge par la revue. Seul le tirage papier est payant avec un abonnement annuel, sans obligation pour la publication de l'article. Les articles sont réglés en France par le droit d'auteur avec une cession de droits. L'auteur a la paternité du contenu et cède seulement ses droits pour la fabrication et la diffusion électronique et imprimée de l'article. L'auteur est libre de diffuser l'article dont il est auteur autant qu'il le souhaite et sans réserve, sans le modifier. L'auteur est libre de déposer l'article dans les archives publiques et sur les sites web de son institution de recherche. Les articles sont réglés à l'international par les licences Creative Commons.



## La licence utilisée est

Attribution 4.0 International (CC BY 4.0).

Cette licence autorise la redistribution, à des fins commerciales ou non, tant que l'œuvre est diffusée sans modification et dans son intégralité, avec attribution et citation du nom des auteurs selon le souhait de la revue. L'auteur est autorisé à partager, copier, distribuer et communiquer le matériel par tous moyens et sous tous formats pour toute utilisation, y compris commerciale. L'offrant ne peut retirer les autorisations concédées par la licence tant que vous appliquez les termes de cette licence. Les utilisateurs doivent créditer l'œuvre, intégrer un lien vers la licence et indiquer si des modifications ont été effectuées à l'œuvre. L'utilisation d'une licence creative commons ne se substitue pas au Droit d'auteur et au copyright.

## ARTICLES DE RECHERCHE

- Effets de la maturité des graines et des caractéristiques du morphotype sur la germination des graines de *Lannea microcarpa* dans la région soudanienne sèche du Bénin** 3  
E. O. A. GOUDÉGNON, K. V. SALAKO, O. TEKA, G. N. GOUWAKINNOU, K. GANDJI, R. TOHOUN, M. OUMOROU, B. SINSIN
- Avantages et bénéfices socio-économiques tirés par les ménages riverains de la Réserve de biosphère transfrontalière W du Bénin (RBTWB)** 13  
A. EL-HADJ ISSA, R. C. GBEDOMON, D. S. J. C. GBEMAVO, K. V. SALAKO, G. A. MENSAH, B. SINSIN
- Chlordécone à la base du tronc d'arbres indigènes dans les bananeraies abandonnées en Guadeloupe, France** 31  
É., A. NICOLINI, J. BEAUCHÊNE, V. BONNAL, T. HATTERMANN
- Perceptions locales de la dégradation des ressources naturelles du corridor forestier de la Boucle du Mouhoun au Burkina Faso** 43  
B. OUATTARA, L. SANOU, J. KOALA, M. HIEN
- Création d'une base de données sur les propriétés des bois à partir de spécimens de la collection Kourou du Cirad** 61  
J. BEAUCHÊNE, N. AMUSANT, J. CIGNA, S. KOESE, B. THIBAUT
- Plantations monospécifiques d'espèces exotiques, déserts biologiques ou îlots de diversité floristique ? Exemple de situations biotiques et abiotiques contrastées au Nord-Kivu en République démocratique du Congo** 71  
D. K. KASEKETE, C. K. KIMBULUMA, N. BOURLAND, T. DROUET, J.-R. MAKANA, K. VASOMBOLWA, J.-P. MATE

## DESCRIPTIF TECHNIQUE

- Descriptif technique d'essence tropicale. Niangon, *Heritiera densiflora* Kosterm. (Syn. *Tarrietia densiflora*) / *Heritiera utilis* Kosterm. (Syn. *Tarrietia utilis*)** 91

## RÉSUMÉ DE THÈSE

- Histoire évolutive de l'arbre fruitier *Dacryodes edulis* : implications pour sa conservation et sa gestion durable** 97  
A. RIMLINGER

## VOS LECTURES

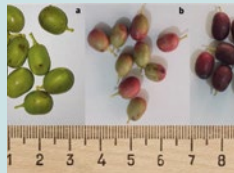
- 89 – 99 – 100  
**Les forêts, les arbres et la diminution de la pauvreté en Afrique une synthèse politique élargie.** Miller D. C., Mutta D. N., Mansourian S., Devkota D., Wildburger C. 102

## ACTES DE CONFÉRENCES

- Actes de la 43<sup>e</sup> réunion annuelle conjointe du Council on Forest Engineering (COFE) et du 53<sup>e</sup> Symposium international sur la mécanisation forestière (FORMEC) : La famille du génie forestier - Avancer ensemble. 27-30 septembre 2021, Corvallis, Oregon, États-Unis.** 90

## CONFÉRENCES INTERNATIONALES

- 8<sup>e</sup> symposium international sur les processus physiologiques dans les racines des plantes ligneuses. Du 10 au 14 juillet 2022. Université de Pennsylvanie, États-Unis.** 101





## RESEARCH PAPER

**Effect of seed maturity and morphotype traits on seed germination of *Lannea microcarpa* in the dry Sudanian region of Benin** 3

E. O. A. GOUDÉGNON, K. V. SALAKO, O. TEKA, G. N. GOUWAKINNOU, K. GANDJI, R. TOHOUN, M. OUMOROU, B. SINSIN

**Socio-economic benefits and advantages for households living in the “W” Transboundary Biosphere Reserve in Benin (WTBR)** 13

A. EL-HADJ ISSA, R. C. GBEDOMON, D. S. J. C. GBEMAVO, K. V. SALAKO, G. A. MENSAH, B. SINSIN

**Chlordecone in basal trunk wood of native trees growing in abandoned banana plantations in Guadeloupe, France** 31

É., A. NICOLINI, J. BEAUCHÊNE, V. BONNAL, T. HATTERMANN

**Local perceptions of natural resource degradation in the *Boucle du Mouhoun* forest corridor in Burkina Faso** 43

B. OUATTARA, L. SANOU, J. KOALA, M. HIEN

**Using specimens from the CIRAD Kourou wood collection to build a database of properties** 61

J. BEAUCHÊNE, N. AMUSANT, J. CIGNA, S. KOESE, B. THIBAUT

**Single-species plantations of exotic trees, biological deserts or islands of plant diversity? Contrasting biotic and abiotic situations in northern Kivu (Democratic Republic of the Congo)** 71

D. K. KASEKETE, C. K. KIMBULUMA, N. BOURLAND, T. DROUET, J.-R. MAKANA, K. VASOMBOLWA, J.-P. MATE

## TECHNICAL DESCRIPTION

**Technical description of tropical species. Niangon, *Heritiera densiflora* Kosterm. (Syn. *Tarrietia densiflora*) / *Heritiera utilis* Kosterm. (Syn. *Tarrietia utilis*)** 94

## PHILOSOPHIÆ DOCTOR ABSTRACT

**Evolutionary history of a tropical tree species, *Dacryodes edulis*: implications for its conservation and sustainable management** 97  
A. RIMLINGER

## BOOK REVIEW

**Forests, Trees and Poverty Alleviation in Africa - an expanded policy synthesis.** 89 – 99 – 100  
Miller D. C., Mutta D. N., Mansourian S., Devkota D., Wildburger C.. 102

## CONFERENCE PROCEEDINGS

**Proceedings of the Joint 43<sup>rd</sup> Annual Meeting of Council on Forest Engineering (COFE) & 53<sup>rd</sup> International Symposium on Forest Mechanization (FORMEC): Forest Engineering Family – Growing Forward Together.** 90  
27-30 September 2021, Corvallis, Oregon, USA.

## INTERNATIONAL CONFERENCES

**8<sup>th</sup> International Symposium on Physiological Processes in Roots of Woody Plants.** 101  
July 10 - 14, 2022. The Pennsylvania State University Park Campus, USA.

# Effect of seed maturity and morphotype traits on seed germination of *Lannea microcarpa* in the dry Sudanian region of Benin

Eude O. A. GOUDÉGNON<sup>1,2</sup>  
Kolawolé Valère SALAKO<sup>3</sup>  
Oscar TEKA<sup>1</sup>  
Gérard N. GOUWAKINNOU<sup>1,4</sup>  
Kisito GANDJI<sup>3</sup>  
Roméo TOHOUN<sup>3</sup>  
Madjidou OUMOROU<sup>1,2</sup>  
Brice SINSIN<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Université d'Abomey-Calavi  
Faculté des Sciences Agronomiques  
Laboratoire d'Écologie Appliquée  
01 BP 526, Cotonou  
Bénin

<sup>2</sup> Université d'Abomey-Calavi  
École Polytechnique d'Abomey-Calavi  
Laboratoire de Recherche en Biologie Appliquée (LaRBA)  
01 BP 2009, Cotonou  
Bénin

<sup>3</sup> Université d'Abomey-Calavi  
Faculté des Sciences Agronomiques  
Laboratoire de Biomathématiques et d'Estimations Forestières  
04 BP 1525, Cotonou  
Bénin

<sup>4</sup> Université de Parakou  
Faculté d'Agronomie  
Laboratoire d'Écologie, de Botanique et de Biologie Végétale  
03 BP 125, Parakou  
Bénin

**Auteur correspondant /**  
**Corresponding author:**  
KISITO GANDJI - [gkisiko@gmail.com](mailto:gkisiko@gmail.com)



**Photo 1.**  
Fruits of *Lannea microcarpa* at different maturity stage considered.  
(a): Green fruits, (b): Green-red fruit ; (c): Red-purple fruit.  
Photo E. O. A. Goudégnon.

**Doi :** 10.19182/bft2022.352.a36925 – Droit d'auteur © 2022, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 10 novembre 2020 ; date d'acceptation : 17 novembre 2021 ; date de publication : 1er mai 2022.



Licence Creative Commons :  
Attribution - 4.0 International.  
Attribution-4.0 International (CC BY 4.0)

#### Citer l'article / To cite the article

Goudégnon E. O. A., Salako K. V., Teka O., Gouwakinnou G. N., Gandji K., Tohoun R., Oumrou M., Sinsin B., 2022. Effect of seed maturity and morphotype traits on seed germination of *Lannea microcarpa* in the dry Sudanian region of Benin. Bois et Forêts des Tropiques, 352 : 3-12. Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2022.352.a36925>

## RÉSUMÉ

### Effets de la maturité des graines et des caractéristiques du morphotype sur la germination des graines de *Lannea microcarpa* dans la région soudanienne sèche du Bénin

Comprendre l'effet de la taille et du niveau de maturité des graines sur leur capacité de germination est essentiel pour la propagation efficace d'une essence. La présente étude a évalué la variabilité de la germination de graines de l'essence fruitière indigène *Lannea microcarpa* en fonction des niveaux de maturité des graines et des caractéristiques du morphotype. Trois niveaux de maturité des fruits (fruits verts, vert-rouge et rouge-pourpre) et quatre morphotypes, déterminés selon les caractéristiques morphologiques des fruits et des graines (diamètre des fruits, masse des fruits, épaisseur des graines, largeur des graines et poids des graines) ont été considérés. Le protocole expérimental prévoyait un bloc complet randomisé avec trois répétitions. Le taux de germination et le temps jusqu'à la première germination ont été calculés et analysés à l'aide de modèles linéaires généralisés à effet mixte et quasi-Poisson, respectivement. Les résultats ont donné le meilleur taux de germination ( $82,78 \pm 5,2 \%$ , 45 jours après le semis) pour le morphotype 2 (graine de taille moyenne) et le plus faible ( $33,90 \pm 1,49 \%$ , 45 jours après le semis) pour le morphotype 3 (graine de plus grande taille). Le temps le plus court pour la première germination a été enregistré pour le morphotype 2 ( $6,89 \pm 1,08$  jours après le semis) et le plus long ( $9,96 \pm 3,2$  jours après le semis) pour le morphotype 1 (graines plus petites). Les graines des fruits verts avaient un meilleur taux de germination que les graines des fruits vert-rouge et rouge-pourpre. Des variations considérables ont également été observées d'un arbre à l'autre, ce qui suggère un rôle moteur potentiel du génotype dans la capacité de germination des graines. Nos résultats suggèrent que les graines de taille intermédiaire prélevées sur des fruits verts présentent les meilleures performances en matière de germination.

**Mots-clés :** *Lannea macrocarpa*, germination, niveaux de maturité, caractéristiques morphologiques, morphotypes, Bénin.

## ABSTRACT

### Effect of seed maturity and morphotype traits on seed germination of *Lannea microcarpa* in the dry Sudanian region of Benin

Understanding the effect of seed size and maturity level on their germination capacity is essential to propagate a species effectively. This study assessed variations in seed germination of the indigenous fruit tree species *Lannea microcarpa* in relation to seed maturity levels and morphotype traits. Three fruit maturity levels (green, green-red, and red-purple fruit) and four morphotypes determined according to fruit and seed morphological characteristics (fruit diameter, fruit mass, seed thickness, seed width and seed weight) were considered. The experimental design was a randomized complete block with three replicates. Germination rate and time to the first germination were computed and analyzed using linear mixed-effect and quasi-Poisson generalized linear models, respectively. The results gave the highest germination rate ( $82.78 \pm 5.2\%$ , 45 days after sowing) for morphotype 2 (medium sized seed) and the lowest ( $33.90 \pm 1.49\%$ , 45 days after sowing) for morphotype 3 (larger seeds). The shortest time to the first germination was recorded for morphotype 2 ( $6.89 \pm 1.08$  days after sowing) and the longest ( $9.96 \pm 3.2$  days after sowing) for morphotype 1 (smaller seeds). Seeds from green fruits had a better germination rate than seeds from green-red and red-purple fruits. Considerable variation was also observed between individual trees, which suggests a potential genotype driving-force in seed germination capacity. Our findings suggest that seeds of intermediate size collected from green fruits perform best as regards germination.

**Keywords:** *Lannea macrocarpa*, seed germination, maturity levels, morphological characteristics, morphotypes, Benin.

## RESUMEN

### Efecto de la madurez de la semilla y de los rasgos del morfotipo sobre la germinación de la semilla de *Lannea microcarpa* en la región sudanesa seca de Benín

Comprender el efecto del tamaño de las semillas y su nivel de madurez en la capacidad de germinación es esencial para propagar una especie de forma eficaz. Este estudio evaluó las variaciones en la germinación de semillas de la especie de árbol frutal autóctono *Lannea microcarpa* en relación con los niveles de madurez de las semillas y los rasgos del morfotipo. Se consideraron tres niveles de madurez del fruto (fruto verde, verde-rojo y rojo-morado) y cuatro morfotipos determinados según las características morfológicas del fruto y de la semilla (diámetro del fruto, masa del fruto, grosor de la semilla, anchura de la semilla y peso de la semilla). El diseño experimental fue un bloque completo aleatorio con tres repeticiones. La tasa de germinación y el tiempo hasta la primera germinación se calcularon y analizaron mediante modelos lineales de efectos mixtos y modelos lineales generalizados cuasi-Poisson, respectivamente. Los resultados dieron la tasa de germinación más alta ( $82,78 \pm 5,2 \%$ , 45 días después de la siembra) para el morfotipo 2 (semilla de tamaño medio) y la más baja ( $33,90 \pm 1,49 \%$ , 45 días después de la siembra) para el morfotipo 3 (semilla de mayor tamaño). El tiempo más corto hasta la primera germinación se registró para el morfotipo 2 ( $6,89 \pm 1,08$  días después de la siembra) y el más largo ( $9,96 \pm 3,2$  días después de la siembra) para el morfotipo 1 (semillas más pequeñas). Las semillas de los frutos verdes tuvieron un mejor índice de germinación que las semillas de los frutos verde-rojo y rojo-morado. También se observó una considerable variación entre árboles individuales, lo que sugiere un potencial efecto del genotipo en la capacidad de germinación de las semillas. Nuestros resultados sugieren que las semillas de tamaño intermedio recogidas de frutos verdes son las que proporcionan mejores resultados de germinación.

**Palabras clave:** *Lannea macrocarpa*, germinación de semillas, niveles de madurez, características morfológicas, morfotipos, Benín.

## Introduction

Germinated seed is a key stage in plant life cycle which determines seedling establishment, abundance, and spatial distribution (Souza and Fagundes, 2014). Seeds morphological characteristics and physiology determine germination rate, seedling vigor and survival (Baskin and Baskin, 2014). Seed size and/or mass may determine germination rate (Nagarajan and Mertia, 2006; Assogbadjo *et al.*, 2011; Noor *et al.*, 2016) and seedling vigor (Idohou *et al.*, 2015). Large seeds tend to produce more vigorous seedling than small seeds because they potentially store more resources, which enhance seedling survival.

On the other hand, fruit maturity determines seed physiological state and seed germination capability (Keelley, 1991; Murdoch and Ellis, 2000). For instance, *Gmelina arborea* Roxb. fruits which maturity index colour are greenish yellow, yellow brown, dark brown, yellow, and green, give the best germination rate with yellow brown fruit seeds than those from dark brown fruits (Adebisi *et al.*, 2011). In addition, oil content of seeds of *G. arborea* has been also found as important factor in seed germination. Indeed, oil content amount and germination rate were positively linked and increase from young green fruit to yellow fruit and brown fruit in *Jatropha curcas* L. (Negasu, 2015).

In the last decades, there are gaining efforts to domesticate indigenous fruit tree (IFT) species and to promote their cultivation to improve their uses. Examples included *Strychnos cocculoides* Baker in Zambia (Mkonda *et al.*, 2003), *Phoenix dactylifera* L. (Chao and Krueger, 2007), *Sclerocarya birrea* (A. Rich.) Hochst. in South Africa and Benin (Moyo *et al.*, 2009 and Gouwakinnou *et al.*, 2011, respectively), *Chrysophyllum caimito* L. in Central Panama (Parker *et al.*, 2010), *Adansonia digitate* L. in Benin and Sudan (Assogbadjo *et al.*, 2011; Wiehle *et al.*, 2014), *Synsepalum dulcificum* (Schumach. & Thonn.) Daniell (Achigan-Dako *et al.*, 2015; Tchokponhoué *et al.*, 2020, 2021), among others. IFT species of dry areas, such as the African grape *Lannea macrocarpa* Engl. & K. Krause, play an important role for rural communities through the various uses it provides, such as food, medicine, and fodder (Adjanooun *et al.*, 1980; Arbonnier, 2000; Marquet and Jansen, 2005). Its seeds are used for biofuel processing (Yunus *et al.*, 2013) and as alimentary oil for human and animal feeding (Bazongo *et al.*, 2014). The importance of *L. microcarpa* in rural communities' livelihoods has led to overexploitation and the concomitant population decline (Haarmeyer *et al.*, 2013). In addition, the species natural regeneration is rare and natural populations are ageing (Agbogon *et al.*, 2015) in Togo, as in Benin, where adult trees density was found to be less than 7 trees/km<sup>2</sup> with very few natural regeneration individuals (Goudégnon, 2018).

Therefore, to reduce human pressure and ensure a sustainable use of *L. microcarpa*, conservation actions, domestication, and promotion of its cultivation are essential. In particular, understanding how to effectively propagate the species is a key step in its domestication process. For instance, how seed size and maturity levels affect their germination capability are yet to be understood. In a previous study, four morphotypes on basis of fruits and seeds morphological characteristics has been identified (Goudégnon, 2018) and their germination capacity and seedling growth performance are yet to be studied.

*Lannea microcarpa* could be propagated through seeds (Neya, 2006). Seeds are drought tolerant (Daws *et al.*, 2004) and have low germination rate mainly because of their oil content amount (Neya, 2006) that causes them to quickly lose viability. As oil content in seeds depends on fruit maturity levels (Negasu, 2015), it is expected that germination potential of seeds varies with the fruit maturity level. However, studies on the relationship between seed oil content and maturity level have shown contrasted results. While some studies reported positive relationships (Mtambalika *et al.*, 2014; Idohou *et al.*, 2015), others reported no consistent relationships (Shoab *et al.*, 2012). The above suggests species-specific relationship and then species-specific investigation. Despite the growing number of studies on *L. microcarpa* (Daws *et al.*, 2004; Neya, 2006; Picerno *et al.*, 2006; Sereme *et al.*, 2008; Bationo *et al.*, 2012; Yunus *et al.*, 2013; Haarmeyer *et al.*, 2013; Sereme *et al.*, 2014; Bazongo *et al.*, 2014; Agbogon *et al.*, 2015; Goudégnon *et al.*, 2016), little have covered the how seed size and maturity levels affect their germination capability. Therefore, this study aims to evaluate the influence of morphological characteristics and maturity levels of *L. microcarpa* seeds on germination rate and germination time.

**Table I.**

Discriminating morphological traits (mean  $\pm$  se) of *Lannea microcarpa* morphotypes.

Morphological traits	Morphotype 1	Morphotype 2	Morphotype 3	Morphotype 4
Fruit diameter (cm)	9.99 $\pm$ 0.64	10.67 $\pm$ 0.60	11.79 $\pm$ 0.78	11.03 $\pm$ 0.50
Fruit mass (g)	0.78 $\pm$ 0.09	0.85 $\pm$ 0.07	1.16 $\pm$ 0.13	1.13 $\pm$ 0.11
Seed thickness (cm)	5.02 $\pm$ 0.41	5.39 $\pm$ 0.39	6.17 $\pm$ 0.77	5.24 $\pm$ 0.32
Pulp + seed mass (g)	0.61 $\pm$ 0.09	0.67 $\pm$ 0.05	0.93 $\pm$ 0.11	0.92 $\pm$ 0.12
Seed width (cm)	6.50 $\pm$ 0.25	7.13 $\pm$ 0.31	7.75 $\pm$ 0.25	6.94 $\pm$ 0.39
Seed mass (g)	0.19 $\pm$ 0.02	0.23 $\pm$ 0.03	0.30 $\pm$ 0.04	0.21 $\pm$ 0.03

## Materials and methods

### Study area

The study was conducted in the Sudanian zone of the Republic of Benin. The Sudanian zone is subdivided into a dry and humid Sudanian zones corresponding to the phytodistricts Mékrou-Pendjari (annual rainfall of 900-1,000 mm) and Atacora Chain (annual rainfall of 1,000-1,200 mm), respectively (Adomou *et al.*, 2006). Fruits used for morphotypes identification were collected within two natural populations of *L. microcarpa* located in dry and humid parts of the Sudanian zone, respectively. The nursery experimentation was carried out at the experimentation site of the former National School of Natural Resources Management and Protection of University of Parakou in the district of Kandi, northwest of Benin in northern Benin where the annual average rainfall amount is about 1030.34 mm with temperature ranging from 25.2 °C to 32.5 °C (respectively for the coolest and driest seasons).

### Study species

*Lannea microcarpa* commonly called African grape is a dioecious indigenous fruit species belonging to the Anacardiaceae family. It is an edible IFT of West Africa (Arbonnier, 2000; Marquet and Jansen, 2005). *Lannea microcarpa* occurs in Sudanian zones of West Africa where it is found on deep and lateritic soil. According to Sacande (2007), the northern limit of its habitat is the Sahelo-sudanian zone (500-900 mm) and the southern limit is the Guinean zone (> 1,100 mm). In Benin, the species is mainly located along Sudanian zone in various land uses including protected areas and farmlands (Sinsin and Kampmann, 2010). The fruit of species is one-seeded ellipsoid drupe that turns from green to red/black-purple when ripening (Neya, 2006). The seed contains about 35% oil, which has been pointed out as factor that could weak seeds germinating capacity. *Lannea microcarpa* is used for various purposes such as food (fruits consumption), medicine, firewood, construction, ceremony, textile dyeing (Vodouhê *et al.*, 2009; Bationo *et al.*, 2012; Mabika *et al.*, 2013; Garba *et al.*, 2015; Goudégnon *et al.*, 2017). The species populations found are ageing with low natural regeneration (Agbogban *et al.*, 2015; Haarmeyer *et al.*, 2013).

Four statistical morphotypes of *L. microcarpa* were previously identified based on morphological traits of fruits and seeds collected on trees from the Sudanian zone (table I). All morphotypes exhibited significant differences between fruits and seeds. Seeds of morphotype 1 were the smallest, followed by morphotype 4, morphotype 2 and morphotype 3 seeds. Morphotype 1 seeds were the thinnest ( $5.02 \pm 0.41$  cm), with smaller width ( $6.50 \pm 0.25$  cm) and lower weight ( $0.19 \pm 0.02$  g) whereas morphotype 3 seeds have the greater values (thickness:  $6.17 \pm 0.77$  cm; width:  $7.75 \pm 0.25$  cm; weight:  $0.30 \pm 0.04$  g). Seeds of morphotype 2 (thickness:  $5.39 \pm 0.39$  cm; width:  $7.13 \pm 0.31$  cm; weight:  $0.23 \pm 0.03$  g) and morphotype 4 (thickness:  $5.24 \pm 0.32$  cm; width:  $6.94 \pm 0.39$  cm; weight:  $0.21 \pm 0.03$  g) were of intermediate size.

### Experimental design and data collection

For each morphotype, three trees were randomly selected and, on each tree, fruits at different levels of maturity (photo 1) were harvested. Fruits maturity levels were determined based on their physical colour. The maturity levels considered were green fruits (unripe), green red (ripe) fruits and red purple (ripe) fruits. Sixty (60) fruits from which seeds (60 seeds) were extracted were randomly collected from each tree for a total of 2,160 seeds for the four morphotypes. The experimental units (set of 20 polyethylene pots, containing each one seed) were arranged in randomised complete block design with three replicates (720 seeds per replicate). For each morphotype, seeds were sown at 1 cm depth in polyethylene pots filled of compost soil. Experimentation was conducted during rainy season (June-July 2016) and pots were exposed to sunshine and rain. The nursery experimentation was carried out at the experimentation site of the former National School of Natural Resources Management and Protection of University of Parakou in the district of Kandi, northwest of Benin in northern Benin where the annual average rainfall amount is about 1,030.34 mm with temperature ranging from 25.2 °C to 32.5 °C (respectively for the coolest and driest seasons). Pots were watered the days it did not rain. Germination in each pot was recorded every day for the 45 days after sowing. Seed has germinated as soon as the seedling emerge out.

### Data analysis

Germination rate and germination time (number of days to the first germination) were computed as response parameters. For each experimental unit, germination rate was calculated as the number of germinated seeds divided by the total number of seed sowed (here 20 seeds). Germination rate was computed at day 3 (when the first seed germinated) and then every 3 days till the 45<sup>th</sup> day. Data were analysed using linear mixed effects model (Pinheiro and Bates, 2000) on longitudinal data. Factors “morphotype”, “time” and “maturity stage” were included as fixed effects while “Block” and “tree” were included as random effects. Large variance due to factor “tree” (as compared to residual variance) suggested important tree-to-tree variation. The final germination rate (at day 45 after sowing) was also analyzed using linear mixed effect models. The same factor as in the longitudinal models were considered except the time. Effects of morphotype and maturity stage on the time (number of days) to the first germination was analysed using quasi-Poisson generalized linear model. All statistical analyses were performed using the package nlme (Pinheiro *et al.*, 2016) in R 3.3.2 software (R Development Core Team, 2016).



## Results

### Effect of seed maturity and morphological differences on time-related seed germination

There were significant variations ( $P < 0.05$ ) in the germination rate according to time and among morphotypes but not among fruit maturity levels ( $P > 0.05$ ) (table II). In addition, significant interaction ( $P < 0.05$ ) was found between time and morphotypes, indicating that differences among morphotypes varied with time and vice-versa. Accordingly, there was relatively little difference among morphotypes between day 3 and day 9 while greater differences were noted from day 9 although these differences became stable after day 21 (figure 1). Morphotype 2 germination behaviour is relatively different from other morphotypes, which show very similar patterns, particularly during the first 15 days. In morphotype 2, germination curve reached  $51.40 \pm 15.72\%$  in nine days whereas morphotype 4 seeds took 27 days for the germination rate curve to reach  $50.37 \pm 12.30\%$ . The other morphotypes (1 and 3) seeds germination rate ( $49.44 \pm 12.30\%$  and  $41.48 \pm 15.55\%$  respectively) did not reach 50% before the end of the experiment.

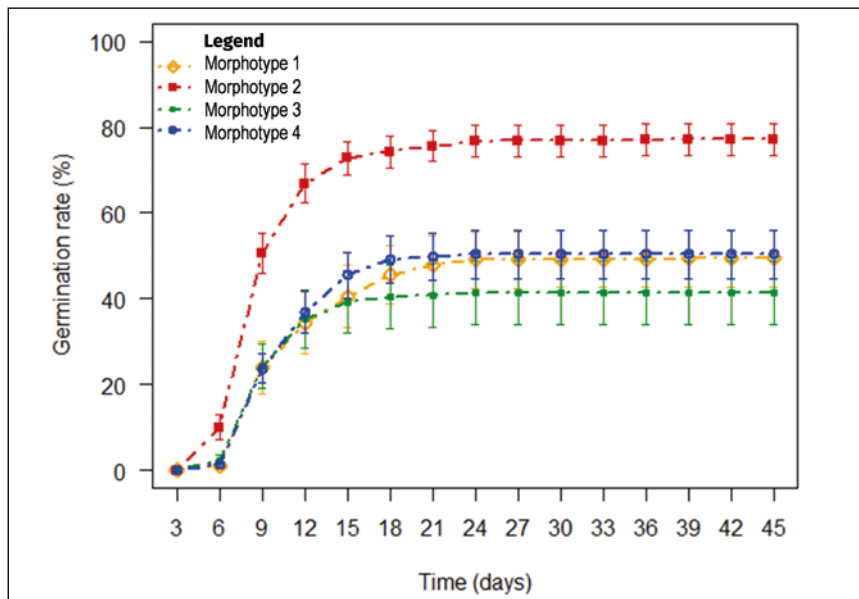
Therefore, medium size seeds (morphotype 2) germinated better than larger seeds (morphotype 3). There was also significant interaction ( $P < 0.05$ ) between morphotype and maturity stage on germination rate. Thus, differences in germinate rate among maturity levels were not similar across morphotypes. Seeds from green fruits germinated better than those from green-red and red-purple fruits ( $82.78 \pm 5.2\%$ ,  $77.08 \pm 6.98\%$  and  $69.17 \pm 5.07\%$  respectively; figure 2a-c). Seeds of morphotype 2 gave the highest germination rate ( $82.78 \pm 5.2\%$ ) for green fruits at the day 24 and the lowest germination rate was recorded for green-red fruits ( $33.90 \pm 1.49\%$ ) of morphotype 3 at day 21. Seeds of morphotype 4 germinated and reached  $50.60 \pm 12.30\%$  (for green-red fruits at day 21; figure 2b) whereas those of morphotype 1 reached  $56.10 \pm 11.60\%$  for green-red fruits at day 33 (figure 2b). There was also a large amount of variance due to the random effect of trees (0.06 compared to 0.04 for residuals; also see the greater differences between the marginal and the conditional  $R^2$ ), suggesting important variation among trees. This indicates that for a given morphotype and a fruit maturity level, important variation could arise from one tree to another.

**Table II.**

Effect of *Lannea microcarpa* fruits maturity level and morphological differences on seed germination rate: results of the linear mixed effect models.

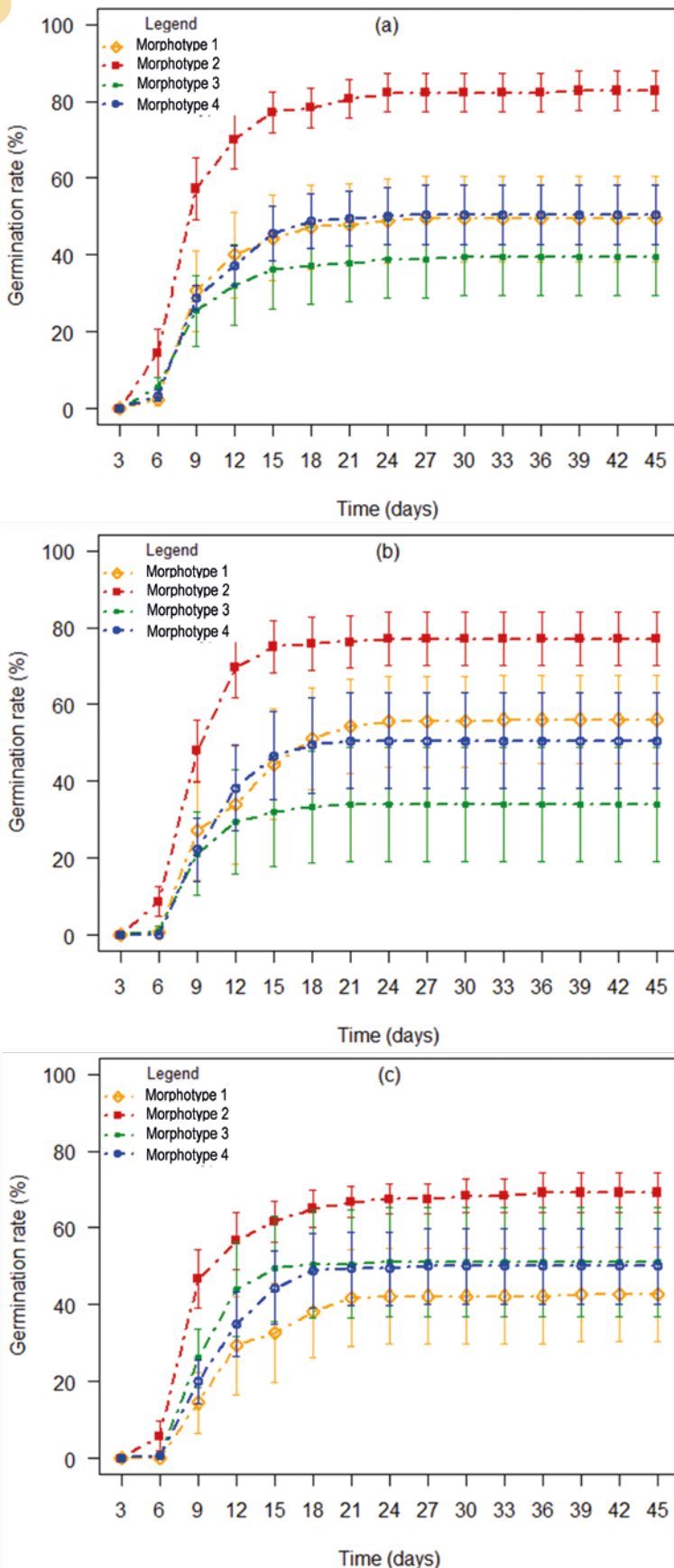
Terms in the model	Chi-square	Df	Pr (> Chi-square)
<b>Fixed factors</b>			
Time	762.06	1	< 0.001
Morphotype	31.90	3	< 0.001
Maturity level	4.77	2	0.092
Time: Morphotype	30.22	3	< 0.001
Time: Maturity level	0.38	2	0.828
Morphotype: Maturity level	65.43	6	< 0.001
Time: Morphotype: Maturity level	7.19	6	0.304
<b>Random terms</b>			
Variance due to random effect of trees	0.06		
Variance due to random effect of block	0.00		
Variance due to random effect of time	0.00		
Variance of residual	0.04		
R <sup>2</sup> marginal (%)	29.51		
R <sup>2</sup> conditional (%)	71.44		

Df: degrees of freedom; Pr (> Chi-square): probability (> Chi-square).



**Figure 1.**

Evolution of *Lannea microcarpa* seeds germination kinetics according to time and morphotype. The vertical bars are the standard errors.



**Figure 2.**

Evolution of *Lannea microcarpa* seeds germination rate according to time for (a): Green fruit; (b): Green-red fruit and (c): Red-purple fruit. The vertical bars are the standard errors.

### Effect of seed maturity and morphological differences on the final seed germination rate

The final (asymptotic) seed germination rate differed only among morphotypes ( $P = 0.009$ ; table III). Accordingly, morphotype 2 showed the highest final germination rate ( $77.22 \pm 1.94\%$ ) while the lowest final germination rate was recorded for larger seeds i.e. morphotype 3 ( $41.48 \pm 3.88\%$ ). Germination rate of morphotypes 1, 3, and 4 seeds did not show significant differences (figure 3A). As mentioned above, there was also important variation due to trees (large variance due to random effect of trees and large difference between marginal and conditional  $R^2$ ) (table III).

### Effect of seed maturity and morphological differences on the time to first germination

The time (number of days) to the first germination varied significantly ( $P < 0.05$ ) according to morphotypes and fruits maturity levels (table IV). Accordingly, earlier germination was observed within morphotype 2 ( $6.89 \pm 1.08$  days) followed by seeds of morphotype 3 ( $7.71 \pm 1.82$  days), morphotype 4 ( $8.25 \pm 2.36$  days) and morphotype 1 ( $9.96 \pm 3.20$  days) (figure 4). Regarding fruits maturity levels, the first seed germination occurred before ten days. Seeds from green fruits germinated first ( $7.47 \pm 2.03$  days) followed by those from green-red fruits ( $8.45 \pm 2.27$  days) and red-purple fruits ( $8.81 \pm 3.04$  days). Therefore, medium size seeds (seeds form morphotype 2) and large seeds (morphotype 3) germinated earlier and seeds from green fruits germinated earlier than those from green-red fruits and red-purple fruits.

## Discussion

This study revealed significant variation in *L. microcarpa* seed germination rate according to morphotypes, fruit maturity levels and time. Morphotypes have been pointed out as influencing seed germination rate in several studies (Nagarajan and Meritia, 2006; Assogbadjo *et al.*, 2011; Padonou *et al.*, 2015; Noor *et al.*, 2016; Baskin and Baskin, 2014). Our study showed that the germination rate of morphotype 1 (smaller seeds) was lower than that of morphotype 2 (medium seed) which germinated faster and showed higher germination rate than morphotype 3 (larger seeds). Fast germination and high germination rate in small seeds have been reported by Mogie *et al.* (1990), Souza and Fagundes (2014) and Idohou *et al.* (2015). On the other hand, Hopper *et al.* (1979) found within *Glycine max* that small seeds were slower to germinate than medium and large-sized seeds. The difference in seed germination rate in our study could be due to seed coat water permeability which decreases with seed coat thickness increase given that seed size and coat thickness are positively related and inversely linked to water absorption ability (Benin-

ger *et al.*, 1998; Souza and Fagundes, 2014). Also, seed coat thickness was reported to impose constraint to *L. microcarpa* seed germination by inducing a secondary dormancy (Neya *et al.*, 2008). Therefore, medium size seeds have certainly thinner coat than larger ones and are more water permeable and consequently will germinate faster. Lower germination rate in morphotype 1 seed may suggest that within the species, small seeds are not enough vigorous to initiate good germination because they contain low stored resource than larger seed. Seed stored resource in relation to seed size, germination ability and seedling vigour have been reported and small seeds were found to have not enough resource to initiate fast and high germination than larger ones. Within morphotypes, we found that seed germination rate and germination speed were related to fruits maturity levels. Green fruit seed germinated better and faster than seed from green-red and red-purple fruit. These results contrast with findings of Murrinie *et al.* (2019) and Adebisi *et al.* (2011) who reported increasing seed germination rate with fruit maturity levels in *Feronia limonia* and *G. arborea*, respectively. Results revealed that green fruit maturity level favour seed germination than green-red and red-purple ones. The fact that seed extracted from green-red and red purple had relatively lower germination rate may be linked to the increasing amount of oil content in seeds with fruit increasing maturity level. Negasu (2015) have reported the increasing of seed oil content amount with fruit maturity level in *J. curcas* seeds. This report relies on Neya (2006) and Sacande (2007) findings who indicated that seed oil content amount (about 35%) are suspected to cause seed viability loss and therefore reduce seed germination rate. In addition, Haarmeyer *et al.* (2013) have stressed on seed oil content as a factor which could favour low natural regeneration. Therefore, mature green fruit seeds of morphotype 2 are recommended for *L. microcarpa* nursery for seedling production for reforestation or farmland enrichment activities.

Future studies should look at seedling growth performance according to seed size and fruit maturity level as seedling and seed vigour were also found determinant in the seedling establishment (Idohou *et al.*, 2015). The large variation in germination rate related to the random effect of trees suggests that important variation was due to variability within trees despite the small number of trees (3 per morphotype) due to the limitation of logistics. This suggests genetic variation at tree level as morphotype are composed of different trees and seed are genetically linked to mother tree (Foley and Fennimore, 1998; Mbora *et al.*, 2009). In our experiment, all seeds were sown and germinated in the same experimental conditions. In addition, variance partitioning for morphotypes used in this study indicated greater part of variation within population at tree level. Therefore, further investigation might focus on genotype influence on seed vigour. Sereme *et al.* (2014) also has reported wide variation in the offspring, making very difficult the selec-

**Table III.**

Effect of *Lannea microcarpa* seed maturity and morphological variation on the final seed germination.

Terms in the model	Chi-square	Df	Pr (> Chi-square)
<b>Fixed terms</b>			
Morphotype	11.65	3	0.009
Maturity level	0.45	2	0.799
Morphotype: maturity level	10.12	6	0.119
<b>Random terms</b>			
Variance due to random effect of trees	0.07		
Variance due to random effect of block	0.00		
Variance of residual	0.03		
R <sup>2</sup> marginal (%)	21.60		
R <sup>2</sup> conditional (%)	79.33		

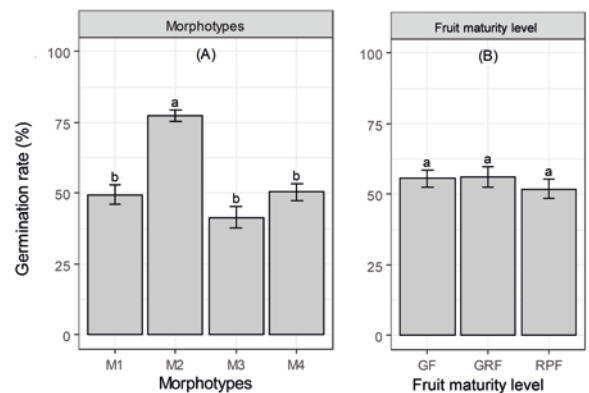
Df: degrees of freedom; Pr (> Chi-square): probability (> Chi-square).

**Table IV.**

Effect of *Lannea microcarpa* fruits maturity and morphological differences on the time to first germination: results of the quasi-Poisson generalized linear model.

Terms in the model	LR Chi-square	Df	Probability
Morphotype	29.77	3	< 0.001
Maturity level	7.66	2	0.022
Morphotype: maturity level	6.65	6	0.354

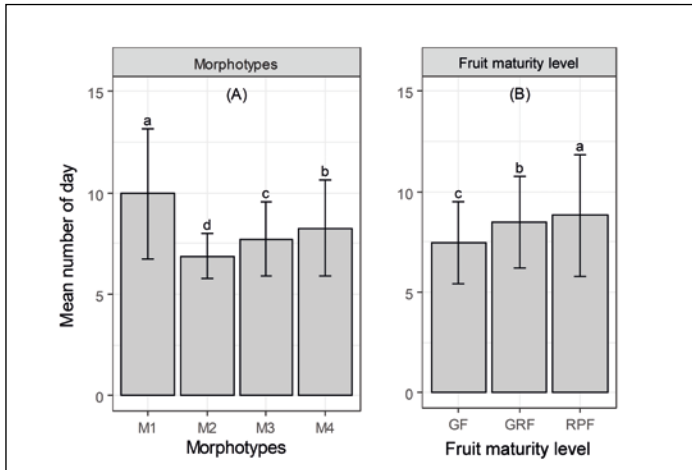
LR Chi-square: likelihood-ratio chi-squared test; Df: degrees of freedom.



**Figure 3.**

Final germination rate of *Lannea microcarpa* seeds according to morphotypes (A) and fruit maturity level (B). M1: Morphotype 1; M2: Morphotype 2; M3: Morphotype 3; M4: Morphotype 4; GF: Green fruit; GRF: Green-red fruit and RPF: Red-purple fruit. The vertical bars are the standard errors. The bars with different letters have significantly different means.

tion, and multiplication of superior genotypes of interest when seeds are used for propagation and suggest asexual propagation using micro cutting explants of young shoots from seedlings.



**Figure 4.** Mean number of days to the first germination of *Lannea microcarpa* seeds in relationships to morphotypes (A) and fruit maturity level (B). M1: Morphotype 1; M2: Morphotype 2; M3: Morphotype 3; M4: Morphotype 4; GF: Green fruit; GRF: Green-red fruit and RPF: Red-purple fruit. The vertical bars are the standard errors. The bars with different letters have significantly different means.

## Conclusion

This study focused on the germination of *Lannea microcarpa* seeds in relationship to morphological characteristics and fruit maturity levels. Both factors had significant effects on germination rate and time. The highest germination rate was observed in mature green fruit seed of medium size that germinate rapidly. Morphotype with larger seeds have shown the lowest germination performance. Therefore, mature green fruit seed of medium size could be used for the species propagation using seed and for domestication process. Our study further suggests great tree-to-tree variation in germination rate and time, which requires further investigation with higher number of individual trees (seed family) for confirmation.

### Funding

This research was funded with grants received by E. O. A. GOUDÉGNON from the government of the Republic of Benin under a National Doctoral Scholarship and from the International Foundation for Science (IFS) through grant No. D/5694-1. Authors gratefully acknowledge help from the local authorities, managers and rangers of the Pendjari National Park and W Biosphere Reserve for their substantial facilitation during data collection.

### Data access

The data used in this study are available from the corresponding author upon a reasonable request.

## References

- Achigan-Dako E. G., Tchokponhoué D. A., N'Danikou S., Gebauer J., Vodoyhè R., 2015. Current knowledge and breeding perspectives for the miracle plant *Synsepalum dulcificum* (Schum. et Thonn.) Daniell. Genetics Resources and Crops Evolution. 62: 465-476. <https://doi.org/10.1007/s10722-015-0225-7>
- Adebisi M. A., Adekunle M. F., Odebiyi O. A., 2011. Effects of fruit maturity and pre-sowing water treatment on germinative performance of *Gmelina arborea* seeds. Journal of Tropical Forest Science, 23 (4): 371-378. <https://www.jstor.org/stable/23617048>
- Adjanohoun E. J., Ahyi M. R. A., Aké Assi L., Dan Dicko L., Daouda H., Delmas M., et al., 1980. Médecine traditionnelle et pharmacopée : contribution aux études ethnobotaniques et floristiques au Niger. Paris, France, Agence de coopération culturelle et technique (ACCT), 250 p.
- Adomou A. C., Sinsin B., van der Maesen L. J. G., 2006. Notulae Florae Benensis 12: Phytosociological and chorological approaches to phytogeography: a meso-scale study in Benin. Systematics and Geography of Plants, 76: 155-178. <https://www.jstor.org/stable/20649708>
- Agbogon A., Tozo K., Wala K., Bellefontaine R., Dourma R., Akpavi S., et al., 2015. Structure des populations de *Sclerocarya birrea*, *Lannea microcarpa* et *Haematostaphis barberi* au nord du Togo. Journal of Animal and Plant Sciences, 25 : 3871-3886. <http://www.m.elewa.org/JAPS/2015/25%282%29-June.html>
- Arbonnier M., 2000. Arbres, arbustes et lianes des zones sèches d'Afrique de l'Ouest. Montpellier, France, Cirad, 541 p.
- Assogbadjo A. E., Glèlè Kakaï R., Edon S., Kyndt T., Sinsin B., 2011. Natural variation in fruit characteristics, seed germination and seedling growth of *Adansonia digitata* L. in Benin. New Forests, 41: 113-125. <https://doi.org/10.1007/s11056-010-9214-z>
- Baskin C. C., Baskin J. M., 2014. Seeds, Ecology, Biogeography, and Evolution of Dormancy and Germination. Second Edition. USA, Academic Press Inc, 1589 p.
- Bationo J. H., Hilou A., Savadogo P. W., Nacoulma O. G., 2012. Content of polyphenolics constituents and the antioxidant and antimicrobial activities of extracts from leaves and fruits of *Lannea microcarpa* Engl. & K. Krause (Anacardiaceae). Current Research Journal of Biological Sciences, 4 (3): 290-296. <https://www.semanticscholar.org/paper/Content-of-Polyphenolics-Constituents-and-the-and-%26-Hilou-Faso/5f8cce19dc18d9daaf45f28e5880e866a2776ede>
- Bazongo P., Bassolé I. H. N., Nielsen S., Hilou A., Dicko M. H., Shukla V. K. S., 2014. Characteristics, composition and oxydative stability of *Lannea microcarpa* seed and seed oil. Molecules, 19: 2684-2693. <https://doi.org/10.3390/molecules19022684>
- Beninger C. W., Hosfield G. L., Nair M. G., 1998. Physical characteristics of dry beans in relation to seed coat color genotype. HortScience, 33 (2): 328-329. <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=US1997089866>
- Chao C. T., Krueger R. R., 2007. The date palm (*Phoenix dactylifera* L.): Overview of biology, uses, and cultivation. HortScience, 42 (2): 1077-1082. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI.42.5.1077>
- Daws M. I., Gaméné C. S., Sacande M., Pritchard H. W., Groot S. P. C., Hoekstra F. A., 2004. Desiccation and storage of *Lannea*

- macrocarpa* seeds from Burkina Faso. In: Sacande M., Jøker D., Dulloo M. E., Thomsen K. A. (eds). Comparative storage biology of tropical tree seeds. Rome, Italy, International Plant Genetic Resources Institute, 32-39. <https://www.biodiversityinternational.org/e-library/publications/detail/comparative-storage-biology-of-tropical-tree-seeds/>
- Foley M. E., Fennimore S. A., 1998. Genetic basis for seed dormancy. *Seed Science Research*, 8 (2): 173-182. <https://doi.org/10.1017/S0960258500004086>
- Garba H. D., Sanusi M., Adamu A. A., Habiba M. M., 2015. Antimicrobial activity of *Anogeissus leiocarpus* and *Lannea microcarpa* on some microbes isolated from vegetables in Sokoto. International Conference on Chemical, Environmental and Biological Sciences, 124-128. <https://icbe.org/upload/4284C0315096.pdf>
- Goudégnon E. O. A., 2018. Uses, potential for domestication and conservation of the indigenous fruit tree *Lannea microcarpa* Engl. & K. Krause (Anacardiaceae) in Benin, West Africa. PhD Thesis, University of Abomey-Calavi, Republic of Benin, 155 p.
- Goudégnon E. O. A., Gouwakinnou N. G., Houessou L. G., Oumourou M., 2016. Fruit and pulp production of the African grape *Lannea microcarpa* Engl. and K. Krause from dry and humid Sudanian zone in Northern Bénin, West Africa. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 10 (3): 1114-1121. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v10i3.17>
- Goudégnon E. O. A., Vodouhê F. G., Gouwakinnou G. N., Salako V. K., Oumorou M., 2017. Ethnic and generational differences in traditional knowledge and the cultural importance of *Lannea microcarpa* Engl. & K. Krause in the Sudanian savannah of Benin. *Bois et Forêts des Tropiques*, 334 (4): 49-59. <https://doi.org/10.19182/bft2017.334.a31491>
- Gouwakinnou G. N., Assogbadjo A. E., Lykke A. M., Sinsin B., 2011. Phenotypic variations in fruits and selection potential in *Sclerocarya birrea* ssp. *birrea*. *Scientia Horticulturae*, 129: 777-783. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2011.05.041>
- Haarmeyer D. H., Schumann K., Bernhardt-Römermann M., Wittig R., Thiombiano A., Hahn K., 2013. Human impact on population structure and fruit production of the socio-economically important tree *Lannea microcarpa* in Burkina Faso. *Agroforestry Systems*, 87 (6): 1363-1375. <https://doi.org/10.1007/s10457-013-9644-7>
- Hopper N. W., Overholt J. R., Martin J. R., 1979. Effect of cultivar, temperature and seed size on the germination and emergence of soya beans (*Glycine max* (L.) Merr.). *Annals of Botany*, 44 (3): 301-308. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.aob.a085733>
- Idohou R., Assogbadjo A. E., Houehanou T., Glèlè Kakai R. L., Agbangla C., 2015. Variation in *Hyphaene thebaica* Mart. fruit: physical characteristics and factors affecting seed germination and seedling growth in Benin (West Africa). *Journal of Horticultural Science and Biotechnology*, 90 (3): 291-296. <https://doi.org/10.1080/14620316.2015.11513185>
- Keeley J. E., 1991. Seed germination and life history syndromes in the California Chaparral. *The Botanical Review*, 54: 87-116. <https://link.springer.com/article/10.1007/BF02858766>
- Mabika A. B. M., Loumpangou C. N., Agnanié H., Moutsamboté J. M., Ouamba J. M., 2013. Les plantes tinctoriales d'Afrique centrale : enquête ethnobotanique et screening phytochimique. *Journal of Applied Biosciences*, 67 : 5236-5251. <https://doi.org/10.4314/jab.v67i0.95045>
- Marquet M., Jansen P. C. M., 2005. *Lannea microcarpa* Engl. & K. Krause. In: Jansen P. C. M., Cardon D. (eds). PROTA 3: Dyes and tannins/Colorants et tanins. Wageningen, The Netherlands, PROTA. [CD-Rom]
- Mbora A., Barnekov Lilles J. P., Schmidt L., Angaine P., Meso M., Omondi W., et al., 2009. Tree seeds source re-classification manual. Nairobi, Kenya, World Agroforestry Centre, 34 p. [https://www.worldagroforestry.org/sites/default/files/Tree\\_Seed\\_source\\_classification\\_manual.pdf](https://www.worldagroforestry.org/sites/default/files/Tree_Seed_source_classification_manual.pdf)
- Mkonda A., Lungu S., Maghembe J. A., Mafongoya P. L., 2003. Fruit and seed-germination characteristics of *Strychnos cocculoides* an indigenous fruit tree from natural populations in Zambia. *Agroforestry Systems*, 58: 25-31. <https://doi.org/10.1023/A:1025454231002>
- Mogie M., Latham J. R., Warman E. A., 1990. Genotype-independent aspects of seed ecology in *Taraxacum*. *Oikos*, 59: 175-182. <https://doi.org/10.2307/3545532>
- Moyo M., Kulkarni M. G., Finnie J. F., Van Staden J., 2009. After-ripening, light conditions, and cold stratification influence germination of *Marula* [*Sclerocarya birrea* (A. Rich.) Hochst. subsp. *caffra* (Sond.) Kokwaro] seeds. *HortScience*, 44 (1): 119-124. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI.44.1.119>
- Mtambalika K., Munthali C., Gondwe D., Missanjo E., 2014. Effect of seed size of *Azelia quanzensis* on germination and seedling growth. *International Journal of Forestry Research*, vol. 2014, article ID 384565. <http://dx.doi.org/10.1155/2014/384565>
- Murdoch A. J., Ellis R. H., 2000. Chapter 8: Dormancy, viability and longevity. In: Fenner M. *Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities*. 2<sup>nd</sup> edition. Wallingford, UK, CABI Publishing, 183-214.
- Murrin E. D., Yudono P., Purwantoro A., Sulistyansih E., 2019. Effect of postharvest maturation storage at different age fruit on chemical characters fruits and seed of wood-apple (*Feronia limonia* (L.) Swingle). *Journal of Physics: Conference Series*, 1464. <http://dx.doi.org/10.1088/1742-6596/1464/1/012045>
- Nagarajan M., Mertia R. S., 2006. Effect of seed size and sowing depth on germination and seedling growth of *Colophospermum mopane* (Kirk ex Benth.) Kirk ex J. Léon. *The Indian Forester*, 132: 1007-1012. <http://www.indianforester.co.in/index.php/indianforester/article/view/4240/0>
- Negasu G. B., 2015. Effect of harvesting *Jatropha curcas* L. seeds at different fruit maturity levels on germination, oil content and seed weight. *Net Journal of Agricultural Science*, 3 (3): 70-80. [http://www.netjournals.org/z\\_NJAS\\_15\\_024.html](http://www.netjournals.org/z_NJAS_15_024.html)
- Neya O., 2006. Conservation of tree seeds from tropical dry lands. PhD Thesis, Wageningen University, The Netherlands, 166 p. <https://edepot.wur.nl/16636>
- Neya O., Hoekstra F. A., Golovina E. A., 2008. Mechanism of endocarp-imposed constraints of germination of *Lannea microcarpa* seeds. *Seeds Science Research*, 18: 13-24. <https://doi.org/10.1017/S0960258508890058>
- Noor N. M., Aizat W. M., Hussin K., Rohani E. R., 2016. Seed characteristics and germination properties of four *Garcinia* (Clusiaceae) fruit species. *Fruits*, 71 (4): 199-207. <https://doi.org/10.1051/fruits/2016008>
- Padonou E. A., Teka O., Bachmann Y., Schmidt M., Lykke A. M., Sinsin B., 2015. Using species distribution models to select species resistant to climate change for ecological restoration of *bowé* in West Africa. *African Journal of Ecology*, 53: 83-92. <https://doi.org/10.1111/aje.12205>

Parker I. M., Lopez I., Petersen J. J., Anaya N., Cubilla-Rios L., Potter D., 2010. Domestication syndrome in Caimito (*Chrysophyllum cainito* L.): Fruit and seed characteristics. *Economic Botany*, 64 (2): 161-175. <https://doi.org/10.1007/s12231-010-9121-4>

Picerno P., Mencherini T., Della Loggia R., Meloni M., Sanogo R., Aquino R. P., 2006. An extract of *Lannea microcarpa*: composition, activity and evaluation of cutaneous irritation in cell cultures and reconstituted human epidermis. *Journal of Pharmacy and Pharmacology*, 58: 981-988. <https://doi.org/10.1211/jpp.58.7.0014>

Pinheiro J. C., Bates D. M., 2000. Mixed-effects models in S and SPLUS. Springer, 538 p. <https://link.springer.com/book/10.1007/b98882>

Pinheiro J., Bates D., DebRoy S., Sarkar D., R Core Team, 2016. nlme: Linear and nonlinear mixed effects models. R package, version 3.1-125. <https://www.R-project.org/>

R Development Core Team, 2016. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria, R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>

Sacande M., 2007. *Lannea microcarpa* Engl. Seed Leaflet, 123, 2 p. <https://curis.ku.dk/ws/files/20496596/123net.pdf>

Sereme A., Millogo J., Guinko S., Nacro M., 2008. Horticultural cuttings of the wild grape: *Lannea microcarpa* Engl. & K. Krause. *Journal des Sciences*, 8 (3): 18-24. <https://docplayer.fr/11495396-A-sereme-1-j-millogo-rasolodimby-2-s-guinko-2-m-nacro-2-1-institut-de-recherche-en-sciences-appliquees-et-technologies.html>

Sereme A., Millogo J., Guinko S., Nacro M., 2014. Micropropagation of a West African wild grape (*Lannea microcarpa*). *International Journal of Biological and Chemical Science*, 8: 862-870. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v8i3.3>

Shoab M., Tanveer A., Khaliq A., Ali H. H., 2012. Effect of seed size and ecological factors on germination of *Emex spinosa*. *World Applied Sciences Journal*, 17 (8): 964-969. <https://www.semanticscholar.org/paper/Effect-of-Seed-Size-and-Ecological-Factors-on-of-Shoab-Tanveer/dc6e68160de08ffcc358a6eb99802004cd92d07e>

Sinsin B., Kampmann D. (eds), 2010. Biodiversity Atlas of West Africa, Volume I: Benin. Cotonou and Frankfurt/Main, Biota, 726 p. [https://www.uni-frankfurt.de/47671063/Genetic\\_47671063.pdf](https://www.uni-frankfurt.de/47671063/Genetic_47671063.pdf)

Souza M. L., Fagundes M., 2014. Seed size as key factor in germination and seedling development of *Capaifera langsdorffii* (Fabaceae). *American Journal of Plant Sciences*, 5: 2566-2573. <https://doi.org/10.4236/ajps.2014.517270>

Tchokponhoué D. A., Achigan-Dako E. G., N'Danikou S., Nyadanu D., Kahane R., Houéto J., et al., 2020. Phenotypic variation, functional traits repeatability and core collection inference in *Synsepalum dulcificum* (Schumacher & Thonn.) Daniell reveals the Dahomey Gap as a centre of diversity. *Scientific Reports*, 10 (1): 1-17. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-76103-4>

Tchokponhoué D. A., N'Danikou S., Fassinou N. V. H., Nyadanu D., Kahane R., Odindo A. O., et al., 2021. Use Patterns, Knowledge Diversity and Drivers for the Cultivation of the Miracle Plant [*Synsepalum dulcificum* (Schumacher & Thonn.) Daniell] in Benin and Ghana. *Plants*, 10 (11): 2253. <https://doi.org/10.3390/plants10112253>

Vodouhê G. F., Coulibaly O., Greene C., Sinsin B., 2009. Estimating local values of non-timber forest products to Pendjari Biosphere Reserve dwellers in Benin. *Economic Botany*, 63 (4): 397-412. <https://doi.org/10.1007/s12231-009-9102-7>

Wiehle M., Prinz K., Kehlenbeck K., Goenster S., Mohamed S. A., Finkeldey R., et al., 2014. The African Baobab (*Adansonia digitata*, Malvaceae): Genetic Resources in neglected populations of the Nuba Mountains, Sudan. *American Journal of Botany*, 101 (9): 1498-1507. <https://doi.org/10.3732/ajb.1400198>

Yunus M. M., Zuru A. A., Faruq U. Z., Aliero A. A., 2013. Assessment of physicochemical properties of biodiesel from African grapes (*Lannea microcarpa* Engl. & K. Krause). *Nigeria Journal of Basic and Applied Science*, 21: 127-130. <https://doi.org/10.4314/njbas.v21i2.7>

### Goudégnon et al. – Authors' contributions

Contributor role	Contributor names
Conceptualization	E. O. A. Goudégnon, K. V. Salako, G. N. Gouwakinnou, M. Oumorou
Data Curation	E. O. A. Goudégnon, K. V. Salako
Formal Analysis	E. O. A. Goudégnon, K. V. Salako, R. Tohoun, K. Gandji
Funding Acquisition	E. O. A. Goudégnon, K. V. Salako, M. Oumorou
Investigation	E. O. A. Goudégnon
Methodology	E. O. A. Goudégnon, K. V. Salako, K. Gandji, G. N. Gouwakinnou, M. Oumorou
Project Administration	E. O. A. Goudégnon, M. Oumorou
Resources	G. N. Gouwakinnou, M. Oumorou
Software	K. V. Salako, G. N. Gouwakinnou, R. Tohoun, E. O. A. Goudégnon, K. Gandji
Supervision	G. N. Gouwakinnou, M. Oumorou
Validation	E. O. A. Goudégnon, K. V. Salako, G. N. Gouwakinnou, M. Oumorou
Visualization	E. O. A. Goudégnon, R. Tohoun, K. V. Salako, K. Gandji, G. N. Gouwakinnou, M. Oumorou
Writing – Original Draft Preparation	E. O. A. Goudégnon, R. Tohoun, K. V. Salako, K. Gandji, G. N. Gouwakinnou, M. Oumorou
Writing – Review & Editing	K. Gandji, E. O. A. Goudégnon, K. V. Salako.

Bois et Forêts des Tropiques - Revue scientifique du Cirad -  
© Bois et Forêts des Tropiques © Cirad



Cirad - Campus international de Baillarguet,  
34398 Montpellier Cedex 5, France  
Contact : [bft@cirad.fr](mailto:bft@cirad.fr) - ISSN : L-0006-579X

**Azizou EL-HADJ ISSA<sup>1</sup>**  
**Rodrigue Castro GBEDOMON<sup>2,3</sup>**  
**Dossou Sèblodo Judes Charlemagne**  
**GBEMAVO<sup>2,4</sup>**  
**Kolawolé Valère SALAKO<sup>2</sup>**  
**Guy Apollinaire MENSAH<sup>5</sup>**  
**Brice SINSIN<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> Université d'Abomey-Calavi  
Faculté des sciences agronomiques  
Laboratoire d'écologie appliquée  
01 BP 526, Cotonou  
Bénin

<sup>2</sup> Université d'Abomey-Calavi  
Faculté des sciences agronomiques  
Laboratoire de biomathématiques  
et d'estimations forestières  
04 BP 1525, Cotonou  
Bénin

<sup>3</sup> Université de Genève  
Institut des sciences de l'environnement  
1205 Genève  
Suisse

<sup>4</sup> Université nationale des sciences,  
technologies, ingénierie  
et mathématiques (UNSTIM)  
École Nationale Supérieure des  
Sciences Biologiques et Biotechnologies  
Appliquées (ENSBBA ex FAST)  
Unité de biostatistique  
et de modélisation (UBM)  
BP 14, Dassa-Zoumé  
Bénin

<sup>5</sup> Institut national des recherches  
agricoles du Bénin (INRAB)  
Centre de recherches agricoles  
d'Agonkanmey (CRA-Agonkanmey)  
Laboratoire des recherches zootech-  
nique, vétérinaire et halieutique (LRZVH)  
01 BP 884 Recette principale, Cotonou 01  
Bénin

**Auteur correspondant /**  
**Corresponding author:**  
Azizou EL-HADJ ISSA - [az\\_issa@yahoo.fr](mailto:az_issa@yahoo.fr)

# Avantages et bénéfices socio-économiques tirés par les ménages riverains de la Réserve de biosphère transfrontalière W du Bénin (RBTWB)



**Photo 1.**

Groupe de chasseurs de la Réserve de biosphère transfrontalière W du Bénin et chercheurs accompagnés d'un garde de la Réserve armé d'un fusil d'assaut Kalachnikov modernisé (AKM).  
*Group of hunters from the Benin W transboundary biosphere reserve and researchers accompanied by a reserve guard armed with a modernized Kalashnikov assault rifle (AKM).*  
Photo A. El-Hadj Issa, 2020.

**Doi :** 10.19182/bft2022.352.a36373 – Droit d'auteur © 2022, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 10 novembre 2020 ; date d'acceptation : 17 novembre 2021 ; date de publication : 1er mai 2022.



Licence Creative Commons :  
Attribution - 4.0 International.  
Attribution-4.0 International (CC BY 4.0)

## Citer l'article / To cite the article

El-Hadj Issa A., Gbedomon R. C., Gbemavo D. S. J. C., Salako K. V., Mensah G. A., Sinsin B., 2022. Avantages et bénéfices socio-économiques tirés par les ménages riverains de la Réserve de biosphère transfrontalière W du Bénin (RBTWB). Bois et Forêts des Tropiques, 352 : 13-30. Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2022.352.a36373>

## RÉSUMÉ

### Avantages et bénéfices socio-économiques tirés par les ménages riverains de la Réserve de biosphère transfrontalière W du Bénin (RBTWB)

L'étude a exploré les bénéfices socio-économiques et les liens de dépendance ou de ressources entre la Réserve de biosphère transfrontalière W du Bénin (RBTWB) et ses populations riveraines sur la période de 2000 à 2017. L'approche méthodologique inclut une enquête d'opinion et de revenus auprès de 340 ménages riverains de la RBTWB. Les analyses statistiques incluent des régressions logistiques et une analyse de la covariance pour évaluer les liens entre les riverains et la RBTWB, et leurs variations dans le temps et dans l'espace, puis des régressions linéaires généralisées pour évaluer la contribution monétaire et non monétaire de la RBTWB aux revenus des ménages riverains. Les résultats ont révélé des liens de dépendance des ménages riverains vis-à-vis de la RBTWB, notamment pour les terres agricoles et de parcours (pâturages). Ces liens ont varié significativement en fonction de la position géographique (commune, distance) et sont restés parfois forts pour les ménages très éloignés de la RBTWB. La contribution de la RBTWB aux revenus annuels (de mai de l'année  $n-1$  à avril de l'année  $n$ ) et aux cash-flows des ménages a décru avec le temps et n'était que de 3,02 % pour la campagne agricole 2016-2017. Par ailleurs, les résultats mettent en évidence le foncier (terres agricoles) et la transhumance (terres de parcours) comme étant les problématiques communes aux riverains quelle que soit leur position géographique. Dans ce contexte de régression des liens et de faibles incitations économiques, les riverains de la RBTWB peuvent dans le meilleur des cas être démotivés à contrer les menaces internes et externes à la conservation, et dans le pire devenir la menace à la conservation.

**Mots-clés :** revenus, dépendance, réserve de biosphère W (RBTWB), aire protégée, gouvernance, Bénin.

## ABSTRACT

### Socio-economic benefits and advantages for households living in the "W" Transboundary Biosphere Reserve in Benin (WTBR)

This study investigated the socio-economic benefits and the relationships in terms of dependence or resources between the W Transboundary Biosphere Reserve (WTBR) in Benin and adjacent communities, over the period from 2000 to 2017. The methodological approach included a survey of opinions and incomes conducted among 340 households. The statistical analyses included logistic regressions and covariance analysis to assess the relationships between residents and the WTBR and their variation over time and space, followed by generalized linear regressions to assess the monetary and non-monetary contributions of the WTBR to the incomes of resident households. The results revealed their dependence on the reserve, particularly for agricultural and grazing land. These relationships varied significantly according to geographical locations (municipality, distance) and were sometimes strong even for households living at a considerable distance from the WTBR. The contribution of the reserve to annual household incomes (from May of year  $n-1$  to April of year  $n$ ) and cash flows decreased over time to only 3.02% for the 2016-2017 crop year. Furthermore, the results highlight land tenure (agricultural land) and transhumance (rangelands) as issues common to all residents regardless of their geographical location. In the current context of weakening ties and poor economic incentives, households living in or near the WTBR may, at best, lose their motivations to counter internal and external threats to conservation and, at worst, become a threat to conservation themselves.

**Keywords:** income, dependence, W Transboundary Biosphere Reserve (WTBR), protected area, governance, Benin.

## RESUMEN

### Beneficios y ventajas socioeconómicas para los hogares que viven en la Reserva de la Biosfera Transfronteriza Oeste de Benín (RBTOB)

El estudio exploró los beneficios socioeconómicos y los vínculos de dependencia o de recursos entre la Reserva de la Biosfera Transfronteriza Oeste de Benín (RBTOB) y sus poblaciones ribereñas durante el período comprendido entre 2000 y 2017. El enfoque metodológico incluye una encuesta de opinión y de ingresos a 340 hogares de la RBTOB. Los análisis estadísticos incluyen regresiones logísticas y análisis de covarianza para evaluar los vínculos (entre los residentes y la RBTOB) y sus variaciones en el tiempo y el espacio, y regresiones lineales generalizadas para evaluar la contribución monetaria y no monetaria de la RBTWB en los ingresos de los hogares residentes. Los resultados revelaron vínculos de dependencia de los hogares ribereños respecto a la RBTOB, sobre todo en lo que respecta a las tierras agrícolas y de pastoreo. Estos vínculos varían significativamente en función de la posición geográfica (municipio, distancia) y a veces siguen siendo fuertes para los hogares alejados de la RBTOB. La contribución de la RBTWB a los ingresos anuales (de mayo del año  $n-1$  a abril del año  $n$ ) y a los flujos de efectivo de los hogares ha disminuido con el tiempo y solo fue del 3,02 % en la campaña agrícola 2016-2017. Además, los resultados ponen en evidencia la propiedad (tierras agrícolas) y la trashumancia (tierras de pastoreo) como problemas comunes a los residentes, independientemente de su ubicación geográfica. En este contexto de regresión de los vínculos y de debilidad de los incentivos económicos, los residentes en la RBTOB pueden, en el mejor de los casos, estar desmotivados para contrarrestar las amenazas internas y externas a la conservación y, en el peor de los casos, convertirse en la amenaza para la conservación.

**Palabras clave:** ingresos, dependencia, reserva de la biosfera (RBTOB), área protegida, gobernanza, Benín.



## Introduction

Dans un contexte alarmant où 7,2 % de la faune africaine est considérée comme menacée de disparition par l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN, 2021), le renforcement de la gouvernance et de la protection des réserves de faune est un impératif. Cependant, la décision de sanctuarisation de certains espaces à des fins de protection de la biodiversité remet en cause les droits légitimes des populations riveraines qui vivent des ressources ainsi mises sous protection, créant un environnement de pressions, de conflits permanents et de paupérisation. En effet, la sanctuarisation de certains espaces à des fins de protection fait naître le syndrome de Tarzan (Brunel, 2007), dans lequel les parcs nationaux créent des sanctuaires (paradis verts) aménagés, sous surveillance permanente et vidés des populations humaines et de leurs installations, en expropriant les populations d'une partie de leurs terroirs et des ressources naturelles (RN) et les reléguant dans des zones aux ressources naturelles restreintes et dégradées. Cette exclusion est source de conflits permanents entre les conservateurs et les populations, et certainement l'un des facteurs qui expliquent les résultats mitigés de l'approche des parcs (Liu *et al.*, 2001 ; Curran *et al.*, 2004 ; Hayes, 2006 ; Roman-Cuesta et Martínez-Vilalta, 2006).

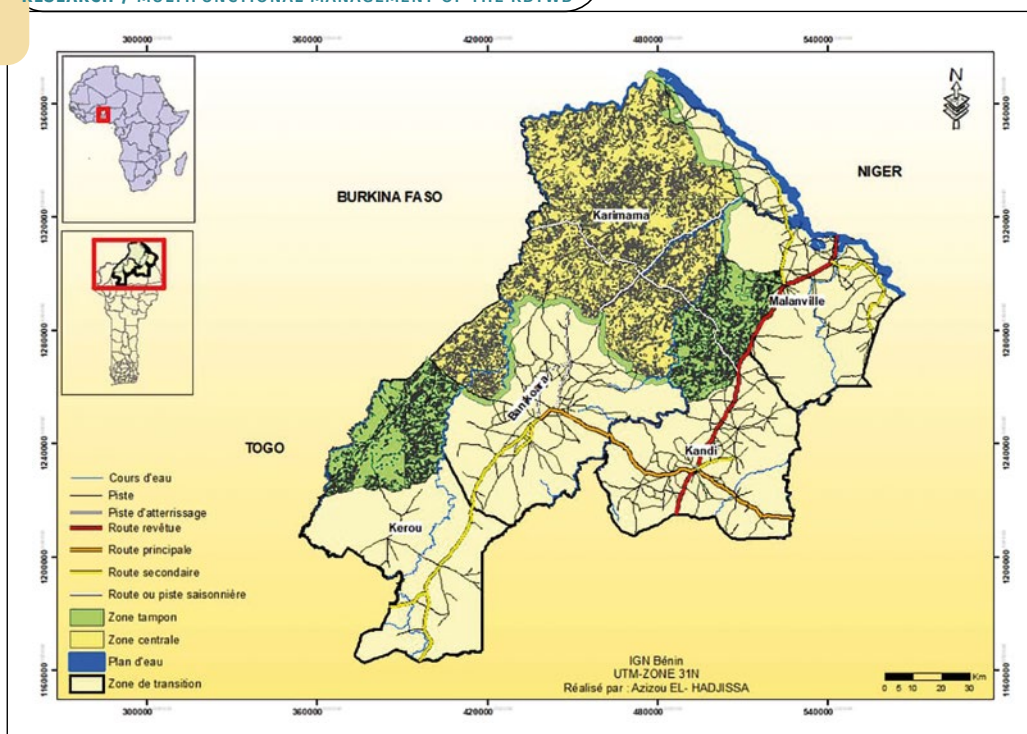
Pour concilier les objectifs de conservation de la biodiversité et la satisfaction des besoins socio-économiques des populations locales, le paradigme de la conservation a connu un tournant avec la création des réserves de biosphère (RB). En reconnaissant les droits des populations riveraines et en intégrant leurs besoins dans la problématique de conservation de la faune, les RB ouvrent un nouveau paradigme de conservation, avec de meilleures perspectives en termes de participation active à la planification et à la gestion des ressources des parcs ainsi qu'en termes de contribution à leurs conditions de vie et d'existence.

La Réserve de biosphère transfrontalière W (RBTW) est une vaste aire protégée située à l'extrême nord du Bénin et s'étendant sur trois pays, le Bénin, le Burkina Faso et le Niger, qui forme le plus grand complexe animalier de l'Afrique de l'Ouest. La partie au Bénin de la RBTW a été créée par extension du Parc national W du Bénin (PNW), classé par l'administration coloniale en 1954. La RBTW est établie dans une zone de forte croissance démographique, de forte production agricole et d'élevage bovin, ce qui la prédispose à davantage de pressions et de menaces. En effet, la RBTWB recouvre des terroirs ayant un taux d'accroissement intercentenaire de 4,61 %, de loin supérieur à la moyenne nationale de 2,7 % (INSAE, 2016). La population riveraine de la RBTWB est passée de 355 950 habitants en 1992 à 867 463 habitants en 2013 (INSAE, 2016), accentuant la pression sur la RBTWB du fait de l'accroissement des besoins des ménages. Au-delà du facteur démographique, la RBTWB est établie dans une zone agropastorale à la fois bassin vivrier, cotonnier et région d'excellence de l'élevage du grand bétail. Les terroirs riverains de la RBTWB abritent plus du tiers du cheptel bovin national. La concentration de ces animaux domestiques autour du parc, associée au fort

taux annuel d'accroissement intercentenaire des peuplements humains, a inéluctablement un impact sur l'intégrité de la RBTWB et sur les services écosystémiques délivrés. Les gouvernants sont dès lors confrontés à un double objectif : préserver la biodiversité en plein déclin et assurer le bien-être d'une population en pleine croissance.

En exécution de la déclaration de Tapoa, la gouvernance de la RBTWB intègre une dimension régionale avec un cadre tripartite et une approche de gestion concertée impliquant les communautés riveraines. Les différents programmes régionaux (ECOPAS, WAP, PAPE, PAGAP, etc.) et nationaux qui se sont succédé depuis les années 2000 ont œuvré à renforcer cette option de gouvernance. Cependant, il n'existe pas de preuve scientifique permettant d'apprécier l'impact de l'approche de gouvernance de la RBTWB sur les conditions de vie et d'existence des populations riveraines. La présente étude, qui vient combler ce vide, vise à évaluer les avantages et bénéfices socio-économiques tirés par les ménages riverains de la RBTWB ainsi que leur évolution dans le temps (entre 2000 et 2017) et dans l'espace.

Les bénéfices socio-économiques (avantages en nature, incitations monétaires et non monétaires, etc.) sont des déterminants clés de la durabilité des approches de gouvernance concertée des ressources naturelles. Ils garantissent et encouragent la sincérité et la légitimité de la participation des communautés riveraines et permettent de contrôler les menaces internes et externes. Cependant, les bénéfices socio-économiques que peut générer une approche de gestion concertée des ressources naturelles varient dans l'espace et dans le temps. En effet, les acteurs qui tirent les meilleurs bénéfices de l'exploitation des ressources naturelles ne sont pas toujours ceux qui sont géographiquement les plus proches des ressources, mais peuvent être aussi des personnes ou communautés géographiquement plus ou moins éloignées des ressources naturelles (Moreno Díaz *et al.*, 2011 ; Floquet et Mongbo, 2014 ; Gbedomon *et al.*, 2016). De même, les plans et programmes successifs d'aménagement et de gestion des parcs nationaux au Bénin, et notamment du PNW, ont régulé et ajusté progressivement, au fil du temps, l'accès et l'exploitation des ressources par les populations riveraines. À l'instauration de la RBTWB, les populations riveraines ont été déplacées du PNW du Bénin (noyau central de la RBTWB) et installées dans une bande de terre variant entre 0 et 5 km autour du noyau central, appelée zone tampon. Les activités à conduire dans la zone tampon sont également régulées. Par exemple, les trois premiers kilomètres sont réservés aux activités agricoles et pastorales tandis que les deux derniers, autour du noyau, sont réservés à la collecte des produits forestiers non ligneux (PFNL). Nous faisons alors l'hypothèse, dans le cadre de cette étude, que la position géographique (commune, distance radiale par rapport à la RBTWB) influence les bénéfices socio-économiques tirés de la RBTWB, et que ces bénéfices socio-économiques ont diminué sur la période de 2000 à 2017.



**Figure 1.**  
 Carte de zonage du complexe du W du fleuve Niger – Composante Bénin.  
 Zoning map of the W complex of the Niger River – Benin component.

## Matériel et méthodes

### Milieu d'étude

La RBTWB (figure 1) est une vaste aire protégée située à l'extrême nord du Bénin entre 11°20' et 12°25' de latitude Nord et 2°05' et 3°05' de longitude Est. Elle s'étend sur 5 020 km<sup>2</sup> (Neuenschwander *et al.*, 2011) et constitue donc le plus grand parc animalier du Bénin. Elle forme avec les composantes du Niger (2 190 km<sup>2</sup>) et du Burkina Faso (3 000 km<sup>2</sup>), et les zones cynégétiques qui leur sont adjacentes, l'une des plus grandes réserves de biosphère transfrontalières de l'Afrique de l'Ouest. Elle tire son nom de la forme que prend le fleuve Niger en traversant la région. La RBTWB s'étend sur la quasi-totalité de la commune de Karimama et sur une partie des communes de Malanville, Kandi, Banikoara et Kérou. La RBTWB est composée de trois zones : un noyau central qui correspond à l'ancien PNW du Bénin avec 577 236 ha, une zone tampon correspondant à une bande de terre de 0 à 5 km autour du noyau central, et une zone de transition située au-delà de 5 km autour du noyau central, recouvrant les terroirs des communes de Banikoara, Kandi, Kérou, Karimama et Malanville (figure 1).

Le climat qui y règne est de type tropical avec une pluviométrie annuelle variant entre 900 et 1 000 mm, caractérisée par une saison pluvieuse (mi-mai à octobre) et une longue saison sèche, fraîche entre octobre et février puis chaude entre mars et mai. Dans un contexte d'érosion des terres « dongas » (Toko et Sinsin, 2008) et de récession foncière où la RBTWB occupe une partie importante

des terroirs des communes riveraines, les ressources de la RBTWB se retrouvent dès lors sous l'emprise d'une population de plus de 657 000 habitants, essentiellement jeune et agropastorale (INSAE, 2016). Dans la zone tampon de la RBTWB, les populations majoritairement issues des groupes ethniques Dendi, Djerma et Bariba (Judex *et al.*, 2009) s'organisent et développent des stratégies pour contrôler et valoriser les espaces agricoles et pastoraux restants comme les bourgoitières (Djohy et Edja, 2014), avec en toile de fond des conflits récurrents entre agriculteurs et éleveurs/transhumants (Camaleonte, 2003 ; Loughbegnon, 2013).

### Méthode d'échantillonnage

Les cinq communes riveraines de la RBTWB, Banikoara, Kérou, Kandi, Malanville et Karimama, ont été retenues dans le cadre de cette étude. Ces cinq communes couvrent la zone de transition, la zone tampon et une partie du noyau central de la RBTWB. Cependant, le noyau central ayant un objectif de protection intégrale et théoriquement interdit de toutes activités anthropiques, l'étude s'est focalisée sur les zones tampon et de transition de la RBTWB. À cet effet, une approche d'échantillonnage aléatoire stratifié a été adoptée. Les strates sont les ménages riverains installés sur des bandes concentriques de 5 km, 5-10 km et plus de 10 km à partir de la limite du noyau central de la RBTWB. Dans une première étape, une enquête exploratoire précédée par un échange avec les acteurs riverains de la RBTWB a été conduite auprès de 121 personnes provenant de quatre villages riverains de la RBTWB, et a permis d'estimer à 33 % la proportion de ménages exploitant les ressources de la RBTWB (terres agricoles, terres de parcours, PFNL...). La taille de l'échantillon (*n*) a été ensuite déterminée en utilisant une approximation de la loi normale (Dagnelie, 1998) :

$$n = \frac{P(1-P)U_{1-\alpha/2}^2}{d^2}$$

où *p* = 33 % correspond à la proportion des ménages riverains exploitant directement les ressources de la RBTWB au cours de la période d'étude,  $U_{1-\alpha/2} = 1,96$  représente la valeur de la variable aléatoire normale pour un risque  $\alpha$  égal à 0,05, et *d* = 5 % correspond à la marge d'erreur d'estimation.

La taille de l'échantillon représentatif de la population des bénéficiaires directs est estimée à 340. Le nombre de ménages à enquêter par commune et par strate a été déterminé en tenant compte de leur représentativité (tableau I). Les personnes enquêtées dans chaque ménage sont les chefs de ménage répondant au nom des responsables de toutes les unités de production du ménage. Pour l'ensemble des cinq communes, les chefs de ménage sont essentiellement des hommes, d'âge moyen compris entre 41 et 44 ans, jamais scolarisés, et dans leur majorité agriculteurs ou agro-éleveurs (tableau II).

### Méthodes de collecte des données

Les données ont été collectées en juillet 2017 par le biais des entretiens individuels et de groupe. Les ménages pris en compte sont ceux installés autour du parc depuis au moins une vingtaine d'années (avant l'année 2000). Une base de sondage de ces ménages a été établie dans chacune des 15 localités ciblées dans l'étude. Les entretiens se sont déroulés avec les chefs de ménage en quatre phases successives.

#### Phase 1

Les chefs de ménage ont identifié et établi les liens existant entre eux et la RBTWB. Dans le cadre de cette étude, ce lien s'entend comme une relation flexible et dynamique entre le riverain et la RBTWB. Cette relation est matérialisée par la jouissance des bénéfices et services offerts par la RBTWB (terres agricoles, pâturages, pêche, chasse, PFNL, lieux de culte...)

#### Phase 2

Les chefs de ménage ont évalué l'importance et l'in-

**Tableau I.**

Répartition du nombre de ménages enquêtés par commune, village et distance dans la RBTWB.

*Distribution of the number of households surveyed by commune, village and distance in the RBTWB.*

Communes	Localités			Total
	Rayon < 5 km	5 km ≤ x ≤ 10 km	Rayon > 10 km	
Banikoara	Kanderou (25)	Kpako (25)	Founougo (18)	68
Kandi	Alfakoara (25)	Angaradebou (25)	Lolo (18)	68
Malanville	Torozougou (25)	Goulaga (25)	Tomboutou (18)	68
Karimama	Loumbou-Loumboun (25)	Monsey (25)	Kompa (18)	68
Kérou	Koabagou (25)	Gorobani (25)	Firou (18)	68
<b>Total</b>	<b>125</b>	<b>125</b>	<b>90</b>	<b>340</b>

tenité de ces liens à travers leur niveau de dépendance vis-à-vis des bénéfices et services tirés de la RBTWB. À cet effet, ils ont utilisé une grille de score à cinq niveaux (0 = pas dépendant ; 1 = peu dépendant ; 2 = moyennement dépendant ; 3 = très dépendant ; 4 = ultime dépendance – aucune alternative de substitution aux bénéfices et services) pour évaluer l'importance du lien selon quatre phases de temps sur les 20 dernières années, à savoir : T0 = 2017 (année de référence) ; T1 = - 5 ans ; T2 = - 10 ans ; T3 = - 15 ans ; T4 = - 20 ans.

#### Phase 3

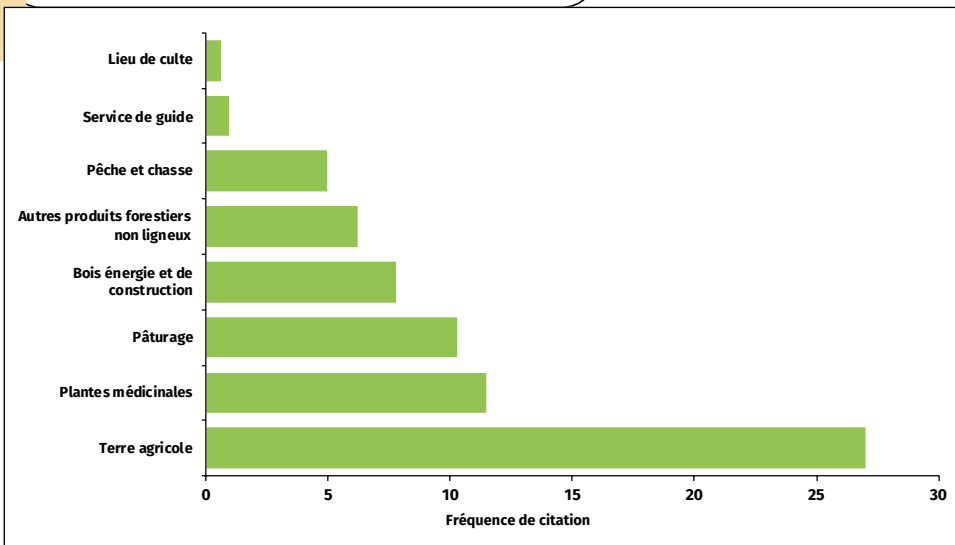
Les chefs de ménage ont utilisé une échelle de Likert à cinq niveaux (0 = aucun ; 1 = faible ; 2 = moyen ; 3 = fort ; 4 = très fort) pour évaluer leur participation (et son évolution sur les quatre phases de temps) à la cogestion de la RBTWB, notamment sur le droit d'accès, le droit d'usage, le partage des revenus, la participation aux prises de décision et la participation à la mise en œuvre des activités de gestion.

**Tableau II.**

Caractéristiques sociodémographiques des chefs de ménage enquêtés dans la RBTWB.

*Socio-demographic characteristics of heads of households surveyed in the RBTWB.*

	Moyenne ± écart-type	Banikoara	Kandi	Karimama	Karimama	Malanville
<b>Âge</b>		43,5 ± 6,90	41,97 ± 8,14	41,76 ± 8,88	43,46 ± 8,11	42,79 ± 8,17
<b>Sexe</b>	Homme	84,38 %	89,71 %	89,71 %	76,79 %	88,23 %
	Femme	15,62 %	10,29 %	10,29 %	23,21 %	11,76 %
<b>Niveau de scolarité</b>	Non scolarisé	71,9 %	72,7 %	85,3 %	69,6 %	86,8 %
	Primaire	18,8 %	22,7 %	2,9 %	23,2 %	8,8 %
	Secondaire	6,3 %	4,5 %	11,8 %	7,1 %	4,4 %
	Universitaire	1,6 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
<b>Activités principales</b>	Agriculteur	70,31 %	80,30 %	82,35 %	80,36 %	60,29 %
	Agro-éleveur	20,31 %	15,15 %	11,76 %	12,50 %	33,82 %
	Éleveur	1,56 %	1,52 %	1,47 %	5,36 %	2,94 %
	Autres	7,81 %	3,03 %	4,41 %	1,79 %	2,94 %



**Figure 2.** Bénéfices tirés de la RBTWB par les ménages riverains.  
*Benefits from RBTWB for riparian households.*

#### Phase 4

Les chefs de ménage ont participé à une enquête « revenus » sur l'exercice agricole précédant la période de l'enquête, soit de juillet 2016 à juin 2017. Pour chacune des activités productives du ménage (agriculture, exploitation des ressources naturelles de la RBTWB, élevage, transformation, commerce, etc.) conduites au cours de cet exercice, ont été déterminées : la valeur de la production, la part de la production vendue et celle autoconsommée ou offerte, la valeur des intrants et autres. Des entretiens de groupe (producteurs et commerçants) ont été organisés dans chaque village pour déterminer l'évolution des prix des principales spéculations du village sur la période de juillet 2016 à juin 2017. Ces prix standards ont été utilisés pour estimer la valeur des productions non vendues ou la valeur des productions vendues mais pour lesquelles les enquêtés ne se rappellent que du volume des produits vendus. Enfin, une grille de score d'intensité (0 = aucun changement ; 1 = diminution ; 2 = forte diminution ; 3 = augmentation ; 4 = forte augmentation) a été utilisée pour apprécier la contribution de la RBTWB aux revenus des ménages riverains, relativement à la contribution de l'année de référence (2017). Nous avons reçu l'approbation verbale des enquêtés pour utiliser lesdites informations qui constituent des données personnelles et confidentielles de leur unité de production.

#### Méthodes d'analyse des données

##### Perception des ménages riverains sur leur dépendance à la RBTWB

La statistique descriptive, notamment les fréquences relatives de citation (FRC), a été adoptée pour décrire la distribution de fréquence du nombre de bénéfices et/ou services que les ménages riverains tirent de la RBTWB en fonction des communes, d'une part, et de la distance par rapport au noyau central de la RBTWB, d'autre part. L'effet de la distance et des communes sur la citation ou non de

chacun de ces bénéfices et/ou services a été testé par un modèle linéaire généralisé avec une distribution logistique binaire. Seuls les bénéfices et/ou services ayant une FRC  $\geq 1\%$  ont été considérés. Un score d'intensité de dépendance aux bénéfices et/ou services tirés de la RBTWB a été calculé et sa variation en fonction de la distance au noyau central de la RBTWB et de la commune a été testée avec un modèle logistique ordinal mixte. La distance au noyau central de la RBTWB et la commune ont été considérées comme des variables à effets fixes et les bénéfices et/ou services comme des variables à effets aléatoires. Le diagramme en toile d'araignée a été utilisé pour présenter la variation de ces scores du niveau de dépendance des

ménages riverains à la RBTWB en fonction de la distance et de la commune de résidence. Enfin, une analyse de la covariance (ANCOVA) a été retenue pour évaluer l'évolution de la dépendance des ménages riverains à la RBTWB et l'évolution des droits d'accès, d'usage et de la participation des riverains à la gestion de la RBTWB. Dans cette dernière analyse, la distance à la RBTWB et la commune ont été considérées comme des facteurs fixes et l'année comme une covariable.

Toutes les analyses statistiques et graphiques ont été implémentées dans l'environnement du logiciel R 3.5.1 (R Core Team, 2018). Le modèle logistique ordinal mixte a été implémenté avec la fonction *clmm2* du package *ordinal* (Christensen, 2018). La fonction *plot* du package *Hmisc* (Harrell et Dupont, 2021) a permis de présenter les courbes de l'évolution de 2000 à 2017, des liens des riverains avec les ressources et de leur droit d'accès, d'usage et de participation par distance de résidence et de commune.

##### Contribution de la RBTWB aux revenus annuels et aux cash-flows des ménages riverains

###### Contribution de la RBTWB aux revenus annuels

La détermination de la contribution de la RBTWB aux revenus s'est faite selon les étapes qui suivent :

- Calcul de la production physique (PP) de l'activité *i*. Elle est évaluée par l'exploitant en unités locales puis reconvertie en unité internationale tenant compte des diverses destinations, autoconsommation (*At*), vente (*V*), dons (*D*), semences (*S*), alimentation animale (*Ala*), transfert à une activité de transformation interne à l'unité de production ou pour le conjoint (*Tr*), rémunération en nature des journaliers et tâcherons (*Rn*), soit :

$$PP_i = At_i + V_i + D_i + S_i + Ala_i + Tr_i + Rn_i$$

- Calcul du produit brut (PB). C'est la somme des recettes *R* et de la production non vendue (*Pnv*) (évaluée au prix moyen de l'année) :

$$PB_i = R_i + Pnv_i$$

• Calcul de la valeur des intrants (It). Les divers intrants utilisés sont évalués à leur coût d'achat (dépenses) ou à leur valeur (charges non monétaires comme les semences issues du stock) ;

• Calcul de la marge après intrants (MapIt) :

$$MapIt_i = PB_i - It_i$$

• Calcul des charges variables (CV). Elles comprennent les intrants (It), les prestations obtenues de tiers comme les locations d'attelage, les charges de main-d'œuvre (Mo), etc. Certaines sont des dépenses et d'autres sont des transferts en nature dont la valeur est évaluée au prix moyen de l'année ou à la valeur de substitution :

$$CV_i = It_i + Mo_i + Autres_i$$

• Calcul de la marge brute (MB) :

$$MB_i = PB_i - CV_i$$

Par extension, le revenu de l'activité peut être souvent assimilé à cette marge brute car les charges fixes sont assez faibles pour la plupart des activités (peu d'amortissement du matériel, en particulier). Le revenu d'une activité i est :

$$Ri = PB_i - CV_i$$

Pour un enquêté k, la contribution absolue de la RBTWB aux revenus du ménage est égale donc à la somme des marges brutes de toutes les activités d'exploitation des ressources naturelles de la RBTWB :

$$Rk_{RBTWB} = \sum_{i=1}^n Ri_{RBTWB}$$

La contribution relative de la RBTWB aux revenus annuels du ménage est égale au rapport de la somme des revenus issus de l'exploitation des ressources de la RBTWB et de la somme des revenus issus de toutes les activités productives du ménage :

$$\%Rk_{RBTWB} = \frac{Rk_{RBTWB}}{\sum_{i=1}^n Ri}$$

#### Contribution de la RBTWB au cash-flow

Dans un contexte d'exploitation familiale, le cash-flow peut paraître plus pertinent aux riverains parce qu'il exprime la circulation monétaire et la capacité de l'unité à investir ou à immobiliser. Le cash-flow absolu est obtenu en soustrayant les dépenses des recettes :

$$Cashflow_{RBTWB} = \sum_{i=1}^n Cashflow_i_{RBTWB}$$

La contribution relative de la RBTWB aux cash-flows du ménage est égale au rapport de la somme des cash-flows issus de l'exploitation des ressources de la RBTWB et de la somme des cash-flows issus de toutes les activités productives du ménage :

$$\%Cashflow_{RBTWB} = \frac{Cashflow_{RBTWB}}{\sum_{i=1}^n Cashflow_i}$$

Un modèle linéaire généralisé avec la distribution bêta a été réalisé avec le package *betareg* (Zeileis *et al.*, 2021) dans le logiciel R pour mettre en évidence l'évolution de la contribution de la RBTWB dans l'espace, c'est-à-dire entre les communes et les distances radiales d'installation des ménages autour du noyau central de la RBTWB (< 5 km, 5 à 10 km et > 10 km).

## Résultats

### Bénéfices et services tirés de la RBTWB par les ménages riverains

#### Évolution dans l'espace des bénéfices et/ou services tirés de la RBTWB et niveaux de dépendance des ménages riverains

Les populations riveraines ont indiqué qu'elles tirent plusieurs bénéfices et/ou services de la RBTWB, comprenant par ordre d'importance les terres agricoles, les ressources médicinales, les terres de parcours (pour le pâturage), le bois énergie et de construction, et autres PFNL (figure 2). Les types de bénéfices et/ou services tirés de la RBTWB par les ménages riverains ont varié significativement suivant les communes, indiquant une variabilité des intérêts des ménages pour la RBTWB en fonction des communes. Ainsi, on a observé une différence très significative entre les communes pour les terres de parcours, le bois énergie et de construction, la pêche et la chasse (tableau III). En effet, les ménages riverains de la RBTWB dans la commune de Malanville sont apparus plus fortement orientés vers l'exploitation des terres de parcours, tandis que les ménages riverains de la RBTWB dans les communes de Banikoara, de Kérou se sont révélés plus fortement tournés vers la collecte du bois (énergie et construction), la pêche et la chasse

**Tableau III.**

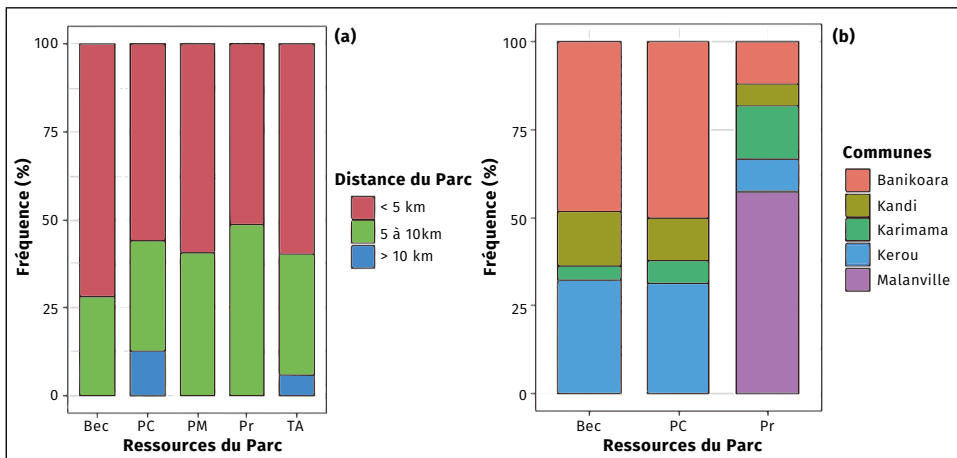
Variation de la citation des bénéfices et/ou services ou non des ressources en fonction de la commune d'une part et de la distance au noyau central de la RBTWB d'autre part : résultats du modèle linéaire généralisé avec l'ajustement de l'erreur à la distribution logistique binomiale.  
*Variation in the citation of benefits and/or services or not of resources as a function of municipality on the one hand and distance from the central core of the RBTWB on the other: results of the generalized linear model with the adjustment of the error to the binomial logistic distribution.*

Ressources/services	Communes		Distance	
	Chi-deux (χ <sup>2</sup> )	Probabilité	Chi-deux (χ <sup>2</sup> )	Probabilité
Terre agricole	5,89	0,208	38,54	< 0,001
Plantes médicinales	4,40	0,354	24,37	< 0,001
Pâturage	27,30	< 0,001	22,65	< 0,001
Bois énergie et de construction	27,86	< 0,001	20,94	< 0,001
Autres PFNL	7,16	0,128	16,27	< 0,001
Pêche et chasse	16,82	0,002	2,65	0,265

(figure 3b). Cependant, pour toutes les communes riveraines de la RBTWB, les terres agricoles, les plantes médicinales et autres PFNL ont été invariablement des bénéfiques et/ou services très sollicités (tableau III). Pour l'ensemble des communes, les bénéfiques et/ou services tirés de la RBTWB par les ménages riverains ont très significativement varié en fonction de la distance à la RBTWB (tableau III). En effet, à l'exception de l'exploitation des terres de parcours (pâturage), de la pêche et de la chasse, la fréquence de citation des autres bénéfiques et/ou services tirés de la RBTWB a diminué à mesure que l'on s'éloigne du noyau central (PNW) de la RBTWB sur un rayon de 10 km. Au-delà de cette distance, la fréquence de citation quoique faible est demeurée pour les terres agricoles, la pêche et la chasse,

mais est devenue nulle pour la collecte du bois, des plantes médicinales et le pâturage (figure 3a).

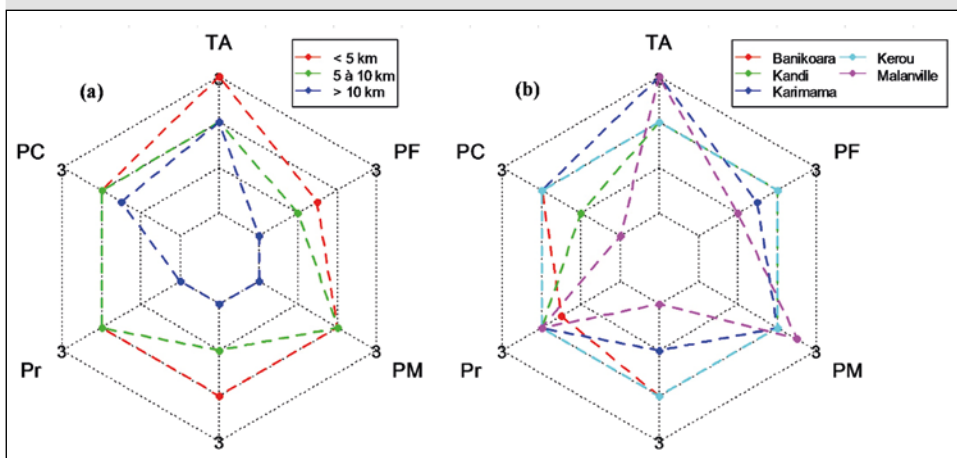
Sur une échelle de Likert mesurant le niveau de dépendance aux bénéfiques et/services fournis par la RBTWB, les ménages riverains de la RBTWB dans les communes de Karimama et Malanville ont indiqué une situation de forte dépendance par rapport aux terres agricoles (figure 4b). Les ménages riverains de la RBTWB dans les communes de Banikoara et de Kéro ont indiqué une dépendance moyenne vis-à-vis des terres agricoles de la RBTWB. Dans toutes les communes (relativement moins à Malanville et Karimama), les ménages riverains de la RBTWB ont indiqué une dépendance moyenne par rapport au pâturage et à la collecte des plantes médicinales et des autres PFNL.



**Figure 3.**

Bénéfices tirés de la RBTWB par les ménages riverains suivant la distance (a) et les communes (b). Bec : bois énergie et de construction ; PC : pêche et chasse ; PM : plantes médicinales ; Pr : pâturage ; TA : terre agricole. Seules les ressources dont la fréquence de citation est supérieure ou égale à 1 % ont été considérées.

*Benefits from RBTWB by riparian households according to distance (a) and communes (b). Bec: Wood for energy and construction; PC: Fishing and hunting; PM: Medicinal Plants; Pr: Pasture; TA: Agricultural Land. Only resources with a frequency of citation greater than or equal to 1% were considered.*



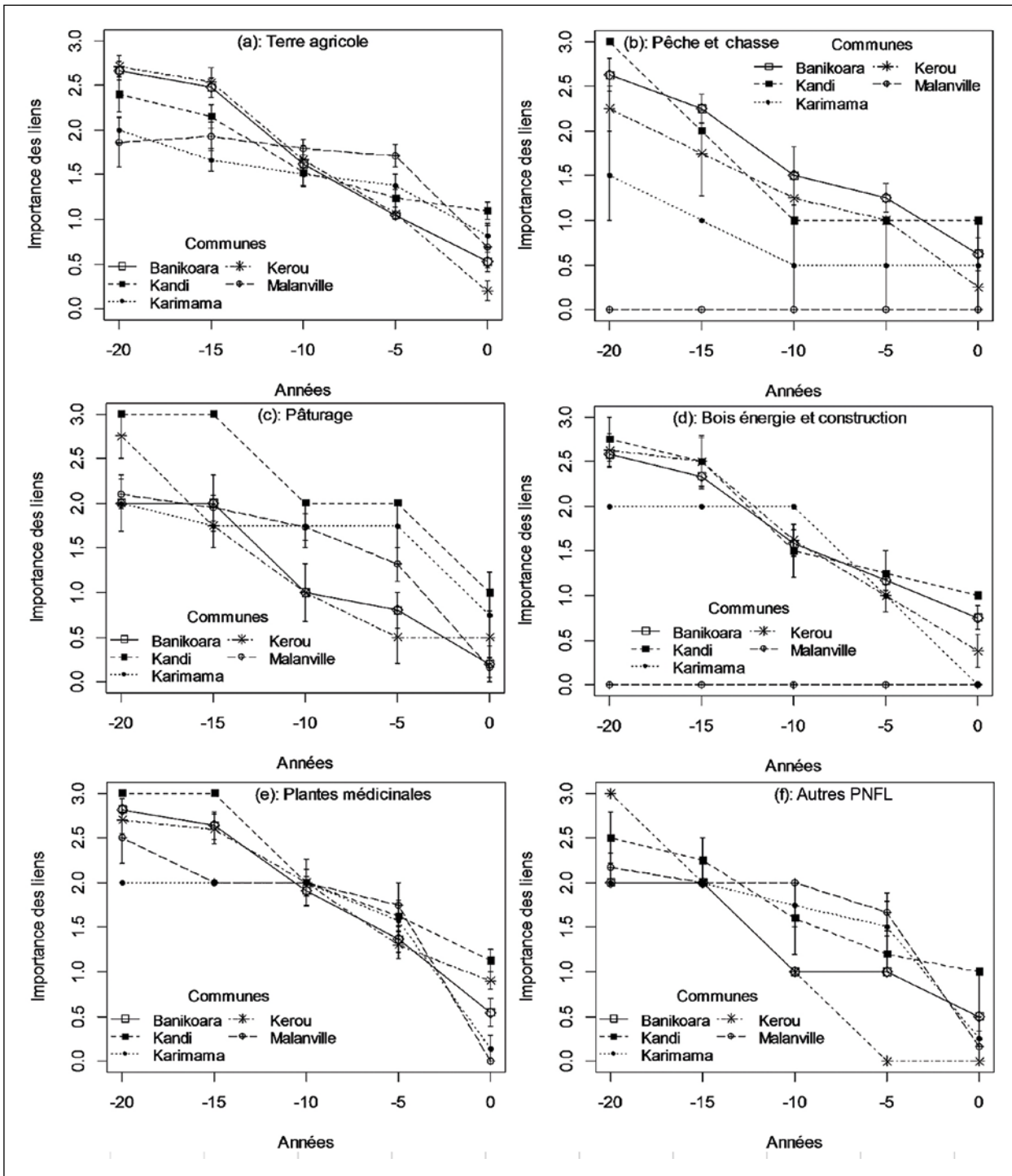
**Figure 4.**

Scores du niveau de dépendance des riverains vis-à-vis de la RBTWB et de ses ressources en fonction de la distance (a) et de la commune de résidence (b). TA : terre agricole ; PM : plantes médicinales ; Pr : pâturage ; Bec : bois énergie et de construction ; PF : autres PFNL ; PC : pêche et chasse.

*Scores of the level of dependence of the residents on the RBTWB and its resources according to distance (a) and commune of residence (b). TA: Agricultural Land; PM: Medicinal Plants; Pr: Pasture; Bec: Wood for energy and construction; PF: Other NTFPs; PC: Fishing and hunting.*

Les ménages riverains de la RBTWB dans les communes de Karimama, Banikoara et Kéro ont indiqué une dépendance moyenne pour la pêche et la chasse, tandis que cette dépendance pour la pêche et la chasse est rapportée comme faible par les ménages riverains de la RBTWB dans la commune de Kandi, voire inexistante pour les ménages riverains de la RBTWB dans la commune de Malanville. Enfin, pour ce qui est de la collecte du bois (énergie et construction), les ménages riverains de la RBTWB dans les communes de Banikoara, Kéro et Kandi ont indiqué une dépendance moyenne, tandis que les ménages riverains de la RBTWB dans la commune de Karimama ont indiqué une faible dépendance. Les ménages riverains de la RBTWB dans la commune de Malanville n'ont indiqué aucune dépendance par rapport à ces bénéfiques et/ou services.

Pour l'ensemble des communes de la RBTWB, les ménages installés dans un rayon de 5 km autour du noyau central de la RBTWB ont indiqué une très forte dépendance vis-à-vis des terres agricoles de la RBTWB, et une dépendance moyenne pour le pâturage, la collecte du bois (énergie et construction), des plantes médicinales et, dans une moindre mesure, des autres PFNL, puis la pêche et la chasse (figure 4a). Pour les ménages installés dans un rayon variant entre 5 et 10 km autour du noyau central de la RBTWB, la dépendance aux ressources de la RBTWB reste moyenne, notamment pour les terres agricoles, le



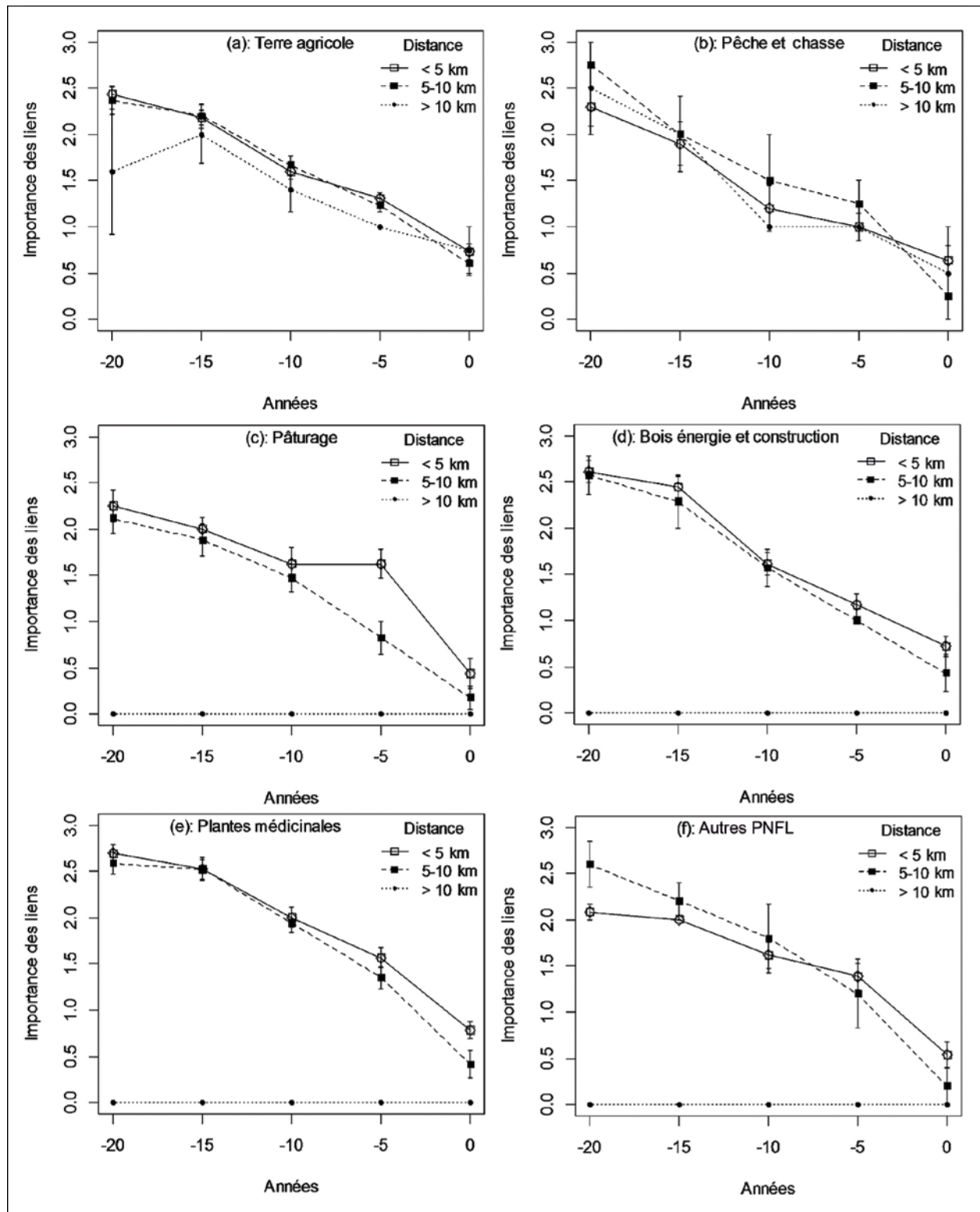
**Figure 5a.**

Évolution des liens entre les populations riveraines et les ressources du Parc national W sur la période 2000-2017 en fonction des communes.

*Evolution of the links between local populations and the resources of the W National Park over the period 2000-2017 according to the communes.*

pâturage, la collecte des plantes médicinales, la pêche et la chasse, tout en restant faible pour la collecte du bois (énergie et construction) et des autres PNFL. Au-delà de 10 km, la dépendance aux bénéfiques et/ou services tirés de

la RBTWB reste moyenne pour les terres agricoles, la pêche et la chasse, mais inexistante pour le pâturage, la collecte du bois, des plantes médicinales et des autres PNFL.

**Figure 5b.**

Évolution des liens entre les populations riveraines et les ressources sur la période 2000-2017 en fonction de la distance par rapport au Parc national W.

*Evolution of linkages between riparian populations and resources over the period 2000-2017 as a function of distance from the W National Park.*



### Évolution dans le temps des bénéfiques et/ou services tirés de la RBTWB et niveaux de dépendance des ménages riverains

Pour l'ensemble des communes de la RBTWB, il a été observé une diminution significative dans le temps du niveau de dépendance des ménages riverains de la RBTWB, indépendamment de leur commune et de la distance à laquelle ils se situent par rapport au noyau central de la RBTWB (tableaux IV et V). Les ménages riverains ont en effet indiqué une moindre dépendance aux bénéfiques et services tirés de la RBTWB sur la période 2000-2017 (figures 5a, 5b), suggérant ainsi un affaiblissement des liens entre les ménages riverains et la RBTWB, très marqué au cours des cinq dernières années (figure 5a). Le déclin du lien entre les ménages riverains et la RBTWB a été plus prononcé pour les ménages installés au-delà de 10 km autour de la réserve (figure 5b).

### Droits d'accès et participation des ménages riverains à la cogestion de la RBTWB

Les ménages riverains de la RBTWB ont indiqué une diminution continue des droits d'accès et d'usage des ressources de la RBTWB au cours des vingt dernières années. Cette restriction, d'une part, des droits d'accès et d'usage des ressources de la RBTWB et, d'autre part, de la participation à la cogestion de la réserve a significativement varié en fonction de la position géographique (distance et commune) des ménages (tableaux VI et VII). Elle a été prononcée à mesure que l'on s'éloigne du noyau central de la RBTWB, et dans les communes de Karimama et Malanville (figure 6a). Cependant, à l'exception de ces deux communes, les ménages des autres communes (Kandi, Banikoara et Kérou) ont indiqué une nette amélioration dans leur relation avec la RBTWB quant à la participation aux prises de décision, aux activités de gestion de la RBTWB et au partage du revenu, et ceci indépendamment de leur distance par rapport à la RBTWB (figure 6b).

**Tableau IV.**

Effet de la distance des ménages par rapport au noyau central de la RBTWB sur l'évolution des bénéfiques et services tirés de la RBTWB par les ménages riverains sur la période 2000-2017.

*Effect of household distance from the RBTWB core area on the evolution of benefits and services derived from the RBTWB by riparian households over the period 2000-2017.*

Ressources	Distance		Année		Distance : Année	
	Fisher	Probabilité	Fisher	Probabilité	Fisher	Probabilité
Terre agricole	2,99	0,051	106,62	< 0,001	0,67	0,714
Pêche et chasse	3,47	0,036	17,21	< 0,001	0,41	0,908
Pâturage	16,13	< 0,001	41,06	< 0,001	1,44	0,182
Bois énergie et de construction	26,98	< 0,001	64,40	< 0,001	1,39	0,205
Plantes médicinales	35,56	< 0,001	107,48	< 0,001	1,77	0,085
Autres PFNL	23,54	< 0,001	34,93	< 0,001	1,85	0,080

**Tableau V.**

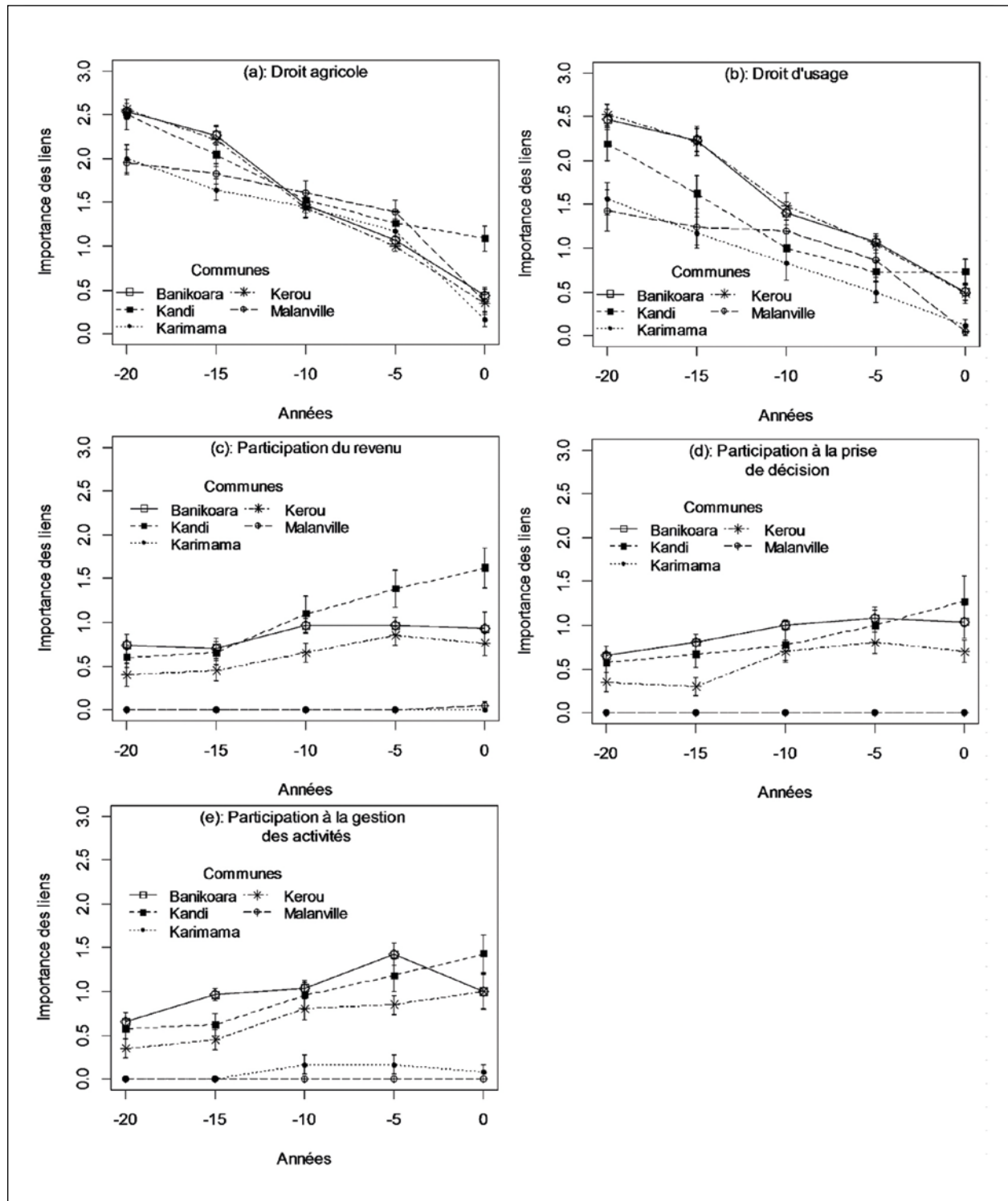
Effet de la commune sur l'évolution des bénéfiques et services tirés de la RBTWB par les riverains sur la période 2000-2017.

*Effect of the municipality on the evolution of the benefits and services derived from the RBTWB by local residents over the period 2000-2017.*

Ressources	Commune		Année		Commune : Année	
	Fisher	Probabilité	Fisher	Probabilité	Fisher	Probabilité
Terre agricole	2,05	0,087	124,91	< 0,001	5,64	< 0,001
Pêche et chasse	14,08	< 0,001	25,04	< 0,001	0,98	0,480
Pâturage	2,73	0,031	36,01	< 0,001	1,51	0,315
Bois énergie et de construction	13,56	< 0,001	63,37	< 0,001	1,13	0,342
Plantes médicinales	13,11	< 0,001	103,32	< 0,001	2,01	0,015
Autres PFNL	1,18	0,326	22,99	< 0,001	1,08	0,386

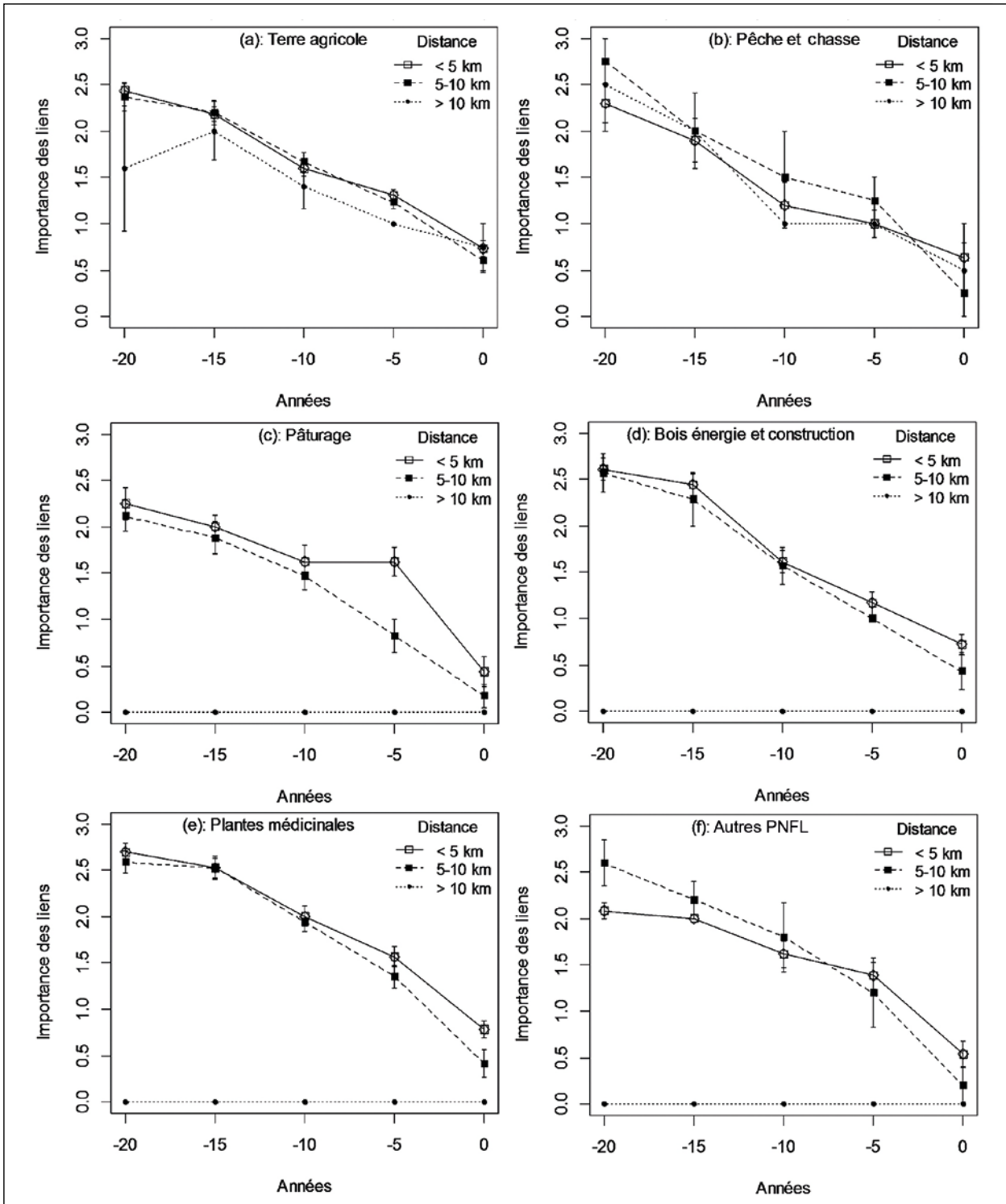
### Contribution de la RBTWB aux revenus des ménages riverains

Pour le compte de l'exercice allant de juillet 2016 à juin 2017, le revenu total annuel (monétaire et non monétaire) des populations riveraines de la RBTWB est estimé en moyenne à 2 608 721 XOF (3 977 euros) par ménage enquêté. Ce revenu varie très significativement d'une commune à une autre (p-value < 0.001) et est estimé à 3 767 798 XOF pour la

**Figure 6a.**

Évolution des droits d'accès, d'usage et de la participation des populations riveraines à la gestion du Parc national W sur la période 2000-2017 en fonction des communes.

Evolution of access and use rights and the participation of local populations in the management of the W National Park over the period 2000-2017 according to the communes.



**Figure 6b.**

Évolution des droits d'accès, d'usage et de la participation des populations riveraines à la gestion sur la période 2000-2017 en fonction de la distance par rapport au Parc national W.

*Evolution of access rights, use rights and participation of local populations in management over the period 2000-2017 as a function of distance from the National Park W.*

**Tableau VI**

Effet de la distance sur l'évolution des droits d'accès, d'usage et de la participation sur la période 2000-2017 : résultats de l'analyse de la covariance.

*Effect of distance on changes in access rights, usage and participation over the period 2000-2017: results from analysis of covariance.*

	Distance		Année		Distance : Année	
	Fisher	Probabilité	Fisher	Probabilité	Fisher	Probabilité
Droit agricole	3,16	0,014	170,35	< 0,001	0,96	0,491
Droit d'usage	7,32	< 0,001	91,29	< 0,001	0,56	0,913
Participation au revenu	2,50	0,042	4,69	0,001	0,22	0,998
Participation à la prise de décision	2,30	0,058	3,87	0,004	0,09	0,999
Participation à la gestion des activités	2,64	0,033	6,91	< 0,001	0,17	0,999

**Tableau VII.**

Effet de la commune sur l'évolution des droits d'accès, d'usage et de la participation sur la période 2000-2017 : résultats de l'analyse de la covariance.

*The effect of municipality on changes in access rights, usage and participation over the period 2000-2017: results of analysis of covariance.*

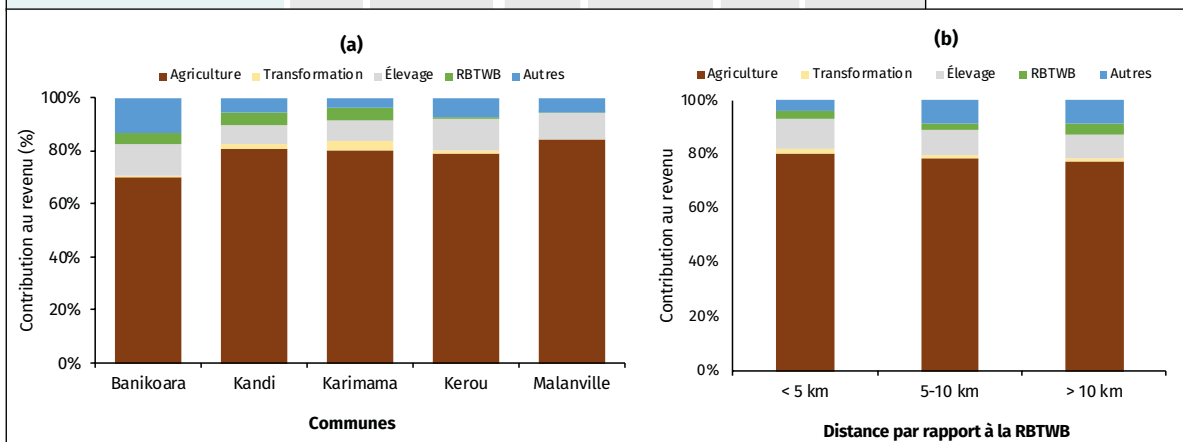
	Commune		Année		Commune : Année	
	Fisher	Probabilité	Fisher	Probabilité	Fisher	Probabilité
Droit agricole	6,88	< 0,001	185,13	< 0,001	3,62	< 0,001
Droit d'usage	23,93	< 0,001	104,20	< 0,001	2,23	0,004
Participation au revenu	71,36	< 0,001	7,99	< 0,001	2,07	0,008
Participation à la prise de décision	59,47	< 0,001	6,24	< 0,001	1,19	0,275
Participation à la gestion des activités	72,70	< 0,001	11,86	< 0,001	2,16	0,006

commune de Malanville, 2 725 870 XOF pour la commune de Kérou, 2 770 501 XOF pour la commune de Kandi, 2 192 158 XOF pour la commune de Banikoara et 1 600 072 XOF pour la commune de Karimama.

La contribution de la RBTWB à la constitution du revenu total annuel des ménages riverains est estimée en moyenne à 3,02 % ± 0,53 %, quoique inégalement répartie parmi les ménages (cv = 320 %). En effet, la contribution du PNW au revenu annuel des ménages est inférieure ou égale à 0,67 % pour 75 % des ménages enquêtés. La contribution du PNW au revenu annuel est restée très marginale par rapport aux principales activités que sont l'agriculture et l'élevage (figure 7a).

Il est apparu une différence très significative entre les communes riveraines quant à la contribution de la RBTWB aux revenus des ménages (tableau IV). Les meilleures contributions ont été observées dans les communes de Karimama (6,80 % ± 2,08), Kandi (4,81 % ± 1,11) et Banikoara (3 % ± 0,99). La contribution de la RBTWB aux revenus annuels des ménages a été très faible dans la commune de Kérou (0,47 % ± 0,15), voire quasi nulle dans la commune de Malanville (figure 7a). Cependant, sans être significativement différente (tableau VIII), la RBTWB a contribué davantage aux revenus annuels des ménages installés au-delà de 5 km autour du noyau central de la RBTWB (figure 7b).

D'un point de vue monétaire, la contribution de la RBTWB au cash-flow (revenus annuels monétaires) des ménages riverains de la réserve a été estimée à 3,34 % ± 0,66, très inégalement répartie, et marginale par

**Figure 7.**

Contribution des principales activités à la constitution du revenu total annuel suivant les communes (a) et suivant la distance dans la RBTWB (b).

*Contribution of the main activities to the total annual income by municipality (a) and by distance in the RBTWB (b).*

rapport aux contributions des principales activités économiques que sont l'agriculture et l'élevage. Il a été également observé une différence très significative

**Tableau VIII.**

Résultats du modèle linéaire généralisé avec l'ajustement de l'erreur à la distribution Béta pour évaluer le lien entre contribution aux revenus et disposition spatiale des ménages (commune, distance radiale dans la RBTWB).  
*Results of the generalized linear model with Beta distribution error fitting to assess the link between income contribution and spatial arrangement of households (commune, radial distance in the RBTWB).*

Ressources	Contribution au revenu total annuel				Contribution au cash-flow			
	Commune		Distance		Commune		Distances	
	Chi-deux (χ <sup>2</sup> )	Probabilité	Chi-deux (χ <sup>2</sup> )	Probabilité	Chi-deux (χ <sup>2</sup> )	Probabilité	Chi-deux (χ <sup>2</sup> )	Probabilité
<b>Agriculture</b>	3,11	< 0,05	0,41	0,667	18,88	< 0,001	2,85	0,059
<b>Transformation</b>	2,99	< 0,005	0,49	0,614	3,97	< 0,01	0,15	0,858
<b>Élevage</b>	0,88	0,478	0,71	0,491	19,93	< 0,001	2,05	0,130
<b>RBTWB</b>	4,16	< 0,01	0,91	0,403	2,76	< 0,05	0,83	0,439
<b>Autres</b>	3,56	< 0,01	3,40	< 0,05	1,51	0,199	5,63	< 0,01

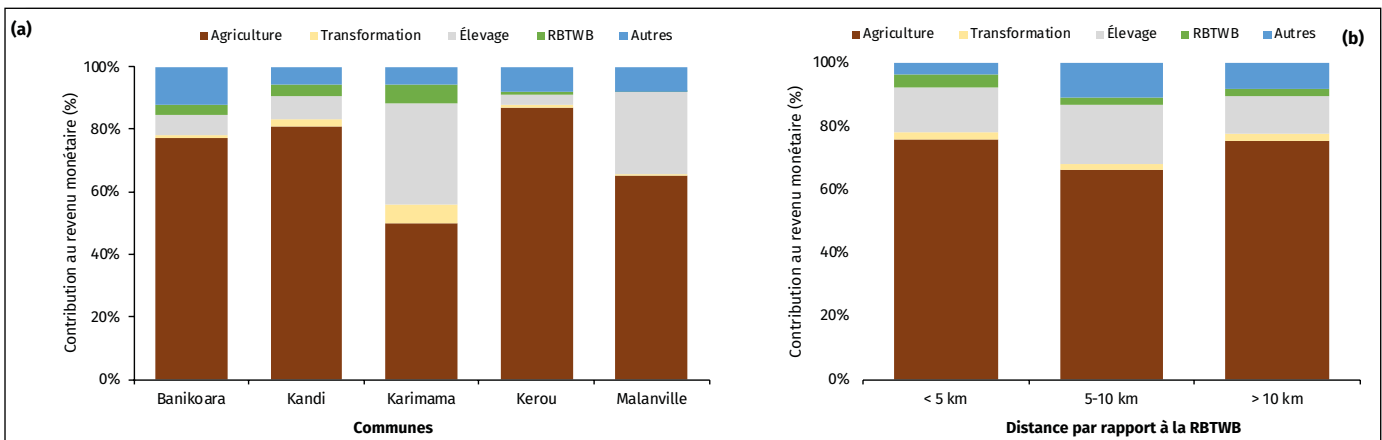
entre les communes sur la contribution de la RBTWB au cash-flow (tableau VIII, figure 8a). Les meilleures contributions au cash-flow ont été observées dans les communes de Karimama (8,86 % ± 2,87 %), Kandi (3,75 % ± 1,01 %) et Banikoara (3,21 % ± 1,13 %). La contribution de la RBTWB au cash-flow a été très faible dans la commune de Kérou (0,96 % ± 0,42 %), voire quasi nulle dans la commune de Malanville (figure 8a). Enfin, sans être significativement différente (tableau VIII), la contribution de la RBTWB au cash-flow annuel s'est améliorée pour des ménages installés au-delà de 5 km autour du noyau central de la RBTWB (figure 8b).

Sur la période 2000-2017, les ménages riverains de la RBTWB, indépendamment de leur position géographique (commune, distance) par rapport à la réserve, ont indiqué une forte diminution de la contribution de la RBTWB aux revenus annuels. Cette contribution a été très forte au cours de la première décennie (2000-2010), puis a régressé progressivement au cours des années suivantes (2011-2017).

## Discussion et conclusion

La présente étude a exploré l'impact socio-économique de l'approche de gouvernance concertée de la RBTWB sur les ménages riverains. Elle a évalué les bénéfices socio-économiques tirés par les ménages et leur évolution dans le temps et dans l'espace. L'hypothèse qui a sous-tendu cette étude est vérifiée, permettant ainsi de conclure que les bénéfices socio-économiques tirés par les riverains ont diminué sur la période de 2000 à 2017, et à mesure qu'on s'éloigne du noyau central de la RBTWB.

Le concept de réserve de biosphère répond à une impérieuse nécessité de réconcilier les objectifs de conservation et de développement humain (Wells et McShane, 2004) et a ouvert la voie aux projets intégrés de conservation et de développement. Dans le cadre de la RBTWB, la mise en œuvre du concept a été accompagnée de l'adoption d'un style de gouvernance concertée impliquant sept parties pre-



**Figure 8.** Contribution des principales activités à la constitution du revenu monétaire annuel (cash-flow) suivant les communes (a) et suivant la distance des ménages dans la RBTWB (b).  
*Contribution of the main activities to the constitution of the annual monetary income (cash flow) according to the communes (a) and according to the distance of the households in the RBTWB (b).*



**Photo 2.**

Quelques personnes enquêtées en périphérie de la Réserve de biosphère transfrontalière du W au Bénin.

*Some of the people surveyed on the outskirts of the Benin W Transboundary Biosphere Reserve.*

Photo A. El-Hadj Issa, 2020.

nantes dont l'État, les collectivités locales et les communautés riveraines (El-Hadj Issa *et al.*, 2021). Dans cette dualité conservation-développement humain, il est établi que la satisfaction des besoins des populations riveraines à travers des incitations (bénéfiques) socio-économiques conduit à un changement de comportement et à une meilleure conservation (Salafsky et Wollenberg, 2000 ; Spiteri et Nepalz, 2006 ; Miteva *et al.*, 2012 ; Gbedomon *et al.*, 2016).

Dès lors, il se crée des liens plus ou moins forts entre l'écosystème pourvoyeur de bénéfices et les populations riveraines. Dans le cadre de cette étude, ces liens sont prioritairement orientés vers l'exploitation des terres agricoles et des terres de parcours (pâturage) de la RBTWB ainsi que la collecte des PFNL. Cependant, il faut noter que ces activités, notamment l'exploitation des terres agricoles et des terres de parcours pour le pâturage, sont de nature expansive. La RBTWB se retrouve totalement encerclée par des communes essentiellement agricoles, abritant l'essentiel du cheptel (gros et petit bétail) du Bénin, et servant de zones de transit ou d'accueil pour les troupeaux transhumants venant



**Photo 3.**

Recueil des faits sociaux auprès du chef traditionnel du village d'Alfakoara.  
*Compilation of social facts from the traditional chief of the village of Alfakoara.*

Photo A. El-Hadj Issa, 2020.

des pays voisins (Nigeria, Niger, Burkina Faso). Il s'ensuit une demande croissante en terres agricoles et en terres de parcours. Ce constat populaire est confirmé par les résultats qui ont établi une dépendance accrue vis-à-vis des ressources de la RBTWB, notamment des terres agricoles, des terres de parcours et des ressources forestières non ligneuses sur les deux dernières décennies. Cette dépendance croissante crée une pression sur les ressources de la RBTWB, et est entretenue par des situations structurelles et conjoncturelles autour de la RBTWB. En effet, l'accroissement démographique autour de cette dernière est l'un des plus élevés au Bénin, avec une population essentiellement agricole, qui est passée de 451 073 habitants en 2002 à 660 859 habitants en 2013 (INSAE, 2016).

Par ailleurs, les changements climatiques et les conflits armés dans les pays limitrophes ont occasionné un afflux plus important des troupeaux bovins des pays sahéliens et leur installation prolongée dans les zones d'accueil et de transit autour de la RBTWB. Il est donc évident que la dépendance et la pression sur les ressources de la RBTWB iront grandissantes dans les années à venir. Certes, la dépendance a beaucoup varié dans l'espace et s'est révélée forte même au sein des populations qui ne sont pas installées immédiatement autour de la RBTWB. Ainsi, les programmes d'aménagement de la RBTWB et plus généralement les programmes d'aménagement des réserves de biosphère doivent élargir leur champ d'action, notamment les mesures de sensibilisation et d'accompagnement, bien au-delà des populations immédiatement riveraines de la RBTWB. Dans le cas spécifique de la RBTWB, toutes les communes ont évoqué une dépendance marquée vis-vis des terres agricoles et de parcours (pâturage), faisant ainsi du foncier et de la transhumance (nationale et internationale) deux préoccupations majeures à prendre en compte de façon proactive et systématique par la politique de planification et de gestion de la RBTWB. Les actions d'atténuation

doivent s'adapter aux contextes et aux besoins de chaque commune, certaines communes étant plus dépendantes de certaines ressources que d'autres (comme c'est le cas des communes de Malanville et de Karimama pour les terres agricoles).

En réponse aux pressions exercées sur les ressources, la Direction nationale du Parc W Bénin (DPNW Bénin) semble actuellement engagée dans une politique de restriction d'accès et de renforcement des contrôles, et d'engagement plus citoyen des riverains. Ces derniers ont unanimement rapporté une restriction de leurs droits d'accès et d'exploitation quoiqu'ils aient observé une meilleure participation à la gestion de la RBTWB. Globalement, la dépendance accrue aux ressources de la

RBTWB permet une fois encore de questionner la durabilité de l'approche de gouvernance de la RBTWB et confirme le constat de Konrad (2015) selon lequel l'environnement social en Afrique de l'Ouest, caractérisé notamment par une forte dépendance aux ressources naturelles, une forte migration des peuples, un fort accroissement de la population, ne facilite pas une gestion efficiente des aires protégées. Mieux, dans un contexte d'agriculture itinérante et extensive, de changement climatique et de mouvements de grands troupeaux, maintenir statiques les zones dans la RBTWB pourrait s'avérer contre-productif.

À l'instar des approches participatives, le régime de gouvernance concertée mis en œuvre dans la RBTWB vise à promouvoir la participation des communautés à la gestion, à générer des bénéfices aux individus et aux communautés et à établir un cadre de dialogue, de prévention et de gestion des conflits. La génération des bénéfices aux individus s'est révélée globalement marginale en comparaison avec les bénéfices issus des activités agricoles et agropastorales. En effet, malgré une dépendance relativement forte aux ressources de la RBTWB, la contribution de celle-ci (zone tampon et noyau central) aux revenus des ménages riverains est très marginale, et ne concerne qu'une frange de la population. Ceci confirme l'hypothèse de la diminution des bénéfices perçus par les populations de 2000 à 2017. En effet, plus de 75 % des ménages riverains enquêtés tireraient moins de 0,67 % de leur revenu annuel de la RBTWB, renforçant les observations de Konrad (2015) selon lesquelles seulement 58,7 % des riverains de la RBTWB percevaient des bénéfices de la présence et de la gestion de la RBTWB, et aussi que les projets d'intégration conservation-développement ou d'éco-développement ont créé des inégalités sociales.

Cette faible contribution aux revenus des riverains pose deux problèmes. D'abord elle permet de situer plus précisément la dépendance observée plus haut à la zone tampon de la RBTWB et confirme le syndrome de « Tarzan » de l'approche des réserves de biosphère. L'hypothèse de la réduction des liens dans l'espace est vérifiée, les riverains ne sont donc que très peu voire pas du tout liés à la RBTWB (noyau et zone de transition). De plus, la régression observée des liens dans le temps permet de questionner de nouveau la durabilité de la RBTWB. En effet, l'établissement de solides relations de coexistence entre les ressources naturelles et les communautés riveraines et l'existence d'incitations économiques ont été rapportés comme étant un facteur clé de succès pour la gestion durable et la conservation de la biodiversité dans plusieurs études au Bénin (Moreno Díaz *et al.*, 2011 ; Konrad, 2015). Cet équilibre certes précaire mais essentiel à la coexistence des ressources naturelles et des communautés riveraines repose sur le principe que les riverains (étant des êtres rationnels) ne compromettent pas leurs sources de subsistance, transformant ces derniers en des conservateurs de fait. D'ailleurs, ces études ont également montré que les plus grandes menaces pour les ressources naturelles proviennent généralement non pas des populations riveraines mais plutôt des personnes ou communautés géographiquement éloignées. Par conséquent, l'absence ou la réduction des liens entre la RBTWB et les communautés riveraines ainsi que des incitations économiques afférentes

peuvent constituer un facteur de risque pour la survie de la RBTWB. Dans un contexte ouest-africain où l'existence légale des aires protégées et les contingences des restrictions qui y sont associées sont perçues comme limitant les activités agricoles, pastorales, d'exploitation forestière et de chasse (Konrad, 2015), les riverains de la RBTWB peuvent dans le meilleur des cas être démotivés à contrer les menaces internes et externes à la conservation, et dans le pire devenir la menace à la conservation.

Cette étude a pour principale limite l'adoption d'une approche à dire d'acteurs basée sur un exercice de mémoire sur vingt ans pour reconstituer l'évolution des bénéfices socio-économiques tirés de la RBTWB par les ménages riverains. Bien que cette approche soit subjective avec un risque de biais, les observations et les conclusions subséquentes de cette étude apportent des connaissances clés sur la dynamique socio-économique autour de la RBTWB.

### Remerciements

Les auteurs remercient tous les agents des Eaux, Forêts et Chasses du Centre national de gestion des réserves de faune pour avoir facilité le travail d'enquête et tous les riverains du Parc national W qui ont accepté de répondre à leur questionnaire d'enquête.

### Financement

Cette étude a été entièrement financée par le 1er auteur : Dr Azizou EL-HADJ ISSA.

### Conditions d'accès aux données

Les données de l'enquête d'opinion et de revenus auprès des ménages riverains de la Réserve de Biosphère Transfrontalière W du Bénin sont accessibles en adressant un demande auprès de l'auteur correspondant à l'adresse suivante : [az\\_issa@yahoo.fr](mailto:az_issa@yahoo.fr)



**Photo 4.**

Entrée du Parc régional W du Bénin, Alfakoara.  
Entrance to Benin Regional Park W, Alfakoara.  
Photo A. El-Hadj Issa, 2020.

## Références

Brunel S., 2007. L'Afrique face à la montée du tourisme vert. *Revue des Deux Mondes*, octobre/novembre, 150-163. <https://www.jstor.org/stable/44192084>

Camaleonte M., 2003. Transhumance et échanges entre agriculteurs et éleveurs Peulhs en périphérie du parc national du W (Bénin). Mémoire DESS, Université Montpellier 2, France, 80 p. <https://agritrop.cirad.fr/517541/>

Christensen R. H. B., 2018. Cumulative link models for ordinal regression with the R package ordinal. Submitted in *Journal of Statistical Software*, 40 p. [https://cran.r-project.org/web/packages/ordinal/vignettes/clm\\_article.pdf](https://cran.r-project.org/web/packages/ordinal/vignettes/clm_article.pdf)

Curran L. M., Trigg S. N., McDonald A. K., Astiani D., Hardiono Y., Siregar P., et al., 2004. Lowland forest loss in protected areas of Indonesian Borneo. *Science*, 303: 1000-1003. <https://doi.org/10.1126/science.1091714>

Dagnelie P., 1998. *Statistique théorique et appliquée. Tome 2. Inférence statistique à une et à deux dimensions*. Bruxelles, Belgique, De Boek, 664 p.

Djohy G., Edja H., 2014. Valorisation de bourgoutières dans les terroirs riverains du Parc W au Nord-Bénin : entre contrôle et patrimonialisation du territoire. *Développement Durable et Territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie*, 5 (3). <https://doi.org/10.4000/developpementdurable.10687>

El-Hadj Issa A., Gbedomon R. C., Gbemavo D. S. J. C., Salako K. V., Sinsin B., Mensah G. A., 2021. Structure et fonctionnement du modèle de gouvernance de la Réserve Transfrontalière de Biosphère W du Bénin. *Bulletin de la Recherche Agronomique du Bénin (sous presse)*.

Floquet A., Mongbo R., 2014. Bénéfices de la conservation d'aires protégées et incitations à la protection – analyse comparée de deux aires protégées au Bénin. *Actes du 3<sup>e</sup> colloque des Sciences, Cultures et Technologies de l'UAC-Bénin*, 25 p. [Researchgate](https://www.researchgate.net/publication/312511111)

Gbedomon R. C., Floquet A., Mongbo R., Salako V. K., Fandohan A. B., Assogbadjo A. E., et al., 2016. Socio-economic and ecological outcomes of community-based forest management: A case study from Tobé-Kpobidon forest in Benin, Western Africa. *Forest Policy and Economics*, 64: 46-55. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2016.01.001>

Harrell Jr. F. E., Dupont C., 2021. Package 'Hmisc', version 4.6-0. Vienna, Austria, R Foundation for Statistical Computing, 452 p. <https://cran.r-project.org/web/packages/Hmisc/Hmisc.pdf>

Hayes T. M., 2006. Parks, people, and forest protection: an institutional assessment of the effectiveness of protected areas. *World Development*, 34: 2064-2075. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2006.03.002>

INSAE, 2016. *Cahier des villages et quartiers de ville du département de l'Alibori (RGPH-4, 2013)*. République du Bénin, 26 p. [Instad.bj](https://www.institutnstat.com/benin)

Judex M., Thamm H., Röhrig J., Schulz O., 2009. *Impetus Atlas du Bénin. Résultats de recherche 2000-2007*. Université de Bonn, Département de Géographie, Allemagne. <https://doi.pangaea.de/10.1594/PANGAEA.825532>

Konrad T., 2015. Governance of protected areas in West Africa. The case of the W-Arly-Pendjari (WAP) complex in Benin and Burkina Faso. *Universität Würzburg, Germany*, 290 p. [Opus.bibliothek.uni-wuerzburg.de](https://opus.bibliothek.uni-wuerzburg.de)

Liu J., Linderman M., Ouyang Z., An L., Yang J., Zhang H., 2001. Ecological degradation in protected areas: the case of Wolong Nature Reserve for giant pandas. *Science*, 292: 98-101. <https://doi.org/10.1126/science.1058104>

Lougbegnon T., 2013. Gestion des formes de conflits dans la zone tampon autour de la réserve transfrontalière de biosphère du W au Bénin. *Journal de la Recherche Scientifique de l'Université de Lomé*, 15 : 187-198. <https://www.ajol.info/index.php/jrsul/article/view/111597>

Miteva D. A., Pattanayak S. K., Ferraro P. J., 2012. Evaluation of biodiversity policy instruments: what works and what doesn't? *Oxford Review of Economic Policy*, 28: 69-92. <https://www.jstor.org/stable/43741284>

Moreno Díaz M. L., Choden S., Floquet A., Mongbo R., 2011. Protected Areas – Not just for Biodiversity Conservation. The Contributions of Protected Areas to the Economic and Social Development in Bhutan, Costa Rica and Benin. *International Center in Economic Policy for Sustainable Development (CINPE)*, Universidad Nacional (UNA), Costa Rica. <https://hdl.handle.net/10669/446>

Neuenschwander P., Sinsin B., Goergen G., 2011. Protection de la nature en Afrique de l'Ouest : une liste rouge pour le Bénin. Ibadan, Nigeria, IITA, 11 p. <https://core.ac.uk/download/pdf/132691759.pdf>

R Core Team, 2018. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria, R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>

Roman-Cuesta R., Martinez-Vilalta J., 2006. Effectiveness of protected areas in mitigating fire within their boundaries: case study of Chiapas, Mexico. *Conservation Biology*, 20: 1074-1086. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00478.x>

Salafsky N., Wollenberg E., 2000. Linking livelihoods and conservation: a conceptual framework and scale for assessing the integration of human needs and biodiversity. *World Development*, 28: 1421-1438. [https://doi.org/10.1016/S0305-750X\(00\)00031-0](https://doi.org/10.1016/S0305-750X(00)00031-0)

Spiteri A., Nepalz S. K., 2006. Incentive-based conservation programs in developing countries: a review of some key issues and suggestions for improvements. *Environmental Management*, 37: 1-14. <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0311-7>

Toko I., Sinsin B., 2008. Les phénomènes d'érosion et d'effondrement naturels des sols (dongas) du Parc national du W et leur impact sur la productivité des pâturages. *Science et changements planétaires/Sécheresse*, 19 : 193-200. [jle.com](https://www.jle.com)

IUCN, 2021. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-2. <https://www.iucnredlist.org>

Wells M. P., McShane T. O., 2004. Integrating protected area management with local needs and aspirations. *AMBIO: a Journal of the Human Environment*, 33: 513-520. <https://www.jstor.org/stable/4315540>

Zeileis A., Cribari-Neto F., Gruen B., Kosmidis I., Simas A. B., Rocha A. V., Zeileis M. A., 2021. Package 'betareg' 3.1-4. R-Project, 32 p. <https://cran.r-project.org/web/packages/betareg/betareg.pdf>

### El-Hadj Issa et al. – Contribution des auteurs

Rôle du contributeur	Noms des auteurs
Conceptualisation	A. El-Hadj Issa, R. C. Gbedomon, G. A. Mensah, B. Sinsin
Gestion des données	A. El-Hadj Issa, K. V. Salako
Analyse formelle	A. El-Hadj Issa, R. C. Gbedomon, K. V. Salako
Acquisition du financement	A. El-Hadj Issa
Enquête et investigation	A. El-Hadj Issa
Méthodologie	D. S. J. C. Gbemavo
Gestion de projet	A. El-Hadj Issa
Ressources	A. El-Hadj Issa
Logiciels	R. C. Gbedomon, K. V. Salako
Supervision	K. V. Salako, G. A. Mensah
Validation	A. El-Hadj Issa
Visualisation	A. El-Hadj Issa
Écriture – Préparation de l'ébauche originale	A. El-Hadj Issa, R. C. Gbedomon, G. A. Mensah, B. Sinsin
Écriture – Révision et édition	A. El-Hadj Issa, R. C. Gbedomon, D. S. J. C. Gbemavo, G. A. Mensah, B. Sinsin.

Bois et Forêts des Tropiques – Revue scientifique du Cirad -  
© Bois et Forêts des Tropiques © Cirad



Cirad – Campus international de Baillarguet,  
34398 Montpellier Cedex 5, France  
Contact : [bft@cirad.fr](mailto:bft@cirad.fr) – ISSN : L-0006-579X



# Chlordecone in basal trunk wood of native trees growing in abandoned banana plantations in Guadeloupe, France

Éric, André NICOLINI<sup>1</sup>  
Jacques BEAUCHÊNE<sup>2</sup>  
Vincent BONNAL<sup>3</sup>  
Tom HATTERMANN<sup>1</sup>

<sup>1</sup> AMAP  
Univ Montpellier  
CIRAD, CNRS, INRAE, IRD  
Montpellier  
France

<sup>2</sup> CIRAD  
UMR Écologie des forêts de Guyane  
(EcoFoG)  
AgroParisTech, CNRS, INRA, Université  
des Antilles, Université de Guyane  
97310 Kourou  
France

<sup>3</sup> CIRAD  
UMR TETIS  
Centro de Desenvolvimento Sustentave  
- Universidade de Brasília - Campus  
Universitário Darcy Ribeiro  
Brasília CEP 70910-900  
Brésil

**Auteur correspondant /  
Corresponding author:**  
Éric-André NICOLINI -  
[eric-andre.nicolini@cirad.fr](mailto:eric-andre.nicolini@cirad.fr)



**Photo 1.**

Appearance of an adventitious forest grove in an abandoned former banana plantation in Guadeloupe. This polluted site with Chlordecone was listed as having hosted a pure banana plantation in 1980, and was still a banana plantation in 2003. The two trees in the foreground (*Cecropia schreberiana* Miq. on the left, *Cordia sulcata* DC. on the right) are at most 19 years old and have also their wood consistently polluted with Chlordecone.  
Photo E.,A. Nicolini.

**Doi :** 10.19182/bft2022.352.a36937 – Droit d’auteur © 2022, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 10 novembre 2020 ; date d’acceptation : 17 novembre 2021 ; date de publication : 1er mai 2022.



Licence Creative Commons :  
Attribution - 4.0 International.  
Attribution-4.0 International (CC BY 4.0)

## Citer l'article / To cite the article

Nicolini É. A., Beauchêne J., Bonnal V., Hattermann T., 2022. Chlordecone in basal trunk wood of native trees growing in abandoned banana plantations in Guadeloupe, France. Bois et Forêts des Tropiques, 352: 31-42. Doi <https://doi.org/10.19182/bft2022.352.a36937>

## RÉSUMÉ

### Chlordécone à la base du tronc d'arbres indigènes dans les bananeraies abandonnées en Guadeloupe, France

Le Chlordécone (CLD), utilisé pour lutter contre le charançon du bananier *Cosmopolites sordidus* et libéré par des bananeraies polluées, continue de contaminer les écosystèmes des Antilles françaises. Les plantes comestibles ont été activement étudiées pour la prévention des risques, mais pas les arbres, alors même qu'ils pourraient jouer un rôle important dans les stratégies de dépollution. Les teneurs en CLD ont été analysées sur 24 arbres pionniers appartenant à 13 essences présentes dans des bananeraies abandonnées en Guadeloupe, sur trois sites contaminés sur Nitisols (site 1) et Andosols (sites 2 et 3). Des échantillons ont été prélevés sur chaque arbre : du bois dans la partie basale du tronc et du sol à son pied. Leur teneur en CLD a été mesurée par le laboratoire d'analyses départemental de la Drôme (26) à Valence, France. Les teneurs moyennes en CLD dans la couche supérieure de 30 centimètres du sol des sites 1, 2 et 3 étaient respectivement de  $2\,543 \pm 702$ ,  $5\,251 \pm 1\,102$  et  $875 \pm 865$  µg/kg de sol sec. Parmi les arbres, 96 % étaient contaminés. La teneur en CLD des arbres poussant sur Nitisols ( $3\,406 \pm 1\,658$  µg/kg de bois sec) était au moins cinq fois plus élevée que celle des arbres sur andosols ( $299 \pm 314$  et  $226 \pm 378$  µg/kg), mais aucune relation nette n'a été établie avec la teneur en CLD du sol. Le calcul du CLD disponible dissous en phase liquide dans le sol, à l'aide d'équations et de séries de données pédologiques de la littérature, a montré des teneurs en CLD disponible plus élevées dans les Nitisols que dans les andosols et une relation linéaire entre le CLD disponible dans le sol et les concentrations de CLD dans le bois, quel que soit le type de sol. Les arbres poussant sur Nitisols sont les organismes végétaux les plus fortement contaminés par le CLD parmi tous ceux dans lesquels ce composé a été étudié jusqu'à présent. Avec un rapport de bioconcentration plante-sol d'environ 150 l/kg, l'efficacité soutenue d'absorption de CLD par les arbres doit être prise en compte dans les recherches futures sur la dépollution des milieux contaminés par le chlordécone.

**Mots-clés :** bois, Chlordécone, essences forestières, indigène, Guadeloupe, France.

## ABSTRACT

### Chlordecone in basal trunk wood of native trees growing in abandoned banana plantations in Guadeloupe, France

Chlordecone (CLD), used to control the *Cosmopolites sordidus* banana weevil and released from polluted banana plantations, continues to contaminate ecosystems in the French Caribbean. Edible plants have been actively studied for risk prevention, but trees have not, even though they could play a significant role in future remediation strategies. CLD contents were analysed in 24 pioneer trees belonging to 13 species found in abandoned banana plantations in Guadeloupe, at three contaminated sites on Nitisols (Site 1) and Andosols (Sites 2 and 3). Samples were taken from each tree: wood in the basal part of the trunk and soil at its foot and their CLD content was measured by the analytical laboratory for the Drôme département (26) in Valence, France. Mean CLD contents in the top 30-centimetre soil layer from sites 1, 2 and 3 were  $2,543 \pm 702$ ,  $5,251 \pm 1,102$  and  $875 \pm 865$  µg/kg dry soil respectively. Of the trees, 96% were contaminated. The CLD content in trees growing on Nitisols ( $3,406 \pm 1,658$  µg/kg dry wood) was at least 5 times higher than in trees growing on Andosols ( $299 \pm 314$  and  $226 \pm 378$  µg/kg), but no clear relationships were found with soil CLD contents. Calculations of available CLD dissolved in the soil liquid phase using equations and soil datasets in the literature showed higher available CLD contents in Nitisols than in Andosols and a linear relationship between CLD available in soil and concentrations of CLD in wood, regardless of the type of soil. Trees growing on Nitisols are the plants most highly contaminated by CLD of all the plants in which this compound has been studied so far. With a plant-to-soil bioconcentration ratio around 150 l/kg, the consistent CLD uptake efficiency of the trees needs to be taken into account in further research for CLD remediation.

**Keywords:** Wood, Chlordecone, forest trees, native, Guadeloupe, France.

## RESUMEN

### Clordecona en la madera del tronco basal de árboles autóctonos que crecen en plantaciones de plátanos abandonadas en Guadalupe, en Francia

La clordecona (CLD), utilizada para controlar el gorgojo del plátano *Cosmopolites sordidus* y liberada por las plantaciones de plátanos contaminadas, sigue contaminando los ecosistemas del Caribe francés. Las plantas comestibles se han estudiado activamente para la prevención de riesgos, pero los árboles no, a pesar de que podrían desempeñar un papel importante en las futuras estrategias de descontaminación. Se analizó el contenido de CLD en 24 árboles pioneros pertenecientes a 13 especies encontradas en plantaciones de plátanos abandonadas en Guadalupe, en tres lugares contaminados en Nitisoles (sitio 1) y Andosoles (sitios 2 y 3). Se tomaron muestras de madera de cada árbol en la parte basal del tronco y en el suelo a su pie y su contenido en CLD fue medido por el laboratorio de análisis del departamento de Drôme (26) en Valence, Francia. El contenido medio de CLD en la capa superior de 30 centímetros del suelo de los sitios 1, 2 y 3 fue de  $2\,543 \pm 702$ ,  $5\,251 \pm 1\,102$  y  $875 \pm 865$  µg/kg de suelo seco respectivamente. El 96 % de los árboles estaban contaminados. El contenido de CLD en los árboles que crecían en Nitisoles ( $3\,406 \pm 1\,658$  µg/kg de madera seca) era al menos 5 veces mayor que en los árboles que crecían en Andosoles ( $299 \pm 314$  y  $226 \pm 378$  µg/kg), pero no se encontraron relaciones claras con los contenidos de CLD en el suelo. Los cálculos de la CLD disponible disuelta en la fase líquida del suelo utilizando ecuaciones y conjuntos de datos de suelos de la literatura mostraron mayores contenidos de CLD disponible en los Nitisoles que en los Andosoles y una relación lineal entre la CLD disponible en el suelo y las concentraciones de CLD en la madera, independientemente del tipo de suelo. Los árboles que crecen en Nitisoles son las plantas más contaminadas por CLD de todas las plantas en las que se ha estudiado este compuesto hasta ahora. Con un ratio de bioconcentración planta-suelo de alrededor de 150 l/kg, la eficiencia de absorción de CLD consistente de los árboles debe ser tomada en cuenta en futuras investigaciones para la descontaminación de CLD.

**Palabras clave:** madera, clordecona, árboles forestales, autóctono, Guadalupe, France.

## Introduction

Chlordecone (CLD;  $C_{10}Cl_{10}O$ ; CAS 143-50-0) is an organochlorine previously used to control the black weevil (*Cosmopolites sordidus* Germar) in banana plantations. Classified as a persistent organic pollutant (UNEP, 2007), it was banned worldwide in 1992. With a strong affinity for organic matter in soil (Cabidoche *et al.*, 2009; Cattan *et al.*, 2019), CLD is very stable and not very mobile in soils and contaminated plants. However, CLD is still being released from polluted fields, and is still contaminating aquatic ecosystems, groundwaters and rivers in different parts of the world including in the French West Indies (Cattan *et al.*, 2019) and affects human health.

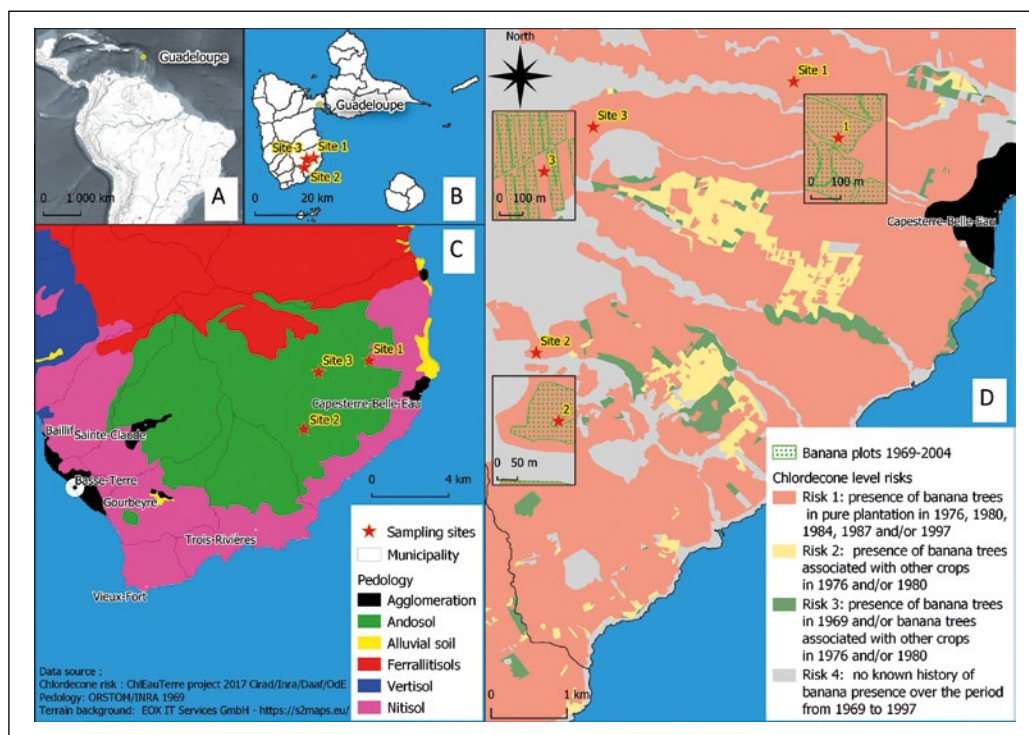
Different alternatives have been considered to solve CLD pollution. Soil clean-up using different processes (biodegradation by fungi or bacteria, chemical processes) has been considered but no effective clean-up technique has yet been identified due to very low CLD degradation rates (Merlin, 2015) and the need for anaerobic conditions (Mouvet *et al.*, 2017), which are adverse conditions in agricultural environments. Phytoremediation has also been considered, but unfortunately, to date, no plants with these characteristics have been identified for CLD, and phytoremediation by crop plants is limited by the very low soil-to-plant CLD transfer rates (Mouvet *et al.*, 2020).

Inversely, strengthening the ability of soils to retain CLD has also been explored to prevent it contaminating (1) agricultural products, and (2) other sites. The addition of organic matter or activated carbons (ACs) to the soil has been shown to significantly reduce the bioavailability of CLD and its transfer to crops (see respectively, Clostre *et al.*, 2014a; Ranguin *et al.*, 2020; see also Delannoy *et al.*, 2018). Moreover, adding compost to the soil has the advantage of being easy to implement and simultaneously improves the agronomic quality of the soils (Clostre *et al.*, 2014b). However, its effectiveness is limited to between 6 months and one year and inputs of compost must be renewed periodically.

Reducing tillage and herbicides can also be part of this approach since deep tillage and widespread use of Glyphosate are suspected of having allowed CLD to spread into the environment (see

respectively, Cabidoche *et al.*, 2004; Sabatier *et al.*, 2021). What is more, tillage is known to increase the mineralization rate of organic matter stored in the soil (Balesdent *et al.*, 2006; Saptoka *et al.*, 2012) and consequently, the release of the stable CLD stored in the deeper soils layers of polluted fields and groundwater. While clean-up pathways have not yet provided the expected solutions, strengthening the soil's capacity to retain CLD seems to be the most realistic.

In this particular context of limiting pollution inside the plot, trees do have a role to play. Trees are guarantors of the integrity of soils through their root systems, and are major purveyors of organic matter. In addition, they could also capture significant quantities of CLD in the medium and long term. To our knowledge, with the exception of tree fruits (citrus, mango; Cabidoche *et al.*, 2006), no studies have yet been conducted on the concentration of CLD in the different tree compartments. While root systems and hemicellulose are the preferred storage structures of CLD in many herbaceous and monocotyledonous species (Clostre *et al.*, 2014b; Clostre *et al.*, 2015), trees, large organisms mainly made up of wood and therefore lignin, most probably capture substantial amounts of CLD. This hypothesis is plausible, even if it is now accepted that the fruits of polluted trees and of many herbaceous plants, mainly filled by phloem streams (elaborate sap), are not affected by pollution and can still be eaten (i.e., *Citrus*; Cabidoche *et al.*, 2006).



**Figure 1.**

Location of the three study sites in Caribbean islands (A), Guadeloupe (B), in the south part of Basse-Terre (C). In the left panel, the different soil types encountered in the south part of Basse-Terre. In the right panel (D), a detailed view of the study area showing the different levels of risk relative to plot history: "Risk 1" is the highest level of risk. Each site (1, 2 and 3) is indicated by a red star. The three panels (scale 0-100m) in the right panel (D) show that Sites 1 and 2 are both old pure banana plots but Site 3 is not. However, this site was listed in 1980 as having hosted a banana plantation mixed with a vegetable garden.

The future of CLD in soils is inseparable from that of organic matter. To contain pollution within contaminated areas, and before incorporating any external organic matter at industrial scale, it is thus necessary to quantify the amount of living and dead organic matter originating from different growing systems and to establish their intrinsic abilities to trap CLD. We also need to know the levels of CLD in the organic matter produced by these systems before establishing complete balance sheets. Agroforestry systems are known for their ability to produce organic matter (Guenet *et al.*, 2020), and trees structure these growing systems. Consequently, we need to know more about CLD content in trees growing in contaminated areas.

The aim of this preliminary study was to check and quantify the CLD contents in the basal trunk wood of several native tree species growing spontaneously in contaminated soils in abandoned banana plantations on the island of Guadeloupe. We aimed to test two hypotheses: native forest trees are significantly contaminated as they grow in all highly contaminated soils (hypothesis 1) whatever the type of soils (hypothesis 2). The CLD accumulative property of the different trees we studied is then discussed.

## Materials and methods

Our study was conducted in the south part of Basse-Terre, near the city of Capesterre-Belle-Eau (FR-97130), on the island of Guadeloupe (figure 1).

A list of old, abandoned banana plantations was extracted from the ChlEauTerre spatialized data base (Rochette *et al.*, 2017). Using different terms (surface area, vegetation, CLD concentration in soil), we established a list of plots (i) whose soils are significantly contaminated by CLD (level 1: area at maximum risk of contamination) and (ii)

area currently abandoned and invaded by native secondary forests. The type of vegetation was checked using aerial photographs. We located three sites using their geographical X and Y coordinates (WGS 84 / UTM zone 20N), each site contained one or several plots.

- Site 1 (plots 31-32); Nitisols; (x = 650,892 m, y = 1,775,921 m), altitude 170 m.
- Site 2 (plots 59-60-61); Andosols: (x = 647,519 m, y = 1,772,203 m), altitude 296 m.
- Site 3 (plot 44); Andosols: (x = 648,251 m, y = 1,775,285 m), altitude 308 m.

Between 1976 and 1980, Site 1 was listed as having hosted a pure banana plantation and was still a banana plantation in 2003. Site 2 was also listed as having hosted a pure banana plantation between 1976 and 1980, but in 2004, it was already abandoned and was still abandoned in 2019. Site 3 is located between two banana plots, but was not listed as having hosted pure banana plantations (figure 1), in 1980, was listed as having hosted a mixed banana plantation and vegetable garden. The location of this abandoned site in a maximum risk zone and the presence of forest cover today made us decide to include it.

At each site, we (i) first selected several trees and (ii) collected a botanical sample from each tree, which was subsequently examined in the Duclos herbarium (INRAE research station) for identification to genus or species level. (iii) Third, we collected around 200 g of fresh wood at the base of the trunk of each selected tree using an electric auger. Finally, (iv), we collected samples of soil around each selected tree using a hand auger.

Twenty-four trees (8 trees per site) were sampled, belonging to 11 botanic families and 13 species (table I).

Spatial distribution of the CLD in the soil of a plot is extremely uneven for different reasons (Cabidoche *et al.*, 2006): (1) the spatial variability of the organic matter in the soil which determines the retention of CLD, (2) the mode of application of the product, which was only applied at the foot of each banana tree, where the CLD was subsequently found to be concentrated, (3) tillage which could have redistributed the CLD to different depths depending on the tillage practice used. In our sampling campaign, we took four soil samples per tree. We then pooled these four soil samples to form one composite soil sample per tree. The samples were collected between one and two metres from the trunk in the 0-30 cm soil layer to be in line with the existing references. Composite soil samples and wood samples were placed in individual plastic bags, and sent to the Departmental Analytical Laboratory 26 (Valence, France) for analysis of CLD contents.

**Table I.**  
Families and species sampled at the 3 sites.

Family	Species	Abbreviation	Number	Site
Cecropiaceae	<i>Cecropia schreberiana</i> Miq.	Cecr	4	1, 3
Cordiaceae	<i>Cordia cf. sulcata</i> DC.	Cord	3	1, 3
Euphorbiaceae	<i>Sapium caribaeum</i> Urb.	Sap	1	3
Lauraceae	<i>Ocotea cf. krugii</i> (Mez) R.A.	Ocot	1	1
Melastomataceae	sp1	Mela1	1	2
Melastomataceae	sp2	Mela2	2	2
Meliaceae	<i>Swietenia mahagony</i> (L.) Jacq.	Swie	2	2
Mimosaceae	<i>Inga ingoides</i> (Rich.) Willd.	Inga	4	1, 2, 3
Moraceae	<i>Artocarpus altilis</i> (Parkinson) Fosberg	Arto	1	3
Rubiaceae	sp1	Rub	1	2
Rubiaceae	<i>Chimarrhis cymosa</i> Jacq.	Chim	1	2
Simaroubaceae	<i>Simarouba amara</i> Aubl.	Sima	2	1, 3
Sterculiaceae	<i>Sterculia caribea</i> R. Br.	Sterc	1	3

### Extraction and measurement of CLD contents in soils (Rochette *et al.*, 2020)

All composite soil samples were analysed in the Departmental Analytical Laboratory (LDA26) in Valence, France, which works under the French Accreditation Committee (COFRAC), according to the NF EN ISO/CEI 17025 standard. For the analysis of CLD in soils, 10 g of the sample were placed in an extraction cell with regenerated hydromatrix and tracers were added (HBB/TPP; 100 µL). Accelerated solvent extraction (ASE) was carried out with a 50/50 dichloromethane/acetone mixture at 100 °C under 120 bar pressure. The resulting extract was concentrated in a vacuum centrifuge (GENEVAC EZ2) which greatly reduces the loss of volatile compounds. The extract was concentrated to 10 ml and a 1 mL aliquot was removed for analysis. A drop of pentanol was added to the extract, and the solvent was evaporated in a GENEVAC miVac system to preserve the volatile compounds. The extract was then taken up by a mixture of acetonitrile and water with the Chlordecone 13C internal standard. Analysis was performed by HPLC-MS/MS, with an analytical uncertainty of 40%, a detection threshold of 2 µg/kg of dry soil, and a quantification threshold of 5 µg/kg of dry soil.

### Extraction and measurement of CLD contents in wood

After the wood samples were ground, they were all also analysed in the LDA26 laboratory in Valence. The method used was the method for the determination of CLD in food products of plant origin (ANSES PBM Pest LSA-INS-0161; version 02; 14<sup>th</sup> of September 2015). CLD was extracted from the matrix with strong wash solvent H<sub>2</sub>O/acetonitrile & 0.1% formic acid including tracers Atrazine D5 and 24D–D3. After filtration, extraction was performed by liquid/liquid partitioning in the presence of sodium chloride, water, and dichloromethane. The resulting extract was purified in a silica cartridge and analysis was performed by high performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry (HPLC-MS/MS). It should be noted that (1) Atrazine D5 and 24D–D3 present in the sample recovery solvent but were not used for analysis, and (2) 150 µL Chlordecone <sup>13</sup>C was used as the external standard.

**Table II.**

Measured and calculated variables. DM: dry matter; CLD: Chlordecone.

Measured	[CLD]wood	Total CLD content in wood dry matter	µg/kg DM
	[CLD]soil	Total CLD content in soil dry matter	µg/kg DM
	Tsoil	Depth of soil considered	m
Calculated	BTR	Bulk transfer ratio	µg/µg or unit less
	[CLD]stock	Volumetric soil CLD content	µg/l
	[CLD]available	CLD dissolved in soil liquid phase	µg/l
	WCR	Wood CLD bioconcentration ratio	µg/µg or unit less

We studied several measured and calculated variables (table II). The variables measured were the gravimetric CLD contents in the dry matter (DM) of tree wood ([CLD]<sub>wood</sub>) and soil ([CLD]<sub>soil</sub>). We then calculated an initial soil-plant bioconcentration ratio (McKone and Maddalena, 2009) also called bulk transfer ratio (BTR; Cabidoche and Lesueur-Jannoyer, 2012):

$$BTR = [CLD]_{wood} / [CLD]_{soil}$$

Organic matter *plus* CLD trapping by different clays strongly affect the bioavailability of CLD. Hence [CLD]<sub>soil</sub> does not provide any information on the volumetric content of CLD in the soil ([CLD]<sub>stock</sub>) nor on bioavailable CLD content ([CLD]<sub>available</sub>), i.e. the actual CLD dissolved in the soil liquid phase, which is a determining factor (Cabidoche and Lesueur-Jannoyer, 2012). As we were unable to measure the soil physical properties (BD, W<sub>fc</sub>, K<sub>oc</sub> and SOC) needed to calculate these two variables at our three study sites, we used values (table III) in the literature (Levillain *et al.*, 2012; Cabidoche *et al.*, 2009) measured in many previously observed situations in both Andosols and Nitisols in the same area study.

**Table III.**

Physicochemical characteristics and retention capacities of the main soil types in the study area. Koc: Partitioning coefficient between the Chlordecone fraction absorbed by the soil organic matter (estimated by soil organic carbon) and the Chlordecone fraction dissolved in water.

Parameter	Unit of measurement	Andosols	Nitisols	References	
Wfc	Gravimetric water content in soil at field capacity in kg of water per kg of soil dry matter	(kg/kg DM)	0.8	0.35	Colmet-Daage (1969)
BD	Bulk density	(kg/dm <sup>3</sup> DM) or (kg/l DM)	0.55 0.6	1.1 0.9	Levillain <i>et al.</i> (2012) Cabidoche <i>et al.</i> (2009)
Koc	Soil/water partition coefficient relative to the organic carbon content	(dm <sup>3</sup> /kg) or (l/kg)	20,000 17,900	2,000 2,500	Levillain <i>et al.</i> (2012) Cabidoche <i>et al.</i> (2009)
SOC (150 m)	Soil carbon content in kg per kg of dry soil according to elevation (m)	(kg/kg)	/	0.02	Dorel <i>et al.</i> (2005) Levillain <i>et al.</i> (2012)
SOC (300 m)			0.09 0.067	/	Cabidoche <i>et al.</i> (2009)

For each composite soil sample, we calculated  $[CLD]_{stock}$  and  $[CLD]_{available}$  using the equations reported by, respectively, Levillain *et al.* (2012) and Cabidoche and Lesueur-Jannoyer (2012), (the parameters measured are listed in table II, and soil property values are listed in table III).

$[CLD]_{stock} = T_{soil} \times 10 \times [CLD]_{soil} \times BD$ , where  $T_{soil}$  is the depth of soil considered = 0.3 m.

$$[CLD]_{available} = [CLD]_{soil} \times W_{fc} \times BD / K_{oc} / SOC$$

However, these 2 datasets (table III) have noticeably different values, especially for SOC or  $K_{oc}$  on Andosols. We kept them all to have a wider range of soil conditions that could be encountered in the area. After calculating  $[CLD]_{available}$  values from each of these datasets, we also cal-

culated the  $[CLD]_{available}$  values using all possible combinations using data from the two sets (table III). In this way, we found four possible combinations on Nitisols and eight possible combinations on Andosols. Table IV lists mean  $[CLD]_{available}$  in soil of each tree and for each site.

Finally, we calculated a second soil-plant bioconcentration ratio also cited in the critical review of McKone and Maddalena (2009). This is the ratio of the concentration of CLD in fresh plant tissue ( $\mu\text{g/l}$ ) to the concentration of CLD in the soil solution ( $\mu\text{g/l}$ ). However, like Cabidoche and Lesueur-Jannoyer (2012), we considered dry matter rather than fresh matter to calculate the wood bioconcentration Ratio (WCR).

$$WCR = [CLD]_{wood} / [CLD]_{available}$$

**Table IV.**

Soil and wood Chlordecone contents and uptake ratios. Ind.: individual; Spec.: species abbreviation (see table II); CLD: Chlordecone; BTR: Bulk transfer ratio; Nit: Nitisols; And: Andosols; for the name of the species (Spec.), see table I; SE: Standard error; SD: Standard deviation; \*: mean, median and coefficient of variation calculated with exclusion of the highest WCR values in bold in the column WCR "Individual"; Coef. Var.: Coefficient of variation.

Soils Sites	Ind.	Spec.	$[CLD]_{Wood}$	$[CLD]_{Soil}$	BTR	$[CLD]_{Avail.}$	Individual	WCR
			( $\mu\text{g/kg}$ dry matter DM)	( $\mu\text{g}/\mu\text{g}$ ) or unit less	( $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ ) or ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )	( $\mu\text{g}/\text{kg}/\mu\text{g}/\text{l}$ ) or ( $\mu\text{g}/\mu\text{g}$ ; McKone et Maddalena, 2009) or unit less		
Nit 1	1	Cecr	3,595	2,968	1.21	23.4 $\pm$ 4	153	176 $\pm$ 31 <b>161</b> 49
	2	Cecr	1,422	1,803	0.79	14.2 $\pm$ 2.4	100	
	3	Ocot	2,406	3,148	0.76	24.8 $\pm$ 4.3	97	
	4	Inga	5,265	2,183	2.41	17.2 $\pm$ 3	306	
	5	Sima	2,106	3,283	0.64	25.9 $\pm$ 4.5	81	
	6	Inga	5,243	3,195	1.64	25.2 $\pm$ 4.3	208	
	7	Cord	5,290	2,320	2.28	18.3 $\pm$ 3.2	290	
	8	Cord	1,921	1,446	1.33	11.4 $\pm$ 2	169	
And 2	9	Mela1	289	6,519	0.04	2.1 $\pm$ 0.4	140	236 $\pm$ 112 <b>113</b> 134 *134 $\pm$ 54 <b>*86</b> *107
	10	Mela2	112	4,120	0.03	1.3 $\pm$ 0.2	86	
	11	Rub	452	4,120	0.11	1.3 $\pm$ 0.2	346	
	12	Inga	610	6,052	0.10	1.9 $\pm$ 0.3	318	
	13	Swie	3	3,886	0.00	1.9 $\pm$ 0.3	2.14	
	14	Swie	2	3,886	0.00	1.2 $\pm$ 0.2	1.6	
	15	Chim	855	6,005	0.14	1.2 $\pm$ 0.2	<b>950</b>	
	16	Mela2	72	4,924	0.01	1.6 $\pm$ 0.3	46	
And 3	17	Cecr	138	2,398	0.06	0.86 $\pm$ 0.15	215	2,219 $\pm$ 1,721 <b>190</b> 219 *106 $\pm$ 38 <b>*86</b> *81
	18	Arto	55	2,398	0.02	0.86 $\pm$ 0.15	86	
	19	Sterc	91	247	0.37	0.08 $\pm$ 0.01	<b>1 155</b>	
	20	Inga	1,114	247	4.51	0.08 $\pm$ 0.01	<b>14 146</b>	
	21	Sima	12	616	0.02	0.2 $\pm$ 0.04	62	
	22	Cord	375	616	0.61	0.2 $\pm$ 0.04	<b>1 923</b>	
	23	Sap	0	642	0.00	0.2 $\pm$ 0.04	0	
	24	Cecr	25	474	0.05	0.15 $\pm$ 0.02	165	

## Results

All the plots were contaminated with CLD (figure 2A). The concentrations of CLD in the soil ( $[CLD]_{soil}$ ) measured at the three sites differed significantly (Kruskal-Wallis test for equal medians;  $p$  (same): 0.0001). Mean  $[CLD]_{soil}$  at Site 1 with Nitisols ( $2,543 \pm 702 \mu\text{g}/\text{kg}$  dry matter DM) was between the mean at Site 2 ( $5,251 \pm 1,102 \mu\text{g}/\text{kg}$  DM) and the mean at Site 3 ( $875 \pm 865 \mu\text{g}/\text{kg}$  DM) both on Andosols. Note that Site 3 had one relatively high value ( $2,398 \mu\text{g}/\text{kg}$  DM) leading to the highest variation coefficient (99 *versus* 27 and 21 for Sites 1 and 2 respectively).

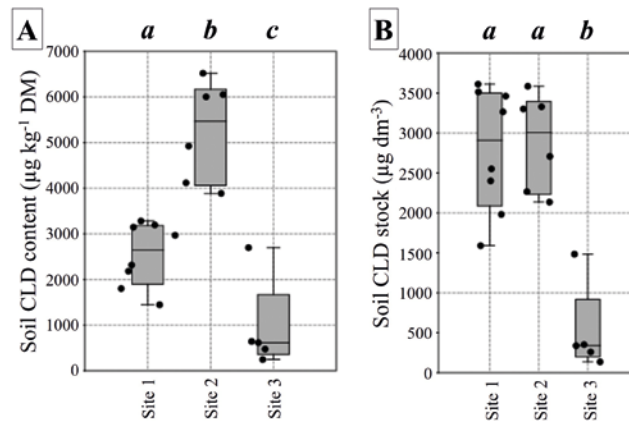
The basal trunk wood of 96% of the sampled trees was also contaminated by CLD (figure 3). The mean concentrations of CLD in wood ( $[CLD]_{wood}$ ) at Site 1 ( $3,406 \pm 1,658 \mu\text{g}/\text{kg}$  DM) were 10 -times higher than the means at Sites 2 and 3 (respectively  $299 \pm 314$  and  $226 \pm 378 \mu\text{g}/\text{kg}$  DM) even though the soils at Site 1 were not the most heavily contaminated. Trees at Sites 2 and 3 had relatively low  $[CLD]_{wood}$  means whatever the  $[CLD]_{soil}$  at the respective sites. Again, at Site 3, it should be noted that one value ( $1,114 \mu\text{g}/\text{kg}$  DM) was an outlier resulting in a high coefficient of variation (167 *versus* 49 and 105 for Sites 1 and 2 respectively).

No relationship was found between  $[CLD]_{wood}$  and  $[CLD]_{soil}$ . On the other hand, the  $[CLD]_{wood}$  of five out of the eight trees sampled at Site 1 (Nitisols) was much higher than the  $[CLD]_{soil}$  of the soil sampled around their base (table IV;  $BTR > 1$ ;  $mean_{BTR} : 1.38 \pm 0.7$ ) whereas only one tree at Site 3 (Andosol) showed a  $BTR > 1$  ( $mean_{BTR} : 0.7 \pm 1.6$ ). All trees sampled at Site 2 had a  $BTR < 1$  ( $mean_{BTR} : 0.06 \pm 0.08$ ).

Like Cabidoche and Lesueur-Jannoyer (2012), we hypothesized that the  $[CLD]_{wood}$  depended more on the soil CLD stock ( $[CLD]_{stock}$ ) or on the actual CLD dissolved in soil liquid phase and therefore actually available ( $[CLD]_{available}$ ).

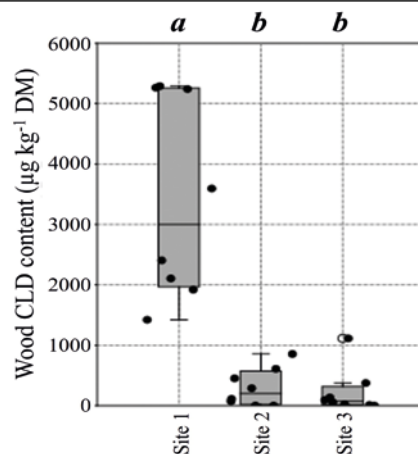
The  $[CLD]_{soil}$  reduced to the soil bulk density makes it possible to account for the real  $[CLD]_{stock}$  in the soil volume. Thus, Site 2 whose  $[CLD]_{soil}$  values were almost double those of Site 1, ultimately had a  $[CLD]_{stock}$  similar to that of Site 1 (figure 2B) because its soil bulk density was half that of Site 1 (table III; Andosols 0.55 *versus* Nitisols 1.1). Site 3 again had the lowest  $[CLD]_{stock}$ . Despite this change, no relationship was found between soil  $[CLD]_{stock}$  and  $[CLD]_{wood}$ .

Results for  $[CLD]_{available}$  differed significantly. Given that we disposed of two sets of soil parameter values taken from the literature for the calculation of  $[CLD]_{available}$ , we were able to obtain three sets of possible results (figure 4, A, B and C).  $[CLD]_{available}$  values in A and B were obtained from data sets taken from Cabidoche *et al.* (2009) and of Levillain *et al.* (2012) respectively, whereas the values in C were obtained from the combination of the two previous data sets (see “Materials and methods”). Box plots in A and B (figure 4) show that means and medians differed significantly at site level. In C (figure 4), it will be recalled that the number of values is more than eight trees per site due to all the possible combinations of the two datasets (see “Materials and methods”): 4 per tree in Nitisols, and 8 per tree in Andosols. This combination provided the intermediate  $[CLD]_{available}$  values we finally retained: Site 2 which



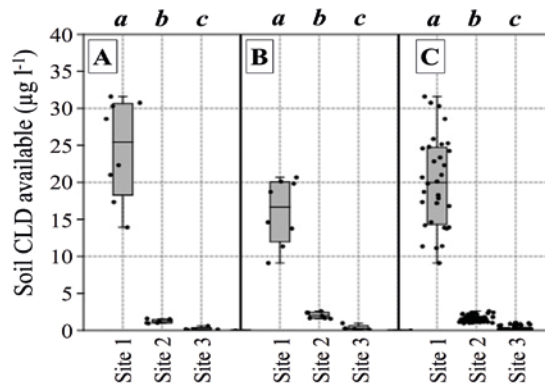
**Figure 2.**

Box plots of (A) Chlordecone content ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  soil dry matter DM) and (B) Chlordecone stock ( $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ ) in the soils at the 3 sites. Box plots with the same letter do not have significantly different medians (Kruskal-Wallis test for equal medians; in A,  $p$  (same) = 0.0007; in B,  $p$  (same) = 0.005).



**Figure 3.**

Box plots of Chlordecone content ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  wood dry matter DM) in the wood collected from the basal part of the trees sampled at the three sites. Box plots with the same letter do not have significantly different medians (Kruskal-Wallis test for equal medians;  $p$  (same) = 0.0004).



**Figure 4.**

Box plots of the volumetric content of Chlordecone (CLD) dissolved in the soil solution of the soil samples collected at the three study sites. To calculate the CLD dissolved and available in the soil solution ( $[CLD]_{available}$ ), we first used soil property values taken from two different studies (see also table III): (A) from Levillain *et al.* (2012), and (B) Cabidoche *et al.* (2009). Box plots in C present the  $[CLD]_{available}$  values using all the possible combinations of the 2 datasets: 4 per tree in Nitisols and 8 per tree in Andosols. Box plots with different letters have significantly different medians (Kruskal-Wallis test for equal medians; in A and B,  $p$  (same) = 0.0003; in C:  $p$  (same) = 0.000).

had the highest  $[CLD]_{soil}$  presented a mean  $[CLD]_{available}$  ( $1.66 \pm 0.43 \mu\text{g/l}$ ) that was significantly lower than that at Site 1 ( $20 \pm 6.13 \mu\text{g/l}$ ), and Site 3 presented the lowest mean  $[CLD]_{available}$  ( $0.3 \pm 0.29 \mu\text{g/l}$ ).

As we had access to  $[CLD]_{available}$  values, we were able to test the relationship between  $[CLD]_{available}$  and  $[CLD]_{wood}$ , regardless of the soil type and the site. We fitted three positive linear regressions (figure 5), whose intercept proved to be zero for both soil types since we assumed no CLD in plants growing on soil that was never contaminated. The two opposite linear regressions with  $[CLD]_{available}$  values calculated from the two sets of parameters (Levillain *et al.*, 2012; Cabidoche *et al.*, 2009) differed significantly (slope = 133, confidence intervals [76, 178]; slope = 203, confidence intervals [121, 269]). The third linear regression corresponding to the two datasets combined had a slope of 160 (confidence intervals [129, 188]). With no more soil indications, we preferred the last one, which represents an average plant-to-

soil bioconcentration ratio (WCR) for the trees in our study.

However, the mean WCR of each site was checked separately. We first calculated the mean WCR for each sampled tree from the individual value of  $[CLD]_{wood}$  measured at the laboratory and the mean  $[CLD]_{available}$  calculated from the datasets in the literature. With a mean value of  $2,219 \pm 1,721$  (median: 190), it appears that the average WCR at Site 3 (table IV) did not fit with the slope of the linear model (figure 5, white circle, "mixed"; slope = 160). Moreover, WCR at Site 3 has a strong coefficient of variation, 219 (table IV) mainly due to an outlier (WCR = 14,146) plus two other WCR values of more than 1,000 (figure 6). In Site 2, variability was much lower (coefficient of variation: 134) but with one relatively high value of 950 (mean<sub>WCR</sub> =  $236 \pm 112$ ; median: 113). Finally, Site 1 has rather homogenous distribution (mean<sub>WCR</sub> =  $176 \pm 31$ ; median = 161) with a very low coefficient of variation, 49.

The WCR medians of the three sites (table IV) were not significantly different (Kruskal Wallis test for equal medians;  $p$  (same): 0.778). Grouping all WCR values except the four highest WCR values gave a mean WCR for trees of  $154 \pm 119$  (median = 129; Coeff. Var. = 78).

Part B of figure 6 shows the WCR values for the different species. For *Inga* and *Cordia* trees, with the exception of the highest values at Site 3, the values at Sites 1 and 2 grouped respectively, around 300 and 250. For *Cecropia* trees, the values at Sites 1 and 3 grouped around 150. No other trees belonging to the other species reach 400.

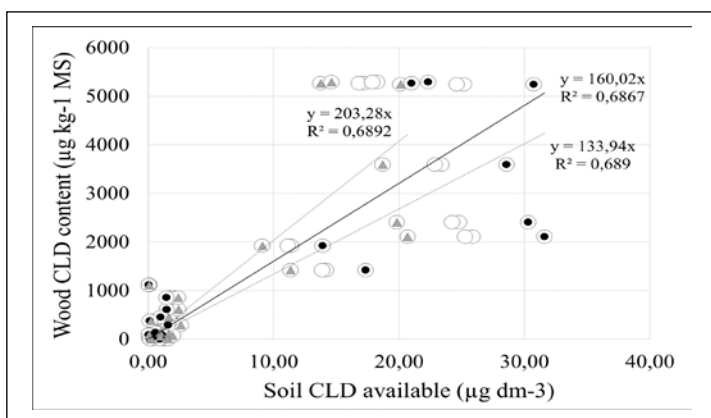
## Discussion

### Presence of CLD in trees

In this preliminary study, we looked for trees belonging to the native flora of Guadeloupe able to grow on abandoned banana plots containing different types of soil (Nitisols or Andosols) that were significantly contaminated with CLD. We measured the CLD content in the wood collected at the base of the trunk of each sampled tree. Our results confirm our first hypothesis: the levels of CLD found in the trees at the three sites clearly demonstrate that native forest trees can be significantly contaminated by CLD. To our knowledge, contamination of trees by CLD has never previously been reported, with the exception of one study (Cabidoche *et al.*, 2006) but which only dealt with tree fruits belonging to several species in Andosols in Guadeloupe. That study reported that some fruits may be contaminated but at very low levels (e.g., no more  $12 \mu\text{g/kg}$  for a grapefruit). Nevertheless, even though only a few trees were studied here, the fact that all the trees growing in Site 1 had  $[CLD]_{wood}$  values of more than  $1,000 \mu\text{g/kg DM}$  suggests it is not a marginal phenomenon in trees.

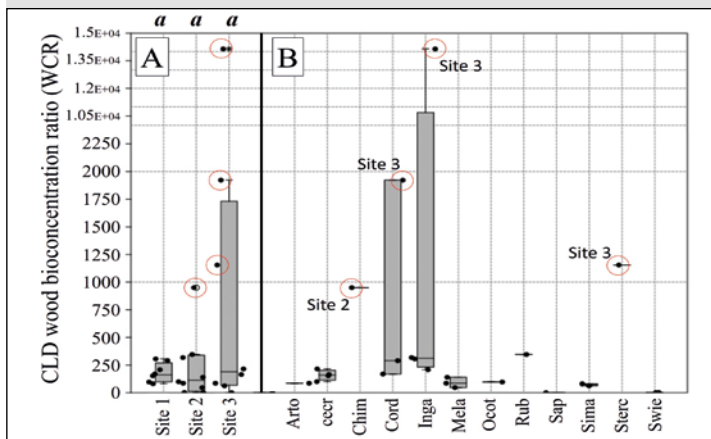
### Wood CLD content: trees versus herbaceous plants

Trees growing at Site 1 (on Nitisols) had the highest CLD contents ( $3,406 \pm 1,658 \mu\text{g/kg DM}$ ; or  $1,800 \pm 1,000 \mu\text{g/kg fresh matter FM}$ ), and often 10 times (1.8 to 22-times) higher than



**Figure 5.**

Linear relationships between volumetric content of Chlordecone (CLD) dissolved in the soil solution ( $[CLD]_{available}$ ) and Chlordecone content in the dry matter (DM) of wood ( $[CLD]_{wood}$ ). In "dataset 1", "dataset 2" and "mixed", soil ( $[CLD]_{available}$  values were calculated respectively from soil property values (See also table III) taken from Cabidoche *et al.* (2009), Levillain *et al.* (2012) and a mixed dataset containing data taken from the two studies.



**Figure 6.**

Box plots of the WCR (Chlordecone wood bioconcentration ratio) for trees (A) in the three study sites and (B) for each collected genus or species. Box plots with the same letter have no significantly different medians (Kruskal-Wallis test for equal medians in A:  $p$  (same) = 0.778, ns). The red circles highlight extreme values mainly observed at Site 3 (three individual) and Site 2 (one individual). For the name of the species in B, see table I.



the concentrations recorded in the aerial parts of several plants, very often monocotyledons or herbaceous taxa. We found no such high CLD contents reported in the literature. The CLD levels at the base of the stem of sugarcane growing on Andosols ranged from 190 to 450  $\mu\text{g}/\text{kg}$  DM (projet Rebecca; Chopart *et al.*, 2012) or  $< 130 \mu\text{g}/\text{kg}$  FM (Lesueur-Jannoyer *et al.*, 2012). The concentration of CLD in shoots of *Miscanthus × giganteus* and *Miscanthus sinensis* Anderson, were respectively  $150 \pm 28 \mu\text{g}/\text{kg}$  DM and  $260 \pm 70 \mu\text{g}/\text{kg}$  DM in soil contaminated at a rate of  $1,000 \mu\text{g}/\text{kg}$  DM (Liber *et al.*, 2017). However, Cabidoche and Lesueur-Jannoyer (2012) reported relatively high values (more than  $3,000 \mu\text{g}/\text{kg}$  DM) for courgette fruits.

If CLD is bioavailable in the soil and is absorbed by the roots, the first factor that explains the higher CLD content of trees is most probably their woody character in contrast to the herbaceous character of most of the plants studied to date. Cellulose, lignin, and hemicellulose are the main materials in trees. Studying on the adsorption of pesticides, Barak *et al.* (1983) concluded that woody stems adsorbed more of the pesticides than herbaceous stems, and that binding of pesticides in the apoplastic pathway of stems is related to their degree of lignification and to the lipophilicity of the pesticides. Clostre *et al.* (2014b, 2015) underlined the positive correlation between hemicellulose content and the concentration of CLD in root vegetables and cucurbits. Hemicellulose is a complex carbohydrate polymer which accounts for 25-30% of the total dry weight of wood (Pérez *et al.*, 2002). Gérard *et al.* (2019) provide a detailed composition of tropical woods. Among tropical hardwoods, the species we sampled are mainly constituted of cellulose (42.3%), hemicellulose (19.6%) and lignin (29.2%). Conversion into a unit of fresh material makes it possible to compare the quantities expected in hardwoods (cellulose: 244 g/kg FM, hemicellulose: 113 g/kg FM; lignin: 169 g/kg FM), the quantities found in the different plants studied by Clostre *et al.* (2014b; cellulose  $< 21 \text{ g}/\text{kg}$  FM, hemicellulose  $< 30 \text{ g}/\text{kg}$  FM, lignin  $< 16 \text{ g}/\text{kg}$  FM) and in sugarcane (Brienzo *et al.*, 2016; hemicellulose: 27.7% DM; cellulose: 42% DM, lignin: 20% DM). Not surprisingly, the amount of hemicellulose is much greater in trees.

However, other factors may be linked to the difference in CLD contents between trees and monocotyledons or herbaceous dicotyledons. Pascal-Lorber *et al.* (2016) highlighted the fact that the distribution of CLD contamination in grasses resulted from a link between the age of the plant and the evapotranspiration rate of tissues. Even if we cannot guess the evapotranspiration rate of the tree species we studied, their long-life cycle is still a major character. Indeed, a wood ring can remain functional for several years (Gebauer *et al.*, 2008), and the vessels can be crossed by rising contaminated raw saps over a period of many years, like their associated parenchyma, which remain partly alive until the wood enters the duraminization stage. In the monocotyledons studied here, the xylem vessels do not function for long. To conclude, we hypothesise that the longer life cycle and the recurrent circulation of contaminated sap probably explain the high CLD contents observed in the wood at the base of the tree trunk.

### Significantly lower CLD contents in trees growing on Andosols

Our second hypothesis was that trees are significantly contaminated whatever the type of soil contaminated. Our results clearly invalidate this second hypothesis: trees growing on Andosols at Site 2 had significantly lower concentrations of CLD in their wood than trees growing on Nitisols at Site 1. Yet, the soils at Site 2 contained double the CLD contents at Site 1. Andosols are known to retain CLD better than Nitisols (Levillain *et al.*, 2012) and less CLD is taken up by plants growing on Andosols (Cabidoche and Lesueur-Jannoyer, 2012). Trees are no exception to this rule. Made up of allophane clays, Andosols contain more organic matter than Nitisols (Dorel *et al.*, 2005; Cabidoche *et al.*, 2009). Due to the aggregative and fractal structure of allophane clays, Woignier *et al.* (2012) showed that the pollutant trapped in the microstructure of allophanic soils could reduce its sensitivity to leaching and its availability to plants. Inversely, Nitisols made of halloysite clays (Sierra and Desfontaines, 2018) are known to release CLD by leaching much more easily than Andosols (Levillain *et al.*, 2012) and are thus more contaminating for plants (Clostre *et al.*, 2015). Thus, organic matter plus CLD trapping by allophane clays strongly affect the bioavailability of CLD in Andosols, meaning that total CLD content in Andosols provides no information about the bioavailable CLD content, which is a determining factor (Cabidoche and Lesueur-Jannoyer, 2012).

We were unable to measure the soil characteristics ( $W_{fc}$ , BD,  $K_{oc}$  and SOC) that provide access to soil  $[\text{CLD}]_{\text{available}}$ . However, Cabidoche *et al.* (2009) and Levillain *et al.* (2012) provide a calculation model of  $[\text{CLD}]_{\text{available}}$  as well as mean characteristics ( $W_{fc}$ , BD,  $K_{oc}$ , SOC; table III) for Andosols and Nitisols. These two types of soils have such contrasted characteristics (table III) that a calculation using average data in the literature allowed us to explain – although roughly – the differences in  $[\text{CLD}]_{\text{wood}}$  between Sites 1 and 2. As expected,  $[\text{CLD}]_{\text{available}}$  in Andosols at Site 2 was much lower than that in the Nitisols at Site 1 ( $\sim 2.5 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  versus  $\sim 20 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ), regardless of the  $[\text{CLD}]_{\text{soil}}$ . This difference in  $[\text{CLD}]_{\text{available}}$  leads to a significant difference in  $[\text{CLD}]_{\text{wood}}$  mean values between Sites 2 and 1 ( $299 \mu\text{g}/\text{kg}$  versus  $3,400 \mu\text{g}/\text{kg}$  respectively). In other words, since more CLD is available in the soil, trees can absorb more, regardless of the type of soil. This conclusion is supported by the wood bioconcentration ratios (WCR) obtained for all the trees studied even though they belong to different species. Medians of the 3 box plots (figure 6A; 161, 113 and 190) were not significantly different between sites, a fact supporting the idea that trees have similar CLD absorption efficiencies related to the  $[\text{CLD}]_{\text{available}}$  values rather than to the type of soil.

### Mean CLD bioconcentration ratio (WCR) in the trees studied

Could the WCR median value of 160 be considered as a first mean CLD bioconcentration ratio for trees in Guadeloupe? The WCR values of 20 trees out of 24 (83%) ranged between 0 and 346 l/kg and constituted a relatively homoge-

neous group for CLD bioconcentration efficiency. On the other hand, the existence of very high WCR values (1,155 and 1,923), and even extreme values (14,146), mainly in Site 3, raises questions about the variability of WCR in the trees studied here. How should we interpret the high WCR values in Site 3 that differ significantly from the majority of values, even if they come from different species?

Our first hypothesis is that these values reflect real hyper accumulation resulting from specific expression in the Andosols at Site 3. However, two WCR extreme values stem from two species *Inga ingoides* and *Cordia sulcata* that are found at Sites 1 and 2. The WCR values at sites 1 and 2 do not exceed 350 for these two species. Could such large individual variability exist for this trait? The number of trees studied is far too small to support such a hypothesis.

Our second hypothesis is that these very high WCR values are most probably due to a combined effect of our soil sampling strategy around trees and the spatial variability of the CLD concentrations in the soil at Site 3. It will be recalled that Site 3 hosted only a banana plantation mixed with market gardening. So, Site 3 had probably hosted a much lower density of banana trees than Sites 1 and 2 which hosted pure banana plantations (around 2,000 ind/ha). From 1970 to 1993, CLD was applied in solid form only at the foot of each banana tree at an “average” dose of 30 g of commercial product/foot/Ha/year, resulting in soil contamination that varied from the metric to the centimetre scale (Lesueur-Jannoyer *et al.*, 2012). Thus, the more banana trees per unit area, the more treatment points per unit area, which tends to reduce the heterogeneity of CLD distribution in the soil. With a supposed lower density of banana trees, we hypothesise that there is less CLD and greater CLD heterogeneity in Site 3 than in Sites 1 and 2. Indeed, Site 3 had (1) the lowest mean  $[CLD]_{soil}$  but (2) the highest variation coefficient (99 *versus* 27 and 21 for Sites 1 and 2, respectively). The greater heterogeneity in Site 3 would also be expected to reduce the likelihood of collecting highly contaminated soil samples using our irregularly spaced soil sampling method. Inversely, the root systems of trees explore large areas ( $> 10 m^2$ ) and could encounter highly contaminated points present in Site 3 much more easily than we did. Therefore, in Site 3, we can more frequently associate high  $[CLD]_{wood}$  with low  $[CLD]_{available}$ . This combination leads to very high WCR values such as those encountered in Site 3. Naturally, we assume the opposite situation may also exist as the two *Swietenia* trees for which relatively significant  $[CLD]_{available}$  values (1.2 and 1.9  $\mu g/l$ ) were associated with very low  $[CLD]_{wood}$  values (3 and 2  $\mu g/kg$ ). Either can we exclude the possibility that certain species do not accumulate CLD for various reasons? A deeper root system, hence avoiding CLD that is mainly present in soil superficial layers is one possibility. Given the small number of individuals of each species used in this study, further investigation is required to answer these questions.

Anyway, our study did allow us to get an idea of the ability of trees to absorb CLD. Excluding the supposedly aberrant WCR values, the CLD absorption efficiency of the studied trees (mean:  $144 \pm 24$ ; median: 120; Var. Coeff.: 75) is very similar to that reported for fruits of *Cucurbita pepo* ssp. *Pepo* cv. Floridor (Organ Concentration Factor: 177-181; Cabidoche and

Lesueur-Jannoyer, 2012). Among plants, only a few species, for example, *Cucurbita*, exhibited distinctive capacity for the uptake of notable quantities of persistent organic pollutants (POPs) from the soil (White, 2010) and are considered to be POP hyperaccumulators (Malik *et al.*, 2022). Unfortunately, we were not able to locate any results concerning the relationships between trees and CLD in the literature to compare with our results except for one a study on orchard tree fruits (Cabidoche *et al.*, 2006). Consequently, we were obliged to look for experiments that reported the tree uptake efficiency of other POPs. In a successful experiment of phytoremediation of *Hexachlorocyclohexane* (HCH) in Argentina, Gotelli *et al.* (2020) reported similar POP concentrations (mean  $[HCH]_{wood}$ : 2,730  $\mu g/kg$  DM; 300-12,700  $\mu g/kg$  DM) in wood collected in the first three metres of the trunk of *Eucalyptus dunnii* growing in a highly contaminated soil ( $[HCH]_{soil}$ : 10-6,000  $mg/kg$  DM). The authors did not provide wood bioconcentration ratio (WCR) values for HCH, but we were able to calculate a mean BTR (see “material and method”) from “supplemental material” for *E. dunnii*:  $0.01 \pm 0.01$ . This value is significantly below the BTR means calculated for our trees ( $1.38 \pm 0.68$ ,  $0.05 \pm 0.06$  and  $0.03 \pm 0.02$  for Sites 1, 2 and 3 respectively). Although the sensitivity of plants to different POPs varies greatly (White, 2010), our trees growing on much less polluted Nitisols ( $< 7 mg/kg$  DM) had similar POP contents (here  $[CLD]_{wood}$ :  $3,406 \pm 1,658 \mu g/kg$  DM) and consistent CLD uptake efficiency. Thus, we can claim that most of the trees used in our study have a consistent CLD phytoextraction potential.

## Conclusion and perspectives

In this study, we found Chlordecone in 100% of our soil samples and in 96% of our tree wood samples. The concentrations of Chlordecone ( $[CLD]_{soil}$ ) ranged from 1,446 to 3,283  $\mu g/kg$  DM in Nitisols and from 247 to 6,519  $\mu g/kg$  DM in Andosols. In wood samples, the concentrations of Chlordecone ( $[CLD]_{wood}$ ) ranged from 1,422 to 5,290  $\mu g/kg$  DM in trees growing on Nitisols and from 0 to 1,114  $\mu g/kg$  DM for trees growing on Andosols. These are among the highest CLD concentrations recorded in the aerial parts of plants for this POP. Wood contamination capacity was higher for Nitisols than for Andosols, this is explained by the  $K_{oc}$  value, which is known to be lower for Nitisols. Applying generic soil property values to both Nitisols and Andosols reported in the literature, we were able to access the volumetric dissolved Chlordecone content ( $[CLD]_{available}$ ) of our soil samples. The volumetric dissolved Chlordecone content explained the contamination of the trees by a satisfactory linear relation (slope: 160) regardless of the tree species. We then calculated a soil-plant bioconcentration ratio (WCR), which is the ratio of the concentration of CLD in dry plant tissue ( $\mu g/kg$  DM) to the concentration of CLD in the soil solution ( $\mu g/l$ ). Despite four aberrant values mainly due to the spatial soil sampling method used in Site 3, we found that around 83% of the WCR values of the trees were between 0 and 346 and provide a first mean CLD bioconcentration efficiency for trees ( $144 \pm 24$ ) with no clear distinction between Nitisols and Andosols. We need

further research to explore the variability of CLD uptake efficiency by tree species and the [CLD] contents in the different compartments of the trees, from roots and wood to leaves and fruits.

As part of a future pollution remediation strategy whose contours are not yet known, cultivating trees offers different commercial opportunities and provides interesting services. These services include (1) soil protection against erosion, (2) the production of timber (exported), fruit (citrus fruits, etc.) and organic matter (feeding the litter of the plot), or (3) the sequestration of carbon and CLD that will have been extracted from polluted soils, not to mention many other services (biodiversity, landscape, etc.). By providing sustainable protection of soils against erosion as well as the regular production of living or dead organic matter, occupying the edaphic space, the cultivation of multispecies forest and fruit trees combined with other herbaceous crops could be an effective CLD trap, preventing this POP from escaping to other fragile environments and from contaminating other more fragile crops. But, will this trap be sufficient to sustainably trap most CLD pollution? In this perspective, many questions emerge. What amounts of CLD can we expect trees to sequester, both in their architecture and in the organic matter they release and which “feeds” the soil? Will the products (fruits, leaves, bark) of these agro-forests grown on polluted site be fit for consumption? Will the wood be usable, marketable? Will additional contributions of organic matter and/or activated carbons that have been shown to be good CLD traps still be necessary? Future trials should be implemented with different fast-growing tree species planted on Nitisols to study the within and between-species variability in CLD uptake efficiency. Additionally, new samplings (roots, shoot, wood, rings, bark, leaves and fruits) from adult trees already growing in abandoned contaminated banana plantations could reveal (1) [CLD] gradients in the different compartments (from roots to leaves) of the trees and (2) total CLD contents in adult trees. Finally, leaching experiments should be conducted under different types of plant cover (tree, herbaceous, mixed) to determine which types best retain CLD in the soil.

### Acknowledgements

This study was carried out at the CIRAD Neufchâteau experimental station, with financial support from the CIRAD. We are grateful to A.-M. Toussaint, C. Pavis and to the staff of Duclos herbarium (INRAE research station) for help identifying the tree species. We are also grateful to the ChlEauTerre project 2017 Cirad/Inra/Daaf/OdE for access to data source. Special thanks to the person who allowed us to visit his plots on site 1 and collect wood from his trees, along the road of Bois brûlé.

### Financing

This study was carried out thanks to CIRAD's own funds.

### Access to data

The raw data are recorded in an Excel file that has been uploaded to the CIRAD-AMAP Dataverse.

The data are of public interest and can be accessed without any particular restrictions by using the following link:

<https://doi.org/10.18167/DVN1/4AZBLK>

Nevertheless, the authors would like to be informed of their possible use, whether by an organisation or a person interested or concerned by the subject of the study.

## References

- Balesdent J., Mariotti A., Boisgontier D., 2006. Effect of tillage on soil organic carbon mineralization estimated from <sup>13</sup>C abundance in maize fields. *European Journal of Soil Science*, 41 (4): 587-596. <https://www.verdeterreprod.fr/wp-content/uploads/2020/05/balesdent1990.pdf>
- Barak E., Jacoby B., Dinoor A., 1983. Adsorption of systemic pesticides on ground stems and in the apoplastic pathway of stems, as related to lignification and lipophilicity of the pesticides. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 20: 194-202. [https://doi.org/10.1016/0048-3575\(83\)90024-X](https://doi.org/10.1016/0048-3575(83)90024-X)
- Brienzo M., Azevedo Carvalho A. F., de Figueiredo F. C., Oliva Neto P., 2016. Sugarcane bagasse hemicellulose properties, extraction technologies and xylo-oligosaccharides production. In: Riley G. L. (ed.). *Food Waste*. New York, USA, Nova Science Publishers, Inc.
- Cabidoche Y.-M., Clermont-Dauphin C., Cattani P., Achard R., Caron A., Chabrier C., 2004. Stockage dans les sols à charges variables et dissipation dans les eaux de zoocides organochlorés autrefois appliqués en bananeraies aux Antilles : relation avec les systèmes de culture. Institut national de la recherche agronomique (INRA), CIRAD-Flhor, 52 p. <https://agritrop.cirad.fr/533638/>
- Cabidoche Y.-M., Jannoyer M., Vannière H., 2006. Conclusions du Groupe d'étude et de prospective « Pollution par les organochlorés aux Antilles ». Aspects agronomiques. Montpellier, France, CIRAD-Flhor, 66 p. <https://agritrop.cirad.fr/535037/>
- Cabidoche Y.-M., Achard R., Cattani P., Clermont-Dauphin C., Massat F., Sansoulet J., 2009. Long-term pollution by Chlordecone of tropical volcanic soils in the French West Indies: a simple leaching model accounts for current residue contents. *Environmental Pollution*, 157: 1697-1705. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.12.015>
- Cabidoche Y.-M., Lesueur-Jannoyer M., 2012. Contamination of harvested organs in root crops grown on Chlordecone-polluted soils. *Pedosphere*, 22 (4): 562-57. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(12\)60041-1](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(12)60041-1)
- Cattani P., Charlier J.-B., Clostre F., Letourmy P., Arnaud L., Gresser J., et al., 2019. A Conceptual model of organochlorine fate from a combined analysis of spatial and mid- to long-term trends of surface and ground water contamination in tropical areas (FWI). *Hydrology and Earth System Sciences*, 23: 691-709. <https://doi.org/10.5194/hess-23-691-2019>
- Chevallier T., Woignier T., Toucet J., Blanchart E., 2010. Organic carbon stabilization in the fractal pore structure of Andosols. *Geoderma*, 159: 182-188. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.07.010>
- Chopart J.-L., Auzoux S., Bachelier B., Bastianelli D., Bonnal L., Lebert B., et al., 2012. Programme REBECCA (REcherche Biomasse Energie Canne à Apesterre Belle-Eau). Rapport final phase 1. Montpellier, France, Cirad, 126 p. (Note scientifique Rebecca, 4). <https://agritrop.cirad.fr/569100/>
- Clostre F., Woignier T., Rangon L., Fernandes P., Soler A., Lesueur-Jannoyer M., 2014a. Field validation of Chlordecone soil sequestration by organic matter addition. *Journal of Soils and Sediments*, 14: 23-33. <https://doi.org/10.1007/s11368-013-0790-3>
- Clostre F., Letourmy P., Thuriès L., Lesueur-Jannoyer M., 2014b. Effect of home food processing on chlordecone (organochlorine) content in vegetables. *Science of The Total Environment*, 490: 1044-1050. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.082>
- Clostre F., Letourmy P., Lesueur-Jannoyer M., 2015. Organochlorine (Chlordecone) uptake by root vegetables. *Chemosphere*, 118: 96-102. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.06.076>
- Colmet-Daage F., 1969. Carte des sols des Antilles (Guadeloupe, Martinique). ORSTOM Antilles.
- Delannoy M., Yehya S., Techer D., Razafitianamaharavo A., Richard A., Caria G., et al., 2018. Amendment of soil by biochar and activated carbons to reduce Chlordecone bioavailability in piglets. *Chemosphere*, 210: 486-494. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.05.181>
- Dorel M., Lombard K., Oliver R., 2005. Azote minéralisable et statut organique des Andosols de Guadeloupe : influence du milieu et

des pratiques culturales. *Étude et Gestion des Sols*, 12 (4) : 267-280. <https://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/volume-12-numero-2/>

Gebauer T., Horna V., Leuschner C., 2008. Variability in radial sap flux density patterns and sapwood area among seven co-occurring temperate broad-leaved tree species. *Tree Physiology*, 28: 1821-1830. <https://doi.org/10.1093/treephys/28.12.1821>

Gérard J., Paradis S., Thibaut B., 2019. Survey on the chemical composition of several tropical wood species. *Bois et Forêts des Tropiques*, 342: 79-91. <https://revues.cirad.fr/index.php/BFT/article/view/31809>

Gotelli M. J., Lo Balbo A., Caballero G. M., Gotelli C. A., 2020. Hexachlorocyclohexane phytoremediation using *Eucalyptus dunnii* of a contaminated site in Argentina. *International Journal of Phytoremediation*, 22 (11): 1129-1136. <https://doi.org/10.1080/15226514.2020.1736511>

Guenet B., Gabrielle B., Chenu C., Arrouays D., Balesdent J., Bernoux M., et al., 2020. Can N<sub>2</sub>O emissions offset the benefits from soil organic carbon storage? *Global Change Biology*, 27 (2): 237-256. <https://doi.org/10.1111/gcb.15342>

Liber Y., Létondor C., Pascal-Lorber S., Laurent F., 2017. Growth parameters influencing uptake of Chlordecone by *Miscanthus* species. *Science of The Total Environment*, 624: 831-837. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.071>

Lesueur-Jannoyer M., Cattán P., Monti D., Saison C., Voltz M., et al., 2012. Chlordecone aux Antilles : évolution des systèmes de culture et leur incidence sur la dispersion de la pollution. *Agronomie, Environnement et Sociétés, Association Française d'Agronomie*, 2 (1) : 45-58. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02651807/>

Levillain J., Cattán P., Colin F., Voltz M., Cabidoche Y.-M., 2012. Analysis of environmental and farming factors of soil contamination by a persistent organic pollutant, Chlordecone, in a banana production area of French West Indies. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 159: 123-132. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.07.005>

Malik B., Pirzadah T. B., Hakeem K. R., 2022. Chapter 20 – Phytoremediation of persistent organic pollutants (POPs). *Phytoremediation. Biotechnological Strategies for Promoting Invigorating Environs*, 415-436. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-89874-4.00010-8>

McKone T. E., Maddalena R. L., 2009. Plant uptake of organic pollutants from soil: Bioconcentration estimates based on models and experiments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26 (12): 2494-2504. <https://doi.org/10.1897/06-2691>

Merlin C., 2015. Recherche de la signature biologique de la dégradation du chlordécone dans le sol des Antilles françaises. Thèse en sciences agricoles, Université de Bourgogne, France, 295 p. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01508920>

Mouvet C., Dictor M. C., Bristeau S., Breeze D., Mercier A., 2017. Remediation by chemical reduction in laboratory mesocosms of three chlordecone-contaminated tropical soils. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (33): 25500-25512. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7582-4>

Mouvet C., Collet B., Gaudé J.-M., Rangon L., Bristeau S., Senergues M., et al., 2020. Physico-chemical and agronomic results of soil remediation by In Situ Chemical Reduction applied to a chlordecone-contaminated nitisol at plot scale in a French Caribbean banana plantation. *Environmental Science and Pollution Research*, 27: 41063-41092. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-07603-z>

Pascal-Lorber S., Létondor C., Liber Y., Jamin E. L., Laurent F., 2016. Chlordecone transfer and distribution in maize shoots. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 64 (2): 409-415. <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.5b05115>

Pérez J., Muñoz-Dorado J., de la Rubia T., Martínez J., 2002. Biodegradation and biological treatments of cellulose, hemicellulose and lignin: an overview. *International Microbiology*, 5 (2): 53-63. <https://doi.org/10.1007/s10123-002-0062-3>

Ranguin R., Jean-Marius C., Yacou C., Gaspard S., Feidt C., Rychen G., et al., 2020. Reduction of Chlordecone environmental availability by soil amendment of biochars and activated carbons from lignocellulosic biomass. *Environmental Science and Pollution Research*, 27 (33): 41093-41104. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07366-2>

Rochette R., Andrieux P., Bonnal V., Cattán P., et al., 2017. Contamination

des bassins versants de la Guadeloupe continentale par la chlordécone. Actualisation des connaissances et cartographie des zones à risque de contamination. *INRA-CIRAD*, 89 p. <https://agritrop.cirad.fr/586773/>

Rochette R., Bonnal V., Andrieux P., Cattán P., 2020. Analysis of surface water reveals land pesticide contamination: an application for the determination of Chlordecone-polluted areas in Guadeloupe, French West Indies. *Environmental Science and Pollution Research*, 27 (33): 41132-41142. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10718-y>

Sabatier P., Mottes C., Cottin N., Evraud O., Comte I., Piot C., et al., 2021. Evidence of Chlordecone resurrection by Glyphosate in French West Indies. *Environmental Science & Technology*, 55 (4): 2296-2306. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c05207>

Saptoka T. B., Mazzoncini M., Barberi P., Antichi D., Silvestri N., 2012. Fifteen years of no till increase soil organic matter, microbial biomass and arthropod diversity in cover crop-based arable cropping systems. *Agronomy for Sustainable Development*, 32 (4): 853-863. <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0079-0>

Sierra J., Desfontaines L., 2018. Les sols de la Guadeloupe. Genèse, distribution & propriétés. *Inra Sciences et Impact*, 22 p. <https://hal.inrae.fr/hal-02789600>

UNEP, 2007. Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its third meeting. Addendum: Risk management evaluation on chlordecone. *UNEP/POPS/POPRC.3/20/Add.2*. Geneva, Switzerland, UNEP, 14 p. <http://chm.pops.int/default.aspx?tabid=2301>

White J. C., 2010. Inheritance of *p,p'*-DDE Phytoextraction Ability in Hybridized *Cucurbita pepo* Cultivars. *Environmental Science & Technology*, 44: 5165-5169. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es100706t>

Woignier T., Clostre F., Macarie H., Jannoyer M., 2012. Chlordecone retention in the fractal structure of volcanic clay. *Journal of Hazardous Materials*, 241-242: 224-230. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.09.034>

### Nicolini et al. – Author's contributions

Contributor role	Contributor names
Conceptualization	E. Nicolini, J. Beauchêne
Data Curation	E. Nicolini, J. Beauchêne
Formal Analysis	E. Nicolini, T. Hattermann
Funding Acquisition	E. Nicolini, J. Beauchêne
Investigation	E. Nicolini, J. Beauchêne, V. Bonnal
Methodology	E. Nicolini, J. Beauchêne, V. Bonnal
Project Administration	E. Nicolini, J. Beauchêne
Resources	V. Bonnal
Supervision	E. Nicolini,
Validation	E. Nicolini, J. Beauchêne
Visualization	E. Nicolini, V. Bonnal
Writing – Original Draft Preparation	E. Nicolini
Writing – Review & Editing	E. Nicolini, J. Beauchêne, V. Bonnal

Bois et Forêts des Tropiques - Revue scientifique du Cirad -  
© Bois et Forêts des Tropiques © Cirad



Cirad - Campus international de Baillarguet,  
34398 Montpellier Cedex 5, France  
Contact : [bft@cirad.fr](mailto:bft@cirad.fr) - ISSN : L-0006-579X

# Perceptions locales de la dégradation des ressources naturelles du corridor forestier de la Boucle du Mouhoun au Burkina Faso

**Brama OUATTARA<sup>1</sup>**  
**Lassina SANOU<sup>2</sup>**  
**Jonas KOALA<sup>2</sup>**  
**Mipro HIEN<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> Université Nazi Boni  
Institut du développement rural  
01 BP 1091, Bobo-Dioulasso  
Burkina Faso

<sup>2</sup> Centre national de la recherche  
scientifique et technologique  
INERA, Département Environnement  
et Forêts  
03 BP 7047, Ouagadougou 03  
Burkina Faso

**Auteur correspondant /**  
**Corresponding author:**  
**Brama OUATTARA -**  
[bouattara35@gmail.com](mailto:bouattara35@gmail.com)



**Photo 1.**  
Exploitation illégale de bois dans la forêt des Deux Balés.  
*Illegal logging in the Deux Balés forest.*  
Photo B. Ouattara.

**Doi :** 10.19182/bft2022.352.a36935 – Droit d’auteur © 2022, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 10 novembre 2020 ;  
date d’acceptation : 17 novembre 2021 ; date de publication : 1er mai 2022.



Licence Creative Commons :  
Attribution - 4.0 International.  
Attribution-4.0 International (CC BY 4.0)

#### Citer l'article / To cite the article

Ouattara B., Sanou L., Koala J., Hien M., 2022. Perceptions locales de la dégradation des ressources naturelles du corridor forestier de la Boucle du Mouhoun au Burkina Faso. Bois et Forêts des Tropiques, 352 : 43-60. Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2022.352.a36935>

## RÉSUMÉ

### Perceptions locales de la dégradation des ressources naturelles du corridor forestier de la Boucle du Mouhoun au Burkina Faso

L'étude s'intéresse aux perceptions de la dégradation des ressources naturelles et examine les facteurs qui influencent la volonté des populations locales à intégrer les bonnes pratiques qui atténuent l'utilisation des feux, de la pâture et des pesticides. Nous avons analysé les stratégies locales qui pourraient restaurer les ressources naturelles et permettre une gestion durable. Les données ont été collectées auprès de 300 ménages ruraux dans trente villages riverains du corridor forestier de la Boucle du Mouhoun au Burkina Faso. Les résultats montrent selon l'échelle catégorielle de type Likert que les populations locales sont conscientes de la dégradation des ressources naturelles et en connaissent les principales causes : variabilité climatique, érosion des sols, feux, dégradation de la qualité du sol, pâture incontrôlée, coupe de bois, utilisation de pesticides et tenure foncière. L'âge, le genre, le statut de résidence, la source de revenus, la taille de l'exploitation et la tenure foncière sont explicatives de la volonté des communautés riveraines à inverser la tendance à la dégradation du corridor forestier de la Boucle du Mouhoun. En outre, les populations suggèrent la plantation d'espèces désirées et adaptées aux conditions de site, la mise en place des ouvrages anti-érosifs qui améliorent la fertilité des sols et l'aide au rétablissement du couvert végétal. Elles promettent l'utilisation de pesticides homologués et à faible dose, l'interdiction de pâture dans les aires protégées, la protection et la conservation des arbres dans les champs. Au terme de cette étude, il ressort que les déterminants à prendre en compte pour une gestion durable des ressources naturelles et l'inversion de la tendance à la dégradation sont la gestion des feux, la pâture modérée, l'utilisation modérée des pesticides et la réduction des défriches. Dans la formulation des stratégies de lutte contre la dégradation des ressources naturelles à mettre en place, il sera impérieux à l'avenir de tenir compte des caractéristiques socio-économiques.

**Mots-clés :** dégradation des terres, conservation de la biodiversité, attributs socio-économiques, agroforesterie, régression logistique binaire, services écosystémiques, Burkina Faso.

## ABSTRACT

### Local perceptions of natural resource degradation in the *Boucle du Mouhoun* forest corridor in Burkina Faso

This study investigated perceptions of natural resource degradation and the factors that influence the willingness of local people to adopt good practices that can mitigate the use of fire, grazing and pesticides. We analysed local strategies that could restore natural resources and enable sustainable management. Data were collected from 300 rural households in thirty villages along the *Boucle du Mouhoun* forest corridor in Burkina Faso. The results show that local people are aware of the degradation of their natural resources and know the main causes: climatic variability, soil erosion, fires, degradation of soil quality, uncontrolled grazing, wood cutting, use of pesticides and land tenure issues. Age, gender, residence status, source of income, farm size and land tenure are explanatory factors of the willingness of resident communities to reverse the degradation of the *Boucle du Mouhoun* forest corridor. Moreover, the local populations suggested planting species of interest to them and adapted to site conditions, installing erosion control systems to improve soil fertility and helping to re-establish plant cover. They undertook to use approved and low-dose pesticides, prohibit grazing in protected areas and to protect and preserve field trees. It was found on completion of the study that the determinants to be taken into account for sustainable natural resource management and to reverse their ongoing degradation are fire management, moderate grazing, moderate use of pesticides and reduction of land clearing. In formulating future strategies against natural resource degradation, it will be imperative to take socio-economic characteristics into account.

**Keywords:** land degradation, biodiversity conservation, socio-economic attributes, agroforestry, binary logistic regression, ecosystem services, Burkina Faso.

## RESUMEN

### Percepción local de la degradación de los recursos naturales en el corredor forestal de Boucle du Mouhoun (Burkina Faso)

El estudio se interesa por la percepción de la degradación de los recursos naturales y examina los factores que influyen en la disposición de la población local a incorporar buenas prácticas que mitiguen el uso del fuego, del pastoreo y de los pesticidas. Analizamos las estrategias locales que podrían restaurar los recursos naturales y permitir una gestión sostenible. Los datos se recogieron en 300 hogares rurales de 30 pueblos vecinos del corredor forestal Boucle du Mouhoun, en Burkina Faso. Los resultados muestran, según la escala de categorías de Likert, que la población local es consciente de la degradación de los recursos naturales y conoce sus principales causas: variabilidad climática, erosión del suelo, incendios, degradación de la calidad del suelo, pastoreo incontrolado, tala de madera, uso de pesticidas y tenencia de la tierra. La edad, el sexo, la situación de residencia, la fuente de ingresos, el tamaño de la explotación y la tenencia de la tierra explican la voluntad de las comunidades ribereñas de revertir la tendencia a la degradación del corredor forestal Boucle du Mouhoun. Además, las poblaciones sugieren plantar especies deseadas y adaptadas a las condiciones del lugar, instalar estructuras de control de la erosión que mejoren la fertilidad del suelo y ayudar a restablecer la cubierta vegetal. Se comprometen a utilizar pesticidas homologados y en dosis bajas, a prohibir el pastoreo en las zonas protegidas y a proteger y conservar los árboles en los campos. Al final de este estudio, se constató que los factores determinantes que hay que tener en cuenta para una gestión sostenible de los recursos naturales y la inversión de la tendencia a la degradación, son la gestión de los incendios, el pastoreo moderado, el uso moderado de pesticidas y la reducción del desbroce. A la hora de formular estrategias para luchar contra la degradación de los recursos naturales, será imperativo en el futuro tener en cuenta las características socioeconómicas.

**Palabras clave:** degradación de la tierra, conservación de la biodiversidad, atributos socioeconómicos, agroforestería, regresión logística binaria, servicios ecosistémicos, Burkina Faso.

## Introduction

Les forêts tropicales sèches jouent un rôle capital dans la régulation des gaz à effet de serre, dans les grands équilibres climatiques, dans la satisfaction de divers besoins des populations rurales (Ouattara *et al.*, 2021) et dans la constitution de grands réservoirs de biodiversité.

Au regard de la fragmentation des paysages forestiers due aux activités humaines et à la variabilité climatique entraînant une atteinte à la biodiversité (Bamba, 2010 ; Sanou *et al.*, 2017 ; Zampaligre *et al.*, 2019 ; Zida *et al.*, 2020), une attention particulière est portée à la conservation de ces écosystèmes par la communauté scientifique et les décideurs. Parmi les activités anthropiques de dégradation forestière, nous pouvons citer les feux de brousse incontrôlés, la coupe abusive du bois, le surpâturage et la surexploitation des produits forestiers non ligneux. Les interrelations entre le régime des feux de savane et la dynamique de la végétation sont en effet complexes et mal comprises du point de vue écologique (Laris, 2002). La variabilité climatique se caractérise par des sécheresses dues à la baisse des précipitations, leur mauvaise répartition spatio-temporelle, les inondations provenant des abats d'eau exceptionnels, les pics de chaleur, les vents violents et les vents de sable (Belem *et al.*, 2018). Les forêts classées du Burkina Faso ne sont pas épargnées par ces dégradations. En 2019, selon le ministère de l'Environnement, de l'Economie verte et du Changement climatique (MEEVCC), les facteurs responsables de cette dégradation sont d'ordre direct et indirect. Pour les facteurs directs, il existe des liens de cause à effet entre le facteur incriminé et l'impact sur la forêt, comme par exemple une coupe de bois, un défrichement agricole et une surcharge de bétail sur la forêt (Belem *et al.*, 2018 ; Kaboré *et al.*, 2019). Les causes indirectes sont immatérielles et résultent d'interactions complexes entre facteurs démographiques, économiques, technologiques, politiques et culturels (Savadogo *et al.*, 2011 ; Gansaonré, 2018 ; MEEVCC, 2019).

Il est pressant alors de bien maîtriser les déterminants locaux de la fragmentation des paysages forestiers afin de bien orienter les politiques d'aménagement et de conservation.

Par ailleurs, selon Ezebilo (2012), au Nigeria, la nature de ces aires protégées (la plupart des forêts ont été classées pendant la période coloniale) et leur gestion créent le plus souvent des conflits entre les autorités administratives (administration forestière) et les populations autochtones car ces dernières y voient une spoliation de leurs biens.

Au Burkina Faso, peu d'études documentent la perception des populations sur la dégradation et la perte des habitats forestiers. Plusieurs facteurs de fragmentation sont diversement considérés comme déterminants par les auteurs, il s'agit des feux de végétation et de la variabilité climatique (Hahn-Hadjali et Thiombiano, 2000 ; Hien *et al.*, 2002 ; Kaboré, 2013), de l'agriculture de rente, l'élevage et la coupe illégale du bois vert (Sambiéni *et al.*, 2015 ; Ouédraogo et Thiombiano, 2017 ; Belem *et al.*, 2018), des feux de végétation (Yelkouni, 2004) et de l'exploitation forestière

incontrôlée (Tankoano *et al.*, 2016) (photo 1).

Mais qu'en est-il de la perception locale de la dégradation des ressources naturelles ? Existe-t-il des solutions/stratégies locales pour inverser la tendance de la dégradation des ressources naturelles ?

Dans ce sens, plusieurs auteurs affirment que les connaissances des communautés locales ou riveraines des aires protégées sont déterminantes pour mieux comprendre la dégradation de la végétation et la prise en compte des préoccupations de la population ainsi que leur implication dans la réussite des programmes de développement local et d'amélioration de la résilience des forêts (Coulbaly-Lingani, 2011 ; Ezebilo, 2012 ; Sanou *et al.*, 2017).

En plus, il est démontré par plusieurs études que beaucoup de facteurs tels que le genre, l'âge, la taille du ménage, le statut de richesse du ménage, le niveau d'éducation, la source de revenus et les facteurs contextuels (conditions climatiques, arrangements institutionnels) influencent significativement la décision des individus à adopter des changements positifs dans leurs modes de production (Omuregbee, 1998 ; Lingani, 2011 ; Jerneck et Olsson, 2013 ; Liyama *et al.*, 2017 ; Sanou *et al.*, 2017).

Ainsi, il s'avère important de comprendre la relation entre les facteurs socio-économiques des ménages, les contextes environnementaux et le processus d'adoption de nouvelles technologies pour améliorer la résilience des aires protégées et leur gestion durable afin de répondre aux besoins des populations (Sanou *et al.*, 2017).

Dans cette étude, nous avons cherché à examiner les perceptions des populations riveraines du corridor forestier traversé par le fleuve Mouhoun sur les sources potentielles de dégradation des ressources forestières et les facteurs qui influencent les habitants à changer leurs habitudes de production et leur implication dans les processus d'atténuation des perturbations.

## Méthodes

### Description du site d'étude

L'étude a été menée dans 30 villages riverains du corridor forestier de la Boucle du Mouhoun qui est situé entre les longitudes 02°26' et 04°38' Ouest, et entre les latitudes 11°15' et 13°44' Nord (figure 1). Le choix de ces villages a été basé sur leur proximité avec le corridor forestier de la Boucle du Mouhoun où des efforts sont réalisés pour protéger les berges du fleuve et renforcer la résilience des zones humides tout en améliorant les conditions de vie des communautés locales. Le corridor forestier de la Boucle du Mouhoun est une chaîne presque continue de forêts classées s'étendant sur 327 000 ha. Le climat est de type nord-soudanien (Fontès et Guinko, 1995), caractérisé par une saison pluvieuse qui s'étend de mai à octobre et une saison sèche sur le reste de l'année. Les sols couramment rencontrés sont les sols minéraux bruts associés aux sols peu évolués, les sols ferrugineux tropicaux, les vertisols et les sols bruns

eutrophes et les sols hydromorphes (Arouet *et al.*, 2005). La végétation est caractérisée par des savanes arborées, des galeries forestières le long du Mouhoun et des parcs agroforestiers (Savadogo, 2007 ; Sanou *et al.*, 2018). Selon les projections démographiques des communes du Burkina Faso (INSD, 2017), les populations des communes riveraines du corridor forestier de la Boucle du Mouhoun avoisine-

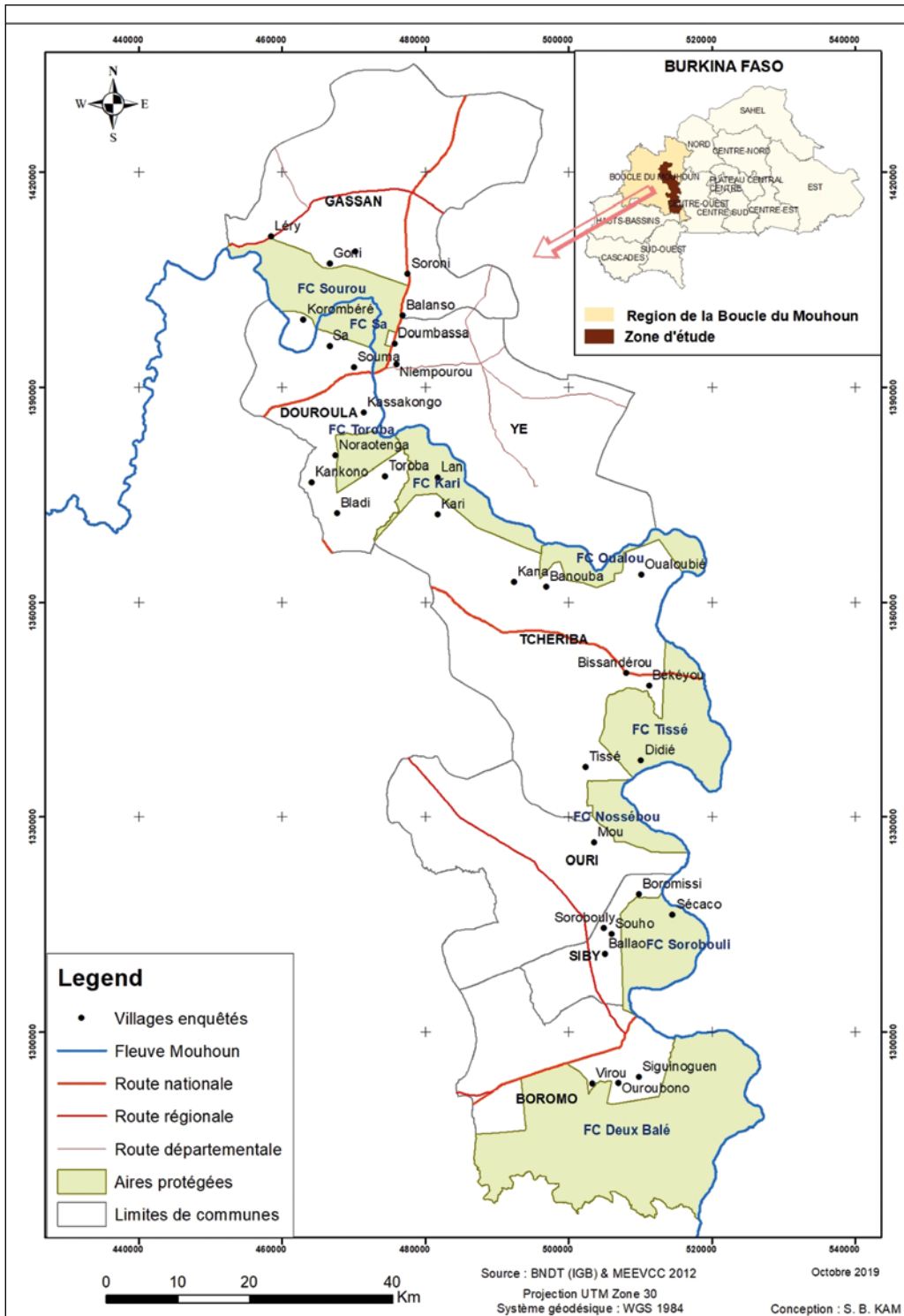
raient 90 000 habitants en 2020. Par ailleurs, l'occurrence des facteurs de perturbation dans la plupart des aires protégées du Burkina Faso est due à un relâchement de l'application des règles (Savadogo *et al.*, 2017). Cette population exploite les berges du fleuve Mouhoun pour les activités agricoles clandestines avec en corollaire des dommages environnementaux (ensablement du lit du fleuve, rejets

de produits chimiques, rejets qui déciment la faune et la flore aquatiques, coupe du bois).

Le corridor forestier de la Boucle du Mouhoun est annuellement brûlé (photos 2) et pâturé (photos 3). Le feu est mis pour la chasse (photo 4) et les défriches de nouveaux champs à l'intérieur des forêts classées malgré le code forestier qui interdit cette pratique. Le feu est une activité incontrôlée et pratiquée dans presque toutes les forêts protégées qui composent le corridor forestier de la Boucle du Mouhoun. La zone du corridor forestier de la Boucle du Mouhoun est un site d'accueil permanent pour le bétail durant la transhumance grâce à la disponibilité en eau et en fourrage vert pendant la saison sèche (Savadogo, 2009 ; Sanou *et al.*, 2018). L'orpailage occupe une majorité de la population active de la zone d'étude, provoquant le rejet des produits chimiques dans le lit du fleuve et occasionnant la mort du bétail, et de la faune et la flore aquatiques (Ouattara, 2018).

### Démarche méthodologique et collecte de données

L'étude est basée sur les enquêtes auprès des populations et prend en compte l'article 4 de la Loi n° 001-2021/AN du 30 mars 2021 portant « Protection des personnes à l'égard de la collecte et du traitement d'informations collectées ». Par conséquent, toutes les personnes enquêtées ont participé de leur plein gré.



**Figure 1.** Localisation des villages enquêtés dans les régions de la Boucle du Mouhoun et du Centre-Ouest au Burkina Faso.  
*Location of villages surveyed in the Boucle du Mouhoun and Centre-Ouest regions of Burkina Faso.*





**Photos 2.**

Feux de brousse dans la forêt classée de Sâ.  
*Bush fires in the classified forest of Sa.*  
 Photo B. Ouattara.

Une enquête préliminaire a été conduite auprès d'une trentaine de chefs de ménage ruraux où des groupes de discussion de 30 personnes (15 femmes et 15 hommes) ont été mis en place dans trois villages (Tionkuy, Passakongo et Kari) ne faisant pas partie des villages retenus dans le cadre de l'étude. Ce pré-test nous a aidés à réajuster le questionnaire pour l'enquête proprement dite (Khan et Raa-side, 1997 ; Wietze, 2000 ; Dolisca *et al.*, 2006). Par la suite, la méthode d'échantillonnage a consisté à sélectionner trente villages des départements situés dans l'espace géographique du corridor forestier de la Boucle du Mouhoun. La randomisation a été effectuée à partir de la plateforme random.org afin d'obtenir la liste des ménages concernés par l'enquête. Les enquêtes ont été menées auprès de 300 chefs de ménage ruraux (249 hommes et 51 femmes) dans les 10 départements de la zone d'étude. Cet effectif est basé sur les études de Ouédraogo *et al.* (2010) au Burkina Faso



**Photo 4.**

Braconnage dans les forêts classées.  
*Poaching in classified forests.*  
 Photo A. Sawadogo.



**Photos 3.**

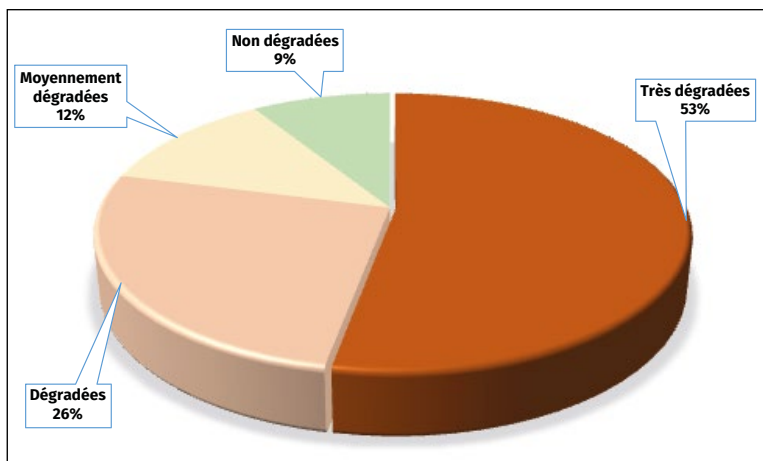
Pâturages dans la forêt classée de Tissé.  
*Grazing in the classified forest of Tissé.*  
 Photo B. Ouattara.

**Tableau I.**  
Variables utilisées dans les modèles de régression logistique binaire.  
*Variables used in binary logistic regression models.*

N°	Noms de la variable	Abréviations	Échelle
1	Genre	SEX	[0-1]
2	Groupe ethnique	ETH	[1-6]
3	Classe d'âge	AGE	[1-5]
4	Niveau d'éducation	EDU	[1-6]
5	Statut matrimonial	MAT	[1-3]
6	Statut de résidence	RES	[1-2]
7	Temps d'occupation	TIM	[1-5]
8	Superficie exploitée	SUP	[1-4]
9	Taille du ménage	TDM	[1-5]
10	Proportion femmes/hommes dans le ménage	PFH	[0-5]
11	Assistance technique	TEC	[1-3]
12	Source de revenus	REV	[1-4]
13	Tenure foncière	TEN	[1-3]
14	Moyens de culture	CROP	[1-3]
15	Religion	REL	[1-2]

(30 enquêtés par département) ainsi que Arun et Yeo (2020) (dans le même district). Les interviews ont été menées avec l'accord des acteurs et à leur domicile pour éviter que la population influence leurs réponses, et ainsi garder la confidentialité des informations. Le ménage est défini selon Yelkouni (2004) comme un groupe de personnes apparentées ou non, qui vivent dans la même enceinte, qui prennent en général leur repas ensemble et qui répondent à l'autorité d'un même chef de ménage.

Les interviewés devaient avoir un âge supérieur ou égal à 30 ans. Ce critère d'âge a été imposé par le fait que la dégradation des ressources naturelles est lente et que ce sont des personnes relativement âgées qui peuvent l'attester. Le chef de ménage doit également avoir vécu au moins



**Figure 2.**  
Perceptions de la dégradation des terres révélées par les 300 personnes enquêtées. Source : enquête de terrain, août 2020.  
*Perceptions of land degradation revealed by the 300 respondents.*  
Source: Field survey, August 2020.

15 ans dans la même localité (Kaboré *et al.*, 2019). On suppose qu'en 15 ans un individu mémorise certains faits marquants de l'évolution et des modifications du milieu naturel. Ces entretiens ont consisté à recenser : les caractéristiques démographiques et socio-économiques des personnes interrogées ; les perceptions des causes de dégradation des ressources naturelles ; les perceptions de l'intensité de la dégradation des ressources naturelles ; les perspectives d'adoption de technologies innovantes pour la gestion durable des ressources naturelles. Les réponses pouvaient s'exprimer par « oui » ou par « non ». À la fin des interviews, chaque répondant a été invité à formuler des suggestions pour remédier aux problèmes de dégradation afin d'atténuer les effets du changement climatique. Certains paramètres ont été appréciés au moyen d'un score sur une échelle de Likert à 4 points (c'est-à-dire quatre catégories probables de réponses). Les échelles étaient : 1 = rarement, 2 = souvent, 3 = fréquemment, 4 = très fréquemment.

### Analyse des données

L'analyse descriptive des données a consisté à calculer des fréquences, des pourcentages, des moyennes ( $\pm$  déviation standard ou écart-type) pour expliquer la perception des populations locales sur les raisons de la dégradation des ressources naturelles. Pour certaines questions les répondants avaient à donner un score sur une échelle de Likert à 4 points. Les valeurs obtenues sur l'échelle de Likert ont été ajoutées pour obtenir 10 puis divisées par 4 pour obtenir un score moyen de 2,5. Pour, tout score moyen supérieur ou égal à 2,5, cela signifie que la question donnée retient l'attention des répondants ou est considérée perçue par ceux-ci, tandis qu'un score moyen inférieur à 2,5 indique un manque ou un faible niveau de perception (Sanou, 2020).

Le modèle de régression binaire a été utilisé pour trouver les facteurs socio-économiques et démographiques déterminants dans l'adoption des bonnes pratiques de gestion des ressources naturelles.

Le modèle logistique est défini comme suit :

$$\ln\left(\frac{\pi}{1-\pi}\right) = \beta_0 + \beta_1 x_{1i} + \beta_2 x_{2i} + \dots + \beta_k x_{ki}$$

où  $\beta_0$  est la constante et  $\beta_1, \beta_2 \dots \beta_k$  sont des coefficients des variables indépendantes  $x_1, x_2 \dots x_k$ .

Les variables explicatives du modèle sont au nombre de douze (tableau I) et ont été introduites simultanément, et la régression linéaire ascendante (*Stepwise Regression with forward elimination procedure*) choisit la meilleure combinaison de variables en fonction du modèle le plus approprié pour les données. La significativité des paramètres de régression

logistique a été évaluée par le rapport de vraisemblance du test de Chi-2 ( $\chi^2$ ) et le test de déviation, ainsi que les analyses de Hosmer-Lemeshow et de Wald (Tabachnick et

Fidell, 1996). Toutes ces analyses ont été possibles avec le logiciel SPSS (SPSS pour Windows, version 2013, Chicago, SPSS Inc).

**Tableau II.**

Profil des personnes ayant répondu aux enquêtes. Source : enquête de terrain, août 2020.

*Profile of respondents to the surveys. Source: Field survey, August 2020.*

Variables	Modalités	Effectif	Pourcentage (%)
Genre	Femme	52	17,33
	Homme	248	82,67
Âge (années)	[20-30[	32	10,67
	[30-40[	94	31,33
	[40-50[	82	27,33
	[50-60[	56	18,67
	[60-70[	36	12,00
Ethnie	Autres	95	31,67
	Dafin/Marka	92	30,67
	Mossi	67	22,33
	Nunuma	36	12,00
	Samo	10	3,33
Niveau d'instruction	Aucun	191	63,67
	Primaire	35	11,67
	Alphabétisation agricole	32	10,67
	Éducation religieuse	16	5,33
	Niveau secondaire	13	4,33
Statut matrimonial	Marié	275	91,67
	Célibataire	25	8,33
Religion	Religieux	210	70,00
	Non religieux	90	30,00
Statut de résidence	Natif	228	76,00
	Migrant	72	24,00
Source de revenus	Agriculture + élevage	196	65,33
	Agriculture	75	25,00
	Agriculture + commerce	29	9,67
Tenure foncière	Héritage	182	60,67
	Don	107	35,67
	Prêt	11	3,67
Taille de l'exploitation (ha)	< 1 ha	16	5,33
	1-2 ha	62	20,67
	3-4 ha	72	24,00
	5-10 ha	87	29,00
	> 10	63	21,00
Taille du ménage (nombre de personnes)	< 5	28	9,33
	[5-10[	136	45,33
	[10-15[	72	24,00
	[15-20[	24	8,00
	> 20	40	13,33
Moyens de culture	Daba + traction animale	240	80,00
	Daba	60	20,00

## Résultats

### Caractéristiques socio-économiques et démographiques des répondants

Les attributs socio-économiques et démographiques des répondants sont présentés dans le tableau II.

Les répondants étaient composés à 83 % d'hommes et à 17 % de femmes avec une moyenne d'âge de 45 ans. La faible représentation des femmes est liée à l'organisation sociale en milieu rural qui ne permet pas aux femmes d'être chef de ménage, sauf dans des situations de veuvage. Les trois quarts (76 %) des interviewés étaient des autochtones contre un quart (24 %) de migrants. La population enquêtée était majoritairement constituée des groupes ethniques Dafin/Marka (30,80 %), Mossi (22,40 %), Nunuma et Samo (15,20 %). Les autres groupes ethniques représentaient le tiers restant (31 %).

La plupart des enquêtés sont illettrés (64 %) contre 22 % affirmant avoir reçu des formations en agriculture et avoir suivi l'école primaire. Les enquêtés qui ont pour source de revenus l'agriculture de rente et l'élevage représentent 65 %. Plus de 52,80 % des répondants ont une superficie culturelle comprise entre 3 et 10 ha.

La plus forte proportion pour la taille du ménage est située entre 5 et 10 membres de la famille (45,20 %). La daba (la houe à manche court utilisée pour la préparation du sol et le sarclage des cultures) et la traction animale sont les moyens de culture les plus répandus dans les zones enquêtées (78 %).

### Perception de la dégradation des terres et du paysage forestier

Les enquêtés ont une perception variée sur le statut de la dégradation de leurs ressources naturelles (figure 2). La moitié (53 %) des enquêtés estiment que les ressources naturelles se sont fortement dégradées ces dernières décennies, suivis de 26 % qui les trouvent dégradées et 9 % qui

n'ont pas perçu de signes de dégradation des ressources du corridor forestier.

Sur la base de l'échelle catégorielle de type Likert, les résultats du tableau III montrent que les populations sont conscientes de la dégradation du corridor et en connaissent les causes, qui sont la variabilité climatique, l'érosion des sols, les feux de brousse, le pâturage incontrôlé, la coupe du bois et le défrichement, la prolifération de plantes invasives, la non-adoption des bonnes pratiques et la tenure foncière.

**Tableau III.**

Perceptions locales des causes de la dégradation des terres perçues par les personnes ayant répondu aux enquêtes. Source : enquête de terrain, août 2020.

*Local perceptions of the causes of land degradation as perceived by survey respondents. Source: Field survey, August 2020.*

Causes de la dégradation	Moyenne ( $\bar{x}$ )	Écart-type
Variabilité climatique	3,14*	0,69
Érosion des sols	3,08*	0,89
Feux de brousse	2,98*	1,01
Pâturage incontrôlé	2,82*	0,79
Coupe du bois et défrichement	2,77*	0,8
Prolifération de plantes invasives due à l'utilisation des pesticides	2,64*	1,11
Non-adoption des bonnes pratiques culturelles	2,59*	0,97
Tenure foncière	2,58*	0,96
Baisse du niveau de la nappe phréatique	2,39	0,9
Compactibilité du sol due à la pâture	2,34	0,79
Orpaillage	2	1,3
Constructions d'infrastructures (routes, bitumes, pistes rurales, etc.)	1,91	0,85

\* : significativité des moyennes selon l'échelle de type Likert.

### Déterminants d'adoption de bonnes pratiques de gestion des ressources naturelles

#### Gestion des feux

Le modèle présente de bonnes propriétés prédictives et estimatives en référence aux résultats du modèle logit binomial sur les déterminants socio-économiques de la pratique des feux de brousse (tableau IV A). En effet, ce modèle avait un ratio de vraisemblance LR statistique à 5 degrés de liberté (ddl) égal à 24,80. La valeur du ratio de vraisemblance (LR statistique) était supérieure à celle du  $\chi^2$  (0,99). Par conséquent, le modèle était globalement significatif à 1 %. Le pseudo-R<sup>2</sup> obtenu était égal à 0,476. Ainsi, 47,60 % des variations de pratique contrôlée des

feux de brousse étaient expliquées par les variations des variables indépendantes introduites dans le modèle. Pour ce modèle, 79,60 % des prédictions étaient correctes. Par conséquent, le modèle a disposé d'une forte capacité de prédiction. Les résultats du modèle indiquaient que les coefficients de régression des variables, « ethnies » (ETH) et « niveau d'études » (EDU) étaient significatifs au seuil de 5 % et ceux des variables « statut de résidence » (RES), « taille de l'exploitation » (SUP), « taille du ménage » (TDM) étaient significatifs au seuil de 1 %. Ainsi, ces variables soulignaient l'influence positive de la volonté des populations. Le modèle estimé était le suivant :  $43,52 + 0,02ETH + 0,03EDU + 0,008RES + 0,14SUP + 0,41TDM$ .

#### Pâturage modérée

Pour la pâture modérée, le modèle a présenté de bonnes propriétés prédictives et estimatives (tableau IV B). En effet, ce modèle avait un ratio de vraisemblance LR statistique à 8 degrés de liberté (ddl) égal à 16,921. La valeur du ratio de vraisemblance (LR statistique) était supérieure à celle du  $\chi^2$  (0,99). Par conséquent, le modèle était globalement significatif à 1 %. Le pseudo-R<sup>2</sup> obtenu était égal à 0,727. Ainsi, 72,7 % des variations de pratique contrôlée de pâture modérée étaient expliquées par les variations des variables indépendantes introduites dans le modèle. Pour ce modèle, 96 % des prédictions étaient correctes. Par conséquent, le modèle a disposé d'une forte capacité de prédiction. Les résultats du modèle indiquaient que les coefficients de régression des variables « genre » (SEX), « taille de l'exploitation » (SUP), « taille du ménage » (TDM) et « assistance technique » (TEC) étaient significatifs au seuil de 1 %. Ainsi, ces variables soulignaient l'influence positive de la volonté des populations. Le modèle estimé était le suivant :  $72,017 + 0,043SEX + 0,233SUP + 0,317TDM + 0,022TEC$ .

#### Utilisation des pesticides homologués et à faible dose

Le modèle a présenté de bonnes propriétés prédictives et estimatives en se référant aux résultats du modèle logit binomial sur les déterminants socio-économiques de l'utilisation des pesticides homologués et à faible dose (tableau IV C). En effet, ce modèle avait un ratio de vraisemblance LR statistique à 8 degrés de liberté (ddl) égal à 29,685. La valeur du ratio de vraisemblance (LR statistique) était supérieure à celle du  $\chi^2$  (0,99). Par conséquent, le modèle était globalement significatif à 1 %. Le pseudo-R<sup>2</sup> obtenu était égal à 0,60. Ainsi, 60 % des variations de l'utilisation des pesticides homologués et à faible dose étaient expliquées par les variations des variables indépendantes introduites dans le modèle.

**Tableau IV.**

Régression logistique binaire des facteurs socio-économiques influençant les volontés des populations locales du corridor forestier de la Bouche du Mouhoun dans l'atténuation des effets d'activités qui dégradent. Source : enquête de terrain, août 2020.  $\beta_i$  = coefficient de la variable  $i$  ; SE  $\beta_i$  = écart-type du coefficient de la variable  $i$  ; Wald = test de Wald ; ddl = degré de liberté ; P = valeur de la probabilité ; Odds ratio = rapport des chances ; 95 % de l'intervalle de confiance du rapport des chances (valeur basse, valeur haute).

*Binary logistic regression of socio-economic factors influencing the willingness of local populations in the Bouche du Mouhoun forest corridor to mitigate the effects of degrading activities. Source: Field survey, August 2020.  $\beta_i$  = coefficient of variable  $i$ ; SE  $\beta_i$  = standard deviation of coefficient of variable  $i$ ; Wald = Wald test; ddl = degree of freedom; P = probability value; Odds ratio = odds ratio; 95% confidence interval of odds ratio (Low value, Upper value).*

A. Volonté des populations locales pour la gestion des feux dans les champs et les aires protégées.  
*Local people's willingness to manage fires in fields and protected areas.*

	$\beta_i$	SE $\beta_i$	Wald	Degré de liberté	P	Odds ratio (e $\beta$ )	95 % CI pour Odds ratio	
							Valeur basse	Valeur haute
<b>Genre</b> (homme)	- 0,59	0,66	0,8	1	0,37	0,55	0,15	2,03
<b>Ethnie</b>			14	5	0,02**			
Dafin/Marka	2,14	0,67	10,22	1	0,001***	0,12	0,03	0,44
Bwaba	21,48	40192,97	0	1	1	2135142765	0	
Mossi	- 0,7	0,67	1,1	1	0,3	0,5	0,13	1,85
Samo	0,78	1,11	0,5	1	0,048**	0,46	0,05	4
Nunuma	0,08	0,8	0,01	1	0,0392**	1,08	0,22	5,23
<b>Âge</b>			4,96	4	0,29			
20-30	0,57	0,86	0,45	1	0,5	1,78	0,33	9,55
30-40	- 0,83	0,63	1,72	1	0,19	0,44	0,13	1,51
40-50	- 0,49	0,62	0,64	1	0,43	0,61	0,18	2,05
50-60	- 0,42	0,63	0,45	1	0,5	0,65	0,19	2,27
<b>Niveau d'études</b>			12,73	5	0,03**			
Aucun	- 2,6	0,74	12,24	1	0,001***	0,07	0,02	0,32
Niveau primaire	2,23	0,83	7,2	1	0,01**	0,11	0,02	0,55
Niveau secondaire	2,23	1,11	4,04	1	0,04**	0,11	0,01	0,95
Éducation religieuse	- 1	0,94	1,14	1	0,29	0,37	0,06	2,32
Alphabétisation	2,31	1,1	4,43	1	0,04**	0,1	0,01	0,85
<b>Statut matrimonial</b> (marié)	- 1,03	0,85	1,47	1	0,23	0,36	0,07	1,89
<b>Religion</b> (religieux)	0,2	0,49	0,16	1	0,68	1,22	0,46	3,22
<b>Statut de résidence</b> (natif)	1,18	0,67	3,13	1	0,008***	0,31	0,08	1,14
<b>Source de revenus</b>			0,74	3	0,86			
Agriculture	20,11	27070,81	0	1	0,03**	0	0	
Agriculture + élevage	20,58	27070,81	0	1	0,034**	0	0	
Agriculture + commerce	- 20,47	27070,81	0	1	1	0	0	
Tenure foncière			1,65	2	0,44			
Héritage	0,71	0,56	1,61	1	0,2	2,03	0,68	6,06
Prêt	0,53	0,97	0,3	1	0,59	1,69	0,25	11,22
<b>Taille de l'exploitation</b>			6,97	4	0,14			
< 1 ha	- 0,48	1,01	0,23	1	0,63	0,62	0,08	4,49
1-2 ha	0,09	0,73	0,02	1	0,9	1,1	0,26	4,61
3-4 ha	1,3	0,68	3,63	1	0,05**	3,68	0,96	14,04
5-10 ha	0,71	0,59	1,46	1	0,23	2,04	0,64	6,49
<b>Taille du ménage</b>			3,95	4	0,41			
< 5	0,91	0,9	1,01	1	0,32	2,48	0,42	14,61
[5-10[	1,02	0,63	2,66	1	0,1	2,77	0,81	9,46
[10-15[	0,69	0,65	1,13	1	0,29	1,99	0,56	7,11
[15-20[	1,38	0,8	2,98	1	0,048**	3,99	0,83	19,21
<b>Assistance technique</b> (éducation environnementale)	0,63	0,53	1,41	1	0,23	1,87	0,67	5,24
<b>Constante</b>	43,52	33750,11	0	1	1	796		

Les probabilités significatives sont indiquées par des astérisques. \* : P < 0,10 ; \*\* : P < 0,05 ; \*\*\* : P < 0,005 ; test de Hosmer-Lemeshow : chi-deux = 16,921 ; ddl = 8 ; P = 0,031 ; -2log likelihood = 232,36 ; Cox et Snell = 0,35 ; Nagelkerke R<sup>2</sup> = 0,476 ; pourcentage de prédiction = 79,60 %.

B. Volonté des populations locales à pratiquer la pâture modérée le long du corridor forestier de la Boucle du Mouhoun.  
*Willingness of local populations to practice moderate grazing along the Boucle du Mouhoun forest corridor.*

	$\beta_i$	SE $\beta_i$	Wald	Degré de liberté	P	Odds ratio ( $e^{\beta}$ )	95 % CI pour Odds ratio	
							Valeur basse	Valeur haute
<b>Genre (homme)</b>	6	2,959	4,111	1	0,043**	403,492	1,221	133313,15
<b>Ethnie</b>			3,191	5	0,671			
Dafin/Marka	2,965	2,651	1,251	1	0,263	19,396	0,107	3502,863
Bwaba	- 1,021	40192,971	0	1	1	0,36	0	
Mossi	3,615	3,098	1,362	1	0,243	37,148	0,086	16090,849
Samo	- 12,853	8358,178	0	1	0,999	0	0	
Nunuma	- 8,502	5,69	2,233	1	0,135	0	0	14,155
<b>Âge</b>			4,664	4	0,323			
20-30	15,206	4786,13	0	1	0,997	4015144,85	0	
30-40	27,883	4786,132	0	1	0,995	1,2867E+12	0	
40-50	23,357	4786,13	0	1	0,996	1,3923E+10	0	
50-60	23,302	4786,13	0	1	0,996	1,3174E+10	0	
<b>Niveau d'études</b>			0,01	5	1			
Aucun	0,213	3,143	0,005	1	0,946	1,237	0,003	585,627
Niveau primaire	0,024	3,639	0	1	0,995	1,024	0,001	1283,062
Niveau secondaire	- 12,518	6541,894	0	1	0,998	0	0	
Éducation religieuse	- 26,645	6725,142	0	1	0,997	0	0	
Alphabétisation	- 16,768	6838,769	0	1	0,998	0	0	
<b>Statut matrimonial (marié)</b>	5,63	3,923	2,059	1	0,151	278,651	0,128	608967,79
<b>Religion (religieux)</b>	- 1,333	1,752	0,578	1	0,447	0,264	0,009	8,181
<b>Statut de résidence (natif)</b>	- 0,743	2,793	0,071	1	0,79	0,476	0,002	113,548
<b>Source de revenus</b>			3,065	3	0,382			
Agriculture	25,795	22712,665	0	1	0,999	1,5945E+11	0	
Agriculture + élevage	20,501	22712,665	0	1	0,999	800924823	0	
Agriculture + commerce	- 3,068	23609,923	0	1	1	0,047	0	
Tenure foncière			1,814	2	0,404			
Héritage	- 1,681	3,13	0,288	1	0,591	0,186	0	85,963
Prêt	3,417	4,351	0,617	1	0,432	30,49	0,006	154129
<b>Taille de l'exploitation</b>			5,578	4	0,233			
< 1 ha	- 16,589	6780,995	0	1	0,998	0	0	
1-2 ha	11,289	5,596	4,069	1	0,044**	79920,1	1,378	4,635E+09
3-4 ha	3,958	4,717	0,704	1	0,401	52,335	0,005	541817,1
5-10 ha	0,323	3,259	0,01	1	0,921	1,381	0,002	821,838
<b>Taille du ménage</b>			4,72	4	0,317			
< 5	- 14,414	7,324	3,873	1	0,049**	0	0	0,943
[5-10[	- 10,044	5,465	3,377	1	0,066	0	0	1,95
[10-15[	- 14,901	7,055	4,462	1	0,035**	0	0	0,342
[15-20[	- 13,119	7,64	2,948	1	0,086	0	0	6,396
<b>Assistance technique (éducation environnementale)</b>	11,512	5,021	5,257	1	0,022**	99883,846	5,318	1,876E+09
<b>Constante</b>	- 72,017	29324,495	0	1	0,998	0		

Les probabilités significatives sont indiquées par des astérisques. \* : P < 0,10 ; \*\* : P < 0,05 ; \*\*\* : P < 0,005 ; test de Hosmer-Lemeshow : chi-deux = 16,921 ; ddl = 8 ; P = 0,099 ; -2log likelihood = 40,40 ; Cox et Snell = 0,28 ; Nagelkerke R<sup>2</sup> = 0,727 ; pourcentage de prédiction = 96 %.

Pour ce modèle, 88 % des prédictions étaient correctes. Par conséquent, le modèle a disposé d'une forte capacité de prédiction. Les résultats du modèle indiquaient

que le coefficient de régression de la variable « ethnie » (ETH) était significatif au seuil de 5 % et ceux des variables « âge » (AGE), « religion » (REL), « tenure foncière » (TEN),

C. Volonté des populations locales à utiliser des pesticides homologués et à faible dose dans les champs aux abords du corridor forestier de la Boucle du Mouhoun.  
*Willingness of local populations to use approved pesticides at low doses in the fields around the Boucle du Mouhoun forest corridor.*

	βi	SE βi	Wald	Degré de liberté	P	Odds ratio (eβ)	95 % CI pour Odds ratio	
							Valeur basse	Valeur haute
<b>Genre (homme)</b>	- 0,394	0,709	0,309	1	0,578	0,674	0,168	2,705
<b>Ethnie</b>			10,325	5	0,05*			
Dafin/Marka	- 4,219	1,384	9,288	1	0,002***	0,015	0,001	0,222
Bwaba	- 17,811	40192,97	0	1	1	0	0	
Mossi	- 0,507	0,766	0,438	1	0,508	0,602	0,134	2,703
Samo	0,072	1,489	0,002	1	0,961	1,075	0,058	19,882
Nunuma	- 1,376	0,942	2,133	1	0,144	0,253	0,04	1,601
<b>Âge</b>			5,43	4	0,246			
20-30	2,315	1,159	3,988	1	0,046**	10,127	1,044	98,267
30-40	1,421	1,07	1,763	1	0,184	4,142	0,508	33,747
40-50	0,804	1,006	0,638	1	0,424	2,235	0,311	16,067
50-60	1,469	1,048	1,964	1	0,161	4,346	0,557	33,924
<b>Niveau d'études</b>			1,999	5	0,849			
Aucun	19,315	5921,785	0	1	0,997	244562044	0	
Niveau primaire	19,948	5921,785	0	1	0,997	460609986	0	
Niveau secondaire	18,103	5921,785	0	1	0,998	72809142,9	0	
Éducation religieuse	0,432	10725,62	0	1	1	1,541	0	
Alphabétisation	- 2,677	10339,449	0	1	1	0,069	0	
<b>Statut matrimonial (marié)</b>	0,457	0,979	0,218	1	0,641	1,58	0,232	10,771
<b>Religion (religieux)</b>	- 1,527	0,724	4,444	1	0,035**	0,217	0,052	0,898
<b>Statut de résidence (natif)</b>	- 0,62	0,799	0,601	1	0,438	0,538	0,112	2,577
<b>Source de revenus</b>			2,761	3	0,43			
Agriculture	21,979	27311,467	0	1	0,999	3511926548	0	
Agriculture + élevage	21,026	27311,467	0	1	0,999	1353754388	0	
Agriculture + commerce	20,414	27311,467	0	1	0,999	733937222	0	
Tenure foncière			3,298	2	0,192			
Héritage	- 0,361	0,655	0,304	1	0,581	0,697	0,193	2,518
Prêt	- 2,407	1,327	3,29	1	0,05**	0,09	0,007	1,214
<b>Taille de l'exploitation</b>			7,276	4	0,122			
< 1 ha	0,475	1,321	0,129	1	0,719	1,607	0,121	21,388
1-2 ha	2,13	1,082	3,876	1	0,049**	8,418	1,01	70,186
3-4 ha	2,243	1,054	4,528	1	0,033**	9,42	1,194	74,337
5-10 ha	1,252	0,957	1,712	1	0,191	3,497	0,536	22,802
<b>Taille du ménage</b>			7,419	4	0,115			
< 5	- 1,619	1,135	2,033	1	0,154	0,198	0,021	1,834
[5-10[	- 2,103	0,867	5,891	1	0,015**	0,122	0,022	0,667
[10-15[	- 1,93	0,889	4,709	1	0,03**	0,145	0,025	0,83
[15-20[	- 2,371	1,247	3,613	1	0,05**	0,093	0,008	1,076
<b>Assistance technique (éducation environnementale)</b>	2,612	0,985	7,027	1	0,008***	13,624	1,975	93,969
<b>Constante</b>	- 42,075	27946,095	0	1	0,999	0		

Les probabilités significatives sont indiquées par des astérisques. \* : P < 0,10 ; \*\* : P < 0,05 ; \*\*\* : P < 0,005 ; test de Hosmer-Lemeshow : chi-deux = 29,685 ; ddl = 8 ; P = 0, 00001 ; -2log likelihood = 149,99 ; Cox et Snell R<sup>2</sup> = 0,40 ; Nagelkerke R<sup>2</sup> = 0,60 ; pourcentage de prédiction = 88 %.

« taille de l'exploitation » et « taille du ménage » (TDM) étaient significatifs au seuil de 1 %. Ainsi, ces variables soulignaient l'influence positive de la volonté des popula-

tions. Le modèle estimé était le suivant : - 42,075 + 0,05ETH + 0,246AGE + 0,035REL + 0,192TEN + 1,122SUP + 0,115TDM.

D. Volonté dans la réduction des défriches en utilisant une agriculture intelligente.  
*Willingness to reduce land clearing by using smart farming.*

	$\beta_i$	SE $\beta_i$	Wald	Degré de liberté	P	Odds ratio (e $\beta$ )	95% CI pour Odds ratio	
							Valeur basse	Valeur haute
<b>Genre (homme)</b>	3,662	1,539	5,663	1	0,017**	38,955	1,908	795,341
<b>Ethnie</b>			8,312	5	0,14			
Dafin/Marka	- 2,939	1,528	3,7	1	0,05**	0,053	0,003	1,057
Bwaba	- 18,041	40192,97	0	1	1	0	0	
Mossi	1,717	1,886	0,828	1	0,363	5,565	0,138	224,482
Samo	- 0,038	3,08	0	1	0,99	0,962	0,002	402,915
Nunuma	- 3,249	2,076	2,448	1	0,118	0,039	0,001	2,272
<b>Âge</b>			4,005	4	0,405			
20-30	- 1,942	1,88	1,067	1	0,302	0,143	0,004	5,716
30-40	- 2,143	1,515	2,002	1	0,157	0,117	0,006	2,284
40-50	- 1,705	1,332	1,639	1	0,2	0,182	0,013	2,472
50-60	- 3,061	1,614	3,598	1	0,05**	0,047	0,002	1,107
<b>Niveau d'études</b>			0,09	5	1			
Aucun	0,811	3,029	0,072	1	0,789	2,25	0,006	852,685
Niveau primaire	0,914	3,053	0,09	1	0,765	2,494	0,006	989,765
Niveau secondaire	- 16,245	9445,959	0	1	0,999	0	0	
Éducation religieuse	- 14,837	9455,143	0	1	0,999	0	0	
Alphabétisation	- 15,289	8740,892	0	1	0,999	0	0	
<b>Statut matrimonial (marié)</b>	- 1,287	1,358	0,898	1	0,343	0,276	0,019	3,952
<b>Religion (religieux)</b>	- 1,482	1,523	0,947	1	0,33	0,227	0,011	4,492
<b>Statut de résidence (natif)</b>	0,828	1,653	0,251	1	0,616	2,29	0,09	58,464
<b>Source de revenus</b>			5,095	3	0,165			
Agriculture	- 2,811	3,134	0,804	1	0,37	0,06	0	28,004
Agriculture + élevage	- 4,505	3,487	1,669	1	0,196	0,011	0	10,28
Agriculture + commerce	- 12,851	5,907	4,733	1	0,03**	0	0	0,28
Tenure foncière			6,353	2	0,042**			
Héritage	1,679	1,742	0,93	1	0,335	5,361	0,177	162,835
Prêt	4,938	2,021	5,971	1	0,015**	139,477	2,657	7320,947
<b>Taille de l'exploitation</b>			5,258	4	0,262			
< 1 ha	- 20,102	8646,816	0	1	0,998	0	0	
1-2 ha	- 0,1	1,501	0,004	1	0,947	0,905	0,048	17,135
3-4 ha	- 1,792	1,847	0,942	1	0,332	0,167	0,004	6,217
5-10 ha	1,613	1,196	1,817	1	0,178	5,016	0,481	52,303
<b>Taille du ménage</b>			0,461	4	0,977			
< 5	0,326	2,169	0,023	1	0,881	1,385	0,02	97,249
[5-10[	0,527	1,793	0,086	1	0,769	1,693	0,05	56,858
[10-15[	1,099	1,744	0,397	1	0,528	3,001	0,098	91,492
[15-20[	0,656	2,121	0,096	1	0,757	1,928	0,03	123,047
<b>Assistance technique (éducation environnementale)</b>	1,294	1,575	0,675	1	0,411	3,649	0,167	79,939
<b>Constante</b>	6,147	6,985	0,775	1	0,379	467,374		

Les probabilités significatives sont indiquées par des astérisques. \* : P < 0,10 ; \*\* : P < 0,05 ; \*\*\* : P < 0,005 ; test de Hosmer-Lemeshow : chi-deux = 6,09 ; ddl = 8 ; P = 0,63 ; -2log likelihood = 72,40 ; Cox et Snell = 0,40 ; Nagelkerke R<sup>2</sup> = 0,70 ; pourcentage de prédiction = 94 %.

### Réduction des défriches en adoptant une agriculture durable

Pour la réduction des défriches en adoptant une agriculture durable, le modèle a présenté de bonnes pro-

priétés prédictives et estimatives (tableau IV D). En effet, ce modèle avait un ratio de vraisemblance LR statistique à 8 degrés de liberté (ddl) égal à 6,09. La valeur du ratio de vraisemblance (LR statistique) était supérieure à celle du  $\chi^2$



(0,99). Par conséquent, le modèle était globalement significatif à 1 %. Le pseudo-R<sup>2</sup> obtenu était égal à 0,70. Ainsi, 70 % des variations de pratique de réduction des défriches en adoptant une agriculture durable étaient expliquées par les variations des variables indépendantes introduites dans le modèle. Pour ce modèle, 94 % des prédictions étaient correctes. Par conséquent, le modèle a disposé d'une forte capacité de prédiction. Les résultats du modèle indiquaient que les coefficients de régression des variables « genre » (SEX), « âge » (AGE), « source de revenus » (REV) et « tenure foncière » (TEN) étaient significatifs au seuil de 1 %. Ainsi, ces variables soulignaient l'influence positive de la volonté des populations. Le modèle estimé était le suivant :  $6,147 + 0,017SEX + 0,405AGE + 0,165REV + 0,042TEN$ .

### Pratiques locales pour la restauration des terres

La figure 3 présente les ensembles de techniques et/ou les initiatives appliquées par les populations locales afin de réduire la dégradation des terres.

Il ressort cinq ensembles de techniques (détails dans le tableau V) :

- techniques 1, plantation d'arbres désirés et ciblés ;
- techniques 2, mise en place des ouvrages de conservation des eaux et des sols/défense et restauration des sols (CES/DRS) ;
- techniques 3, non-utilisation des pesticides non homologués ;
- techniques 4, interdiction de pâture ;
- techniques 5, protection des arbres dans les champs.

La mise en place des techniques de CES/DRS a retenu l'attention de 76 % des personnes enquêtées, 68 % sont favorables à la protection des arbres dans les exploitations agricoles et 50 % le sont pour des plantations d'arbres.

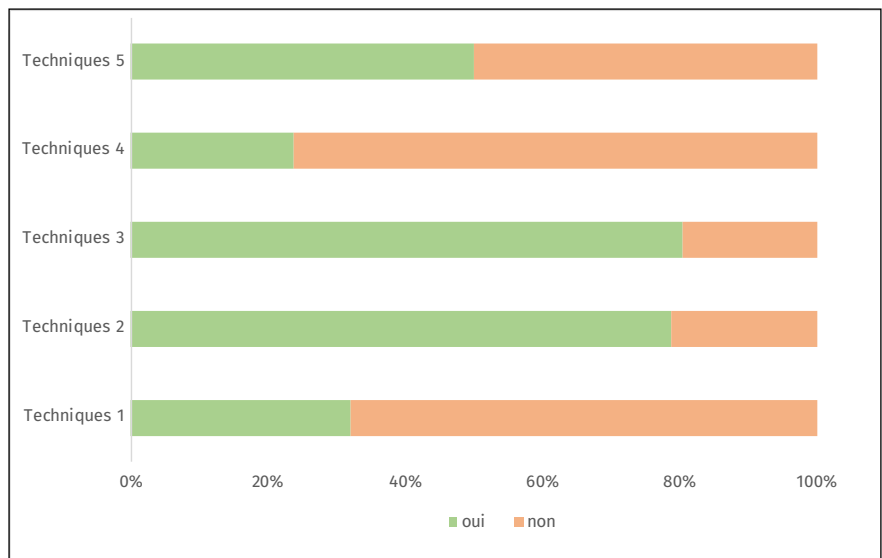
Les techniques de CES/DRS ont permis aux populations de récupérer des espaces de production grâce aux appuis des services techniques et des partenaires. Les plantations sont également prisées par les populations. La préférence des populations pour certaines espèces ligneuses à planter ou à conserver dans leurs champs et forêts stimule la restauration du paysage. La limitation du recours aux pesticides passe par une diversification des méthodes de lutte contre les bio-agresseurs et la conception de systèmes de culture qui réduisent les risques phytosanitaires. La dernière pratique qui est la pâture modérée est reconnue comme une solution qui permet la conservation des ressources mais aussi comme un moyen de prévention des conflits entre le service de l'environnement, les pasteurs et les agriculteurs.

## Discussion

### Perception des causes de la dégradation du corridor forestier

Les répondants ont une bonne perception de la dégradation des ressources naturelles. En ce qui concerne les causes de la dégradation du corridor forestier, les résultats révèlent que, d'après les populations, les principaux facteurs de dégradation sont la variabilité climatique, l'érosion des sols, les feux de brousse, la dégradation du couvert végétal (disparition de l'esthétisme du paysage), l'élevage, l'agriculture, la prolifération des plantes invasives, la non-adoption de bonnes pratiques agricoles et la diminution du fourrage. Ce sont les mêmes causes que de précédents travaux de recherche (Yelkouni, 2004 ; Belem *et al.*, 2018 ; Gansaonré, 2018) ont relevées auprès des populations des régions du Centre-Ouest, Nord et Est du Burkina Faso. De tous ces facteurs de dégradation, certains auteurs affirment que les plus déterminants sont les feux de végétation alors que pour d'autres ce sont l'exploitation forestière et l'agriculture itinérante sur brûlis.

Nos résultats corroborent ceux de Mouhamadou *et al.* (2013) qui ont trouvé que les citations des populations sur les déterminants relèvent en majorité des facteurs plus anthropiques que naturels. Par contre, pour les facteurs indirects (démographie, gestion exclusive des forêts) et directs (carbonisation) cités par les mêmes auteurs, il existe une divergence. Cette différence pourrait s'expliquer par la prise de



**Figure 3.**

Taux d'adoption des techniques par les populations locales pour la restauration des terres révélés par les 300 personnes enquêtées. Source : enquête de terrain, août 2020. Techniques 1 : plantation d'arbres désirés et ciblés ; techniques 2 : mise en place des ouvrages de conservation des eaux et des sols/défense et restauration des sols (CES/DRS) ; techniques 3 : non-utilisation des pesticides non homologués ; techniques 4 : interdiction de pâture ; techniques 5 : protection des arbres dans les champs. Rate of adoption of land restoration techniques by local people as revealed by the 300 people surveyed. Source: Field survey, August 2020. Techniques 1: planting of desired and targeted trees; techniques 2: implementation of water and soil conservation/soil and restoration works (CES/DRS); techniques 3: non-use of unregistered pesticides; techniques 4: prohibition of grazing; techniques 5: protection of trees in the fields.

**Tableau V.**

Ensembles des techniques pratiquées localement pour la restauration des terres.

Source : enquête de terrain, août 2020.

Ensembles de techniques	Techniques	Technique retenue
Techniques 1	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Semis d'espèces forestières</li> <li>• Plantation d'espèces forestières</li> </ul>	Plantation d'espèces forestières
Techniques 2	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Cordons pierreux</li> <li>• Zaï</li> <li>• Demi-lune</li> </ul>	Cordons pierreux
Techniques 3	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Non-utilisation des pesticides non homologués</li> <li>• Non-utilisation des herbicides non homologués</li> <li>• Non-utilisation d'engrais chimiques non homologués</li> </ul>	Non-utilisation des pesticides non homologués
Techniques 4	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Interdiction de pâture</li> <li>• Interdiction de coupe de bois vert</li> <li>• interdiction d'ouverture de champs</li> </ul>	Interdiction de pâture
Techniques 5	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Régénération naturelle assistée (RNA)</li> <li>• Agroforesterie</li> <li>• Protection des arbres existants dans le champ</li> </ul>	Protection des arbres existants dans le champ

conscience due à la gestion participative, la mise à disposition de moyens résilients pour les populations riveraines des aires protégées, à travers le Programme d'investissement forestier, le Projet gestion de zones tampons d'aires protégées et le Projet d'adaptation basée sur les écosystèmes.

La variabilité climatique est perçue comme un facteur affectant les productions agricoles et forestières à travers l'inondation, la hausse des températures, les longues périodes de sécheresse.

L'appauvrissement des sols conjugué à la croissance démographique conduit les populations à rechercher de nouvelles terres cultivables. Aussi les éleveurs sont-ils confrontés à un manque d'espaces de pâture. Malgré les mesures restrictives (code forestier), ces activités impactent les ressources forestières à travers l'empiètement des limites et le parcage des animaux.

Les observations de terrain ont révélé que plusieurs portions du corridor forestier ont été dévastées par des feux incontrôlés. Le feu est un phénomène saisonnier répandu dans les écosystèmes savanicoles (Belem *et al.*, 2018). Les feux de brousse ont des origines diverses. Ils sont souvent utilisés pour débusquer le gibier dans les environs de la forêt. De plus, pendant la préparation des champs, les feux sont souvent mal contrôlés, de sorte qu'ils peuvent déborder et embraser une partie de la forêt.

#### Déterminants d'adoption de bonnes pratiques de gestion des ressources naturelles

Les variables positivement associées à l'adoption de bonnes pratiques de gestion des ressources naturelles sont la gestion des feux, la pâture modérée, l'utilisation de pes-

ticides homologués et la réduction des défriches.

#### Gestion des feux

Pour apprécier la volonté des populations de s'impliquer dans la gestion des feux de brousse, il est important d'en identifier les origines. Comme évoqué précédemment, les feux sont souvent utilisés pour débusquer le gibier dans les forêts. En outre, ils représentent un ensemble d'outils destinés à la préparation des champs, à la facilitation des repousses de végétation destinées au bétail, et à l'accomplissement des coutumes (Laris et Wardell, 2006). Ces feux détruisent les feuilles et diminuent la récolte potentielle de bois de feu, de fruits et de fourrage.

Les variables « ethnique », « niveau d'études », « statut de résidence », « taille du ménage » et « taille de l'exploitation » sont positivement associées. L'installation des migrants (représentés par l'ethnie dans cette étude) engendre de nouveaux défrichements. Le statut de migrant devrait donc avoir un effet positif sur les défrichements agricoles et celui d'autochtone un effet négatif. Les personnes instruites sont mieux informées de la problématique de la gestion de l'environnement et sont donc susceptibles de préserver la forêt et d'être modérées par rapport aux actions de défrichement. Ces résultats sont corroborés par plusieurs auteurs. Vodouhê *et al.* (2010) ont observé que le groupe ethnique influençait la conservation de la biodiversité du parc national de la Pendjari. Également, Sanogo *et al.* (2016) ont identifié le niveau d'études et la taille du ménage comme variables influençant la perception paysanne du changement de l'environnement. La maîtrise de ces variables contribuerait énormément à améliorer la gestion des feux.

### Pâtûre modérée

Le corridor abrite des troupeaux de gros ruminants conduits par les transhumants en quête de pâturage et d'eau. Ces animaux occasionnent des dommages aux cultures mises en place par les populations autochtones et perturbent les habitats de la faune sauvage. Les éleveurs sont confrontés à un manque d'espaces de pâtûre mais la capacité à défricher de nouveaux champs est liée à l'existence d'une force de travail au sein du ménage, et implique davantage de moyens pour la satisfaction des besoins du ménage. Le système patriarcal en vigueur dans la zone favorise l'homme dans l'héritage de la terre ou des biens en défaveur de la femme.

Dans un contexte de pression foncière, l'ouverture de nouveaux champs se fait au détriment des aires de pâtûre, contraignant les éleveurs à faire paître leur troupeau dans les forêts. Il en résulte une réduction et une dégradation des forêts. Nos résultats confirment ceux de Yelkouni (2004) selon qui la pâtûre du bétail dans les zones herbacées et ligneuses détruit le potentiel fourrager de la forêt, cette destruction étant renforcée par les ébranchages d'arbres aux feuilles et aux gousses à grande valeur nutritive.

### Utilisation des pesticides homologués et à faible dose

Les populations de la zone d'étude pratiquent majoritairement l'agriculture et la culture du coton, principale culture de rente. Cette agriculture est soutenue par les mesures étatiques ainsi que par la Société des fibres textiles et contribue à améliorer les revenus. En agriculture, l'innovation est considérée comme l'introduction d'une pratique agricole nouvelle ou, parfois, la modification d'une pratique traditionnelle. Les producteurs seront plus ouverts à l'adoption s'ils constatent par eux-mêmes les incidences de l'adoption de la technologie. Un revenu plus élevé favorise la déforestation en stimulant la demande des produits agricoles et forestiers. En outre, quand l'enquêté évolue en âge, il est enclin à dégrader la forêt car ses besoins augmentent. Belem (2001) rapporte que l'âge du producteur est un élément important dans l'adoption des idées innovantes. Il précise que les jeunes sont plus réceptifs aux innovations. D'autres auteurs ajoutent que la probabilité d'adoption de stratégies innovantes est plus élevée chez les hommes que chez les femmes (Buyinza et Ntakimanyire, 2008 ; Lingani, 2011), cela pouvant s'expliquer par leur mise à l'écart du processus de décision.

À cela s'ajoute l'importance accordée par les paysans aux ressources naturelles qu'ils lient à leur croyance (appartenance religieuse) et aux règles locales régissant le droit de propriété de la terre (tenure foncière). Les intérêts et les pratiques locales d'exploitation de la forêt se situent entre le respect des ancêtres et l'utilisation économique des ressources forestières. Ainsi, les ressources naturelles ont un caractère spécifique pour les populations qu'il est difficile de dissocier de la tenure foncière et de la religion. C'est pourquoi il est interdit de vendre une portion de terre, car elle est la propriété de Dieu ou elle est sacralisée (Belem *et al.*, 2018).

### Réduction des défriches en adoptant une agriculture durable

Selon les perceptions des chefs de ménage enquêtés, les nouveaux défrichements sont principalement la conséquence de l'augmentation de la taille du ménage, de la baisse de la fertilité des sols, de l'introduction de nouvelles cultures et de l'installation de nouveaux arrivants sur les sites de production agricole. Les systèmes de production dans la zone d'étude sont de nature extensive. En réalité, les dynamiques agricoles observables à la périphérie sont la résultante de l'évolution de la culture cotonnière et du phénomène des déplacés internes lié à la situation sécuritaire. L'appauvrissement des sols conjugué à la croissance démographique conduit les populations à rechercher de nouvelles terres cultivables. Dans cette recherche, les réserves forestières sont les plus exposées. Les hommes sont mieux associés à la réduction des défriches que les femmes. Cette situation résulte du fait que, dans la plupart des organisations sociales, l'accès à la ressource de la terre est davantage réservé aux hommes qu'aux femmes (Coulibaly-Lingani *et al.*, 2011). Aussi, plus l'agriculteur a un revenu agricole élevé, plus il dispose des moyens de se procurer de nouvelles technologies, et avec l'âge ces deux effets prédisposent les producteurs à augmenter la taille de l'exploitation.

### Pratiques locales de restauration des terres

En milieu rural, les sources de revenus des populations dépendent des forêts à travers les biens et services qu'elles leur fournissent. Au regard de la dégradation des ressources naturelles conjuguée aux effets du changement climatique, les producteurs ont mis en place des stratégies et des pratiques. Les reboisements apparaissent nécessaires pour reconstituer le couvert végétal sur les zones nues et offrir des biens et services aux populations. Une bonne partie des personnes de l'échantillon étudié déclare être prête à participer de façon volontaire aux travaux de reboisement de la forêt et dispose déjà de plantations privées. Cette motivation serait liée aux intérêts socio-économiques et écologiques que ces personnes perçoivent clairement ou qu'elles tirent déjà des forêts (Nabaloum, 2010).

L'enquête a montré que de nombreux agriculteurs ont mis en place des ouvrages de CES/DRS, notamment les cordons pierreux car ces derniers réduisent l'érosion hydrique. Ces résultats corroborent ceux de Boumba et Samba-Kimbata (2019) qui ont observé qu'au Mali la technique de restauration à partir des cordons pierreux était la mieux adoptée, par rapport au zaï et à la demi-lune, chez les producteurs. Selon leur explication, la mise en œuvre de ces deux dernières techniques nécessite une disponibilité en main-d'œuvre et en intrants (équipement) dont l'obtention n'est pas facile pour eux. Une étude du CILSS (2011) confirme les propos des producteurs quant à la pénibilité de la mise en œuvre de ces techniques mécaniques de restauration des sols.

## Conclusion

Cette étude a examiné les perceptions locales de la dégradation des terres et appréhendé leur motivation à restaurer les paysages ruraux dégradés. Les facteurs majeurs de la dégradation des terres et de la déforestation étaient la variabilité climatique, l'érosion des sols, les feux de brousse, la pâture incontrôlée, les défriches et la tenure foncière. Les populations locales ont un fort engouement pour le renversement de cette tendance à la dégradation des terres en proposant et en appliquant des techniques telles que la mise en place des ouvrages de conservation des eaux et des sols/défense et restauration des sols (CES/DRS), et la plantation et la protection d'arbres dans les champs.

Il ressort une impérieuse nécessité de prendre en compte les déterminants d'adoption de bonnes pratiques et les caractéristiques socio-économiques pour la formulation des stratégies et programmes en vue d'une gestion durable des ressources naturelles et de l'inversion de la tendance de dégradation.

### Remerciements

Ce travail a été financé par le projet Gestion de zones tampons d'aires protégées au Burkina Faso. Les auteurs remercient les agents forestiers pour leur contribution à la collecte des données. Ils restent redevables aux évaluateurs anonymes pour leurs critiques et suggestions qui ont véritablement amélioré la qualité de l'article.

### Financement

Cette étude a bénéficié du soutien financier du Ministère de l'Environnement, de l'Économie Verte et du Changement Climatique du Burkina Faso à travers le projet gestion de zones tampons d'aires protégées au Burkina et du programme gestion durable des ressources forestières et fauniques.

### Conditions d'accès aux données

Les données sont accessibles en formulant une requête préalable auprès de l'auteur correspondant.

## Références

- Arun G. C., Yeo J.-H., 2020. Perception to Adaptation of Climate Change in Nepal: An Empirical Analysis Using Multivariate Probit Model. *Sci*, 2 (4): 87. <https://doi.org/10.3390/sci2040087>
- Aurouet A., Devineau J.-L., Vidal M., 2005. Les facteurs principaux de l'évolution des milieux riverains du Mouhoun près de Boromo (Burkina Faso) : changement climatique ou dégradation anthropique ? *Science Planétaire - Sécheresse*, 16 (3) : 199-207. <https://hal-insu.archives-ouvertes.fr/hal-00092448>
- Bamba I., 2010. Anthropisation et dynamique spatiale

temporelle de paysages forestiers en République démocratique du Congo. Thèse de doctorat, Université libre de Bruxelles, Belgique, 181 p.

Belem M., 2001. Diversité floristique de deux forêts galeries de la réserve de biosphère de la Mare aux Hippopotames (Burkina Faso, Afrique de l'Ouest). *Systematics and Geography of Plants*, 71: 797-806. <https://doi.org/10.2307/3668718>

Belem B., Nacoulma B. M. I., Gbangou R., Kambou S., Hansen H. H., Gausset Q., et al., 2007. Use of Non Wood Forest Products by local people bordering the "Parc National Kaboré Tambi", Burkina Faso. *The Journal of Transdisciplinary Environmental Studies*, 6 (1): 21. [https://journal-tes.ruc.dk/wp-content/uploads/2021/05/no\\_2\\_Bassiroulav.pdf](https://journal-tes.ruc.dk/wp-content/uploads/2021/05/no_2_Bassiroulav.pdf)

Belem M., Zoungrana M., Nabaloum M., 2018. Les effets combinés du climat et des pressions anthropiques sur la forêt classée de Toéssin, Burkina Faso. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 12 (5) : 2186-2201. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v12i5.20>

Bognounou F., Ouédraogo O., Zerbo I., Sanou L., Rabo M., Thiombiano A., et al., 2013. Species-specific prediction models to estimate browse production of seven shrub and tree species based on semi-destructive methods in savannah. *Agroforestry Systems*, 87 (5): 1053-1063. <https://doi.org/10.1007/s10457-013-9620-2>

Boumba H. B. G., Samba-Kimbata M. J., 2019. Analyse de l'impact des déterminants de dégradation du couvert végétal sur les composantes environnementales de la réserve de chasse de la Lefini (Congo). *Revue de Géographie Tropicale et d'Environnement*, 1 : 75-89. [http://revue-geotrope.com/update/root\\_revue/20190601/6-Article-Goma-Boumba-Samba-Kimbata.pdf](http://revue-geotrope.com/update/root_revue/20190601/6-Article-Goma-Boumba-Samba-Kimbata.pdf)

Buyinza M., Ntakimanyire A., 2008. Rotational Woodlot Technology in Kigorobya Sub-County, Hoima District, Uganda. *Botany Research Journal*, 1 (2): 36-42. <https://medwelljournals.com/abstract/?doi=brj.2008.36.42>

CILSS, 2011. Capitalisation des actions d'amélioration durable de la fertilité des sols pour l'aide à la décision au Burkina Faso (FERSOL). CILSS, Union européenne, 20 p. <http://portails.cilss.bf/fersol/spip.php?rubrique2>

Coulibaly-Lingani P., 2011. Appraisal of the Participatory Forest Management Program in Southern Burkina Faso. Doctoral Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Sweden, 96 p. [https://pub.epsilon.slu.se/2449/1/Coulibaly-Lingani\\_P\\_110307.pdf](https://pub.epsilon.slu.se/2449/1/Coulibaly-Lingani_P_110307.pdf)

Coulibaly-Lingani P., Savadogo P., Tigabu M., Odén P.-C., 2011. Factors influencing people's participation in forest management program in Burkina Faso, West Africa. *Forest Policy and Economics*, 13 (4): 292-302. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2011.02.005>

Dolisca F., Carter D. R., Mcdaniel J. M., Shannon D. A., Jolly C. M., 2006. Factors influencing farmers' participation in forestry management programs: A case study from Haiti. *Forest Ecology and Management*, 236 (2-3): 324-331. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.09.017>

- Ezebilo E. E., 2012. Community Forestry as Perceived by Local People Around Cross River National Park, Nigeria. *Environmental Management*, 49: 207-218. <https://doi.org/10.1007/s00267-011-9765-6>
- Fontès J., Guinko S., 1995. Carte de la végétation et de l'occupation des sols du Burkina Faso. Toulouse, France, Ministère de la Coopération française (projet Campus), 67 p.
- Gansaonré R. N., 2018. Dynamique du couvert végétal et implications socio-environnementales à la périphérie du parc W/Burkina Faso. *Vertigo*, 18 (1). <https://doi.org/10.4000/vertigo.20249>
- Hahn-Hadjali K., Thiombiano A., 2000. Perception des espèces en voie de disparition en milieu Gourmantché (Est du Burkina Faso). *Berichte des Sonderforschungsbereichs*, 268 (14) : 285-297. <http://publikationen.ub.uni-frankfurt.de/oai/container/index/docId/1845>
- Hien M., Boussim J., Guinko S., 2002. L'utilisation de *Burkea africana* Hook. (Caesalpiniaceae) par les populations d'éléphants (*Loxodonta africana* Blumenbach) dans le Ranch de Gibier de Nazinga (Burkina Faso). *Annales Botaniques de l'Afrique de l'Ouest*, 1.
- INSD, 2017. Projections démographiques des communes du Burkina Faso de 2007 à 2020. Ouagadougou, Burkina Faso, INSD, 11-13. <http://www.insd.bf>
- Jerneck A., Olsson L., 2013. More than trees! Understanding the agroforestry adoption gap in subsistence agriculture: Insights from narrative walks in Kenya. *Journal of Rural Studies*, 32: 114-125. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2013.04.004>
- Kaboré O., 2013. Dynamique de l'utilisation des terres dans les écosystèmes de savane et systèmes agraires du bassin versant de la Kompienga (Burkina Faso). Thèse de géographie, Université de Ouagadougou, Burkina Faso, 281 p.
- Kaboré P. N., Barbier B., Ouoba P., Kiema A., Some L., Ouédraogo A., 2019. Perceptions du changement climatique, impacts environnementaux et stratégies endogènes d'adaptation par les producteurs du Centre-nord du Burkina Faso, *Vertigo*, 19 (1). <https://doi.org/10.4000/vertigo.24637>
- Khan A. H. T., Raeaside R., 1997. Factors affecting the most recent fertility rates in urban-rural Bangladesh. *Social Science & Medicine*, 44 (3): 279-289. [https://doi.org/10.1016/s0277-9536\(96\)00076-7](https://doi.org/10.1016/s0277-9536(96)00076-7)
- Laris P., 2002. Burning the Seasonal Mosaic: Preventative-Burning Strategies in the Wooded Savanna of Southern Mali. *Human Ecology*, 30 (2): 155-186. <https://doi.org/10.1023/A:1015685529180>
- Laris P., Wardell D. A., 2006. Good, bad or 'necessary evil'? Reinterpreting the colonial burning experiments in the savanna landscapes of West Africa. *The Geographical Journal*, 172 (4): 271-290. <https://www.jstor.org/stable/4134852>
- Liyama M., Derero A., Kelemu K., Muthuri C., Kinuthia R., Ayenkulu E., et al., 2017. Understanding patterns of tree adoption on farms in semi-arid and sub-humid Ethiopia. *Agroforestry Systems*, 91: 271-293. <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-016-9926-y>
- MEEVCC, 2019. Les facteurs de déforestation et de dégradation des forêts au Burkina Faso. Vol. 1 : Tendances actuelles. Ouagadougou, Burkina Faso, MEEVCC, rapport d'étude, 177 p. <https://www.pif-burkina.org>
- Mouhamadou T. I., Imorou T. I., Mèdaho A. S., Sinsin B., 2013. Perceptions locales des déterminants de la fragmentation des îlots de forêts denses dans la région des Monts Kouffé au Bénin. *Journal of Applied Biosciences*, 66 : 5049-5059. <https://dx.doi.org/10.4314/jab.v66i0.95002>
- Nabaloum M., 2010. Impacts des changements climatiques sur la dynamique de la végétation et la production de PFNL. Mémoire de master II de géographie, Université de Ouagadougou, Burkina Faso, 98 p.
- Omuregbee F. E., 1998. Communication of improved farm practices to rural women farmers in Benue State, Nigeria. *Outlook on Agriculture*, 27 (1): 53-56. <https://doi.org/10.1177/003072709802700110>
- Ouattara B., Sanou L., Koala J., Hien M., 2021. Utilisations locales et vulnérabilité des espèces ligneuses dans les forêts classées de Oualou et de Tissé au Burkina Faso, Afrique de l'Ouest. *Afrique SCIENCE*, 19 (3) : 63-77. <http://afriquescience.net/PDF/19/3/6.pdf>
- Ouattara B., 2018. Influence des facteurs anthropiques sur la dynamique de la végétation du corridor forestier de la Boucle du Mouhoun. Mémoire de master en gestion intégrée des ressources naturelles, Université Nazi Boni, Bobo-Dioulasso, Burkina Faso, 105 p. [http://bibliovirtuelle.u-naziboni.bf/biblio/opac\\_css/docnume/idr/environnement2/IDR-2018-OUA-INF.pdf](http://bibliovirtuelle.u-naziboni.bf/biblio/opac_css/docnume/idr/environnement2/IDR-2018-OUA-INF.pdf)
- Ouédraogo M., Thiombiano T., 2017. Déterminants socio-économiques des défrichements agricoles en zone sud-soudanienne du Burkina Faso. *Économie Rurale. Agricultures, Alimentations, Territoires*, 360 : 23-41. <https://journals.openedition.org/economierurale/pdf/5278>
- Ouédraogo M., Dembélé Y., Somé L., 2010. Perceptions et stratégies d'adaptation aux changements des précipitations : cas des paysans du Burkina Faso. *Sécheresse*, 21 (2) : 87-96. <https://www.jle.com/10.1684/sec.2010.0244>
- Sambiéni K. R., Toyi M. S., Mama A., 2015. Perception paysanne sur la fragmentation du paysage de la Forêt classée de l'Ouémé Supérieur au nord du Bénin. *Vertigo*, 15 (2) : 1-32. <https://id.erudit.org/iderudit/1035836ar>
- Sanogo K., Binam J., Bayala J., Villamor G. B., Kalinganire A., Dodiomon S., 2016. Farmers' perception of climate change impacts on ecosystem services delivery of parklands in southern Mali. *Agroforestry Systems*, 91: 345-361. <https://doi.org/10.1007/s10457-016-9933-z>
- Sanou L., 2020. Perceptions locales des perturbations écologiques et de leur influence sur la banque de semences du sol et la régénération dans la Réserve de Biosphère Transfrontalière, Parc W. Generis Publishing, 138 p.

Sanou L., Ouattara B., Koala J., Hien M., Thiombiano A., 2022. Composition, diversity and structure of woody vegetation along a disturbance gradient in the forest corridor of the Boucle du Mouhoun, Burkina Faso. *Plant Ecology & Diversity*. <https://doi.org/10.1080/17550874.2022.2039315>

Sanou L., Zida D., Savadogo P., Thiombiano A., 2018. Comparison of aboveground vegetation and soil seed bank composition at sites of different grazing intensity around a savanna-woodland watering point in West Africa. *Journal of Plant Research*, 131 (5): 773-788. <https://doi.org/10.1007/s10265-018-1048-3>

Sanou L., Savadogo P., Ezebilo E. E., Thiombiano A., 2017. Drivers of farmer's decisions to adopt agroforestry: Evidence from the Sudanian savanna zone, Burkina Faso. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 34 (2): 116-133. <https://doi.org/10.1017/S1742170517000369>

Sanou L., 2013. Perceptions locales des perturbations écologiques et de leur influence sur la banque de semences du sol et la régénération dans la Réserve de Biosphère Transfrontalière, Parc W. Mémoire de DEA en sciences biologiques appliquées, Université de Ouagadougou, Burkina Faso, 124 p.

Savadogo P., 2007. Dynamics of Sudanian savanna-woodland ecosystem in response to disturbances. Doctoral Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Sweden, 53 p. [https://pub.epsilon.slu.se/1454/1/Doctoral\\_thesis\\_No.2007.64.pdf](https://pub.epsilon.slu.se/1454/1/Doctoral_thesis_No.2007.64.pdf)

Savadogo S., Ouédraogo A., Thiombiano A., 2011. Diversité et enjeux de conservation des bois sacrés en société Mossi (Burkina Faso) face aux mutations socioculturelles actuelles. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 5 (4): 1639-1658. <https://www.ajol.info/index.php/ijbcs/article/view/75929>

Savadogo P., Sanou L., Dayamba S. D., Bognounou F., Thiombiano A., 2017. Relationships between soil seed banks and above-ground vegetation along a disturbance gradient in the W National Park trans-boundary biosphere reserve, West Africa. *Journal of Plant Ecology*, 10 (2): 349-363. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtw025>

Sawadogo L., 2009. Influence de facteurs anthropiques sur la dynamique de la végétation des forêts classées de Laba et de Tiogo en zone soudanienne du Burkina Faso. Thèse d'État, Université de Ouagadougou, Burkina Faso, 181 p. <https://www.beep.ird.fr/collect/uouaga/index/assoc/M11129.dir/M11129.pdf>

Tabachnick B. G., Fidell I. S., 1996. Using multivariate statistics. New York, USA, Harper Collins College Publishers, 980 p.

Tankoano B., Hien M., N'Da D. H., Sanon Z., Yameogo J. T., Somda I., 2016. Anthropogenic pressure and vegetation dynamics in the classified forest of Tiogo in Burkina Faso: Contribution of remote sensing. *Tropicultura*, 34: 193-207.

Vodouhê F. G., Coulibaly O., Adégbidi A., Sinsin B., 2010. Community perception of biodiversity conservation within

protected areas in Benin. *Forest Policy and Economics*, 12 (7): 505-512. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2010.06.008>

Wietze L., 2000. Factors influencing people's participation in forest management in India. *Ecological Economics*, 34 (3): 379-392. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(00\)00182-8](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(00)00182-8)

Yelkouni M., 2004. Gestion d'une ressource naturelle et action collective : le cas de la forêt de Tiogo au Burkina Faso. Thèse de doctorat en sciences économiques, Université d'Auvergne – Clermont-Ferrand 1, Faculté des sciences économiques et de gestion (CERDI), France, 301 p. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00660993>

Zampaligre N., Kagambèga W. F., Sanou L., Savadogo L., 2019. Impact of grazing intensity on floristic diversity and woody structure in grazing area near Kaboré Tambi National Park (Burkina Faso). *Journal of Agriculture and Environmental Sciences*, 8 (2): 106-115. <https://doi.org/10.15640/jaes.v8n2a13>

Zida D., Sanou L., Diawara S., Savadogo P., Thiombiano A., 2020. Herbaceous seed dominates the soil seed bank after long-term prescribed fire, grazing and selective tree cutting in savanna-woodlands of West Africa. *Acta Oecologica*, 108: 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2020.103607>

#### Ouattara et al. – Contribution des auteurs

Rôle du contributeur	Noms des auteurs
Conceptualisation	B. Ouattara
Gestion des données	L. Sanou
Analyse formelle	M. Hien, J. Koala
Acquisition du financement	B. Ouattara
Enquête et investigation	B. Ouattara
Méthodologie	B. Ouattara, L. Sanou
Gestion de projet	B. Ouattara
Ressources	B. Ouattara, M. Hien
Logiciels	L. Sanou
Supervision	M. Hien
Validation	B. Ouattara, L. Sanou
Visualisation	B. Ouattara, L. Sanou
Écriture – Préparation de l'ébauche originale	B. Ouattara
Écriture – Révision et édition	B. Ouattara, L. Sanou, J. Koala, M. Hien

Bois et Forêts des Tropiques - Revue scientifique du Cirad -  
© Bois et Forêts des Tropiques © Cirad



Cirad - Campus international de Baillarguet,  
34398 Montpellier Cedex 5, France  
Contact : [bft@cirad.fr](mailto:bft@cirad.fr) - ISSN : L-0006-579X

# Using specimens from the CIRAD Kourou wood collection to build a database of properties

Jacques BEAUCHÊNE<sup>1</sup>  
Nadine AMUSANT<sup>1</sup>  
Jeremy CIGNA<sup>2</sup>  
Soepe KOESE<sup>1</sup>  
Bernard THIBAUT<sup>3</sup>

<sup>1</sup> CIRAD  
UMR Écologie des Forêts de Guyane  
(EcoFoG)  
AgroParisTech, CNRS, INRA, Université  
des Antilles, Université de Guyane  
97310 Kourou  
France

<sup>2</sup> Institut des Sciences du Végétal  
91190 Gif-sur-Yvette  
France

<sup>3</sup> Laboratoire de Mécanique  
et Génie Civil (LMGC)  
CNRS, Université de Montpellier  
34090 Montpellier  
France

**Auteur correspondant /**  
**Corresponding author:**  
Jacques BEAUCHÊNE -  
[jacques.beauchene@cirad.fr](mailto:jacques.beauchene@cirad.fr)



**Photo 1.**  
The 445 samples used to measure the modulus and the damping coefficient. The manufacturing of custom-made storage racks limits the risk of error and optimizes the handling of the samples.  
Photo J. Beauchêne.

**Doi :** 10.19182/bft2022.351.a36936 – Droit d’auteur © 2022, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 10 novembre 2020 ; date d’acceptation : 17 novembre 2021 ; date de publication : 1er mai 2022.



Licence Creative Commons :  
Attribution - 4.0 International.  
Attribution-4.0 International (CC BY 4.0)

## Citer l'article / To cite the article

Beauchêne J., Amusant N., Cigna J., Koese S., Thibaut B., 2022. Using specimens from the CIRAD Kourou wood collection to build a database of properties. Bois et Forêts des Tropiques, 352: 61-70. Doi: <https://doi.org/10.19182/bft2022.352.a36936>

## RÉSUMÉ

### Création d'une base de données sur les propriétés des bois à partir de spécimens de la collection Kourou du Cirad

Un xylarium, comme celui de Kourou en Guyane française, est une collection unique de spécimens de bois rassemblés sur de nombreuses années et représentant une grande diversité interspécifique. Outre l'utilisation classique de telles collections pour l'anatomie systématique, elles peuvent servir à créer une base de données technologique en utilisant des échantillons supplémentaires prélevés sur le même arbre comme spécimens de référence. Des tests physiques, mécaniques et de durabilité ont été réalisés sur des planches de  $10 \times 60 \times 100 \text{ mm}^3$  (L étant la dimension la plus longue, la largeur et l'épaisseur étant les dimensions transversales mais pas toujours parfaitement radiales ou tangentielles) représentant 445 essences ligneuses appartenant à 63 familles présentes en Guyane française. Les densités des bois varient de 250 à 1 300  $\text{kg/m}^3$ , avec une moyenne de 786  $\text{kg/m}^3$ . Les valeurs des autres propriétés sont également très variables, tout comme le module d'élasticité longitudinal (de 0,6 à 37 GPa), des échantillons très rigides, des lianes et des stipes de palmiers ayant également été testés. Les corrélations entre les différents paramètres mesurés sur les 445 essences testées nous ont permis d'identifier plusieurs relations entre les propriétés du bois, par exemple : les bois clairs sont moins sujets au retrait, mais plus sujets à la pourriture (l'inverse est vrai pour les bois rouges) ; les bois à faible coefficient d'amortissement sont généralement plus foncés, plus rouges, plus denses et plus résistants à la pourriture. Cette base de données ne peut pas être utilisée pour caractériser une essence particulière puisqu'un spécimen seulement est disponible pour chacune, mais elle peut être utilisée pour étudier les relations entre des propriétés et des descripteurs facilement mesurables liés à la structure du bois (densité ou module, par exemple) ou à la chimie du bois (couleur, durabilité...). Enfin, cette base de données fournit les bases pour de futures banques de données plus importantes comprenant beaucoup plus de spécimens de chaque essence, utiles pour rechercher des propriétés particulières au sein de certaines familles ou certains genres, comme une durabilité naturelle élevée malgré une densité du bois plutôt faible, ou un coefficient d'amortissement faible accompagné d'un module spécifique élevé.

**Mots-clés** : xylarium, propriétés des bois, bois tropicaux, Guyane française.

## ABSTRACT

### Using specimens from the CIRAD Kourou wood collection to build a database of properties

A Xylarium, like the one in Kourou in French Guiana, is a unique collection of wood specimens gathered over many years that represents high interspecific diversity. In addition to the standard use of such collections for systematic anatomy, a technological database can be created using supplementary specimens taken from the same tree as the reference specimens. Physical, mechanical and durability tests were performed on wood planks measuring  $10 \times 60 \times 100 \text{ mm}^3$  (L is the longest direction, width and thickness are not always perfectly radial or tangential, just transverse) representing 445 woody species belonging to 63 families found in French Guiana. Wood densities ranged from 250 to 1,300  $\text{kg/m}^3$ , with an average of 786  $\text{kg/m}^3$ . The other properties also covered a wide range of values, as did the longitudinal modulus of elasticity (ranging from 0.6 to 37 GPa), as samples from lianas, palm stipes and very stiff woods were also tested. The correlations between the different parameters measured on the 445 species tested allowed us to identify some relationships between wood properties, e.g.: (i) light colored woods are less prone to shrinkage, but more prone to rot (the opposite is true for red woods); (ii) woods with a low damping coefficient are generally darker, redder, denser, and more resistant to rot. This database cannot be used to characterize a particular species as only one specimen is available for each species, but it can be used to study the relationships between properties and easily measured descriptors related to wood structure (e.g. density, modulus) or wood chemistry (e.g. color, durability). Finally, this database provides the foundation for future bigger databases including many more specimens of each species that will be useful to search for particular properties in certain families or genera, for example, high natural durability despite rather low wood density, or low damping along with a high specific modulus.

**Keywords**: wood collection, wood properties, tropical wood, French Guiana

## RESUMEN

### Utilización de ejemplares de la colección de madera del CIRAD Kourou para constituir una base de datos sobre las propiedades de la madera

El Xylarium de Kourou en Guayana Francesa es una colección única de muestras de madera reunidas a lo largo de muchos años, que representa una gran diversidad de especies. Además del uso estándar de estas colecciones para la anatomía sistemática, se puede crear una base de datos tecnológica utilizando muestras adicionales tomadas del mismo árbol como muestras de referencia. Se realizaron pruebas físicas, mecánicas y de durabilidad en tabloncillos de  $10 \times 60 \times 100 \text{ mm}^3$  (L es la dimensión más larga, la anchura y el grosor son las dimensiones transversales, aunque no siempre perfectamente radiales o tangenciales). Estos tabloncillos provienen de 445 especies leñosas pertenecientes a 63 familias encontradas en la Guayana Francesa. Las densidades de la madera oscilaron entre 250 y 1 300  $\text{kg/m}^3$ , con una media de 786  $\text{kg/m}^3$ . Los valores de las demás propiedades también variaron mucho, al igual que el módulo de elasticidad longitudinal (de 0,6 a 37 GPa), ya que también se probaron muestras muy rígidas, lianas y estipes de palmeras. A partir de las correlaciones entre los diferentes parámetros medidos en las 445 especies analizadas, identificamos diferentes relaciones entre las propiedades de la madera, por ejemplo: (i) las maderas de color claro son menos propensas a la contracción, pero más propensas a la putrefacción (lo contrario es cierto para las maderas rojas); (ii) las maderas con un bajo coeficiente de amortiguación son generalmente más oscuras, más rojas, más densas y más resistentes a la putrefacción. Esta base de datos no puede utilizarse para caracterizar una especie concreta, ya que sólo se dispone de un ejemplar para cada especie, pero puede utilizarse para estudiar las relaciones entre las propiedades y los descriptores fácilmente medibles relacionados con la estructura de la madera (por ejemplo, densidad y módulo) o la química de la madera (por ejemplo, color y durabilidad). Por último, esta base de datos proporciona fundamentos para futuras bases de datos más amplias que incluyan muchos más ejemplares de cada especie, lo que será útil para buscar propiedades particulares en ciertas familias o géneros, como una alta durabilidad natural a pesar de una densidad de la madera más bien baja, o una baja amortiguación junto con un alto módulo específico.

**Palabras clave**: colección de madera, propiedades de la madera, madera tropical, Guayana Francesa.



## Introduction

The CIRAD wood collection named 'Xylarium', in Kourou, French Guiana, consists of an anatomical reference collection with a CTFT (*Centre technique forestier tropical*, Technical Centre for Tropical Forests, the former name of CIRAD's forestry activities) identifier for each different tree. It is an extension of the main CIRAD wood collection kept in Montpellier, France (Langbour *et al.*, 2019). The Kourou Xylarium is devoted to local species, with links to the Cayenne (another town, Prefecture of French Guiana) herbarium<sup>1</sup>. A collection of duplicate specimens taken from the same tree (i.e. with the same CTFT ID) was added to be used for other studies including destructive tests. This duplicate collection comprises 4,285 duplicates from 1,449 trees (references or accessions) belonging to 505 species, 240 genera, and 75 families. It was collected between 1977 and 2005. We selected the best shaped wooden plates to sample 445 species.

A long-term testing procedure was undertaken throughout the 20<sup>th</sup> century on many tropical species (around one thousand of the eight thousand referenced in the CIRAD wood collection). Among them, some Guianese species have already been tested: the chemical composition of 47 species was tested (Gérard *et al.*, 2019), fungal rot resistance against different fungi in 71 species was tested, and the physical and mechanical properties of 124 species were tested (to be published). Measuring 445 species represents enormous progress even though it only represents one fourth of the list of 1,600 Guianese tree taxa (Molino *et al.*, 2009).

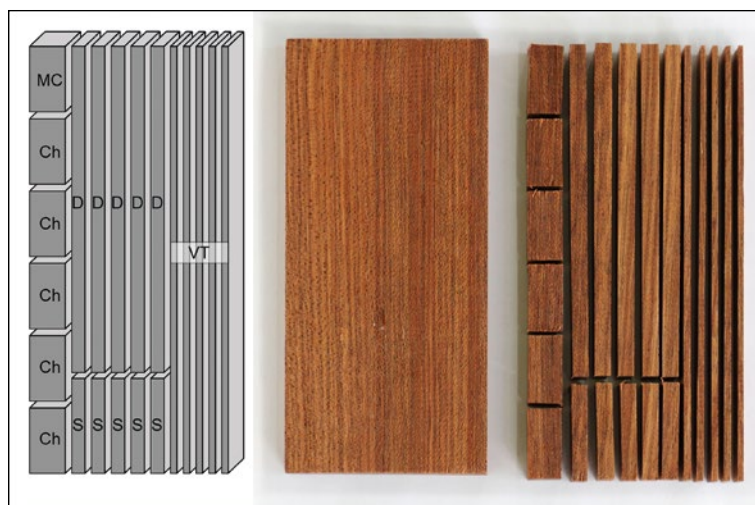
Xylarium wood collections are also long-term records of biological activity and tree function, particular weather conditions, or catastrophic events that occurred in the past (Beeckman, 2003). Xylarium collections are used as reference tools for species identification of woody plants, or dendrochronology from annual increments and more recently, for their biochemical or isotopic memory (Cornish *et al.*, 2013). However, apart from wood density (Maniatis *et al.*, 2011; Langbour *et al.*, 2019), which is sometimes available in these collections, they have only very recently been used to collect other technological data (Deklerck *et al.*, 2019, 2020). As the use of duplicates to take measurements with the aim of creating a large database of wood properties is being promoted as a future use for wood collections (Langbour *et al.*, 2019), we tested the opportunity using the Kourou Xylarium duplicates.

## Material

A total of 445 duplicate specimens originating from 445 species (one specimen per species), 213 genera and 63 families were tested. The samples were air dried wood specimens measuring  $130 \times 10 \times 60 \text{ mm}^3$  (L is the longest direction, width and thickness are not always perfec-

tly radial or tangential, just transverse). All the samples had been stored in the collection cabinet for more than 10 years. Mean stabilized moisture content was 11.3%. Only specimens of heartwood were used. First, each specimen was sanded on one side to measure fresh color. However, the color revealed by sanding is not necessarily the color of fresh wood, as some specimens underwent slow in-depth oxidation of secondary metabolites during storage.

Next, the specimen was cut into pieces for different uses (figure 1):  $130 \times 2 \times 10 \text{ mm}^3$  for mechanical tests,  $100 \times 5 \times 10 \text{ mm}^3$  for decay tests,  $30 \times 5 \times 10 \text{ mm}^3$  for shrinkage tests,  $20 \times 10 \times 10 \text{ mm}^3$  to measure moisture content and further chemical analysis.



**Figure 1.**

Specimens cut from a single anatomical plate.

MC:  $20 \times 10 \times 10 \text{ mm}^3$  specimen for the measurement of moisture content. Ch:  $20 \times 10 \times 10 \text{ mm}^3$  specimen destined for different chemical measurements (not made in the present study). S:  $30 \times 5 \times 10 \text{ mm}^3$  specimen to measure shrinkage. D:  $100 \times 5 \times 10 \text{ mm}^3$  specimen to measure natural durability. VT:  $130 \times 2 \times 10 \text{ mm}^3$  specimen for vibratory tests.

## Methods

### Measurement of color

Measurements were taken at three different representative locations on the surface of the specimen (the orientation was generally slab board or alternate quarter) using a Minolta colorimeter (Spectrophotometer 2500d). The illuminant D65 and the 10° standard observer were used as measurement standards. The surface area observed was  $59 \text{ mm}^2$  (small opening of 8.7 mm) and the specular reflection setting was excluded. Reflectance data were collected at 10 nm intervals over the visible spectrum (from 400 to 700 nm). The data are expressed in the CIE  $L^*a^*b^*$  color space (Nishino *et al.*, 1998) defined by the

<sup>1</sup> <https://herbier-guyane.ird.fr>

International Commission on Illumination (CIE). The colorimetric parameters correspond to:

- $L^*$ : clarity, black = 0 and white = 100;
- $a^*$ : red (positive) and green (negative) components;
- $b^*$ : yellow (positive) and blue (negative) components.

The hue angle  $H = \text{atan}(b^*/a^*)$  was also calculated.

### Density and volumetric shrinkage

The three samples ( $20 \times 5 \times 9 \text{ mm}^3$ ) were used for each reference. The sample was a rectangular parallelepiped whose three perpendicular dimensions were measured with a comparator (precision:  $1 \mu\text{m}$ ) of Mitutoyo brand, which made it possible to calculate the volume ( $V$ ). The mass ( $M$ ) was measured with a Sartorius precision balance (precision:  $0.0002 \text{ mg}$ ):

- corresponding to the standard conditions in the cabinet (dry wood close to 12% moisture content,  $M_{12}$  and  $V_{12}$ );
- fully saturated ( $M_s$  and  $V_s$ );
- in the anhydrous state, after reaching equilibrium in an oven heated at  $103^\circ \text{C}$  ( $M_a$  and  $V_a$ ).

Different values can be calculated for wood density:

- dry density  $D_{12} = M_{12}/V_{12}$ ;
- anhydrous density  $D_a = M_a/V_a$ ;
- saturated density;  $D_s = M_s/V_s$ ;
- basic density  $BD = M_a/V_s$ ;
- conversion factor (Vieilledent *et al.*, 2018) for basic density from air dry density:  $CF = BD/D_{12}$ .

Total volumetric shrinkage ( $VS$ ) is calculated using the formula:  $VS = (V_s - V_a)/V_s$ .

### Mechanical measurements

The three samples ( $120 \times 2 \times 9 \text{ mm}^3$ ) were used for each reference. A vibratory test was used with non-contact forced vibrations of free-free beams placed on elastic supports positioned at the two nodes of the first mode (Brémaud *et al.*, 2012). Dimensions (m), mass (kg), resonant frequency (Hz) and damping coefficient ( $\tan\delta$ )<sup>2</sup> at the resonant frequency were measured in this test. Using mass and dimension, the density ( $\text{kg}/\text{m}^3$ ) of the specimen ( $\rho$ ) was calculated as mass/volume ratio. The specific modulus ( $SM$  in  $\text{m}^2/\text{s}^2$ ) was calculated using Bernoulli's equation (Brémaud *et al.*, 2012).  $SM$  is both the square value of sound speed in the longitudinal direction in the wood and the ratio of the longitudinal modulus of elasticity ( $E$ ) to the density:  $SM = E/\rho$ . The modulus of elasticity was calculated using the formula:  $E = \rho * SM$ .

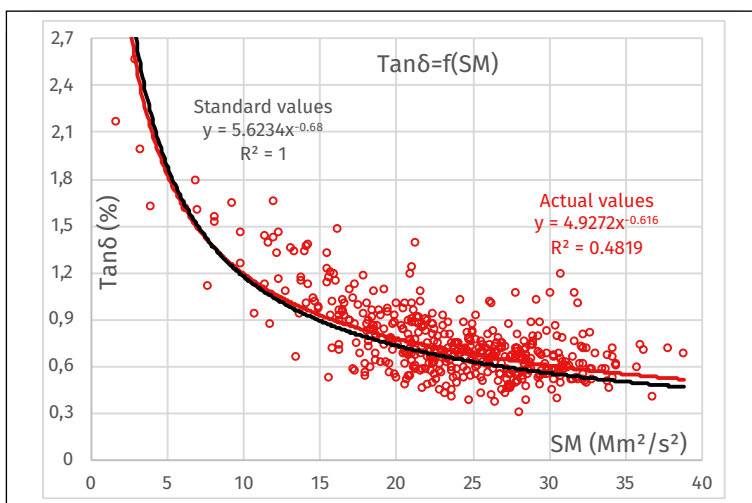
There is a strong physical relationship between specific modulus ( $SM$ ) and damping coefficient ( $\tan\delta$ ) of mean standard wood (the wood is presumed to be free of extractives) (Brémaud *et al.*, 2012, 2013) due to the microstructure of the cell wall (mainly micro-fibril angle):  $\tan\delta = 10^A * SM^B$ , where  $A = 1.23$  and  $B = 0.68$ .

If the damping coefficient differs from the standard value ( $\tan\delta_s$ ) calculated from the specific modulus value, there is a relative deviation from standard damping ( $DS\delta = (\tan\delta - \tan\delta_s)/\tan\delta$ ), mainly due to the chemical composition of the cell wall (Brémaud *et al.*, 2012, 2013). This deviation was calculated for all the specimens.

### Decay resistance

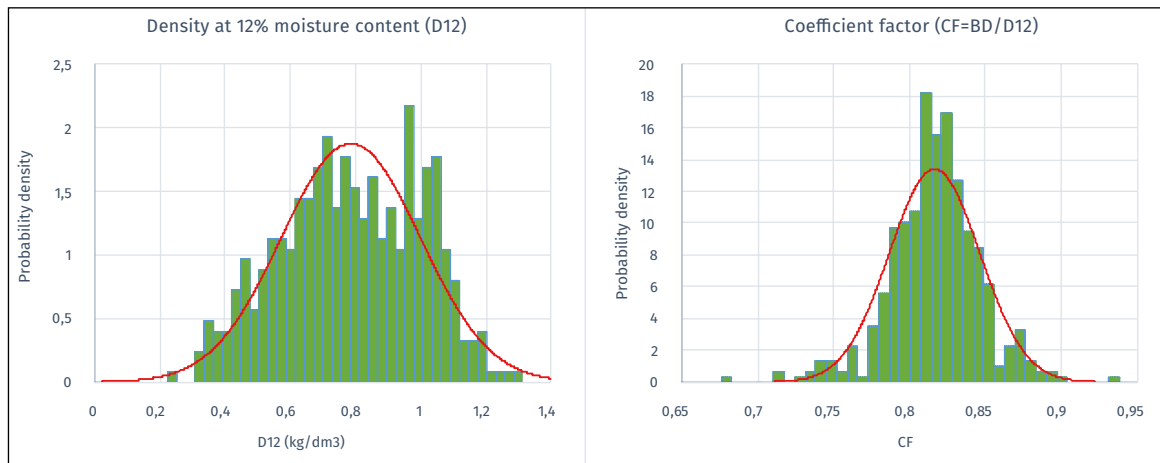
The test protocol for measuring the natural durability of wood is based on the European standard XP CEN / TS 15083-2 and the American standard AWPA E14-07 (Van Acker *et al.*, 2003; Amusant *et al.*, 2014). The test protocol consists in estimating the lifetime of thin specimens in contact with a forest floor, in our case, collected from the Paracou experimental forest in French Guiana (Gourlet-Fleury *et al.*, 2004). Five samples ( $R \times T \times L = 10 \times 5 \times 90 \text{ mm}^3$ ) were taken from each anatomical plate, representing one repetition per month over the five-month experiment. Each specimen was first dried for 48 hours at  $103^\circ \text{C}$ , then weighed and planted vertically in the soil with 80% of its length immersed in the wet soil. These specimens were interspersed with standard *Virola michelii* reference test specimens evenly distributed in the bins. Each month, one specimen per individual, as well as a control specimen, were taken, dried at  $103^\circ \text{C}$  for 48 hours, and weighed giving the mass loss (ML) of each test piece. The ML of a species at month 6 was estimated from the median value of the slope adjusted over the first 5 months.

<sup>2</sup> The damping coefficient (or loss factor,  $\tan\delta$ ) is determined, in the time domain, through the logarithmic decrement ( $\lambda = \pi * \tan\delta$ ) of amplitudes, after stopping excitation, which is fixed at resonant frequency  $f_r$ .



**Figure 2.**

Relationship between damping and specific modulus. Red circles, actual value: experimental results for both damping coefficient and specific modulus. Black curve, standard value: damping coefficient values calculated from experimental specific modulus.



**Figure 3.** Histograms of density and coefficient factor. The red curve represents the best fitting normal distribution of the values (for a better readability the units of D12 are expressed in kg/m<sup>3</sup>).

### Data base and statistical methods

Basic statistical analyses were performed using XLSTAT software. The data description table includes the number of specimens, minimum, maximum, 1<sup>st</sup> quartile, median, 3<sup>rd</sup> quartile and mean (with its standard deviation) values for each parameter, as well as the coefficient of variation (CV). Skew (Pearson) and kurtosis (Pearson) of the distribution were already available in the dataset (Beauchêne *et al.*, 2021). A box plot is also included for each parameter. The box plot shows the quartiles (the band inside the box is the median). The whiskers in the box plot represent the lowest data item still within the 1.5 IQR (inter quartile range) of the lower quartile, and the highest data item still within the 1.5 IQR of the upper quartile.

For the histograms, the amplitude of each parameter was chosen to provide a clear description of the data. The normality of the distribution was checked using a Shapiro-Wilk test. Pearson type correlation analysis was used for normal distribution, and Spearman's tests for non-normal distribution.

## Results

### Distribution of the values

Figure 2 shows that the best fitting relationship between damping coefficient ( $\tan\delta$ ) and specific modulus (SM) is very close to the standard curve. The  $\tan\delta$  values are distributed on the two sides of the standard curve, as already shown in another study (Brémaud *et al.*, 2012).

At 12% moisture content, there was a wide range of densities (250-1,300 kg/m<sup>3</sup>) typical of tropical woods (Langbour *et al.*, 2019). There was a small shift towards high density values that could be due to the selection of specimens used in the present study, but the mean density value (786 kg/m<sup>3</sup>) of the 1,694 specimens from French Guiana is almost identical to the mean density value of the Cirad wood collection as a whole (784 kg/m<sup>3</sup>). In contrast, the

range of coefficient factors (Basic Density/Density at 12% moisture content) was very narrow (figure 3), basic density and density at 12% moisture content were proportional, with a very high coefficient of determination ( $R^2 = 0.98$ ). The mean CF (0.816) was very close to the CF in the data base containing physical data for 872 species (0.828, in Vieilledent *et al.*, 2018). The statistical tests proved that none of these distributions were normal, so Spearman's test was used for correlation analysis.

The distributions of the different parameters are shown as box plots in figure 4. It should be noted that there are some very low values for SM (below 5 Mm<sup>2</sup>/s<sup>2</sup>) not found in usual wood measurements (severe compression wood can go down to 5 Mm<sup>2</sup>/s<sup>2</sup>). These very low values are those of liana wood (Rowe and Speck, 2005; Köhler *et al.*, 2000) and juvenile palm xylem (the mature palm xylem measured in this study had the usual values), making the range of elastic modulus (E) wider than usual. Anyway, except for CF (CV = 4%) there was always a wide range of values for all parameters with CV greater than 25% except for L\* (18%) and Hue (13%).

The species shown in figure 5 were chosen as representative of the range of color margins in the color space: dark or light species (*Swartzia leblondii*, *Solanum leucocarpum*), high or small hue angle (*Peltogyne venosa*, *Pachira dolichocalyx*), red woods (*Guarea guidonia*, *Aspidosperma sandwithianum*), orange or dark brown woods (*Chrysophyllum pomiferum*, *Vouacapoua americana*). As reported by Nishino *et al.* (1998), all the color values are positioned in only one quadrant in the a\*b\* plane (the red/yellow) quadrant (figure 5). Black wood (ebony style) like *Swartzia leblondii* had nearly zero values for a\* and b\*, i.e. very dark grey. Lighter woods all had rather high values for b\*, pale yellow, but not pale grey. Red woods had almost the same value for a\* (red) and b\* (yellow). They appear as red instead of orange because the b\* values are often much higher than a\* values. Strictly speaking, Purpleheart wood is the only dark red wood, but is perceived as purple, even though the b\* value is slightly positive on the yellow axis (b\* = 3.2).

### Correlation analysis

The statistical tests proved that none of these distributions were normal, so a Spearman's test was used for correlation analysis (table I).

Many correlation coefficients (R) were significant at the 0.1% level, but due to the large number of data, the lowest significant R was associated with a low (3%) coefficient of determination ( $R^2$ ).

Considering the color parameters,  $L^*$  and hue were very strongly correlated so considering  $L^*$  alone seems to be efficient (similar but better correlation coefficients with other parameters for  $L^*$ ). The correlations between  $L^*$  and  $b^*$  were strong and positive but negative between  $L^*$  and  $a^*$ . Light colored woods were rather yellow while dark colored woods were rather red. The link between  $a^*$  and  $b^*$  was rather weak and  $b^*$  was not significantly correlated with any other parameters (except  $L^*$ ). Rather strong links were observed between  $L^*$  or  $a^*$  (but with opposite signs) and density, volumetric shrinkage, and mass loss. Light colored woods were less dense, less prone to shrinkage but more prone to rot (the reverse was found for red woods).

Density and specific modulus can be considered as independent parameters. SM was only strongly linked with modulus of elasticity (positive), damping coefficient (negative) and shrinkage (positive). Density (both BD and D12) was strongly linked with all parameters except  $b^*$ , SM and CF. Dense woods had a lower damping coefficient or

mass loss but higher modulus or shrinkage. It is interesting to note that specific modulus and density, which are independent, had almost equally strong links with the same sign as modulus of elasticity, damping coefficient and shrinkage.

Deviation from the standard damping coefficient ( $DS\delta$ ) was quite closely linked with color ( $L^*$  and  $a^*$ ), density, and mass loss. Woods with a lower damping coefficient than the standard were darker, redder, denser and more resistant to rot.

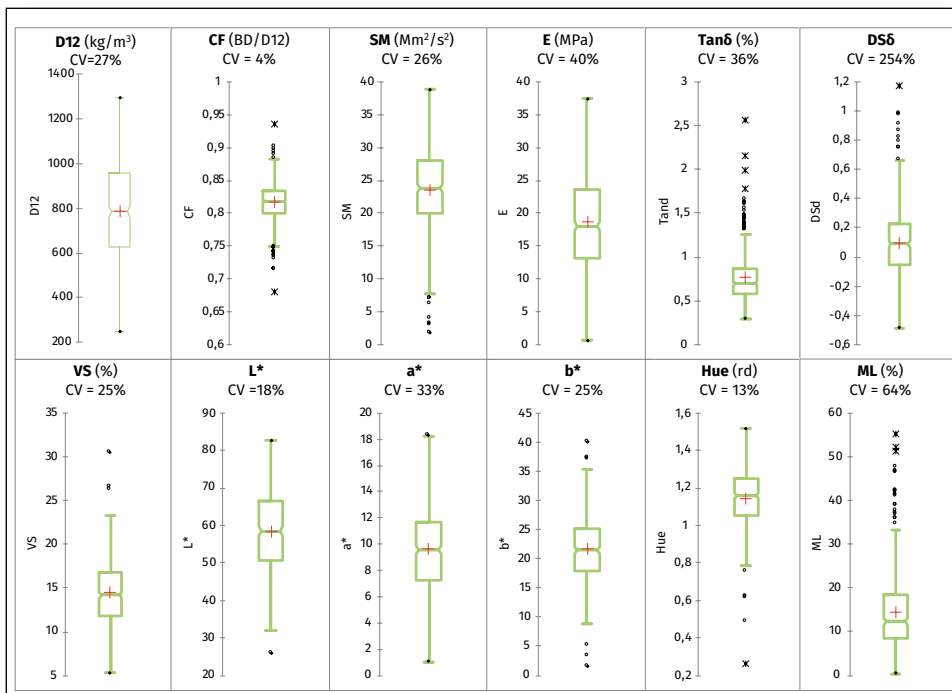
Nearly 50% of the coefficients of variation (CF = BD/D12) were due to variations in volumetric shrinkage. The latter is a useful parameter that can easily be measured at the same time as basic density if a more precise CF is needed.

### Discussion

Using a single wooden plate provided an initial overview but is not sufficient for the characterization of species, for which more duplicates sampled from different trees and from different positions in the tree are needed. Nevertheless, measuring different parameters and properties on the same material in a wide range of species is extremely useful to study the relationships between structural and chemical parameters and wood properties. It is also useful to screen for particular properties required for a specific use. For example, high natural durability represented by low mass loss values due to fungal degradation are good indicators of the presence of protective compounds such as antifungals, insecticides, or antioxidants (Amusant *et al.*, 2014).

There are two successive levels of wood structure with specific mechanical behavior (i) the anatomical level, where wood is a cellular material, like honeycomb, (ii) the cell wall level, which is a fiber composite (Thibaut *et al.*, 2001).

Cellular materials like honeycombs display extremely high anisotropy between in plane and out of plane directions (Gibson and Ashby, 1997) and properties consequently need to be defined with reference to the direction of the test. The key parameter for physical and mechanical properties is the volume proportion ( $\alpha$ ) of solid matter included in the cell wall. Wood mass depends on this proportion according to the relation  $M = \alpha * V * \rho_m$  where V is the global volume of the material, and  $\rho_m$  is the density of cell wall matter (around 1,500 kg/m<sup>3</sup>). The wood density value:  $\rho = M/V = \alpha * \rho_m$  is directly proportional to  $\alpha$ , so wood density is a key descriptor for wood as a cellular material.



**Figure 4.**

Distribution (Tukey box plots) of the properties measured in 445 species. Box plot quartiles (the band inside the box is the median). Whiskers plot the lowest datum still within 1.5 IQR (inter quartile range) of the lower quartile, and the highest datum still within 1.5 IQR of the upper quartile. Black dots are outliers.  $L^*$ : clarity coefficient;  $a^*$ : red/green coefficient;  $b^*$ : yellow/blue coefficient; Hue angle: angle of the color projection in the  $a^*/b^*$  plane; BD: basic density (kg/dm<sup>3</sup>); D12: density at level 12% moisture content; CF: conversion factor between density at 12% moisture content and basic density; VS: volumetric shrinkage (%); SM: specific modulus (Mm<sup>2</sup>/s<sup>2</sup>); E: longitudinal modulus of elasticity (GPa); tan $\delta$ : damping coefficient (%); DS $\delta$ : relative deviation from standard damping; ML: mass loss in the soil bed test (%).

**Table I.**

Spearman's correlation coefficients. Characters in bold: significant correlation at the 0.1% level with  $R^2 > 5\%$ . Characters in italics: significant correlation at the 0.1% level with  $R^2 < 5\%$ . L\*: clarity coefficient; a\*: red/green coefficient; b\*: yellow/blue coefficient; Hue angle: angle of the color projection in the a\*/b\* plane; BD: basic density (kg/dm<sup>3</sup>); D12: density at level 12% moisture content; CF: conversion factor between density at 12% moisture content and basic density; VS: volumetric shrinkage (%); SM: specific modulus (Mm<sup>2</sup>/s<sup>2</sup>); E: longitudinal modulus of elasticity (GPa); tanδ: damping coefficient (%); DSδ: relative deviation from standard damping; ML: mass loss in the soil bed test (%).

Variables	L*	a*	b*	Hue	BD	D12	CF	VS	SM	E	Tanδ	DSδ	ML
L*	<b>1</b>	<b>-0.514</b>	<b>0.480</b>	<b>0.814</b>	<b>-0.593</b>	<b>-0.578</b>	-0.017	<b>-0.266</b>	<i>0.115</i>	<b>-0.341</b>	<i>0.208</i>	<b>0.320</b>	<b>0.526</b>
a*	<b>-0.514</b>	<b>1</b>	<i>0.175</i>	<b>-0.726</b>	<b>0.452</b>	<b>0.437</b>	0.002	<b>0.255</b>	-0.035	<b>0.284</b>	<i>-0.197</i>	<b>-0.266</b>	<b>-0.417</b>
b*	<b>0.480</b>	<i>0.175</i>	<b>1</b>	<b>0.484</b>	<i>-0.134</i>	<i>-0.134</i>	0.016	-0.042	0.050	-0.054	-0.011	0.012	0.040
Hue	<b>0.814</b>	<b>-0.726</b>	<b>0.484</b>	<b>1</b>	<b>-0.515</b>	<b>-0.501</b>	-0.018	<b>-0.255</b>	0.077	<b>-0.304</b>	<i>0.176</i>	<b>0.254</b>	<b>0.434</b>
BD	<b>-0.593</b>	<b>0.452</b>	<i>-0.134</i>	<b>-0.515</b>	<b>1</b>	<b>0.992</b>	<i>-0.169</i>	<b>0.542</b>	<i>0.129</i>	<b>0.760</b>	<b>-0.379</b>	<b>-0.293</b>	<b>-0.644</b>
D12	<b>-0.578</b>	<b>0.437</b>	<i>-0.134</i>	<b>-0.501</b>	<b>0.992</b>	<b>1</b>	<b>-0.272</b>	<b>0.604</b>	<i>0.155</i>	<b>0.781</b>	<b>-0.359</b>	<b>-0.257</b>	<b>-0.604</b>
CF	-0.017	0.002	0.016	-0.018	<i>-0.169</i>	<b>-0.272</b>	<b>1</b>	<b>-0.678</b>	<b>-0.256</b>	<b>-0.351</b>	<i>-0.066</i>	<b>-0.219</b>	<i>-0.192</i>
VS	<b>-0.266</b>	<b>0.255</b>	-0.042	<b>-0.255</b>	<b>0.542</b>	<b>0.604</b>	<b>-0.678</b>	<b>1</b>	<b>0.445</b>	<b>0.668</b>	<b>-0.234</b>	<i>0.024</i>	<i>-0.187</i>
SM	<i>0.115</i>	-0.035	0.050	0.077	<i>0.129</i>	<i>0.155</i>	<b>-0.256</b>	<b>0.445</b>	<b>1</b>	<b>0.689</b>	<b>-0.563</b>	<i>0.048</i>	<i>-0.070</i>
E	<b>-0.341</b>	<b>0.284</b>	-0.054	<b>-0.304</b>	<b>0.760</b>	<b>0.781</b>	<b>-0.351</b>	<b>0.668</b>	<b>0.689</b>	<b>1</b>	<b>-0.587</b>	<i>-0.156</i>	<b>-0.468</b>
Tanδ	<i>0.208</i>	<i>-0.197</i>	-0.011	<i>0.176</i>	<b>-0.379</b>	<b>-0.359</b>	-0.066	<b>-0.234</b>	<b>-0.563</b>	<b>-0.587</b>	<b>1</b>	<b>0.735</b>	<b>0.397</b>
DSδ	<b>0.320</b>	<b>-0.266</b>	0.012	<b>0.254</b>	<b>-0.293</b>	<b>-0.257</b>	<b>-0.219</b>	<i>0.024</i>	<i>0.048</i>	<i>-0.156</i>	<b>0.735</b>	<b>1</b>	<b>0.373</b>
ML	<b>0.526</b>	<b>-0.417</b>	0.040	<b>0.434</b>	<b>-0.644</b>	<b>-0.604</b>	<i>-0.192</i>	<i>-0.187</i>	<i>-0.070</i>	<b>-0.468</b>	<b>0.397</b>	<b>0.373</b>	<b>1</b>

In contrast to most man-made honeycombs, wood cell walls are not isotropic, homogeneous material. Like other complex fiber composite materials, the cell wall has two main components: crystalline nano-cellulose fibers (NCF) with a very high modulus of elasticity (MOE) embedded in a more or less homogeneous matrix with a much lower MOE (Déjardin *et al.*, 2010; Gibson, 2012). The properties of the material comprising the cell wall depend on the proportion and orientation of NCF on the one hand (Donaldson, 2008), and on the chemical composition of the matrix on the other. Most of the mass in the secondary wall (which is responsible for nearly all wood properties) is concentrated in the S<sub>2</sub> layer, usually with small NCF angles (5° to 25°) relative to the main cell direction, while the S<sub>1</sub> layer is much thinner with high NCF angles (70° to 80°) relative to the main cell direction. Because the S<sub>2</sub> layer is responsible for a very large proportion of properties in the cell direction, the cell wall material is termed S<sub>2</sub> and the S<sub>2</sub> NCF angle is termed micro-fibril angle (MFA) as if it were the only active angle of the fiber



**Figure 5.**

Examples of the wide range of colors of the species tested.

composite. In fact, the  $S_1$  layer can play a significant role in transverse properties like shrinkage, if its proportion of mass is not too low, as is the case in thin walled fibers.

Variation in cellulose content between species is rather low with a coefficient of variation (CV) of only 10% whereas the CV for density is around 30% (Gérard *et al.*, 2019), and the density of the cell wall is nearly constant, so MFA is the key factor for the longitudinal MOE ( $E_m$ ) of the matter forming the wood cells (Cave, 1969). Like wood density, wood MOE ( $E$ ) is proportional to cell wall MOE ( $E_m$ ) through the relation  $E = \alpha * E_m$ .

Thus, whatever the density,  $E/\rho = E_m/\rho_m$  and  $E_m = \rho_m * E/\rho$ . Cell wall density ( $\rho_m$ ) is constant, so the cell wall MOE, a key property of the material, is always proportional to the specific modulus ( $SM = E/\rho$ ) and the SM is a simple key parameter of the mechanical behavior of the cell wall, like density ( $\rho$ ) is a key parameter of the behavior of honeycomb, and these parameters should be independent, as was the case in the present study. MOE is the product  $SM * \rho$ , so by construction, wood MOE is fully described by density and SM, and here, SM variations explained nearly as much variation in MOE as density ( $R^2 = 48\%$  and  $58\%$  respectively).

For volumetric shrinkage, the situation is similar, variations in Density and SM explain most variations in shrinkage ( $R^2 = 30\%$  and  $20\%$  respectively). However, the relationship between shrinkage and density is not simple. Making holes in metal does not change its dilatation factor following a change in temperature. As the direct expression of the proportion of solid matter, wood density is closely linked to the ratio of cell wall thickness to fiber diameter. Fiber diameter is determined by lignification of the primary wall, whereas cell wall thickness is mainly linked to the secondary wall where the  $S_2$  layer is generally far thicker than the  $S_1$  layer (Déjardin *et al.*, 2010; Borrega *et al.*, 2015). Crystalline fiber reinforcement is longitudinal in  $S_2$  whereas it is transversal in  $S_1$ . Shrinkage in  $S_2$  is linked to MFA, which is very low in the longitudinal direction but increases with the MFA value, which is high in transverse directions but decreases with an increase in the MFA. Due to its lack of thickness and fiber orientation,  $S_1$  has no influence on longitudinal shrinkage but may reduce transverse shrinkage if  $S_2$  is not too thick. Consequently, low density means transverse shrinkage will be low (and volumetric shrinkage will also automatically be low) because the  $S_1$  layer represents a higher proportion in the secondary wall. Models of the MOE of wood mechanical behavior (Yamamoto and Kojima, 2002; Qing and Mishnaevsky, 2009), and of shrinkage (Yamamoto *et al.*, 2001) show the causal relationship between these properties and structural parameters as  $\alpha$  (proportion of matter in the cellular solid) and MFA (anisotropy of the fiber composite material). But only half the variations are linked to these two structural parameters. The chemical composition of the cell wall matrix would thus also be expected to have a major influence.

As predicted by models (Brémaud *et al.*, 2010, 2013), vibration damping was linked to MFA like SM, and the correlation between  $\tan\delta$  and SM was significant at the 0.1%

level and was rather high ( $R^2 = 30\%$ ) and tends to explain only one third of damping variations. Here again, matrix chemistry would be expected to play an important role.

The two basic chemical components of the matrix are (i) the main wall polymers such as hemicelluloses and lignin, (ii) extraneous components such as extractives and minerals. Extractives and lignin are known to be linked to color (Baar *et al.*, 2014; Gierlinger *et al.*, 2004; Mayer *et al.*, 2006), shrinkage (Bossu *et al.*, 2016; Leonardon *et al.*, 2010; Royer *et al.*, 2010), mass loss (Rodrigues *et al.*, 2012; Sundararaj *et al.*, 2015) and relative deviation from standard damping (Minato *et al.*, 2010; Brémaud *et al.*, 2011, 2013) in a rather complex causal way (each molecule in the extraction cocktail can have a positive or negative influence on these properties). This common influence could explain the significant correlations between all these properties.

Mass loss was rather closely correlated with whiteness  $L^*$  ( $R^2 = 27\%$ ) and reddish color  $a^*$  ( $R^2 = 18\%$ ). This means that darker or redder woods tend to be more resistant to rot (Amusant *et al.*, 2004; Moya and Berrocal, 2010). To understand this correlation, we need to identify which molecules are involved in darker or redder colors and to test them against fungi.

Strictly speaking, there is no clear causal connection between properties like color or mass loss and density. Drilling small holes in a material does not change its color and the small diameter of fungal hyphae enable them to penetrate denser woods. Moreover, some very dense white woods (mostly sapwoods) have been shown to be highly sensitive to rot. However, the presence of reserve material in the heartwood that has not been fully mobilized may make the wood more attractive to the fungus (Magel *et al.*, 2000; Niamek *et al.*, 2010). In the present study, very significant correlations (at the 0.1% level) were found between density and color parameters  $L^*$  and  $a^*$  ( $R^2 = 34\%$  and  $21\%$ , respectively) as well as mass loss ( $R^2 = 42\%$ ). Such correlations have also been observed in other studies (Nishino *et al.*, 2000) and tropical woods are often considered to be dense, dark (or red) and resistant to fungi. In the CIRAD wood collection (Langbour *et al.*, 2019), the mean density of tropical American woods ( $750 \text{ kg/m}^3$ ) is higher than that of temperate woods ( $660 \text{ kg/m}^3$ ), but their density range is wider: 240 to  $1,320 \text{ kg/m}^3$  for temperate woods (in all regions of the Northern Hemisphere where the climate includes periods of frost) and 100 to  $1,340 \text{ kg/m}^3$  for tropical American woods.

It is highly probable that as yet unidentified parameters have a strong influence on both extractives and on the difference in density between species, in other words, long living trees growing in hazardous conditions in terms of wood predators (fungi, termites or *Cerambycidae*) should have both high densities for hydraulic or mechanical reasons (Hacke *et al.*, 2001), and efficient extractives for wood durability (Kraft *et al.*, 2010; Aubry-Kientz *et al.*, 2013). The extractives give the wood a dark reddish color. Thus, the observed strong correlations may be the consequence of adaptive evolution rather than of the direct influence of density on color or durability.

## Conclusion

A data base of basic wood properties like density, color, MOE and acoustic damping, rot resistance, could be built using duplicate specimens taken from the CIRAD Xylarium wood collection in Kourou. Using the same process for the main CIRAD Xylarium in Montpellier would allow an enormous increase in data on different wood properties of many species in the world, without the need for additional sampling in the world's forests.

All the measurements were made on the same specimen, making it easy to correlate properties within a species. This opens the way for the prediction of unknown properties of a given species from easy to measure descriptors related to wood structure (density, grain angle, sound of speed) or wood chemistry (color, near infrared spectrometry).

In the present study, samples were cut individually in order to study the chemical composition of each specimen, particularly the extractives. This involves a tremendous amount of work with dedicated high flow techniques, which was not possible in the present study. Nevertheless, such studies are important for the future, both to build data bases of species chemical signatures (species identification) and to increase the number of descriptions of active molecules present in tree heartwood.

### Funding information

The constitution of the xylarium, the machining of the samples were done with CIRAD's own funds, the recruitment of the laboratory technician by "Investissements d'Avenir" grant from the *Agence Nationale de la Recherche* (CEBA: ANR-10-LABX-0025; ARBRE, ANR-11-LABX-0002-01), and finally we benefited from the voluntary work of Professor B. Thibaut, CNRS director emeritus.

### Data access conditions

The data are freely available and have been uploaded to the CIRAD dataverse <https://doi.org/10.18167/DVN1/R4G7BC>

## References

Amusant N., Beauchêne J., Fournier M., Janin G., Thévenon M.-F., 2004. Decay resistance in *Dicorynia guianensis* Amsh.: analysis of inter-tree and intra-tree variability and relations with wood color. *Annals of Forest Science*, 61: 373-380. [\[CrossRef\]](#)

Amusant N., Nigg M., Thibaut B., Beauchêne J., 2014. Diversity of decay resistance strategies of durable tropical woods species: *Bocoa prouacensis* Aublet, *Vouacapoua americana* Aublet, *Inga alba* (Sw.) Wild. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 94: 103-108. [\[CrossRef\]](#)

Aubry-Kientz M., Hérault B., Ayotte-Trépanier C., Baraloto C., Rossi V., 2013. Toward Trait-Based Mortality Models for Tropical Forests. *PLoS ONE*, 8 (5): e63678. [\[CrossRef\]](#)

Baar J., Wimmer R., D'Amigo S., 2014. Dependence of color and discoloration on total extractive content of African Padauk and Jatoba. *Wood Science and Technology*, 48 (6): 1155-1165. [\[Cross-Ref\]](#)

Beauchêne J., Thibaut B., Amusant N., Cigna J., 2021. Database

of wood properties from specimens of the French Guiana wood collection. CIRAD Dataverse. [\[CrossRef\]](#)

Beeckman H., 2003. A xylarium for the sustainable management of biodiversity: the wood collection of the Royal Museum for Central Africa, Tervuren, Belgium. *Bulletin de l'APAD*, 26 (2003): en ligne. [\[CrossRef\]](#)

Borrega M., Ahvenainen P., Serimaa R., Gibson L., 2015. Composition and structure of balsa (*Ochroma pyramidale*) wood. *Wood Science and Technology*, 49: 403-420. [\[CrossRef\]](#)

Bossu J., Beauchêne J., Estevez Y., Duplais C., Clair B., 2016. New Insights on Wood Dimensional Stability Influenced by Secondary Metabolites: The Case of a Fast-Growing Tropical Species *Bagassa guianensis* Aubl.. *PLoS ONE*, 11 (3): e0150777. [\[CrossRef\]](#)

Brémaud I., Minato K., Langbour P., Thibaut B., 2010. Physico-chemical indicators of interspecific variability in vibration damping of wood. *Annals of Forest Science*, 67: 707. [\[CrossRef\]](#)

Brémaud I., Amusant N., Minato K., Gril J., Thibaut B., 2011. Effect of extractives on vibrational properties of African Padauk (*Pterocarpus soyauxii* Taub.). *Wood Science and Technology*, 45: 461-472. [\[CrossRef\]](#)

Brémaud I., El Kaim Y., Guibal D., Minato K., Thibaut B., Gril J., 2012. Characterisation and categorisation of the diversity in viscoelastic vibrational properties between 98 wood types. *Annals of Forest Science*, 69: 373-386. [\[CrossRef\]](#)

Brémaud I., Ruelle J., Thibaut A., Thibaut B., 2013. Changes in viscoelastic vibrational properties between compression and normal wood: roles of micro-fibril angle and of lignin. *Holzfor-schung*, 67 (1): 75-85. [\[CrossRef\]](#)

Cave I. D., 1969. The longitudinal Young's modulus of *Pinus radiata*. *Wood Science and Technology*, 3: 40-48. [\[CrossRef\]](#)

Cornish C., Gasson P., Nesbitt M., 2013. The wood collections at Kew: current status and activity (Part II). *World of Wood*, 66: 14-15. [\[ResearchGate\]](#)

Déjardin A., Laurans F., Arnaud D., Breton C., Pilate G., Leplé J.-C., 2010. Wood formation in Angiosperms. *Comptes Rendus Biologies*, 333: 325-334. [\[CrossRef\]](#)

Deklerck V., De Mil T., Kondjo P., Beeckman H., Van Acker J., Van den Bulcke J., 2019. Sleeping beauties in materials science: unlocking the value of xylarium specimens in the search for timbers of the future. *Holzfor-schung*, 73 (10): 889-897. [\[CrossRef\]](#)

Deklerck V., De Ligne L., Espinoza E., Beeckman H., Van den Bulcke J., Van Acker J., 2020. Assessing the natural durability of xylarium specimens: mini-block testing and chemical fingerprinting for small-sized samples. *Wood Science and Technology*, 54: 981-1000. [\[CrossRef\]](#)

Gérard J., Paradis S., Thibaut B., 2019. Suivi de la composition chimique de plusieurs espèces de bois tropicaux. *Bois et Forêts des Tropiques*, 342 : 79-91. [\[CrossRef\]](#)

Gibson L. J., 2012. Review – The hierarchical structure and mechanics of plant material. *Journal of the Royal Society Interface*, 9: 2749-2766. [\[CrossRef\]](#)

Gibson L. J., Ashby M. F., 1997. *Cellular Solids: Structure and Properties*. 2nd ed. Cambridge, UK, Cambridge University Press. [\[CrossRef\]](#)

Gierlinger N., Jacques D., Grabner M., Wimmer R., Schwanninger M., Rozenberg P., et al., 2004. Color of larch heartwood and relationships to extractives and brown-rot decay resistance. *Trees*, 18: 102-108. [\[CrossRef\]](#)

Gourlet-Fleury S., Guehl J. M., Laroussinie O., 2004. Ecology and management of a neotropical rainforest. Lessons drawn from Paracou, a long-term experimental research site in French Guiana. Elsevier, 350 p. [\[HAL archive\]](#)

Hacke U. G., Sperry J. S., Pockman W. T., Davis S. D., McCulloch K. A., 2001. Trends in wood density and structure are linked to prevention of xylem implosion by negative pressure. *Oecologia*, 126: 457-461. [\[CrossRef\]](#)

Köhler H., Speck T., Spatz H. C., 2000. Micromechanics and anatomical changes during early ontogeny of two lianescent *Aristolochia* species. *Planta*, 210: 691-700. [\[PubMed\]](#)

Kraft N. J. B., Metz M. R., Condit R. S., Chave J., 2010. The relationship between wood density and mortality in a global tropical forest data set. *New Phytologist*, 188: 1124-1136. [\[CrossRef\]](#)

Langbour P., Paradis S., Thibaut B., 2019. Description of the Cirad wood collection in Montpellier, France, representing eight thousand identified species. *Bois et Forêts des Tropiques*, 339 (1): 7-16. [\[CrossRef\]](#)

Leonardon M., Altaner C. M., Vihermaa L., Jarvis M. C., 2010. Wood shrinkage: influence of anatomy, cell wall architecture, chemical composition and cambial age. *European Journal of Wood and Wood Products*, 68: 87-94. [\[CrossRef\]](#)

Magel E., Abdel-Latif A., Hampp R., 2000. Non-Structural Carbohydrates and Catalytic Activities of Sucrose Metabolizing Enzymes in Trunks of Two Juglans Species and their Role in Heartwood Formation. *Holzforschung*, 55 (2): 135-145. [\[CrossRef\]](#)

Maniatis D., Saint-André L., Temmerman M., Malhi Y., Beeckman H., 2011. The potential of using xylarium wood samples for wood density calculations: a comparison of approaches for volume measurement. *iForest – Biogeosciences and Forestry*, 4 (4): 150-159. [\[CrossRef\]](#)

Mayer I., Koch G., Puls J., 2006. Topochemical investigations of wood extractives and their influence on color changes in American black cherry (*Prunus serotina* Borkh.). *Holzforschung*, 60 (6): 589-594. [\[CrossRef\]](#)

Minato K., Konaka Y., Brémaud I., Suzuki S., Obataya E., 2010. Extractives of muirapiranga (*Brosimum* sp.) and its effects on the vibrational properties of wood. *Journal of Wood Science*, 56: 41-46. [\[CrossRef\]](#)

Molino J.-F., Sabatier D., Prévost M.-F., Frame D., Gonzalez S., Bilot-Guérin V., 2009. Établissement d'une liste des espèces d'arbres de la Guyane Française. IRD, UMR AMAP - Herbier de Guyane, 59 p. [\[Gouv.fr\]](#)

Moya R., Berrocal A., 2010. Wood color variation in sapwood and heartwood of young trees of *Tectona grandis* and its relationship with plantation characteristics, site, and decay resistance. *Annals of Forest Science*, 67: 109. [\[CrossRef\]](#)

Niamké B. F., Amusan N., Kokutse A. D., Charpentier J. P., Chaix G., Adima A. A., et al., 2010. Radial distribution of non-structural carbohydrates in Malaysian teak (*Tectona grandis*). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 4 (3): 710-720. [\[CrossRef\]](#)

Nishino Y., Janin G., Chanson B., Détienne P., Gril J., Thibaut B., 1998. Colorimetry of wood specimens from French Guiana. *Journal of Wood Science*, 44: 3-8.

Nishino Y., Janin G., Yainada Y., Kitano D., 2000. Relations between the colorimetric values and densities of sapwood. *Journal of Wood Science*, 46: 267-272. [\[CrossRef\]](#)

Qing H., Mishnaevsky L. Jr., 2009. 3D hierarchical computational model of wood as a cellular material with fibril reinforced, heterogeneous multiple layers. *Mechanics of Materials*, 41: 1034-1049. [\[CrossRef\]](#)

Rodrigues A. M. S., Stien D., Eparvier V., Espindola L. S., Beauchêne J., Amusan N., et al., 2012. The wood preservative potential of long-lasting Amazonian wood extracts. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 75: 146-149. [\[CrossRef\]](#)

Rowe N., Speck T., 2005. Plant growth forms: an ecological and evolutionary perspective. *New Phytologist*, 166: 61-72. [\[CrossRef\]](#)

Royer M., Stien D., Beauchêne J., Herbette G., McLean J. P., Thibaut A., et al., 2010. Extractives of the tropical wood Wallaba (*Eperua falcata* Aubl.) as natural anti-swelling agents. *Holzforshung*, 64 (2): 211-215. [\[CrossRef\]](#)

Sundararaj R., Shanbhag R. R., Nagaveni H. C., Vijayalakshmi G., 2015. Natural durability of timbers under Indian environmental conditions: An overview. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 103: 196-214. [\[CrossRef\]](#)

Thibaut B., Gril J., Fournier M., 2001. Mechanics of wood and trees, some new highlights for an old story. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences de Paris, Série II B*, 329 : 701-716. [\[Hal archive\]](#)

Van Acker J., Stevens M., Carey J., Sierra-Alvarez R., Militz H., Le Bayon I., et al., 2003. Biological durability of wood in relation to end-use. Part 1. Towards a European standard for laboratory testing of the biological durability of wood. *Holz als Roh- und Werkstoff*, 61: 35-45. [\[CrossRef\]](#)

Vieilledent G., Fischer F. J., Chave J., Guibal D., Langbour P., Gérard J., 2018. New formula and conversion factor to compute basic wood density of tree species using a global wood technology database. *American Journal of Botany* 105: 1653-1661. [\[CrossRef\]](#)

Yamamoto H., Sassus F., Minomiya M., Gril J., 2001. A model of anisotropic swelling and shrinking process of wood. Part 2. A simulation of shrinking wood. *Wood Science and Technology*, 35: 167-181. [\[CrossRef\]](#)

Yamamoto H., Kojima Y., 2002. Properties of cell wall constituents in relation to longitudinal elasticity of wood. Part 1. Formulation of the longitudinal elasticity of an isolated wood fiber. *Wood Science and Technology*, 36: 55-74. [\[CrossRef\]](#)

#### Beauchêne et al. – Author's contributions

Contributor role	Contributor names
Conceptualization	B. Thibaut, J. Beauchêne, N. Amusan
Data Curation	B. Thibaut, J. Beauchêne, N. Amusan, J. Cygna, S. Koese
Formal Analysis	B. Thibaut, J. Beauchêne, J. Cygna
Funding Acquisition	B. Thibaut, J. Beauchêne
Investigation	B. Thibaut, J. Beauchêne, J. Cygna
Methodology	B. Thibaut, J. Beauchêne, N. Amusan
Project Administration	J. Beauchêne
Resources	J. Beauchêne
Supervision	B. Thibaut, J. Beauchêne
Validation	B. Thibaut, J. Beauchêne
Visualization	B. Thibaut, J. Beauchêne
Writing – Original Draft Preparation	B. Thibaut
Writing – Review & Editing	B. Thibaut, J. Beauchêne, N. Amusan

Bois et Forêts des Tropiques - Revue scientifique du Cirad -  
© Bois et Forêts des Tropiques © Cirad



Cirad - Campus international de Baillarguet,  
34398 Montpellier Cedex 5, France  
Contact : [bft@cirad.fr](mailto:bft@cirad.fr) - ISSN : L-0006-579X



Désiré Katembo KASEKETE<sup>1,2</sup>  
Christien Kakule KIMBULUMA<sup>1</sup>  
Nils BOURLAND<sup>3,4,5</sup>  
Thomas DROUET<sup>6</sup>  
Jean-Remy MAKANA<sup>1</sup>  
Kamabu VASOMBOLWA<sup>1</sup>  
Jean-Pierre MATE<sup>7</sup>

<sup>1</sup> Université de Kisangani  
Faculté des sciences  
BP 2012, Kisangani  
République démocratique du Congo

<sup>2</sup> Université officielle de Ruwenzori  
Faculté des sciences  
BP 560, Butembo  
République démocratique du Congo

<sup>3</sup> Center for International Forestry Research  
(CIFOR)  
Jalan CIFOR  
Situ Gede, Sindang Barang  
Bogor Barat 16115  
Indonesia

<sup>4</sup> Musée royal de l'Afrique centrale  
Service de biologie du bois  
3080 Tervuren  
Belgique

<sup>5</sup> Resources & Synergies Development (R&SD)  
Rue du Vallon 81  
1332 Genval  
Belgique

<sup>6</sup> Université libre de Bruxelles  
Faculté des sciences  
Laboratoire d'Écologie végétale  
et biogéochimie (EVB)  
CP 244, 50 av. F.D. Roosevelt  
1050 Bruxelles  
Belgique

<sup>7</sup> École régionale postuniversitaire  
d'aménagement et de gestion intégrés  
des forêts et territoires tropicaux (ERAIFT)  
Université de Kinshasa  
Commune de Lemba  
BP 15 373, Kinshasa  
République démocratique du Congo

**Auteur correspondant /**  
**Corresponding author:**  
Désiré KATEMBO KASEKETE -  
[dkasekete@gmail.com](mailto:dkasekete@gmail.com)

# Plantations monospécifiques d'espèces exotiques, déserts biologiques ou îlots de diversité floristique ? Exemple de situations biotiques et abiotiques contrastées au Nord-Kivu en République démocratique du Congo



**Photos 1.**

(A) Sous-bois en plantation d'*Eucalyptus saligna* âgée de neuf ans à Kaseghe. (B) Sous-bois en plantation de *Grevillea robusta* âgée de huit ans à Kirotshe.

(A) Undergrowth in a nine-year-old *Eucalyptus saligna* plantation in Kaseghe. (B) Undergrowth in an eight-year-old *Grevillea robusta* plantation in Kirotshe.

Photos D. Katembo Kasekete.

**Doi :** 10.19182/bft2022.352.a36810 – Droit d'auteur © 2022, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 10 mars 2021 ; date d'acceptation : 17 novembre 2021 ; date de publication : 1er mai 2022.



Licence Creative Commons :  
Attribution - 4.0 International.  
Attribution-4.0 International (CC BY 4.0)

## Citer l'article / To cite the article

Kasekete D. K., Kimbuluma C. K., Bourland N., Drouet T., Makana J.-R., Vasombolwa K., Mate J.-P., 2022. Plantations monospécifiques d'espèces exotiques, déserts biologiques ou îlots de diversité floristique ? Exemple de situations biotiques et abiotiques contrastées au Nord-Kivu en République démocratique du Congo. Bois et Forêts des Tropiques, 352 : 71-88. Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2022.352.a36810>

## RÉSUMÉ

### Plantations monospécifiques d'espèces exotiques, déserts biologiques ou îlots de diversité floristique ? Exemple de situations biotiques et abiotiques contrastées au Nord-Kivu en République démocratique du Congo

Si les plantations forestières font l'objet d'un intérêt croissant en Afrique centrale, leur sous-bois reste encore peu étudié. Afin d'évaluer le potentiel des plantations d'espèces exotiques à participer à la restauration du couvert végétal sur les terres anthropisées du Kivu (République démocratique du Congo), la diversité floristique du sous-bois a été caractérisée et comparée dans une sélection de plantations monospécifiques d'*Eucalyptus saligna* et de *Grevillea robusta* sur deux sites (Sake et Kirumba) aux conditions altitudinales et pédoclimatiques différentes. La variation de la composition floristique des relevés a ensuite été analysée suivant certains paramètres écologiques. Enfin, les espèces indicatrices des conditions altitudinales et pédoclimatiques de chaque site ont été identifiées. Les données récoltées en 2018 et en 2020 dans 12 plantations par la méthode de l'aire minimale ont révélé une forte hétérogénéité dans la composition floristique des sous-bois. Bien que dominés par des herbacés, ces sous-bois hébergent aussi certaines espèces ligneuses et lianescentes. La richesse spécifique ne différait pas significativement entre les sites ni entre les espèces d'arbres plantées. Cette richesse variait d'un relevé à l'autre suivant la latitude, le pH du sol et les concentrations en aluminium et magnésium biodisponibles. Treize espèces indicatrices des conditions altitudinales et pédoclimatiques des sites ont été repérées dont neuf pour Sake et quatre pour Kirumba. La répétition des inventaires avait accru l'effort d'échantillonnage même si l'aire minimale n'avait pas significativement changé sur deux ans. Cette étude a mis en relief la contribution des plantations d'espèces exotiques à la reconstitution du couvert végétal sur les sites potentiellement dégradés du Kivu et suggère des mesures de gestion adaptées aux propriétés physico-chimiques des sols. L'utilisation des espèces indicatrices des conditions pédoclimatiques des sites comme prédicteurs de productivité mérite d'être testée dans les plantations étudiées afin de vérifier si leur présence pourrait servir d'outil de sélection des stations à reboiser.

**Mots-clés :** sous-bois, relevé floristique, aire minimale, facteur écologique, analyse multivariée, espèces indicatrices, plantation d'espèce exotique, République démocratique du Congo.

## ABSTRACT

### Single-species plantations of exotic trees, biological deserts or islands of plant diversity? Contrasting biotic and abiotic situations in northern Kivu (Democratic Republic of the Congo)

While forest plantations are a topic attracting growing interest in Central Africa, their undergrowth has been little studied. In order to assess the potential contribution of plantations of exotic species to the restoration of plant cover on anthropised land in Kivu (Democratic Republic of the Congo), the plant diversity of their understorey was characterised and compared in a selection of single-species plantations of *Eucalyptus saligna* and *Grevillea robusta* on two sites (Sake and Kirumba) with different altitudinal and pedoclimatic conditions. The variations in plant composition found by the surveys was then analysed according to certain ecological parameters. Finally, indicator species of the altitudinal and pedoclimatic conditions at each site were identified. The data collected in 2018 and 2020 in 12 plantations, using the minimum area method, showed a high degree of heterogeneity in the plant composition of the understorey. Although herbaceous species predominated, some woody and liana species were also found in these understoreys. The species richness did not differ significantly between sites or between the tree species planted. Species richness varied from one survey to another depending on latitude, soil pH and bioavailable aluminium and magnesium concentrations. Thirteen indicator species for the altitudinal and pedoclimatic conditions of the sites were identified altogether, nine for Sake and four for Kirumba. Repetition of the surveys increased the sampling effort even though the minimum area did not change significantly over two years. This study highlighted the contribution of exotic species plantations to the recovery of plant cover on potentially degraded sites in Kivu and suggested management measures suited to the physico-chemical properties of the soils. The use of indicator species of pedoclimatic conditions as predictors of site productivity deserves to be tested in the plantations studied, in order to verify whether their presence could be used as a tool for selecting sites for reforestation.

**Keywords:** undergrowth, plant survey, minimum area, ecological factor, multivariate analysis, indicator species, exotic species plantation, Democratic Republic of the Congo.

## RESUMEN

### ¿Plantaciones monoespecíficas de especies exóticas, desiertos biológicos o islas de diversidad florística? Ejemplo de situaciones bióticas y abióticas contrastadas en Kivu del Norte (República Democrática del Congo)

Aunque las plantaciones forestales son objeto de un interés creciente en África Central, su sotobosque sigue estando poco estudiado. Con el fin de evaluar el potencial de las plantaciones de especies exóticas para participar en la restauración de la cubierta vegetal en tierras antropizadas en Kivu (República Democrática del Congo), se caracterizó y comparó la diversidad florística del sotobosque en una selección de plantaciones monoespecíficas de *Eucalyptus saligna* y *Grevillea robusta* en dos lugares (Sake y Kirumba) con condiciones altitudinales y pedoclimáticas diferentes. A continuación se analizó la variación de la composición florística recogida en función de determinados parámetros ecológicos. Por último, se identificaron las especies indicadoras de las condiciones altitudinales y pedoclimáticas de cada lugar. Los datos obtenidos en 2018 y 2020 en 12 plantaciones mediante el método de área mínima revelaron un alto grado de heterogeneidad en la composición florística del sotobosque. Aunque dominan las especies herbáceas, estos sotobosques también albergan algunas especies leñosas y lianas. La riqueza específica no difiere significativamente entre los lugares ni entre las especies de árboles plantados. Esta riqueza varió de un informe a otro en función de la latitud, el pH del suelo y las concentraciones de aluminio y magnesio biodisponibles. Se identificaron trece especies indicadoras de las condiciones altitudinales y pedoclimáticas: nueve para Sake y cuatro para Kirumba. La repetición de los inventarios incrementó el esfuerzo de muestreo, aunque la superficie mínima no había variado significativamente en dos años. Este estudio puso de manifiesto la contribución de las plantaciones de especies exóticas en la reconstitución de la cubierta vegetal en lugares potencialmente degradados de Kivu y sugirió medidas de gestión adaptadas a las propiedades físico-químicas de los suelos. La utilización de especies indicadoras de las condiciones pedoclimáticas de los lugares como predictoras de la productividad merece ser probada en las plantaciones estudiadas para verificar si su presencia podría ser utilizada como herramienta de selección de las zonas a reforestar.

**Palabras clave:** sotobosque, informe florístico, superficie mínima, factor ecológico, análisis multivariante, especies indicadoras, plantación de especie exótica, República Democrática del Congo.

## Introduction

Les forêts sont indispensables au développement économique et au maintien de la biodiversité (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020 ; Watling *et al.*, 2020). Selon Rouxel (2010), la conservation de la biodiversité est une nécessité qui doit impliquer tous les gestionnaires et décideurs pour qu'un équilibre soit trouvé entre les besoins des communautés rurales et les exigences de la conservation. En dépit des efforts fournis dans ce domaine, la perte de la biodiversité se poursuit à l'échelle mondiale (WWF-Belgique, 2020), à cause notamment des changements rapides dans l'utilisation des terres, de la surexploitation des ressources naturelles, de la pollution, de la prolifération d'espèces exotiques envahissantes ou encore des changements climatiques (Pawson *et al.*, 2013 ; Watling *et al.*, 2020).

Depuis quelques décennies, la mise en place de plantations forestières est perçue comme l'une des actions pouvant conduire à la restauration de la biodiversité d'écosystèmes dégradés (Bremer et Farley, 2010 ; Brockerhoff *et al.*, 2013 ; Pawson *et al.*, 2013). En effet, lorsqu'elles sont établies sur des terres dégradées ou d'anciennes terres agricoles, les plantations d'arbres compensent en partie la perte d'écosystèmes naturels en termes de superficie, de biodiversité et de fonction écologique (Bremer et Farley, 2010 ; Brockerhoff *et al.*, 2013). Ces plantations sont susceptibles de favoriser le développement d'une importante biodiversité dans leur sous-bois, y compris la régénération d'espèces indigènes (Senbeta *et al.*, 2002 ; Yirdaw et Luukkanen, 2003 ; Carnus *et al.*, 2006 ; Onyekwelu et Olabiwonnu, 2016). Cependant, lorsqu'elles sont à base d'espèces exotiques, les plantations forestières sont loin d'être positivement perçues par le grand public comme par le monde scientifique (Carnus *et al.*, 2006). Si certains auteurs affirment que la biodiversité est toujours plus faible en plantations qu'en forêts naturelles (*e. g.*, Pliening et Gaertner, 2011 ; Nichol et Abbas, 2021), cela suscite encore des controverses (Onyekwelu et Olabiwonnu, 2016). Bremer et Farley (2010) ainsi que Tassin *et al.* (2011) précisent que l'effet de toute plantation sur la biodiversité dépend de la nature de la communauté qu'elle remplace et des caractéristiques écologiques de la région. Par exemple, si dans des régions arides les eucalyptus éliminent la végétation du sous-bois en la concurrençant vis-à-vis de l'eau, il y a peu de chances qu'il en soit ainsi dans des régions à forte pluviosité (Poore et Fries, 1985 ; Tassin *et al.*, 2011).

À l'est de la République démocratique du Congo (RDC), des plantations d'*Eucalyptus saligna* Sm. (Myrtaceae) et de *Grevillea robusta* A. Cunn. ex R. Br. (Proteaceae) sont réalisées depuis 2007 autour des zones urbaines comme rurales riveraines du Parc national des Virunga (PNVi). Ces plantations sont installées sur des terres essentiellement agricoles et sont destinées à la production de bois-énergie. Depuis le début de leur installation, aucune étude scientifique n'a été menée sur leur performance de croissance ni leurs impacts sur la diversité végétale locale. Si plusieurs auteurs (*e. g.*, Reigosa *et al.*, 1999 ; Bernhard-Reversat, 2001 ; Zaiton *et al.*, 2020) reprochent aux plantations d'*Eucalyptus* spp. de présenter des effets négatifs sur la végétation du sous-bois à cause

notamment du caractère allélopathique de ce taxon, les critiques envers les plantations de *Grevillea* spp. sont rares. Toutefois, il est reproché aux feuilles de *G. robusta* de produire des substances allélopathiques qui, une fois libérées, restreignent l'établissement et le développement d'autres plantes, voire d'autres individus de cette espèce (Rojas-Sandoval, 2021).

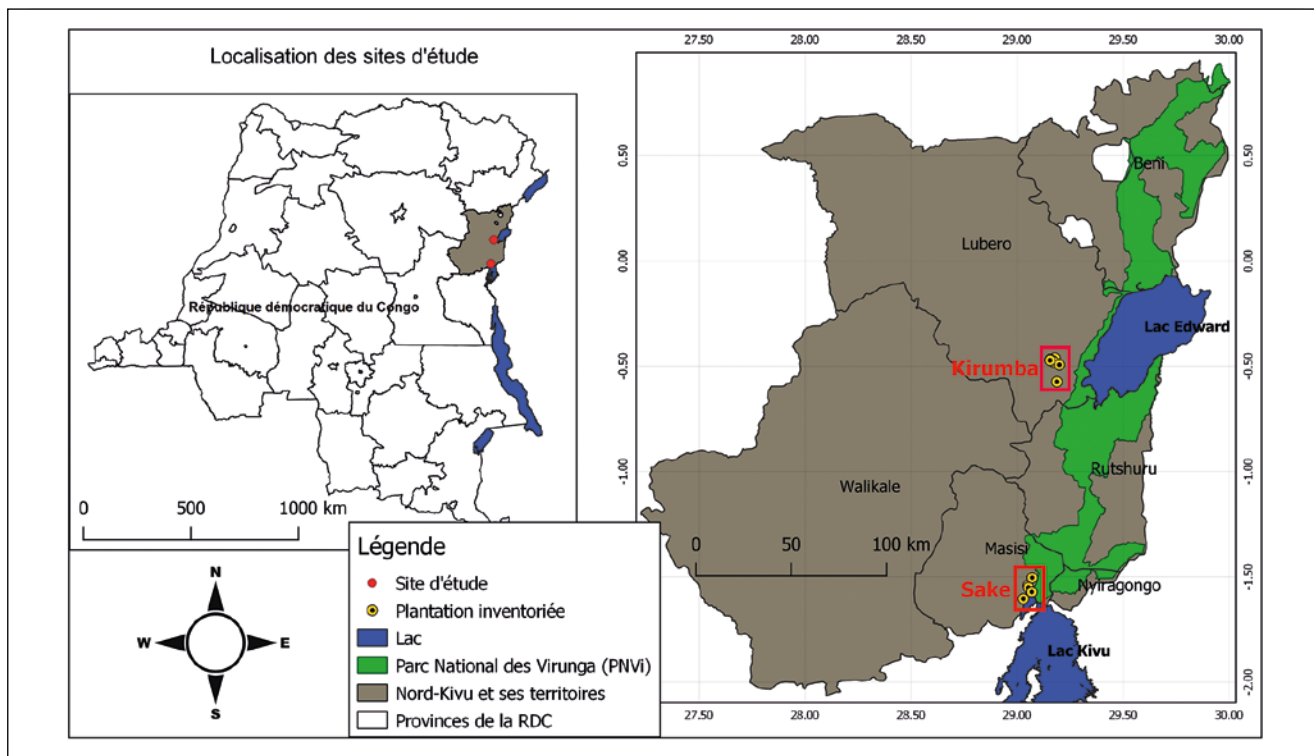
Afin d'évaluer le potentiel des plantations monospécifiques d'*E. saligna* et de *G. robusta* dans la reconstitution de la diversité du couvert végétal des terres anthropisées du Kivu, nous nous sommes posé la question suivante : quels facteurs influencent la diversité floristique et la reconstitution du sous-bois des plantations d'*E. saligna* et de *G. robusta* au Nord-Kivu ? Sans prétendre confronter la composition floristique des plantations de cinq ou dix ans à celle des forêts naturelles du PNVi ou à celle des champs/jachères voisins, l'étude visait plus particulièrement à : évaluer et comparer la diversité floristique sous canopée en plantations d'*E. saligna* et de *G. robusta* dans deux milieux contrastés (Sake et Kirumba) ; évaluer les effets de perturbations anthropiques et de l'ouverture de la canopée sur la diversité floristique du sous-bois ; identifier les facteurs écologiques qui influencent significativement la composition floristique du sous-bois en vue de proposer quelques mesures de gestion ; déterminer les espèces indicatrices des conditions altitudinales et pédoclimatiques de chacun des deux sites ; tester l'effet du nombre d'inventaires sur la représentativité de l'échantillonnage ; étudier la dynamique de la diversité floristique sur une durée de deux ans.

## Matériel et méthodes

### Sites d'étude

L'étude a été conduite à Sake et Kirumba (figure 1), dans la province du Nord-Kivu, en RDC.

Les deux sites se caractérisent par un relief montagneux, avec une altitude variant entre 1 500 et 1 760 m à Sake et entre 1 730 et 2 180 m à Kirumba. Les sols de Sake sont développés sur des laves basaltiques anciennes et récentes. Ceux de Kirumba reposent sur des roches granito-gneissiques d'âge mésoprotérozoïque (Laghmouch et Hardy, 2005). Les plantations de Sake bénéficient d'un climat tropical à moussons (Am) alors que celles de Kirumba jouissent d'un climat équatorial (Af). La température moyenne et les précipitations sont estimées respectivement à 19,9 °C et 2 716 mm/an à Sake contre 18,4 °C et 3 750 mm/an à Kirumba (Climate-data.org, 2021). La recherche de terres agricoles par la population dans un contexte d'insécurité a contribué largement à la dégradation des ressources naturelles dans le paysage riverain du PNVi, les formations forestières étant parmi les plus durement touchées (Ngongo, 2015). Les plantations d'*Eucalyptus* spp. et de *G. robusta* constituent de petits îlots forestiers (0,3 à 12 ha par plantation, selon la base de données du WWF) dans un paysage fortement dégradé. Les cultures



**Figure 1.**  
Localisation des sites d'étude en République démocratique du Congo.  
Location of study sites in the Democratic Republic of the Congo.

**Tableau I.**

Caractéristiques des plantations aux sous-bois étudiés. Es : *Eucalyptus saligna* ; Gr : *Grevillea robusta* ; Sup. : superficie ; DBH : diamètre à hauteur de poitrine (moyenne  $\pm$  écart-type) ; Ht : hauteur totale (moyenne  $\pm$  écart-type) ; Topo : situation topographique ; Temp. : température moyenne annuelle ; Prec. : précipitations totales annuelles.

Characteristics of the plantations with undergrowth studied. Es: *Eucalyptus saligna*; Gr: *Grevillea robusta*; Sup.: area; DBH: diameter at breast height (mean  $\pm$  standard deviation); Ht: total height (mean  $\pm$  standard deviation); Topo: topographical situation; Temp: mean annual temperature; Prec.: total annual precipitation.

Site	Plantation	Coordonnées (°)		Sup. (ha)	Âge en 2020 (ans)	Caractéristiques dendrométriques			Altitude (m)	Topo (code)*	Pente (°)	Temp. (°C)	Prec. (mm)	Distance de la plantation à la relique forestière la plus proche (m)
		Longitude	Latitude			Densité (tiges/ha)	DBH (cm)	Ht (m)						
Sake	Es_02	29,05120	-1,54108	0,66	9,08	500	21,5 $\pm$ 7,2	23,9 $\pm$ 7,2	1 608	5	34	19,9	2 716	> 1 000
	Es_04	29,05341	-1,55151	1,17	6,67	580	19,5 $\pm$ 5,0	21,3 $\pm$ 4,2	1 611	5	20	19,9	2 716	> 1 000
	Es_09	29,06884	-1,57363	0,89	9,67	480	20,0 $\pm$ 6,3	20,1 $\pm$ 4,7	1 499	6	5	19,9	2 716	> 1 000
	Es_11	29,06949	-1,57216	1,98	5,00	800	13,1 $\pm$ 4,1	14,4 $\pm$ 3,1	1 520	5	7	19,9	2 716	> 1 000
	Gr_02	29,02993	-1,60469	0,98	9,67	620	21,7 $\pm$ 3,1	21,2 $\pm$ 2,8	1 512	7	5	19,9	2 716	> 1 000
	Gr_05	29,07139	-1,50471	0,65	4,67	420	14,4 $\pm$ 2,6	11,1 $\pm$ 1,6	1 760	5	23	19,9	2 716	~ 820
Kirumba	Es_13	29,17815	-0,46261	0,77	10,75	820	20,8 $\pm$ 5,4	25,6 $\pm$ 5,7	2 154	4	17	18,4	3 750	~ 137
	Es_14	29,15591	-0,46925	0,94	10,75	440	23,6 $\pm$ 3,6	36,5 $\pm$ 4,8	2 000	8	6	18,4	3 750	~ 145
	Es_16	29,17374	-0,48001	1,80	7,08	660	21,0 $\pm$ 4,3	24,5 $\pm$ 4,3	2 179	5	16	18,4	3 750	> 1 000
	Es_18	29,19934	-0,49337	0,49	5,67	1000	13,5 $\pm$ 4,3	18,4 $\pm$ 3,9	2 177	4	17	18,4	3 750	> 1 000
	Gr_11	29,15544	-0,47242	2,68	6,67	420	16,0 $\pm$ 2,3	13,0 $\pm$ 1,2	2 042	5	18	18,4	3 750	~ 190
	GR_12	29,18741	-0,57444	1,22	7,00	560	14,4 $\pm$ 4,3	15,6 $\pm$ 3,1	1 734	7	11	18,4	3 750	> 1 000

\* Topo : 4 = haut de pente ; 5 = mi-pente ; 6 = replat ; 7 = bas de pente ; 8 = dépression ouverte.

vivrières dominant autant les plaines/vallées que les flancs des montagnes et des collines. Elles sont aussi présentes dans le sous-bois de quelques plantations (photo 2b).

### Matériel d'étude

L'étude porte sur la végétation du sous-bois dans une sélection de plantations d'*E. saligna* (photo 1a) et de *G. robusta* (photo 1b). Ces deux espèces sont toutes originaires d'Australie (Skolmen, 1990a, 1990b). *Eucalyptus saligna* se développe tant en climat tempéré chaud que subtropical (température : - 2 à 33 °C ; précipitations : 800 à 7 620 mm/an), avec une saison sèche douce ne dépassant pas quatre mois. Il supporte des gelées hivernales jusqu'à - 15 °C sur des hautes altitudes. Cette essence est utilisée en plantation pour produire de la pâte à papier, du bois d'œuvre ou du bois-énergie (Skolmen, 1990a). *Grevillea robusta* se développe en climat chaud et humide (température : 4 à 35 °C ; précipitations : 700 à 2 400 mm/an), avec une saison sèche ne dépassant pas quatre mois. Il résiste à la sécheresse et à de légères gelées occasionnelles. Il est utilisé en aménagement urbain comme arbre d'ombrage ou ornemental et en plantation pour produire de la pâte à papier, du bois d'œuvre et du bois-énergie (Skolmen, 1990b ; Rojas-Sandoval, 2021).

### Récolte de données

Les données floristiques, dendrométriques et environnementales ont été récoltées dans 12 plantations dont huit de *E. saligna* (Es) et quatre de *G. robusta* (Gr). Les caractéristiques de ces plantations sont présentées dans le tableau I. Les plantations ont été sélectionnées de manière à échantillonner équitablement les deux sites en termes de plan-



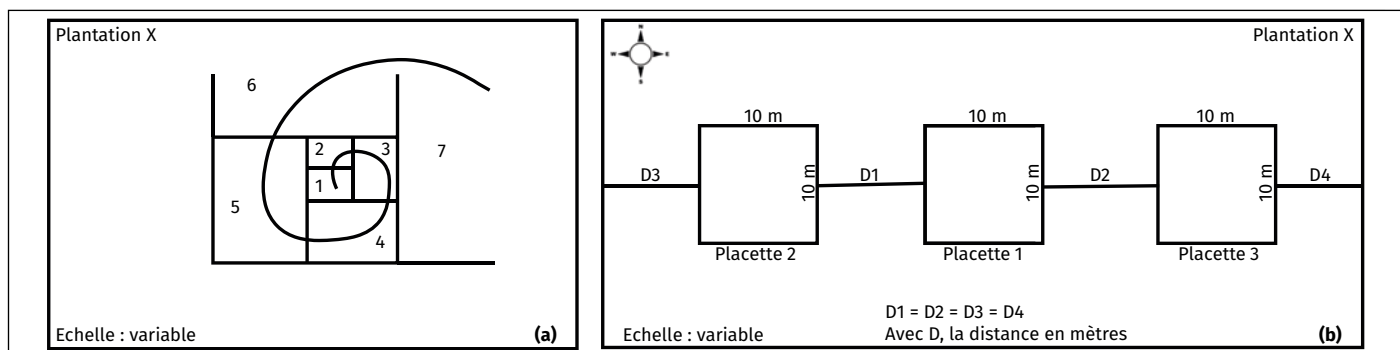
**Photos 2.**

(A) Sous-bois désherbé à la machette à Luhonga. (B) Cultures de haricot et maïs sous *Grevillea robusta* à Kirumba. (C) Appétence des bovins sous *Grevillea robusta* à Luhonga. (D) Sous-bois en reconstitution après passage du feu sous *Eucalyptus saligna* à Mubambiro.  
 (A) Undergrowth weeded with machetes in Luhonga. (B) Bean and maize crops under *Grevillea robusta* in Kirumba. (C) Cattle grazing under *Grevillea robusta* in Luhonga. (D) Recovering undergrowth after fire under *Eucalyptus saligna* in Mubambiro.  
 Photos D. Katembo Kaseketete.

tations par espèce d'arbre plantée, de classes d'âge et de situations topographiques. Les coordonnées géographiques, la superficie et la distance du centre de chaque plantation à la relique forestière la plus proche (distance inférieure à 1 000 m) ont été déterminées au GPS.

### Données floristiques

Les inventaires floristiques ont été réalisés en novembre 2018 et novembre 2020 suivant la méthode de l'aire minimale (Gillet *et al.*, 1991). Il s'est agi de prendre, à partir du centre



**Figure 2.**

Dispositifs d'inventaire : (a) superficies croissantes en m<sup>2</sup> (doublement à chaque étape) pour la détermination de l'aire minimale (Le Floc'h, 2008) et (b) placettes carrées à surface constante.

*Inventory set-ups: (a) increasing areas in m<sup>2</sup> (doubling at each stage) for the determination of the minimum area (Le Floc'h, 2008) and (b) square plots with constant area.*

de la plantation, une surface initiale de 1 m<sup>2</sup> pour inventorier les espèces végétales (autres que *E. saligna* ou *G. robusta*) qui s'y régénèrent, puis de doubler successivement cette surface (figure 2a) jusqu'à ne plus retrouver de nouvelle espèce (Le Floc'h, 2008 ; Shakeri *et al.*, 2021). Dans l'approche de la phytosociologie fondée par Braun-Blanquet, l'aire minimale correspond à la surface à partir de laquelle une aire-échantillon peut être considérée comme statistiquement représentative, c'est-à-dire renfermant une proportion suffisante (i.e. au moins 80 %) des espèces de son ensemble spécifique maximal (Gillet *et al.*, 1991). Elle est classiquement définie à l'aide de la courbe aire-espèces (Le Floc'h, 2008).

Pour tester la robustesse de la méthode de l'aire minimale en rapport avec la représentativité et la variabilité spatiale de la végétation du sous-bois, une approche basée sur des placettes carrées à surface constante a été appliquée parallèlement à la première lors de l'inventaire réalisé en 2020. Elle a consisté à installer dans chaque plantation trois placettes carrées de 10 × 10 m chacune (figure 2b) et à inventorier toutes les espèces végétales (autres que les deux espèces d'arbres plantées) qui s'y trouvent.

Toutes les espèces végétales présentes dans l'aire d'inventaire ont été recensées et affectées chacune d'un coefficient d'abondance-dominance suivant l'échelle de Braun-Blanquet (Gillet *et al.*, 1991 ; Le Floc'h, 2008) ci-après :

- r : individus très rares et leur recouvrement est négligeable ;
- + : individus rares et recouvrement très faible ;
- 1 : individus peu ou assez abondants, mais de recouvrement faible < 5 % de la surface ;
- 2 : individus abondants ou très abondants, recouvrant 5 à 25 % de la surface ;
- 3 : nombre d'individus quelconque, recouvrant de 25 à 50 % de la surface ;

• 4 : nombre d'individus quelconque, recouvrant de 50 à 75 % de la surface ;

• 5 : nombre d'individus quelconque, recouvrant plus de 75 % de la surface.

Chaque plante a été photographiée *in situ*. Une identification botanique préliminaire a été réalisée par combinaison de différents caractères végétatifs et/ou de fertilité facilement observables. Les botanistes et/ou herboristes locaux ont fourni les noms des plantes en langue vernaculaire. Des échantillons d'herbiers ont été collectés suivant Schmidt *et al.* (2016) pour une vérification et confirmation des noms. Cette vérification a été faite sur l'ensemble des espèces pour lesquelles des échantillons ont été récoltés en se servant des flores analytiques du Congo Belge (De Wildeman, 1940) et du guide des adventices de l'Afrique de l'Ouest (Akobundu et Agyakwa, 1989). Les identifications ont été confirmées à l'herbier de Lwiro (RDC) par une confrontation avec ses collections de références. La nomenclature suivie est conforme à celle du *Angiosperm Phylogeny Group IV* (The Catalogue of Life Partnership, 2017). Le type biologique de chaque espèce a été précisé sur le terrain selon Trochain (1966).

#### Données dendrométriques et environnementales

Dans chaque plantation, le diamètre à 1,30 m (DBH) et la hauteur totale (Ht) des arbres ont été mesurés dans les placettes carrées à surface constante (cf. figure 2b), respectivement à l'aide d'un ruban dendrométrique et d'un télémètre laser (Forestry Pro). La densité du peuplement a été estimée à partir du nombre d'arbres mesurés dans les placettes. La situation topographique a été précisée au centre de la plantation. La pente du terrain a été mesurée au clinomètre. Comme il n'y a pas de station météorologique à proximité immédiate des deux sites, températures et précipitations

**Tableau II.**

Caractéristiques physico-chimiques des sols dans les sous-bois étudiés.  
*Physico-chemical characteristics of soils in the studied undergrowth.*

Site	Plantation	Clay (%)	Silt (%)	Sand (%)	pH H <sub>2</sub> O	CEC (cmolc/kg)	Al (µg/g)	Ca (µg/g)	Cu (µg/g)	Fe (µg/g)	K (µg/g)	Mg (µg/g)	Mn (µg/g)	P (µg/g)	Zn (µg/g)
Sake	Es_02	3,4	89,3	7,3	6,56	14,3	171	3893	6,4	161,1	1000,6	390,4	3,6	13,5	3,6
	Es_04	4,6	85,0	10,3	6,82	15,8	210	5076	8,9	196,2	1406,2	442,6	7,3	16,9	5,2
	Es_09	2,1	89,1	8,8	6,49	4,0	189	2763	5,8	321,5	112,7	184,6	8,1	29,1	4,6
	Es_11	4,1	95,8	0,0	6,36	3,0	293	1914	5,8	358,3	100,3	184,7	8,1	28,4	4,6
	Gr_02	7,7	74,7	17,7	6,86	39,5	72	7446	9,6	107,0	1569,1	505,1	9,3	10,2	2,9
	Gr_05	3,6	89,9	6,6	6,49	14,6	210	3088	7,3	136,5	503,8	340,3	3,4	11,5	1,9
Kirumba	Es_13	18,3	72,9	8,8	4,28	4,4	828	243	1,2	537,0	123,3	90,3	8,4	37,4	1,2
	Es_14	19,9	65,4	14,7	4,93	6,0	301	791	2,5	295,7	82,8	139,0	72,5	23,4	3,4
	Es_16	37,7	54,2	8,1	4,31	0,0	618	64	1,3	395,8	70,0	36,5	7,1	27,7	1,6
	Es_18	62,8	34,3	2,9	4,54	4,5	1542	24	1,4	330,1	35,0	7,7	1,2	23,4	0,3
	Gr_11	29,3	70,6	0,1	4,83	1,9	364	582	2,4	245,4	190,7	149,1	40,2	18,8	1,9
	GR_12	29,4	56,6	14,0	4,45	1,2	551	143	1,1	190,7	73,1	33,5	8,6	13,3	0,4

ont été extraites du site de données climatiques mondiales (Climate-data.org, 2021) en entrant les coordonnées géographiques de la plantation.

Des échantillons de sols ont été prélevés dans les placettes à l'aide d'une tarière pédologique jusqu'à 30 cm de profondeur. À partir de cinq prises réalisées dans chaque placette, un échantillon composite de 400 à 500 g a été constitué. Les échantillons ont été emballés chacun dans un sachet en plastique puis marqués et envoyés au laboratoire d'Écologie végétale et biogéochimie de l'Université libre de Bruxelles (ULB) pour des analyses physico-chimiques (tableau II). La granulométrie (% sable, limon et argile) a été déterminée par la méthode hydrométrique après destruction de la matière organique. Le pH-eau a été mesuré à l'aide d'électrodes de verre dans une suspension de sol. La capacité d'échange cationique (CEC, cmolc/kg) a été évaluée sur des extraits de sol avec du trichlorure de cobaltihexamine (Ciesielski et Sterckeman, 1997). Les éléments biodisponibles (Ca, Mg, K, Al, Cu, Fe, Mn, P et Zn, mesurés en µg/g) ont été extraits avec une solution d'acétate d'ammonium 0,5 M EDTA 0,02 M à pH 4,65 (Cottenie *et al.*, 1979).

### Activités anthropiques dans les sous-bois et caractéristiques des canopées

Les informations relatives à d'éventuelles interventions humaines (mise en pâture incluse) dans les sous-bois étudiés ont été directement recueillies sur le terrain et auprès des propriétaires et/ou gérants. Pour quantifier l'ouverture de la canopée et la lumière atteignant le sous-bois (en %), des photographies hémisphériques ont été réalisées sous couverture nuageuse à l'aide d'un appareil de marque Nikon CoolPix-4500 équipé d'un objectif fish-eye. En suivant le protocole de Chianucci et Cutini (2012), six photographies ont été acquises dans chaque plantation à raison de deux par placette. Les caractéristiques des canopées ont été déduites en traitant ces photographies au logiciel Gap Light Analyzer (GLA) suivant Frazer *et al.* (1999).

### Analyse de données

Les matrices des données d'inventaire (présence/absence) et des variables écologiques (explicatives) mesurées ont été importées dans le logiciel R (version 3.6.3) pour des analyses statistiques (R Core Team, 2020).

### Composition et diversité floristiques

La composition floristique fait référence à l'ensemble de toutes les espèces végétales recensées dans la zone d'étude et correspond à la richesse floristique (Nogueira *et al.*, 2010). La diversité floristique concerne l'aspect qualitatif de la flore. Cette diversité a été évaluée à l'aide des indices de Shannon, de Simpson et de Jaccard (Akhtar et Bergmeier, 2015).

Le nombre maximum d'espèces sur l'ensemble des relevés a été estimé à partir de la courbe d'accumulation d'espèces grâce à la fonction *specaccum* du package *vegan* (Oksanen *et al.*, 2019). Le nombre total d'espèces présentes dans les sous-bois étudiés a été estimé par probabilités à partir de la méthode des octaves (Marcon, 2018) via la fonction *veiledspec* du package *vegan* (Oksanen *et al.*, 2019).

L'indice de Shannon-Weaver (H) est dérivé de la théorie de l'information (Akhtar et Bergmeier, 2015). Il s'exprime en bits et est donné par la relation :

$$H = \sum_{i=1}^S p_i \log_2(p_i) \quad (\text{équation 1})$$

où  $p_i$  est la probabilité qu'un relevé de présence choisi au hasard contienne l'espèce  $i$  et  $S$  le nombre total d'espèces différentes. La probabilité  $p_i$  est donnée par :

$$p_i = \frac{n_i}{N} \quad (\text{équation 2})$$

où  $n_i$  est le nombre de relevés dans lesquels l'espèce  $i$  est présente et  $N$  le nombre total de relevés de présence. Si  $H < 3$  bits, la diversité est faible. Elle est moyenne si  $H$  est compris entre 3 et 4 bits, puis élevée quand  $H \geq 4$  bits (Djogo *et al.*, 2012).

L'indice de Simpson (E) est la probabilité que deux individus tirés au hasard soient d'espèces différentes. Il varie avec la richesse dans l'intervalle  $[0 ; 1[$  et sa valeur diminue avec la régularité de la distribution (Marcon, 2018). Il est donné par :

$$E = 1 - D \quad (\text{équation 3})$$

où  $D$  est l'indice de dominance ou indice de concentration de Simpson qui rend compte du biais induit par l'abondance de certaines espèces (Djogo *et al.*, 2012). On le calcule par la formule :

$$D = \sum_{i=1}^S p_i^2 \quad (\text{équation 4})$$

avec  $p_i$  la probabilité qu'un individu tiré au hasard appartienne à l'espèce  $i$  (cf. équation 2). Les indices de Shannon-Weaver et de Simpson ont été calculés à partir de la fonction *diversity* du package *vegan* (Oksanen *et al.*, 2019).

L'indice de similarité de Jaccard ( $S_n$ ) correspond au rapport entre le nombre d'espèces communes et le nombre d'espèces total. Si on note  $s_{1,1}$  les espèces observées dans deux relevés réalisés à des endroits différents,  $s_{1,0}$  celles observées dans le premier mais pas le second et  $s_{0,1}$  celles observées dans le second mais pas le premier, l'indice de Jaccard est donné par :

$$S_n = \frac{s_{1,1}}{s_{1,1} + s_{1,0} + s_{0,1}} \quad (\text{équation 5})$$

Plus  $S_n$  est faible, moins la composition spécifique des relevés est semblable, plus la diversité bêta est considérée comme grande. Cet indice a été calculé pour tous les relevés comparés deux à deux en transformant la matrice de dissimilarité calculée avec la fonction *vegdist* du package *vegan* (Oksanen *et al.*, 2019) en matrice de similarité par la relation :

$$\text{Similarité} = 1 - \text{dissimilarité} \quad (\text{équation 6})$$

### Partitionnement de la diversité totale et effet du site et/ou de l'espèce d'arbre plantée sur la diversité

La contribution de la diversité alpha ou bêta à la structuration de communautés végétales des sous-bois étudiés a été déterminée par analyse de partitionnement de la diver-

sité totale grâce à la fonction *adipart* du package *vegan* (Oksanen *et al.*, 2019). La variation ou non de la richesse ou de la diversité spécifique en fonction du site et/ou de l'espèce d'arbre plantée a été testée par analyse de variance à deux facteurs (ANOVA) au seuil statistique de 5 %.

### Distribution des espèces en fonction des variables écologiques

La structure spatiale des relevés a été appréciée par analyse en coordonnées principales (PCoA) sur la matrice des distances de Hellinger à partir de la fonction *wcmdscale* du package *vegan*. L'influence des variables écologiques (espèce d'arbre plantée, superficie et âge de la plantation, densité du peuplement, altitude, situation topographique, pente, ouverture de la canopée, température, précipitations, variables édaphiques et coordonnées géographiques de la plantation) sur la composition spécifique des relevés a été mise en évidence par des analyses canoniques de redondance (RDA) à partir de la fonction *rda* du package *vegan*. Comme les variables explicatives étaient d'unités différentes, elles ont été toutes ramenées à l'échelle par standardisation (Baillargeon, 2021). Les variables qui influencent significativement la composition spécifique des relevés ont été sélectionnées pas à pas (fonction *ordistep* du package *vegan*) en minimisant le critère d'information d'Akaike (AIC) et le facteur d'inflation de la variance (VIF). Afin d'identifier les variables qui influençaient davantage la composition spécifique des relevés, les variables sélectionnées ont été subdivisées en deux groupes : le groupe « physico-chimie des sols » qui comprenait les variables pH, [Al] et [Mg], et le groupe « géolocalisation des relevés » qui rassemblait les coordonnées géographiques (longitude et latitude) des relevés d'inventaire. La contribution de chaque groupe à la répartition des espèces a été évaluée par la méthode de partitionnement grâce aux fonctions *pcnm* et *varpart* du package *vegan* (Oksanen *et al.*, 2019).

### Espèces indicatrices des conditions altitudinales et pédoclimatiques

Le repérage des espèces indicatrices des conditions altitudinales et pédoclimatiques de chacun des deux sites a été réalisé en deux temps conformément à Dufrêne et Legendre (1997) ainsi que De Cáceres et Legendre (2009). En

premier lieu, la matrice de données d'altitude, climatiques et pédologiques a été soumise à la classification hiérarchique sur la matrice des distances de Bray grâce à la fonction *hclust* du package *vegan* (Oksanen *et al.*, 2019). En second lieu, les espèces indicatrices ont été identifiées par la méthode *Ind-Val* (*Indicator Value Index*) grâce à la fonction *multipatt* du package *indicspecies* (De Cáceres et Legendre, 2009).

### Effet du nombre d'inventaires sur le taux de complétude et l'aire minimale

Le taux de complétude correspond à la proportion d'espèces observées lors d'un inventaire (Marcon, 2018). Nous l'avons évalué en divisant le nombre d'espèces inventoriées par le nombre total d'espèces estimé par la méthode des octaves. La variabilité ou non de la surface d'inventaire a été appréciée en comparant ( $\alpha = 0,05$ ) les aires minimales de 2018 à celles de 2020 grâce au test de Student.

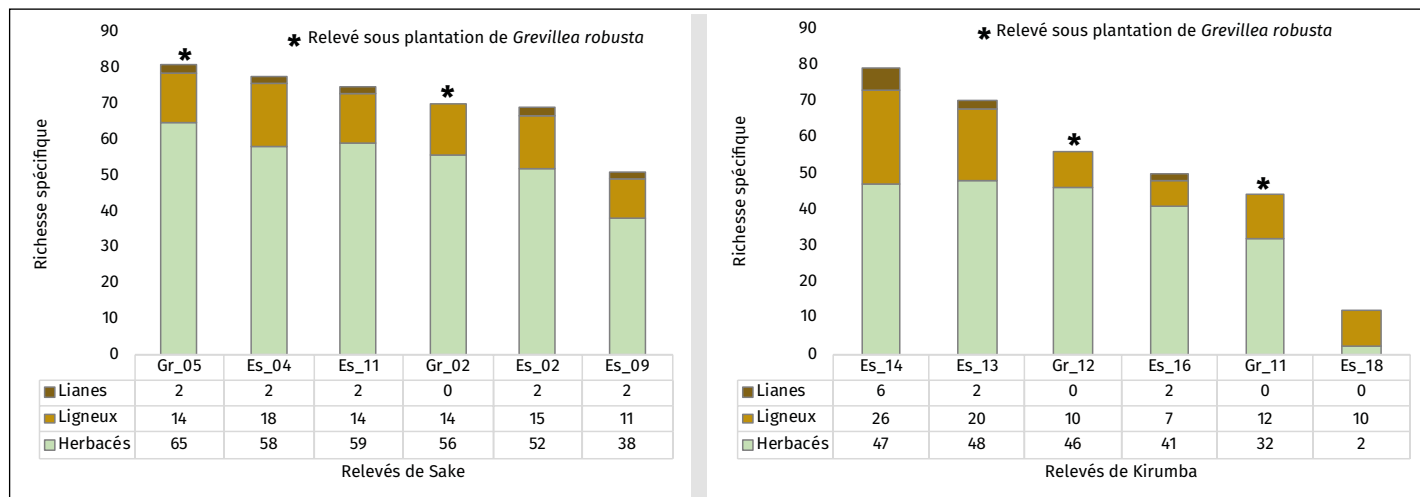
### Méthode de l'aire minimale versus méthode de placettes à surface constante

Les résultats des deux méthodes d'inventaire ont montré que le changement de méthodologie n'a pas d'influence significative sur l'évaluation de la composition floristique ou de la diversité spécifique du sous-bois des plantations-cibles. Ainsi, seuls les résultats de l'analyse de données d'inventaire par la méthode de l'aire minimale sont présentés et discutés dans cet article.

## Résultats

### Composition et diversité floristiques

Les inventaires réalisés en 2018 et en 2020 avaient permis de recenser 229 espèces appartenant à 165 genres et 62 familles. Cet effectif comprenait 158 espèces d'herbacées (69,0 %), 64 espèces arborescentes (27,9 %) et sept espèces lianescentes (3,1 %). Aucune espèce inventoriée n'était endémique du Rift. Une espèce d'arbuste est restée non identifiée. Certains ligneux dressés inventoriés dont *Albizia gummifera* (J. F. Gmel.) C. A. Sm., *Allophylus kiwuensis* Gilg, *Bridelia micrantha* (Hochst.) Baill., *Polyscias aemiliquinea* Bernardi

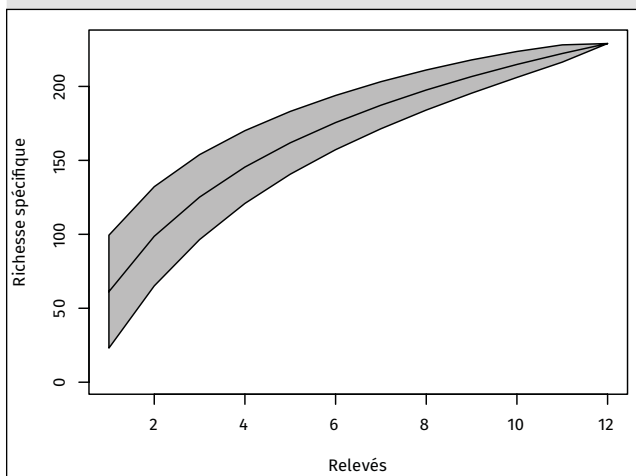


**Figure 3.**

Richesse spécifique dans les relevés selon les sites.

*Specific richness in the statements according to the sites.*





**Figure 4.**  
 Courbe d'accumulation des espèces.  
*Species accumulation curve.*

ou encore *Syzygium guineense* Willd. DC. ont été retrouvés sous la forme de rejets de souches alors que d'autres comme *Clutia abyssinica* Jaub. & Spach., *Dodonaea viscosa* Jacq., *Ricinus communis* L., *Senna septemtrionalis* (Viv.) H. S. Irwin & Barneby ou encore *Vernonia amygdalina* Delile se régénéraient à partir de banques de graines du sol.

La richesse spécifique des relevés variait de 12 à 81, le relevé le plus riche étant Gr\_05 et le moins riche Es\_18 (figure 3).

Les familles des Euphorbiaceae, Fabaceae, Phyllanthaceae et des Poaceae étaient présentes dans tous les relevés alors que celles des Achariaceae, Anacardiaceae, Brassicaceae, Crassulaceae, Dracaenaceae, Ericaceae, Lobeliaceae, Melastomataceae, Myrsinaceae, Plantaginaceae et Polypodiaceae avaient été retrouvées chacune dans un seul relevé. En termes de nombre d'espèces, les familles les plus représentées étaient, dans l'ordre d'importance décroissant, les Asteraceae, Poaceae, Fabaceae, Euphorbiaceae, Malvaceae, Rubiaceae, Solanaceae, Lamiaceae, Amaranthaceae, Convolvulaceae, Verbenaceae, Cyperaceae et Polygonaceae (cf. annexes).

Les espèces fréquemment rencontrées dans les relevés sous *E. saligna* et sous *G. robusta* étaient pratiquement

les mêmes (cf. annexes). En effet, 193 espèces appartenant à 60 familles avaient été recensées sous *E. saligna* contre 151 espèces appartenant à 43 familles sous *G. robusta*. Soixante-dix-neuf espèces appartenant à 19 familles avaient été exclusivement retrouvées dans les relevés sous *E. saligna* contre 37 espèces appartenant à deux familles inventoriées uniquement dans les relevés sous *G. robusta*.

La courbe d'accumulation des espèces (figure 4) révèle que les 12 relevés d'inventaire n'ont pas suffi à recenser toutes les espèces présentes dans les sous-bois étudiés. L'inférence du nombre d'espèces par la méthode des octaves a révélé que les sous-bois des plantations étudiées contiendraient 256 espèces dont 229 (89,4 %) inventoriées au cours de deux campagnes et 27 (soit 10,6 %) non recensées suite à leur rareté dans les sites prospectés.

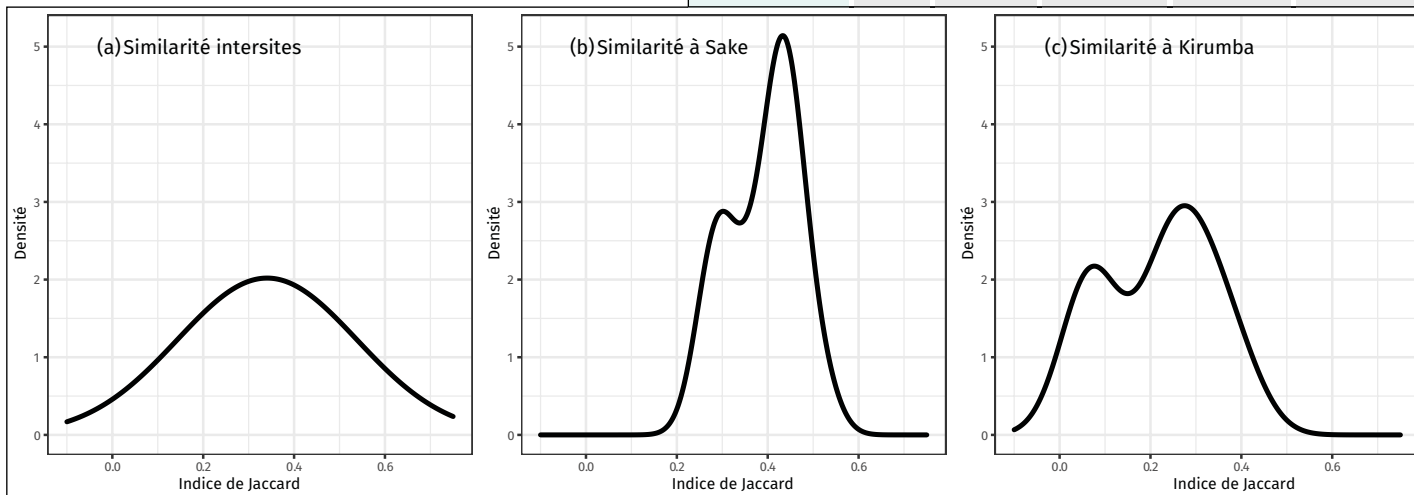
L'analyse de la composition spécifique des relevés a montré une faible similarité floristique illustrée par la concentration des courbes de distribution des indices de Jaccard en dessous de 0,50 (figure 5). En effet, sur un total de 155 espèces inventoriées à Sake et de 152 espèces inventoriées à Kirumba, seules 78 (soit 34,06 %) étaient communes aux deux sites.

L'indice de Shannon (tableau III) a montré que la diversité était forte à Sake ( $4,25 \pm 0,17$ ) et moyenne à Kirumba

**Tableau III.**

Diversité spécifique dans les sous-bois des plantations d'*Eucalyptus saligna* (Es) et de *Grevillea robusta* (Gr).  
*Species diversity in the undergrowth of Eucalyptus saligna (Es) and Grevillea robusta (Gr) plantations.*

Site	Espèce plantée	Nombre de relevés	Richesse spécifique (S)	Indice de Shannon (H)	Indice de Simpson (E)
Sake	Es	4	68,3 ± 6,1	4,21 ± 0,10	0,99 ± 0,002
	Gr	2	75,5 ± 5,5	4,32 ± 0,07	0,99 ± 0,001
Kirumba	Es	4	52,8 ± 14,9	3,75 ± 0,43	0,97 ± 0,017
	Gr	2	50,0 ± 6,0	3,90 ± 0,12	0,98 ± 0,003



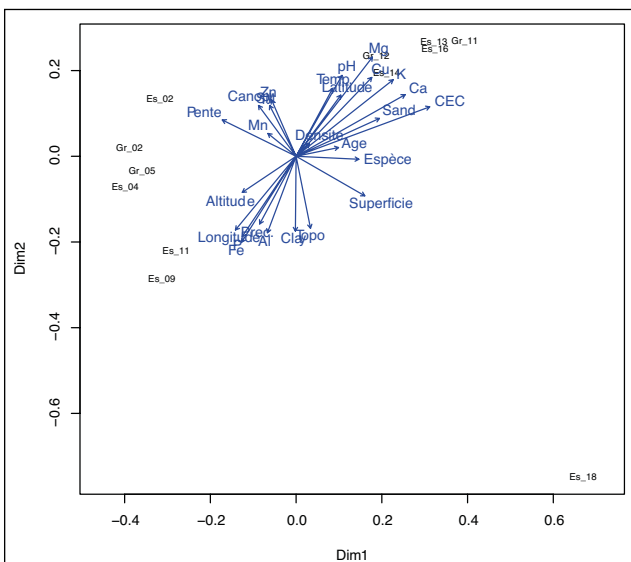
**Figure 5.**  
 Courbes de distribution des indices de similarité de Jaccard.  
*Distribution curves for Jaccard similarity indices.*

**Tableau IV.**

Caractéristiques des canopées et des interventions humaines ou animales dans les sous-bois des plantations étudiées.

*Characteristics of canopies and human or animal interventions in the undergrowth of the plantations studied.*

Site	Plantation	Ouverture de la canopée (%)	Lumière atteignant le sous-bois (%)	Activités dans la plantation six mois avant l'inventaire de 2018	Activités dans la plantation entre 2018 et 2020
Sake	Es_02	32,99	39,87	• Désherbage à la machette • Pâturage fréquent des bovins, caprins et ovins	• Pâturage fréquent des bovins, caprins et ovins • Désherbage à la machette
	Es_04	39,67	44,31	• Désherbage à la machette • Pâturage fréquent des bovins, caprins et ovins	• Pâturage fréquent des bovins, caprins et ovins • Coupe de quelques tiges (par vol)
	Es_09	33,45	39,22	• Pâturage fréquent des bovins, caprins et ovins	• Pâturage fréquent des bovins, caprins et ovins • Passage du feu en août 2020
	Es_11	31,24	37,71	• Pâturage des bovins, caprins et ovins	• Pâturage fréquent des bovins, caprins et ovins • Coupe de quelques tiges (par vol)
	Gr_02	38,17	42,16	• Pâturage temporaire des bovins, caprins et ovins • Culture de haricot et maïs	• Pâturage fréquent des bovins, caprins et ovins • Culture de haricot et maïs
	Gr_05	44,25	41,30	• Pâturage fréquent des bovins, caprins et ovins • Culture de patate douce	• Pâturage fréquent des bovins, caprins et ovins • Coupe de quelques tiges (par vol)
Kirumba	Es_13	31,53	35,7	• Pâturage temporaire des caprins et ovins	• Pâturage temporaire des caprins et ovins
	Es_14	61,28	64,32	• Pâturage temporaire des caprins et ovins	• Pâturage temporaire des caprins et ovins • Coupe de quelques tiges par éclaircie
	Es_16	49,92	52,84	• Pâturage temporaire des caprins et ovins	• Pâturage temporaire des caprins et ovins • Coupe de quelques tiges par éclaircie
	Es_18	26,05	29,17	• Rien à signaler	• Passage du feu en juin 2019
	Gr_11	43,49	55,56	• Pâturage temporaire des caprins et ovins • Culture de patate douce et maïs	• Pâturage temporaire des caprins et ovins • Cultures de patate douce et maïs
	Gr_12	35,81	38,81	• Pâturage temporaire des caprins et ovins • Culture de patate douce et taro	• Pâturage temporaire des caprins et ovins • Culture de patate douce et taro

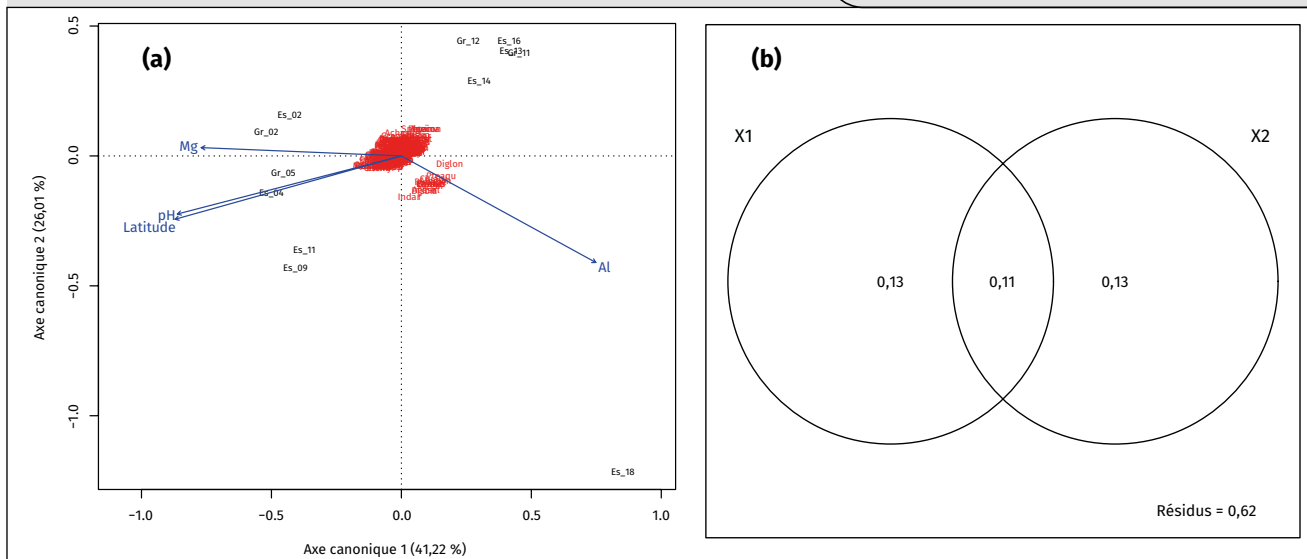
**Figure 6.**

Projection de l'analyse en coordonnées principales (PCoA) basée sur la composition spécifique des relevés et les variables écologiques.  
*Projection of principal coordinate analysis (PCoA) based on statement species composition and ecological variables.*

(3,80 ± 0,68). L'indice de Simpson était élevé sous les plantations de deux espèces dans les deux sites. Le partitionnement de la diversité totale a révélé que la structuration des communautés végétales des sous-bois étudiés était plus liée à la diversité alpha (alpha : 3,80 ;  $p = 0,001$ ) que bêta (bêta : 1,34 ;  $p = 0,001$ ). L'ANOVA à deux facteurs a montré que la richesse spécifique ou la diversité de Shannon ne variait pas significativement selon le site ( $p_{(richesse)} = 0,143$  et  $p_{(Shannon)} = 0,199$ ) ni l'espèce d'arbre plantée ( $p_{(richesse)} = 0,859$  et  $p_{(Shannon)} = 0,707$ ) ni encore l'interaction entre le site et l'espèce d'arbre plantée ( $p_{(richesse)} = 0,695$  et  $p_{(Shannon)} = 0,954$ ).

#### Activités anthropiques dans les sous-bois et caractéristiques des canopées

Les sous-bois étudiés étaient généralement sujets aux perturbations comprenant, selon les cas, le désherbage à la machette, les pratiques agricoles, le pâturage du bétail (bovin, caprin et ovin) ou encore le passage du feu (photos 2 et tableau IV). Des espèces généralement plantées à des fins d'agriculture (*Ipomoea batatas* (L.) Lam., *Manihot esculenta* Crantz, *Xanthosoma sagittifolium* (L.) Schott), d'appât pour le bétail (*Pennisetum clandestinum* Hochst.) ou de délimitation des concessions/champs (*Dracaena afro-*



**Figure 7.** (a) Projection de la RDA basée sur la répartition des espèces en fonction des variables écologiques à effet significatif. (b) Partitionnement de variation de la composition spécifique des relevés entre la « physico-chimie des sols, X1 » et la « géolocalisation des relevés, X2 ». (a) Projection of the RDA based on the distribution of species according to the ecological variables with significant effect. (b) Partitioning of variation in species composition of statements between 'soil physicochemistry, X1' and 'statement geolocation, X2'.

*montana* Mildbr., *Erythrina abyssinica* Lam. ex DC.) ont été recensées dans quelques relevés.

Les ouvertures de canopée variaient entre 26 et 61 % et la proportion de lumière atteignant le sous-bois oscillait entre 29 et 64 % (tableau IV).

### Effets des variables écologiques sur la répartition des espèces

La PCoA a montré que la distribution des relevés était spatialement structurée (figure 6).

Les résultats de la RDA ont révélé que la composition spécifique des relevés était significativement influencée par la latitude, le pH du sol et les concentrations en aluminium et magnésium bio-assimilables (figure 7a). La richesse spécifique était négativement corrélée avec la concentration en aluminium. À l’opposé, cette richesse était positivement liée avec la latitude, le pH et la concentration en magnésium. Le partitionnement de variation a montré que les quatre variables retenues justifiaient 37 % de variation de la composition floristique des relevés (figure 7b). Les variables édaphiques (pH, [Al], [Mg]) expliquaient 24 % de cette variation dont 13 % directement et 11 % conjointement avec la géolocalisation des relevés. Les résidus représentaient 62 %. Le 1 % restant serait attribué aux perturbations anthropiques.

### Espèces indicatrices des conditions altitudinales et pédoclimatiques

La classification hiérarchique appliquée aux données altitudinales et pédoclimatiques a donné deux groupes de relevés (figure 8).

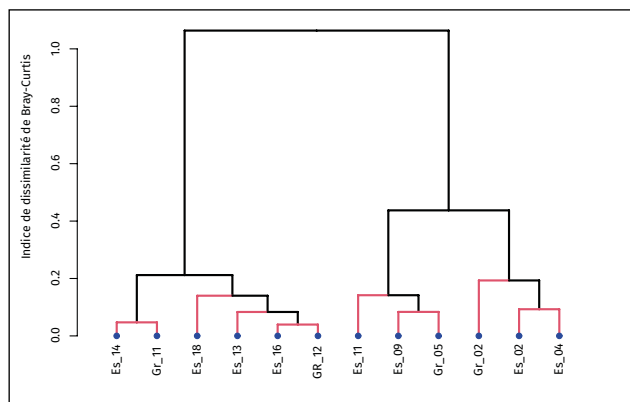
Sur la base de cette classification, la méthode IndVal a mis en évidence 13 espèces indicatrices dont un arbuste

et une liane (tableau V). Neuf espèces étaient significativement associées aux relevés de Sake et quatre à ceux de Kirumba.

### Aires minimales et dynamique bisannuelle de la végétation du sous-bois

L’inventaire de 2018 avait permis de recenser 207 espèces appartenant à 148 genres et 59 familles pour un taux de sondage compris entre 0,6 et 13,3 %. Celui de 2020 avait conduit à l’inventaire de 162 espèces appartenant à 131 genres et 53 familles pour un taux de sondage variant entre 0,04 et 46,0 %. Respectivement 67 et 22 espèces avaient été inventoriées en 2018 sans l’être en 2020 et inversement (tableau VI).

Dans chaque plantation, l’aire minimale n’avait pas sta-



**Figure 8.** Classification hiérarchique des relevés sur la base de données altitudinales et pédoclimatiques. Hierarchical classification of surveys based on altitudinal and pedoclimatic data.

**Tableau V.**

Espèces indicatrices des conditions altitudinales et pédoclimatiques des sites. A et B sont les composantes de la valeur de l'indicateur (A : estimation par échantillon de la probabilité qu'un relevé étudié appartienne au site vu que l'espèce y a été trouvée ; B : estimation par échantillon de la probabilité de trouver l'espèce dans des relevés appartenant au site). La significativité des valeurs de l'indicateur est indiquée au seuil statistique de 0,05 : « \* » et 0,01 : « \*\* ».

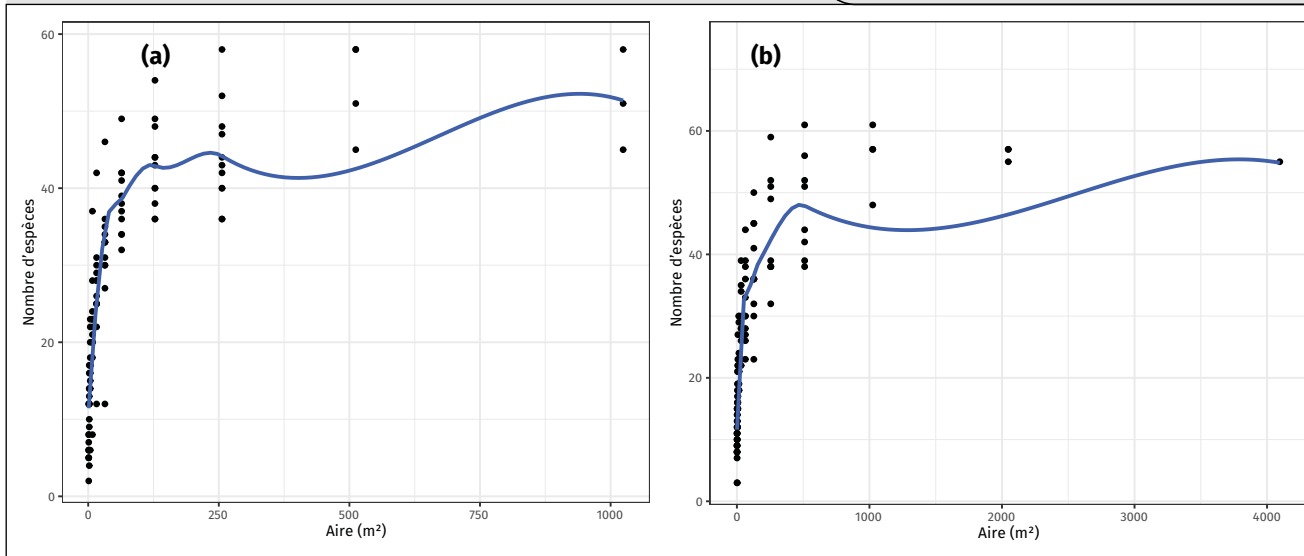
*Indicator species for altitudinal and soil-climatic conditions of sites. A and B are the components of the indicator value (A: sample estimate of the probability that a surveyed area belongs to the site as the species has been found there; B: sample estimate of the probability of finding the species in surveys belonging to the site). The significance of the indicator values is indicated at the statistical threshold of 0.05: "\*" and 0.01: "\*\*".*

Site	Espèces indicatrices	Famille	Type végétal	Abondance-Dominance	Composantes de l'indicateur		Valeur de l'indicateur (IndVal)	p-value
					A	B		
Sake	<i>Cyathula prostrata</i> (L.) Blume	Amaranthaceae	Herbe	2	1,000	1,000	1,000	0,005**
	<i>Momordica dioica</i> Roxb. ex Willd.	Cucurbitaceae	Herbe	r	1,000	1,000	1,000	0,005**
	<i>Ricinus communis</i> L.	Euphorbiaceae	Arbuste	r	1,000	1,000	1,000	0,005**
	<i>Rubia cordifolia</i> L.	Rubiaceae	Herbe	r	1,000	1,000	1,000	0,005**
	<i>Eragrostis tenella</i> (L.) P. Beauv.	Poaceae	Herbe	2	0,857	1,000	0,926	0,016*
	<i>Nicotiana alata</i> Link & Otto	Solanaceae	Herbe	r	0,857	1,000	0,926	0,025*
	<i>Cissus rhombifolia</i> (Forssk.) Vahl	Vitaceae	Liane	1	1,000	0,833	0,913	0,019*
	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	Poaceae	Herbe	1	1,000	0,833	0,913	0,017*
Kirumba	<i>Sporobolus pyramidalis</i> P. Beauv.	Poaceae	Herbe	r	1,000	0,833	0,913	0,016*
	<i>Digitaria longiflora</i> (Retz.) Pers.	Poaceae	Herbe	3	1,000	1,000	1,000	0,005**
	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	Asteraceae	Herbe	1	1,000	0,833	0,913	0,017*
	<i>Ipomoea involucrate</i> P. Beauv.	Convolvulaceae	Herbe	2	1,000	0,833	0,913	0,017*
	<i>Phyllanthus amarus</i> Schumach. & Thonn.	Phyllanthaceae	Herbe	r	1,000	0,833	0,913	0,017*

**Tableau VI.**

Aire minimale, taux de sondage et nombre d'espèces inventoriées en 2018 et en 2020.  
*Minimum area, survey rate and number of species surveyed in 2018 and 2020.*

Site	Plantation	Inventaire 2018			Inventaire 2020			Nombre d'espèces communes aux deux inventaires	Espèces uniquement retrouvées en 2018	Espèces uniquement retrouvées en 2020	Total d'espèces sur les deux inventaires
		Aire minimale (m <sup>2</sup> )	Taux de sondage (%)	Nombre d'espèces	Aire minimale (m <sup>2</sup> )	Taux de sondage (%)	Nombre d'espèces				
Sake	Es_02	256	3,8	44	512	7,7	51	26	18	25	69
	Es_04	1 024	8,7	51	128	1,1	55	28	23	27	78
	Es_09	256	2,8	43	4 096	46,0	36	28	15	8	51
	Es_11	256	1,3	40	2 048	10,3	57	22	18	35	75
	Gr_02	1 024	10,4	45	512	5,2	52	27	18	25	70
	Gr_05	512	7,8	58	2 048	31,5	57	34	24	23	81
Kirumba	Es_13	1 024	13,3	61	512	6,6	39	30	31	9	70
	Es_14	256	2,7	47	1 024	10,8	61	29	18	32	79
	Es_16	256	1,4	40	256	1,4	32	22	18	10	50
	Es_18	32	0,6	12	2	0,04	3	3	9	0	12
	Gr_11	256	0,9	36	128	0,5	23	15	21	8	44
	Gr_12	256	2,1	37	512	4,2	40	21	16	19	56

**Figure 9.**

Courbes aire-espèces pour les inventaires réalisés en 2018 (a) et en 2020 (b).  
Area-species curves for the inventories carried out in 2018 (a) and 2020 (b).

tistiquement varié entre 2018 et 2020 ( $t = -1,399$  ;  $p = 0,189$ ). Les courbes aire-espèces (figure 9) montrent que la richesse spécifique augmentait plus vite jusqu'à une surface d'inventaire d'environ 250 m<sup>2</sup> pour 2018 et 500 m<sup>2</sup> pour 2020.

## Discussion

### Un sous-bois caractérisé par la présence d'espèces rares

Plusieurs études indiquent qu'il existe une forte diversité d'espèces végétales en zones montagneuses (e. g., Kessler, 2000 ; Barthlott *et al.*, 2005). L'évaluation de la richesse et de la diversité dans les sous-bois étudiés corrobore ces observations. En effet, la richesse moyenne par relevé était de  $70,7 \pm 10,7$  espèces à Sake contre  $51,8 \pm 23,4$  espèces à Kirumba. De plus, cette richesse était évaluée à  $60,5 \pm 22,6$  espèces par relevé sous *E. saligna* contre  $62,7 \pm 16,2$  espèces par relevé sous *G. robusta*. L'indice de Shannon variait de  $3,75 \pm 0,43$  à  $4,32 \pm 0,07$  bits dans les plantations étudiées contre  $1,82$  à  $2,40$  bits dans les peuplements de *Cassia siamea* Lam. et *Tectona grandis* (L.f.) de la Lama au sud du Bénin (Ganglo, 2005). Ces valeurs élevées de l'indice de Shannon traduisent une bonne reconstitution de la flore dans les sous-bois étudiés.

Quant à l'indice de Simpson, il variait de  $0,967 \pm 0,017$  à  $0,986 \pm 0,001$  dans les sous-bois étudiés contre  $0,75$  à  $0,88$  rapportés dans les sous-bois des plantations mixtes (*Cedrela odorata* L., *Ceiba pentandra* (L.) Gaertn., *Khaya anthotheca* (Welw.) C. DC. et *Terminalia superba* Engl. & Diels) d'Amama au Ghana (Novor et Abugre, 2020). Ces fortes valeurs de l'indice de Simpson indiquent que les espèces sont irrégulièrement distribuées et traduisent une faible organisation du système avec des conditions écologiques favorables à l'installation de nombreuses espèces représentées par un petit nombre d'individus (Ngueguim *et al.*,

2010). La concentration de la courbe de distribution des indices de Jaccard en dessous de 0,5 avec un mode autour de 0,34 (figure 5a) atteste l'hétérogénéité de la composition floristique des sites et des relevés avec environ 34 % d'espèces communes aux deux sites. Cette hétérogénéité est davantage liée à la présence d'espèces rares et serait favorisée, d'une part, par les conditions écologiques locales et, d'autre part, par les perturbations d'origines essentiellement anthropiques.

### Un sous-bois partiellement influencé par le sol et la géolocalisation des relevés

L'ANOVA a montré que la richesse ou la diversité spécifique ne différait pas statistiquement selon les sites ni les espèces d'arbres plantées. Malgré ces similitudes, la RDA a mis en évidence une tendance à la perte de biodiversité avec la toxicité aluminique des sols. Inversement, la diversité avait tendance à augmenter en lien avec la latitude et le pH du sol et la concentration en magnésium biodisponible (figure 7a). La différence des ressources biodisponibles entre les deux sites justifierait en partie cette situation. En effet, les sols volcaniques de Sake avaient une CEC élevée ( $\sim 18,2$  cmolc/kg) et un pH ( $\sim 6,6$ ) favorable à l'assimilabilité des éléments minéraux par les plantes. À l'opposé, les sols fortement acides (pH  $\sim 4,6$ ) de Kirumba présentaient une CEC faible ( $\sim 2,6$  cmolc/kg) et une toxicité aluminique forte ( $\sim 640$   $\mu\text{g/g}$ ). L'effet positif du magnésium sur la diversité floristique résiderait dans le rôle joué par cet élément dans la majorité des fonctions vitales des plantes, notamment la photosynthèse (FAO, 2021).

Le partitionnement de variation de la diversité floristique (figure 7b) a montré que les variables « physico-chimie des sols » et « géolocalisation des relevés » y contribuaient équitablement (13 %), contre 11 % pour l'interaction entre ces deux groupes de variables. Les perturbations anthro-

priques seraient responsables de 1 % de cette variation alors que le hasard naturel et/ou d'autres variables non mesurées justifieraient 62 % (cf. résidus). Bien que quelques espèces généralement plantées à des fins d'agriculture, d'appenance pour le bétail, ou encore de délimitation des concessions/champs, aient été inventoriées, les activités anthropiques influençaient peu la composition spécifique des relevés.

### Une végétation indicative des caractéristiques du milieu et du couvert originel

Dans les sous-bois étudiés, la richesse floristique était estimée à 256 espèces dont 229 inventoriées et 27 non retrouvées en raison de leur rareté supposée dans le milieu. Tous relevés confondus, la représentativité en nombres d'espèces des herbacées, ligneux et lianes était respectivement de 69,0, 27,9 et 3,1 %. Ces proportions sont similaires à celles rapportées dans les forêts montagneuses du Swat au Pakistan (Akhtar et Bergmeier, 2015). Les familles des Euphorbiaceae, Fabaceae, Phyllanthaceae et Poaceae étaient présentes dans tous les relevés et constituent, selon Chevalier *et al.* (2010) ou Ngueguim *et al.* (2010), le fond floristique local.

La prédominance des herbacées dans les sous-bois étudiés se justifierait par la topographie du milieu, les perturbations anthropiques, les canopées suffisamment ouvertes et enfin le caractère juvénile des plantations. En effet, les communautés herbacées constituent la composante importante des écosystèmes d'altitude à cause de leur capacité à résister aux conditions environnementales qui y règnent (Alexandre, 2003 ; Pickering et Butler, 2009). De plus, les résultats de MacLean *et al.* (2010) ou encore Stephan *et al.* (2010) mettent en évidence que les plantes herbacées sont capables de se régénérer végétativement ou d'envahir rapidement un site après le passage du feu ou d'autres formes de perturbation. Dans les sous-bois étudiés, les perturbations anthropiques ont été relevées (cf. tableau IV) et les canopées étaient suffisamment ouvertes (26 à 61 %) pour laisser passer de la lumière dans le sous-bois. Ces ouvertures de canopées étaient en effet comparables à celles décrites dans les plantations monospécifiques d'*Eucalyptus globulus* Labill. et d'*E. saligna* (35 à 50 %) âgées de 11 à 22 ans au sud de l'Éthiopie (Senbeta *et al.*, 2002) mais dépassaient celles des plantations éthiopiennes d'*E. globulus* (11 à 18 %) âgées de 2 à 11 ans (Yirdaw et Luukkanen, 2003). Enfin, MacLean *et al.* (2010) indiquent qu'il faut en effet des dizaines d'années pour qu'une végétation herbacée puisse changer floristiquement et spécifiquement, du fait que la majorité des espèces qui la composent persiste à l'état végétatif tout au long de la succession végétale.

La présence de ligneux et de lianes dans les sous-bois étudiés atteste que les canopées des plantations concernées laissent passer suffisamment de lumière (cf. tableau IV) pour lever la dormance des graines ou que ces plantations sont installées sur d'anciennes surfaces forestières ou encore que certaines d'entre elles sont proches de reliques forestières (cf. tableau I). Certains auteurs ont en effet montré que l'influence de toute plantation sur la composition du sous-bois dépend de la nature de la communauté végé-

taile qu'elle remplace et des caractéristiques écologiques de sites (e. g., Parrotta, 1995 ; Senbeta *et al.*, 2002 ; Carnus *et al.*, 2006 ; Bremer et Farley, 2010 ; Tassin *et al.*, 2011). Par ailleurs, les communautés végétales du sous-bois des forêts comme celles des plantations sont dynamiques et changent considérablement avec les perturbations anthropiques, l'âge du peuplement, l'ouverture de la canopée, la proximité des sources de semences, les caractéristiques des espèces plantées et les pratiques sylvicoles (Carnus *et al.*, 2006 ; Tassin *et al.*, 2011 ; Shakeri *et al.*, 2021).

### Des espèces indicatrices des conditions altitudinales et pédoclimatiques

Treize espèces indicatrices des conditions altitudinales et pédoclimatiques des sites ont été repérées dans les sous-bois étudiés. L'analyse des composantes des valeurs de l'indicateur (voir tableau V) a montré que certaines de ces espèces étaient fortement associées à l'un ou l'autre site (A = 1,000), quand bien même tous les relevés de ce site ne les contenaient pas (B = 0,833). Ces espèces dites « sténopiques » (Dufrene et Legendre, 1997) supportent peu les variations des conditions écologiques et rendent compte de la différence des conditions altitudinales et pédoclimatiques entre Kirumba et Sake. D'autres espèces peuvent, au contraire, être utilisées comme indicatrices des conditions d'un site car apparaissant dans tous les relevés de ce site (B = 1,000) et y sont largement (mais pas complètement) limitées (A = 0,857). Ces espèces dites « eurytopiques » (Dufrene et Legendre, 1997) sont capables de tolérer un large éventail de changements environnementaux.

### Des inventaires complémentaires sur des surfaces statistiquement comparables

Les inventaires réalisés en 2018 et 2020 ont conduit au recensement de 229 espèces sur des aires minimales statistiquement similaires. Toutes les espèces inventoriées en 2018 n'avaient pas été retrouvées en 2020 et inversement. Bien que les deux inventaires aient été complémentaires entre eux, une tendance à la perte de biodiversité en nombre d'espèces est à relever (207 espèces en 2018 contre 162 espèces en 2020). Cela s'expliquerait par des interventions humaines répétées dans les sous-bois, conformément à Tassin *et al.* (2011). La plupart des espèces non recensées au cours de l'une ou l'autre campagne d'inventaire était des herbacées. Leur caractère annuel combiné aux perturbations anthropiques justifierait cette situation.

### Un sous-bois suggérant des mesures de gestion différentes selon les sites

La régénération d'espèces ligneuses et lianescentes dans les sous-bois des plantations indique que des successions végétales susceptibles de conduire à des jachères forestières restent possibles si ces plantations étaient abandonnées et/ou préservées des perturbations anthropiques. La variation de la composition floristique avec la géolocalisation des relevés et les paramètres édaphiques (pH, [Al] et

[Mg]) pourrait suggérer des mesures de gestion différentes entre les plantations des deux sites. Si les sols de Sake présentent un pH et une CEC favorables à l'implantation et au développement de plusieurs espèces dans le sous-bois, ceux de Kirumba pourraient théoriquement mériter des amendements minéraux (chaulage) ou organiques (FAO, 2021). À défaut de moyens logistiques et techniques, le reboisement à base d'espèces fixatrices d'azote (*e. g.*, genres *Acacia*, *Albizia*, *Calliandra*, *Casuarina*, *Leucaena*) ou leur mélange avec *E. saligna* ou *G. robusta* pourrait être une solution facilement applicable. Toutefois, des études et essais méritent d'être menés afin de s'assurer de l'adaptabilité ou non de ces espèces aux conditions écologiques de la région.

## Conclusion et perspectives

Cette étude a mis en évidence l'hétérogénéité dans la composition floristique du sous-bois des plantations d'*Eucalyptus saligna* Sm. (Myrtaceae) et de *Grevillea robusta* A. Cunn. ex R. Br. (Proteaceae) sur des terres anthropisées du Nord-Kivu. Elle montre que les plantations d'espèces exotiques ne sont pas nécessairement des déserts biologiques. Quelle que soit l'espèce d'arbre plantée, un pool floristique témoin du couvert originel et/ou des perturbations anthropiques se développait dans leur sous-bois. Toutefois, l'introduction des espèces améliorantes du sol est à envisager. Si la restauration de la biodiversité pouvait rentrer dans les objectifs des plantations initiées au Kivu, leur gestion exigerait des mesures adaptées aux caractéristiques édaphiques des sites. Des études complémentaires sont à mener dans d'autres plantations de la région, afin d'évaluer à court, moyen et long terme leur potentiel à reconstituer la biodiversité sous des conditions topographiques et pédoclimatiques variées. Enfin, l'intégration des espèces indica-

trices des conditions pédoclimatiques des sites (surtout les espèces sténotopiques) dans l'évaluation de la productivité des plantations mérite d'être testée au Kivu, afin de vérifier si leur présence pourrait servir d'outil de sélection des stations à reboiser.

### Remerciements

Nous remercions l'Union européenne (au travers du projet FORETS mis en œuvre par le Centre de recherche forestière internationale/CIFOR et ses partenaires) ainsi que la Fondation internationale pour la science (IFS) pour leur appui à la réalisation de cette étude par le biais de subventions aux deux premiers auteurs. Nous remercions également le Fonds mondial pour la nature (WWF/antenne de Goma) pour la facilitation apportée pendant la récolte des données sur le terrain. Nous remercions enfin les relecteurs sollicités par la revue pour leurs remarques avisées et leur aide dans l'amélioration de cet article.

### Financement

Cette recherche a bénéficié du financement de : l'Union européenne à travers le projet FORETS (Formation Recherche, Environnement dans la Tshopo) mis en œuvre par le CIFOR (Center for International Forestry Research) et ses partenaires à la Faculté des sciences de l'Université de Kisangani ; et la Fondation Internationale pour la science (IFS, Stockholm, Suède) avec la subvention n° I-1-D-6291-1 attribuée au premier auteur.

### Accès aux données

Les données utilisées dans cet article sont gratuitement accessibles via le référentiel numérique DRYAD sur le lien : [https://datadryad.org/stash/share/dzzKAMsEEab-zUPQ859zOd2Moj-B\\_347u-UHAKkM\\_UY8](https://datadryad.org/stash/share/dzzKAMsEEab-zUPQ859zOd2Moj-B_347u-UHAKkM_UY8)

### Annexe A.

Familles les plus représentées dans les relevés selon les espèces d'arbres plantées.  
*Families most represented in the surveys according to the tree species planted.*

Relevés sous <i>Eucalyptus saligna</i> et <i>Grevillea robusta</i>			Relevés sous <i>Eucalyptus saligna</i>			Relevés sous <i>Grevillea robusta</i>		
Famille	Nombre d'espèces	Proportion (%)	Famille	Nombre d'espèces	Proportion (%)	Famille	Nombre d'espèces	Proportion (%)
Asteraceae	32	13,97	Asteraceae	24	12,44	Asteraceae	24	15,89
Poaceae	24	10,48	Poaceae	19	9,84	Poaceae	20	13,25
Fabaceae	19	8,30	Fabaceae	16	8,29	Fabaceae	12	7,95
Euphorbiaceae	14	6,11	Euphorbiaceae	12	6,22	Malvaceae	8	5,30
Malvaceae	10	4,37	Malvaceae	9	4,66	Euphorbiaceae	7	4,64
Rubiaceae	10	4,37	Rubiaceae	8	4,15	Rubiaceae	7	4,64
Solanaceae	8	3,49	Lamiaceae	7	3,63	Solanaceae	7	4,64
Lamiaceae	7	3,06	Convolvulaceae	6	3,11	Cyperaceae	5	3,31
Amaranthaceae	6	2,62	Verbenaceae	5	2,59	Polygonaceae	5	3,31
Convolvulaceae	6	2,62	Amaranthaceae	4	2,07	Verbenaceae	5	3,31
Autres familles	93	40,61	Autres familles	83	43,01	Autres familles	51	33,77
<b>Total : 62</b>	<b>229</b>	<b>100,00</b>	<b>Total : 60</b>	<b>193</b>	<b>100,00</b>	<b>Total : 43</b>	<b>151</b>	<b>100,00</b>

**Annexe B.**

Espèces fréquemment rencontrées dans les relevés selon les espèces d'arbres plantées.  
*Species frequently encountered in the surveys according to the tree species planted.*

Relevés sous <i>Eucalyptus saligna</i> et <i>Grevillea robusta</i>		Relevés sous <i>Eucalyptus saligna</i>		Relevés sous <i>Grevillea robusta</i>	
Espèce	Nombre de relevés où l'espèce est présente	Espèce	Nombre de relevés où l'espèce est présente	Espèce	Nombre de relevés où l'espèce est présente
<i>Achyranthes aspera</i> L.	10	<i>Acalypha psilostachya</i> Hochst. ex A. Rich.	5	<i>Achyranthes aspera</i> L.	4
<i>Bidens pilosa</i> L.	11	<i>Achyranthes aspera</i> L.	6	<i>Asystasia gangetica</i> (L.) T. Anderson	4
<i>Commelina diffusa</i> Burm.f.	11	<i>Bidens pilosa</i> L.	7	<i>Bidens pilosa</i> L.	4
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	11	<i>Cissus striata</i> Ruiz & Pav.	6	<i>Commelina diffusa</i> Burm.f.	4
<i>Crassocephalum montuosum</i> (S. Moore) Milne-Redh.	10	<i>Commelina diffusa</i> Burm.f.	7	<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	4
<i>Crassocephalum vitellinum</i> (Benth.) S. Moore	11	<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	7	<i>Crassocephalum montuosum</i> (S. Moore) Milne-Redh.	4
<i>Desmodium repandum</i> (Vahl) DC.	7	<i>Crassocephalum montuosum</i> (S. Moore) Milne-Redh.	6	<i>Crassocephalum vitellinum</i> (Benth.) S. Moore	4
<i>Desmodium triflorum</i> (L.) DC.	8	<i>Crassocephalum vitellinum</i> (Benth.) S. Moore	7	<i>Desmodium repandum</i> (Vahl) DC.	3
<i>Eragrostis tenella</i> (L.) P. Beauv. ex Roem. & Schult.	7	<i>Cyperus rotundus</i> L.	5	<i>Desmodium triflorum</i> (L.) DC.	3
<i>Galinsoga ciliata</i> (Rafin.) S. F. Blake	9	<i>Desmodium triflorum</i> (L.) DC.	5	<i>Eragrostis tenella</i> (L.) P. Beauv. ex Roem. & Schult.	3
<i>Kyllinga bulbosa</i> P. Beauv.	7	<i>Drymaria cordata</i> (L.) Willd. ex Schult.	5	<i>Galinsoga ciliata</i> (Rafin.) S. F. Blake	3
<i>Kyllinga erecta</i> Schumach.	7	<i>Galinsoga ciliata</i> (Rafin.) S. F. Blake	5	<i>Ipomoea batatas</i> (L.) Lam.	4
<i>Lactuca serriola</i> L.	9	<i>Kyllinga bulbosa</i> P. Beauv.	5	<i>Lactuca serriola</i> L.	3
<i>Lantana trifolia</i> L.	9	<i>Kyllinga erecta</i> Schumach.	5	<i>Lantana trifolia</i> L.	3
<i>Leucas martinicensis</i> (Jacq.) R. Br.	7	<i>Lactuca serriola</i> L.	6	<i>Leucas martinicensis</i> (Jacq.) R. Br.	3
<i>Maesa lanceolata</i> Forssk.	7	<i>Lantana trifolia</i> L.	6	<i>Maesa lanceolata</i> Forssk.	3
<i>Momordica foetida</i> Schum. & Thonn.	7	<i>Momordica foetida</i> Schum. & Thonn.	5	<i>Manihot esculenta</i> Crantz	3
<i>Nicotiana alata</i> Link & Otto	7	<i>Nicotiana alata</i> Link & Otto	5	<i>Oxalis corniculata</i> L.	4
<i>Oxalis corniculata</i> L.	11	<i>Oxalis corniculata</i> L.	7	<i>Pennisetum clandestinum</i> Hochst.	3
<i>Pennisetum purpureum</i> Schumach.	8	<i>Pennisetum purpureum</i> Schumach.	5	<i>Pennisetum purpureum</i> Schumach.	3
<i>Phyllanthus niruri</i> Auct.	10	<i>Phyllanthus niruri</i> Auct.	7	<i>Phyllanthus niruri</i> Auct.	3
<i>Pueraria javanica</i> (Benth.) Benth.	7	<i>Rubus apetalus</i> Poir.	5	<i>Pueraria javanica</i> (Benth.) Benth.	3
<i>Rubus rosifolius</i> Sm.	9	<i>Rubus rosifolius</i> Sm.	7	<i>Sida acuta</i> Burm.f.	4
<i>Rumex abyssinicus</i> Jacq.	7	<i>Rumex abyssinicus</i> Jacq.	6	<i>Spermacece princeae</i> (K. Schum.) Verdc.	3
<i>Sida acuta</i> Burm.f.	7	<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.	7	<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.	3
<i>Spermacece princeae</i> (K. Schum.) Verdc.	7	<i>Vernonia leandrii</i> Humbert	7	-	-
<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.	10	-	-	-	-
<i>Vernonia leandrii</i> Humbert	9	-	-	-	-



## Références

- Akhtar N., Bergmeier E., 2015. Species richness, alpha and beta diversity of trees, shrubs and herbaceous plants in the woodlands of Swat, Pakistan. *Pakistan Journal of Botany*, 47 (6): 2017-2113. [https://inis.iaea.org/search/search.aspx?orig\\_q=RN:47039190](https://inis.iaea.org/search/search.aspx?orig_q=RN:47039190)
- Akobundu I. O., Agyakwa C. W., 1989. Guide des adventices d'Afrique de l'Ouest. Ibadan, Nigeria, Institut international d'agriculture tropicale, 522 p.
- Alexandre F., 2003. L'étagement de la végétation en montagne : un modèle à revisiter. *L'information Géographique*, 67 (1) : 45-59. <https://doi.org/10.3406/ingeo.2003.2875>
- Arroyo-Rodríguez V., Fahrig L., Tabarelli M., Watling J. I., Tischendorf L., Benchimol M., et al., 2020. Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. *Ecology Letters*, 23 (9): 1404-1420. <https://doi.org/10.1111/ele.13535>
- Baillargeon S., 2021. Prétraitement de données en R. Université Laval, 61 p. [https://stt4230.rbind.io/manipulation\\_donnees/pretraitement\\_donnees\\_r/](https://stt4230.rbind.io/manipulation_donnees/pretraitement_donnees_r/)
- Barthlott W., Mutke J., Rafiqpoor D., Kier G., Kreft H., 2005. Global centers of vascular plant diversity. *Nova Acta Leopoldina NF*, 342: 61-83. [uni-goettingen.de](http://uni-goettingen.de)
- Bernhard-Reversat F., 2001. Effect of Exotic Tree Plantations on Plant Diversity and Biological Soil Fertility in the Congo Savanna: With Special Reference to Eucalypts. Bogor, Indonesia, CIFOR-ICRAF, 71 p. <https://www.cifor.org/knowledge/publication/1008>
- 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. *Biodiversity and Conservation*, 19: 3893-3915. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9936-4>
- Brockhoff E. G., Jactel H., Parrotta J. A., Ferraz S. F. B., 2013. Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services. *Forest Ecology and Management*, 301: 43-50. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.09.018>
- Carnus J.-M., Parrotta J., Brockhoff E. G., Arbez M., Jactel H., Kremer A., et al., 2006. Planted forests and biodiversity. *Journal of Forestry*, 104 (1): 65-77. <https://www.fs.usda.gov/treesearch/pubs/47902>
- Chevalier R., Gautier G., Archaux F., 2010. Relevés floristiques pour le suivi de la biodiversité végétale des écosystèmes forestiers : éléments de réflexion pour faire les bons choix. *Revue Forestière Française*, 62 (2) : 141-154. <https://doi.org/10.4267/2042/34651>
- Chianucci F., Cutini A., 2012. Digital hemispherical photography for estimating forest canopy properties: Current controversies and opportunities. *iForest*, 5 (6): 290-295. <https://doi.org/10.3832/ifor0775-005>
- Ciesielski H., Sterckeman T., 1997. Determination of cation exchange capacity and exchangeable cations in soils by means of cobalt hexamine trichloride. Effects of experimental conditions. *Agronomy*, 17 (1): 1-7. <https://doi.org/10.1051/agro:19970101>
- Climate-data.org, 2021. Base de données climatiques en ligne. <https://fr.climate-data.org/>
- Cottenie A., Camerlynck R., Verloo M., Dhaese A., 1979. Fractionation and determination of trace elements in plants, soils and sediments. *Pure and Applied Chemistry*, 52: 45-53. <https://doi.org/10.1351/pac198052010045>
- De Cáceres M., Legendre P., 2009. Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*, 90 (12): 3566-3574. <https://doi.org/10.1890/08-1823.1>
- De Wildeman E., 1940. De l'origine de certains éléments de la Flore du Congo Belge et des transformations de cette flore sous l'action de facteurs physiques et biologiques. Bruxelles, Belgique, Institut royal colonial belge, Mémoires, 363 p. [Kaowarsom.be](http://kaowarsom.be)
- Djogo J., Gibigaye M., Tente B., Sinsin B., 2012. Analyses écologique et structurale de la forêt communautaire de Kaodji au Bénin. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 6 (2) : 705-713. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v6i2.14>
- Dufrène M., Legendre P., 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67 (3): 345-366. <https://doi.org/10.2307/2963459>
- FAO, 2021. Portail d'information sur les sols. [fao.org](http://fao.org)
- Frazer G. W., Canham C. D., Lertzman K. P., 1999. Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs. User's manual and program documentation, 36 p. <https://rem-main.rem.sfu.ca/downloads/Forestry/GLAV2UsersManual.pdf>
- Ganglo J. C., 2005. Groupements de sous-bois, identification et caractérisation des stations forestières : cas d'un bois au Bénin. *Bois et Forêts des Tropiques*, 285 (3) : 35-46. <https://revues.cirad.fr/index.php/BFT/article/view/20270/20029>
- Gillet F., De Foucault B., Julve P., 1991. La phytosociologie synusiale intégrée : objets et concepts. *Candollea*, 46 (2) : 315-340. <https://infoscience.epfl.ch/record/82174?ln=fr>
- Kessler M., 2000. Elevational gradients in species richness and endemism of selected plant groups in the central Bolivian Andes. *Plant Ecology*, 149: 181-193. <https://doi.org/10.1023/A:1026500710274>
- Laghmouch M., Hardy B., 2005. Carte géologique de la République démocratique du Congo. Bruxelles, Belgique, Musée royal de l'Afrique centrale, 1 p.
- Le Floc'h E., 2008. Guide méthodologique pour l'étude et le suivi de la flore et de la végétation. Tunis, Tunisie, Collection Roselt/OSS, 175 p. <http://www.secheresse.info/spip.php?article7573>
- MacLean D. A., Adams G., Pelletier G., Amos-Binks L., Carle J.-F., Chicoine B., et al., 2010. Dynamique forestière, succession et habitats selon différents niveaux de sylviculture. Edmonton, Canada, Réseau de gestion durable des forêts, 89 p. <https://www.fundymodelforest.net/images/pdfs/PublicationsSFMN-FR.pdf>
- Marcon E., 2018. Mesures de la Biodiversité. Master, UMR Écologie des forêts de Guyane (ECOFOG), Kourou, France, 275 p. <https://hal-agroparistech.archives-ouvertes.fr/cel-01205813v5>
- Ngongo R., 2015. La vulnérabilité des aires protégées de la RDC : cas du parc national des Virunga. Goma, RDC, Pole Institute, 68 p.
- Ngueguim J. R., Zapfack L., Youmbi E., Riera B., Onana J., Foahom B., et al., 2010. Diversité floristique sous canopée en plantation forestière de Mangombe-Edea (Cameroun). *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 14 (1) : 167-176. <https://popups.uliege.be/1780-4507/index.php?id=5229>
- Nichol J. E., Abbas S., 2021. Evaluating plantation forest vs. natural forest regeneration for biodiversity enhancement in Hong Kong. *Forests*, 12 (5): 1-12. <https://doi.org/10.3390/f12050593>
- Novor S., Abugre S., 2020. Growth performance, undergrowth diversity and carbon sequestration potentials of tree species stand combinations, Ghana. *Open Journal of Forestry*, 10 (1): 135-154. <https://doi.org/10.4236/ojf.2020.101010>
- Oksanen J., Blanchet G. F., Friendly M., Kindt R., Legendre P., McGlinn D., et al., 2019. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-6. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>
- Onyekwelu J. C., Olabiwonnu A. A., 2016. Can forest plantations harbour biodiversity similar to natural forest ecosystems over time? *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, 12 (1-2): 108-115. <https://doi.org/10.1080/21513732.2016.1162199>
- Parrotta J. A., 1995. Influence of overstorey composition on understorey colonization by native species in plantations on a degraded tropical site. *Journal of Vegetation Science*, 6 (5): 627-636. <http://www.jstor.org/stable/3236433>

Pawson S. M., Brin A., Brockerhoff E. G., Lamb D., Payn T. W., Paquette A., *et al.*, 2013. Plantation forests, climate change and biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 22 (1): 1203-1227. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0458-8>

Pickering C. M., Butler S., 2009. Patterns in vascular plant species density in tall alpine herbfield along an increasing altitudinal gradient in an Australian alpine region. *Australian Journal of Botany*, 57 (3): 210-220. <https://doi.org/10.1071/BT08202>

Plieninger T., Gaertner M., 2011. Harnessing degraded lands for biodiversity conservation. *Journal for Nature Conservation*, 19 (1): 18-23. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2010.04.001>

Poore M. E. D., Fries C., 1985. The ecological effects of eucalyptus. Rome, Italy, FAO, Forestry Paper, 88 p.

R Core Team, 2020. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria, R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>

Reigosa M. J., Sánchez-Moreiras A., González L., 1999. Ecophysiological approach in allelopathy. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 18 (5): 577-608. <https://doi.org/10.1080/07352689991309405>

Rojas-Sandoval J., 2021. *Grevillea robusta* (chêne soyeux). Washington, DC, USA, CAB International, Department of Botany-Smithsonian NMNH. <https://www.cabi.org/isc/datasheet/25866#02BD5AEB-7291-482F-BB98-7E7B7A2D0FE8>

Rouxel C., 2010. Conservation de la biodiversité et développement durable des territoires. Transition agricole et paysagère en zone tampon de la Réserve de biosphère du Parc régional du W, Afrique de l'ouest. *Économie Rurale*, 320 (4): 39-52. <https://doi.org/10.4000/economierurale.2871>

Schmidt M., Ouédraogo A., Dressler S., Thiombiano A., 2016. Méthodes de collection d'herbiers. *Annales des Sciences Agronomiques*, 20: 177-185. [https://www.researchgate.net/publication/301523083\\_Methodes\\_de\\_collection\\_d%27herbiers](https://www.researchgate.net/publication/301523083_Methodes_de_collection_d%27herbiers)

Senbeta F., Teketay D., Näslund B.-A., 2002. Native woody species regeneration in exotic tree plantations at Munessa-Shashemene Forest, southern Ethiopia. *New Forests*, 24: 131-145. <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1021201107373>

Shakeri Z., Simberloff D., Bernhardt-Römermann M., Eckstein R. L., 2021. The impact of livestock grazing and canopy gaps on species pool and functional diversity of ground flora in the Caspian beech forests of Iran. *Applied Vegetation Science*, 24 (3): 1-13. <https://doi.org/10.1111/avsc.12592>

Skolmen R. G., 1990a. *Eucalyptus saligna* Sm. In: Burns R. M., Honkala B. H. (eds). *Silvics of North America. Vol. 2. Hardwoods*. Washington, DC, USA, United States Department of Agriculture (USDA), Forest Service, Agriculture Handbook 654, 318-324. [https://www.srs.fs.usda.gov/pubs/misc/ag\\_654\\_vol2.pdf](https://www.srs.fs.usda.gov/pubs/misc/ag_654_vol2.pdf)

Skolmen R. G., 1990b. *Grevillea robusta* A. Cunn. In: Burns R. M., Honkala B. H. (eds). *Silvics of North America. Vol. 2. Hardwoods*. Washington, DC, USA, United States Department of Agriculture (USDA), Forest Service, Agriculture Handbook 654, 370-373. [http://na.fs.fed.us/spfo/pubs/silvics\\_manual/volume\\_2/grevillea/robusta.htm](http://na.fs.fed.us/spfo/pubs/silvics_manual/volume_2/grevillea/robusta.htm)

Stephan K., Miller M., Dickinson M. B., 2010. First-order fire effects on herbs and shrubs: Present knowledge and process modeling needs. *Fire Ecology*, 6 (1): 95-114. <https://doi.org/10.4996/fireecology.0601095>

Tassin J., Missamba-Lola A. P., Marien J.-N., 2011. Biodiversité des plantations d'eucalyptus. *Bois et Forêts des Tropiques*, 309 (3): 27-35. <https://doi.org/10.19182/bft2011.309.a20463>

The Catalogue of Life Partnership, 2017. APG IV: Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants. <https://doi.org/10.15468/fzuaam>

Trochain J.-L., 1966. Types biologiques chez les végétaux intertropicaux (Angiospermes). *Bulletin de la Société Botanique de France*, 113 (2): 187-196. <https://doi.org/10.1080/00378941.1966.10838486>

Watling J. I., Arroyo-Rodríguez V., Pfeifer M., Baeten L., Banks-Leite C., Cisneros L. M., *et al.*, 2020. Support for the habitat amount hypothesis from a global synthesis of species density studies. *Ecology Letters*, 23 (4): 674-681. <https://doi.org/10.1111/ele.13471>

WWF-Belgique, 2020. Rapport annuel 2020. Bruxelles, Belgique, WWF, 59 p. <https://wwf.be/sites/default/files/2021-01/WWF-rapport-annuel-2020.pdf>

Yirdaw E., Luukkanen O., 2003. Indigenous woody species diversity in *Eucalyptus globulus* Labill. ssp. *globulus* plantations in the Ethiopian highlands. *Biodiversity and Conservation*, 12: 567-582. <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1022483700992>

Zaiton S., Sheriza M. R., Ainishifaa R., Alfred K., Norfaryanti K., 2020. Eucalyptus in Malaysia: Review on environmental impacts. *Journal of Landscape Ecology*, 13 (2): 79-94. <https://doi.org/10.2478/jlecol-2020-001>

### Kasekete *et al.* – Contribution des auteurs

Rôle du contributeur	Noms des auteurs
Conceptualisation	D. K. Kasekete, C. K. Kimbuluma, N. Bourland, J.-P. Mate
Gestion des données	D. K. Kasekete, C. K. Kimbuluma
Analyse formelle	D. K. Kasekete, C. K. Kimbuluma, N. Bourland, J.-R. Makana, K. Vasombolwa
Acquisition du financement	D. K. Kasekete, C. K. Kimbuluma, N. Bourland, J.-P. Mate
Enquête et investigation	D. K. Kasekete, C. K. Kimbuluma, N. Bourland, K. Vasombolwa
Méthodologie	D. K. Kasekete, C. K. Kimbuluma, N. Bourland, T. Drouet, J.-R. Makana, K. Vasombolwa, J.-P. Mate
Gestion de projet	D. K. Kasekete, C. K. Kimbuluma, N. Bourland, J.-P. Mate
Ressources	D. K. Kasekete, C. K. Kimbuluma, N. Bourland, T. Drouet
Logiciels	D. K. Kasekete, C. K. Kimbuluma, N. Bourland, T. Drouet, J.-R. Makana
Supervision	N. Bourland, J.-R. Makana, J.-P. Mate
Validation	N. Bourland, T. Drouet, J.-R. Makana, K. Vasombolwa, J.-P. Mate
Visualisation	D. K. Kasekete, C. K. Kimbuluma, N. Bourland, J.-R. Makana
Écriture – Préparation de l'ébauche originale	D. K. Kasekete, C. K. Kimbuluma
Écriture – Révision et édition	D. K. Kasekete, C. K. Kimbuluma, N. Bourland, T. Drouet, J.-R. Makana, K. Vasombolwa, J.-P. Mate

Bois et Forêts des Tropiques - Revue scientifique du Cirad -  
© Bois et Forêts des Tropiques © Cirad



Cirad - Campus international de Baillarguet,  
34398 Montpellier Cedex 5, France  
Contact : [bft@cirad.fr](mailto:bft@cirad.fr) - ISSN : L-0006-579X

## Niangon – *Heritiera densiflora* Kosterm. (Syn. *Tarrietia densiflora*) *Heritiera utilis* Kosterm. (Syn. *Tarrietia utilis*)

Extrait de l'Atlas des bois tropicaux – Caractéristiques technologiques et utilisations  
 J. Gérard (coord.), D. Guibal (au.), J.-C. Cerre (au.), S. Paradis (au.), et 40 auteurs, 2016.  
 Éditions Quæ, 1000 p.

<https://www.quae.com/produit/1408/9782759225521/atlas-des-bois-tropicaux>

**Accès à la notice d'information générale :**

<https://doi.org/10.19182/bft2021.347.a36353>

**Famille.** Malvaceae (Sterculiaceae).

**Noms botaniques.** *Heritiera densiflora* Kosterm. (Syn. *Tarrietia densiflora*) ; *Heritiera utilis* Kosterm. (Syn. *Tarrietia utilis*) ; *Heritiera* p.p. (Syn. *Tarrietia* p.p.)

**Continent.** Afrique.

**CITES** (Convention de Washington, 2016). Pas de restriction commerciale.

**Notes.** Le Jarrah actuellement commercialisé n'est plus exploité dans les forêts primaires. Il provient uniquement des forêts secondaires (Australie) ou de plantations (notamment en Afrique du Sud).

### Description de la grume

**Diamètre.** De 70 à 90 cm.

**Épaisseur de l'aubier.** De 3 à 4 cm.

**Flottabilité.** Non flottable.

**Conservation en forêt.** Moyenne (traitement recommandé).

### Description du bois

**Couleur référence.** Brun rouge.

**Aubier.** Bien distinct.

**Grain.** Moyen.

**Fil.** Contrefil.

**Contrefil.** Léger.

**Notes.** Bois brun rosé à brun rouge violacé, devenant mordoré en vieillissant. Maillure large et visible. Bois gras au toucher.

### Propriétés physiques et mécaniques

Propriété	Valeur moyenne
Densité <sup>(1)</sup>	0,70
Dureté Monnin <sup>(1)</sup>	3,8
Coefficient de retrait volumique	0,45 % par %
Retrait tangentiel total (Rt)	8,8 %
Retrait radial total (Rr)	4,2 %
Ratio Rt/Rr	2,1
Point de saturation des fibres	32 %
Conductivité thermique ( $\lambda$ )	0,23 W/(m.K)
Pouvoir calorifique inférieur	20 080 kJ/kg
Contrainte de rupture en compression <sup>(1)</sup>	55 MPa
Contrainte de rupture en flexion statique <sup>(1)</sup>	103 MPa
Module d'élasticité longitudinal <sup>(1)</sup>	14 430 MPa

<sup>(1)</sup> À 12 % d'humidité, avec 1 MPa = 1 N/mm<sup>2</sup>.

**Notes.** *Heritiera utilis* a des caractéristiques légèrement inférieures à *H. densiflora*. Ce dernier a parfois un fil irrégulier.



Quartier.  
 Photo D. Guibal, Cirad.



Faux quartier.  
 Photo D. Guibal, Cirad.

### Durabilité naturelle et imprégnabilité du bois

**Résistance aux champignons.** Classe 3 – moyennement durable.

**Résistance aux insectes de bois sec.** Classe D – durable (aubier distinct, risque limité à l'aubier).

**Résistance aux termites.** Classe M – moyennement durable.

**Imprégnabilité.** Classe 3 – peu imprégnable.

**Classe d'emploi couverte par la durabilité naturelle.** Classe 2 – à l'intérieur ou sous abri (risque d'humidification).

**Notes.** Cette essence est mentionnée dans la norme NF EN 350. Le Niangon ne peut pas être utilisé sans traitement de préservation adapté dans des situations correspondant à la classe d'emploi 3, excepté pour certaines parties d'ouvrages telles que les fenêtres moins exposées que d'autres (portes d'entrée, volets...).

### Traitement de préservation

**Contre les attaques d'insectes de bois sec.** Ce bois ne nécessite pas de traitement de préservation.

**En cas d'humidification temporaire.** Ce bois nécessite un traitement de préservation adapté.

**En cas d'humidification permanente.** L'utilisation de ce bois n'est pas conseillée.

### Séchage

**Vitesse de séchage.** Rapide à normale.

**Risque de déformation.** Élevé.

**Risque de cémentation.** Pas de risque particulier connu.

**Risque de fentes.** Peu élevé.

**Risque de collapse.** Pas de risque particulier connu.

**Notes.** Risque élevé de déformation pour des bois de faibles sections ayant un contrefil accusé, un ressuyage préalable au séchage artificiel est alors recommandé.

**Programme de séchage proposé.** Programme n°4 (voir note explicative).

### Sciage et usinage

**Effet désaffûtant.** Assez important.

**Denture pour le sciage.** Denture stellitée.

**Outils d'usinage.** Au carbure de tungstène.

**Aptitude au déroulage.** Médiocre.

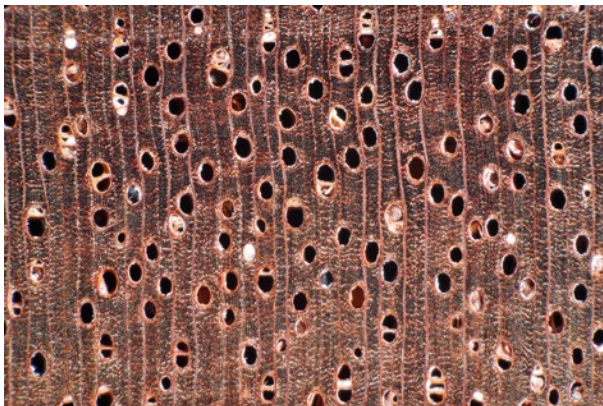
**Aptitude au tranchage.** Bonne.

**Notes.** Risques d'encrassement et d'échauffement des lames et des outils. Risque d'arrachement du bois à l'usinage. Déroulage déconseillé : grumes de forme souvent irrégulière.

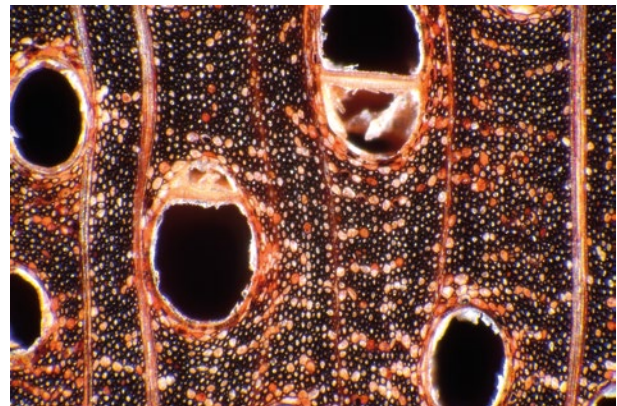
### Assemblage

**Clouage/vissage.** Bonne tenue.

Sections transversales *Heritiera densiflora*.  
 Photo J.-C. Cerre.



2 mm



0,5 mm

### Classements commerciaux

#### Classement d'aspect des produits sciés

Selon les règles de classement SATA (1996).

#### Pour le « Marché général »

Classements possibles avivés : choix i, choix ii, choix iii, choix iv.

Classements possibles coursons : choix i, choix ii.

Classements possibles coursons de chevrons : choix i, choix ii, choix iii.

#### Pour les « Marchés particuliers »

Classements possibles frises et planchettes : choix i, choix ii, choix iii.

Classements possibles chevrons : choix i, choix ii, choix iii.

#### Classement d'aspect des produits sciés

Conformément à la norme française NF B 52-001-1 (2011), la classe mécanique D35 peut être attribuée par classement visuel.

### Réaction au feu

#### Classement conventionnel français

Épaisseur > 14 mm : M3 (moyennement inflammable).

Épaisseur < 14 mm : M4 (facilement inflammable).

#### Classement selon euroclasses. D-s2, d0.

Ce classement par défaut concerne les bois massifs répondant aux exigences de la norme NF EN 14081-1 (avril 2016) : bois de structure utilisés en parois verticales et plafonds, classés, de densité moyenne minimale 0,35 et d'épaisseur minimale 22 mm.

### Principales utilisations

Bardeau.

Construction navale (bordé et pont).

Escalier d'intérieur.

Lambris.

Menuiserie intérieure.

Moulure.

Placage tranché.

Charpente.

Ébénisterie (meuble de luxe).

Face ou contreface de contreplaqué.

Menuiserie extérieure.

Meuble courant ou élément meublant.

Parquet.

Revêtement extérieur.

**Notes.** Essence très appréciée pour ses placages tranchés très décoratifs. Un bouche-porage est recommandé pour obtenir une bonne finition. Résistant à un ou plusieurs acides.

### Principales appellations vernaculaires

Pays	Appellation
Côte d'Ivoire	Niangon
Gabon	Ogoué
Ghana	Niangon, Nyankom
Libéria	Whismore
Sierra Leone	Yami



**Doi :** <https://doi.org/10.19182/bft2021.350.a36830>

Droit d'auteur © 2022, Bois et Forêts des Tropiques © Cirad © Quæ

Date de publication : 1<sup>er</sup> mai 2022

Porte d'entrée de maison, France.  
 Photo Jean-François Trébuchon.

## Niangon – *Heritiera densiflora* Kosterm. (Syn. *Tarrietia densiflora*) *Heritiera utilis* Kosterm. (Syn. *Tarrietia utilis*)

From Tropical timber atlas – Technological characteristics and uses.

J. Gérard (coord.), D. Guibal (au.), J.-C. Cerre (au.), S. Paradis (au.), and 40 authors, 2016.  
Publisher Éditions Quæ, 1000 p.

<https://www.quae.com/produit/1477/9782759227716/tropical-timber-atlas>

**Access to the general information leaflet:**

<https://doi.org/10.19182/bft2021.347.a36353>

**Family.** Malvaceae (Sterculiaceae).

**Botanical name.** *Heritiera densiflora* Kosterm. (Syn. *Tarrietia densiflora*) ; *Heritiera utilis* Kosterm. (Syn. *Tarrietia utilis*) ; *Heritiera* p.p. (Syn. *Tarrietia* p.p.)

**Continent.** Africa.

**CITES** (Washington Convention of 2017). No trade restrictions.

**Notes.** *Genera Tarrietia* and *Heritiera* are synonymous.

### Log description

**Diameter.** 70 to 90 cm.

**Thickness of sapwood.** 3 to 4 cm.

**Buoyancy.** Does not float.

**Log conservation.** Moderate (treatment recommended).

### Wood description

**Reference colour.** Red brown.

**Sapwood.** Clearly demarcated.

**Texture.** Medium.

**Grain.** Interlocked grain.

**Interlocked grain.** Slight.

**Notes.** Wood pink brown to purplish red brown becoming bronze with age. Large and visible silver figure. Wood oily to the touch.

### Physical and mechanical properties

Property	Mean value
Density <sup>(1)</sup>	0.70
Monnin hardness <sup>(1)</sup>	3.8
Coefficient of volumetric shrinkage	0.45% per %
Total tangential shrinkage (Ts)	8.8%
Total radial shrinkage (Rs)	4.2%
T/R anisotropy ratio	2.1
Fibre saturation point	32%
Thermal conductivity (λ)	0.23 W/(m.K)
Lower heating value	20,080 kJ/kg
Crushing strength <sup>(1)</sup>	55 MPa
Static bending strength <sup>(1)</sup>	103 MPa
Longitudinal modulus of elasticity <sup>(1)</sup>	14,430 MPa

<sup>(1)</sup> At 12% moisture content, with 1 MPa = 1 N/mm<sup>2</sup>.

**Notes.** *T. utilis* has slightly lower properties than *T. densiflora*. The latter sometimes has a slightly wavy grain.



Quarter sawn.  
Photo D. Guibal, Cirad.



Half-quarter sawn.  
Photo D. Guibal, Cirad.

### Natural durability and treatability

**Resistance to decay.** Class 3 – moderately durable.

**Resistance to dry wood borers.** Class D – durable (sapwood demarcated, risk limited to sapwood).

**Resistance to termites.** Class M – moderately durable.

**Treatability.** Class 3 – poorly treatable.

**Use class covered by natural durability.** Class 2 – inside or under cover (dampness possible).

**Notes.** This species is listed in the NF EN 350 standard. Niangon cannot be used without appropriate preservation treatment for end uses under use class 3, except for some parts of works such as windows, which are less exposed than others (entrance doors, shutters, etc.).

### Preservation treatment

**Against dry wood borer attacks.** This wood does not require any preservation treatment.

**In case of temporary humidification.** This wood requires appropriate preservation treatment.

**In case of permanent humidification.** Use of this wood is not recommended.

### Drying

**Drying rate.** Rapid to normal.

**Risk of distortion.** High risk.

**Risk of case hardening.** No known specific risk.

**Risk of checking.** Slight risk.

**Risk of collapse.** No known specific risk.

**Notes.** High risk of distortion for thin sections with highly interlocked grain; initial air drying prior to kiln drying is then recommended.

**Suggested drying schedule.** Schedule #4 (see explanatory note).

### Sawing and machining

**Blunting effect.** Fairly high.

**Tooth for sawing.** Stellite-tipped.

**Machining tools.** Tungsten carbide.

**Suitability for peeling.** Mediocre.

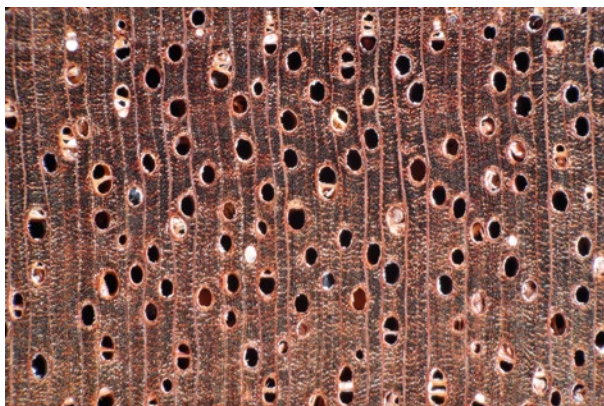
**Suitability for slicing.** Good.

**Notes.** Risk of clogging and overheating of blades and tools. Risk of tearing in machining. Peeling is not recommended: often irregular logs.

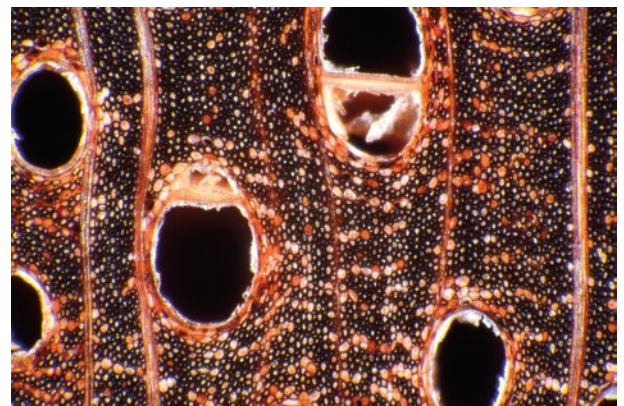
### Assembling

**Nailing/screwing.** Good.

Cross sections of *Heritiera densiflora*.  
Photo J.-C. Cerre.



2 mm



0,5 mm

**Commercial grading****Sawn timber appearance grading**

According to SATA grading rules (1996).

**For the “General Purpose Market”**

Possible grading for square-edged timbers: choice i, choice ii, choice iii, choice iv.

Possible grading for shortlength lumbers: choice i, choice ii.

Possible grading for shortlength rafters: choice i, choice ii, choice iii.

**For the “Special Market”**

Possible grading for strips and small boards: choice i, choice ii, choice iii.

Possible grading for rafters: choice i, choice ii, choice iii.

**Visual structure grading**

According to French standard NF B 52-001-1 (2011), strength class D35 can be provided by visual grading.

**Fire safety****Conventional French grading**

Thickness > 14 mm: M3 (moderately flammable).

Thickness < 14 mm: M4 (readily flammable).

**Euroclass grading. D-s2, d0.**

Default grading for solid wood that meets requirements of European standard NF EN 14081-1 (April 2016): structural graded timber in vertical uses and ceilings with minimal mean density of 0.35 and minimal thickness of 22 mm.

**Main end uses**

Shingles

Ship building (planking and deck).

Stairs (inside).

Panelling.

Interior joinery.

Moulding.

Sliced veneer.

Framing.

Cabinetry (high-end furniture).

Veneer for back or face of plywood.

Exterior joinery.

Built-in furniture or mobile item.

Flooring.

Exterior paneling.

**Notes.** Species very appreciated for sliced, decorative veneers. Filling is recommended to obtain a good finish. Resistant to one or several acids.

**Common names**

Country	Local name
Côte d'Ivoire	Niangon
Gabon	Ogoué
Ghana	Niangon, Nyankom
Liberia	Whismore
Sierra Leone	Yami

**Doi :** <https://doi.org/10.19182/bft2021.350.a36830>

Droit d'auteur © 2022, Bois et Forêts des Tropiques © Cirad © Quæ

Date de publication : 1<sup>er</sup> mai 2022



House entrance door, France.  
Photo Jean-François Trébuchon.



RÉSUMÉ DE THÈSE /  
ACADEMIC THESIS ABSTRACT / RESUMEN DE TESIS ACADÉMICAHistoire évolutive de l'arbre  
fruitier *Dacryodes edulis* :  
implications pour sa conservation  
et sa gestion durable

Aurore RIMLINGER

## RÉSUMÉ

Dans les écosystèmes forestiers tropicaux, les humains utilisent de longue date les espèces végétales utiles, sources de nourriture, de fibre, de combustible ou de médication. Parmi ces produits forestiers non ligneux, certains d'entre eux ont progressivement été mis en culture, posant des questions tant sur les impacts évolutifs des interactions entre plantes et hommes que sur la durabilité des modes de gestion actuels de ces ressources. C'est le cas pour le safoutier (*Dacryodes edulis*, Burseraceae), un arbre fruitier emblématique d'Afrique centrale.

Dans cette thèse, la dynamique de la diversité cultivée du safoutier est abordée via une approche interdisciplinaire alliant génétique des populations et ethnoécologie, afin de comprendre d'une part l'histoire évolutive de l'espèce sur le temps long, d'autre part les effets des changements contemporains de ses modes de culture. L'approche génétique centrée sur l'histoire évolutive du safoutier a permis d'identifier différents groupes génétiques sur son aire de distribution. Les patrons de distribution de l'ADN chloroplastique semblent résulter des événements de glaciation du Quaternaire plutôt que de la mise en culture de l'espèce. L'accent mis sur les savoirs des cultivateurs dans l'approche ethnoécologique met en lumière la nomenclature fine qu'ils mobilisent, et les préférences différentes qu'ils ont en fonction des usages du fruit : une bascule s'opère en faveur du critère de la taille du fruit chez ceux destinant leur production au marché urbain. Enfin, le croisement des deux approches a permis de mettre en valeur les effets des réseaux informels d'échanges de semences sur la distribution de la diversité génétique. Les semences utilisées pour planter des arbres en ville proviennent ainsi en majorité d'échanges sur de longues distances. En conséquence, des niveaux de diversité identiques, voire supérieurs, sont présents dans les aires urbaines par rapport au milieu rural.

Ensemble, ces résultats permettent de conclure qu'il existe une grande diversité de connaissances, de pratiques et d'usages autour du safoutier, qui n'engendrent pas, à ce stade, d'effets néfastes sur sa diversité intra-spécifique. Le safoutier se présente comme un modèle stratégique pour étudier l'effet des pratiques humaines sur la diversité génétique en Afrique centrale, de nombreuses questions de recherche demeurant quant à l'origine de sa mise en culture et de sa diffusion.

**Mots-clés :** usages et pratiques de gestion, histoire évolutive, diversité génétique, arbres fruitiers tropicaux, domestication, ethno-varieties, Afrique centrale.

Evolutionary history of a tropical tree species,  
*Dacryodes edulis*: implications for its conser-  
vation and sustainable management

## ABSTRACT

In tropical forest ecosystems, humans have always benefited from useful plant species, whether as a source of food, fibre, fuel or medicine. Among these forest products, some have gradually become cultivated, raising questions about both the evolutionary impacts of plant-human interactions and the sustainability of current management methods. This is the case for the African plum tree (*Dacryodes edulis*, Burseraceae), an emblematic fruit tree of Central Africa.

This PhD thesis addresses the dynamics of the cultivated diversity of the African plum tree through an interdisciplinary approach combining population genetics and ethnoecology, in order to understand, on the one hand, the evolutionary history of the species over time, and on the other hand the effects of contemporary changes in its cultivation methods. The genetic approach focusing on the evolutionary history of the African plum tree has allowed us to identify different genetic groups in its distribution area. Chloroplast DNA distribution patterns appear to result from Quaternary glaciation events rather than from cultivation of the species. By placing an emphasis on the knowledge of growers, the ethnoecological approach has brought to light the detailed nomenclature they have established and their different preferences depending on how they use the fruit: those intending to sell their produce to the urban market tend to favour the criterion of fruit size. Finally, using the two approaches in combination brought out the effects of informal seed exchange networks on the distribution of genetic diversity. Seeds used to plant trees in the city come mostly from long-distance exchanges, so that the same or even higher levels of diversity are found in urban areas than in rural areas.

We conclude from these results that there is a considerable diversity of knowledge, practices and uses around the African plum tree, which do not, at this stage, generate harmful effects on its intra-specific diversity. The African plum tree offers a strategic model for studies on the effects of human practices on genetic diversity in Central Africa, although many research questions remain as to the origin of its cultivation and distribution.

**Keywords:** uses and management practices, evolutionary history, genetic diversity, tropical fruit trees, domestication, ethno-varieties, Central Africa.

Historia evolutiva del árbol frutal *Dacryodes edulis*: implicaciones para su conservación y gestión sostenible

## RESUMEN

En los ecosistemas forestales tropicales, el ser humano siempre ha aprovechado las especies vegetales útiles, ya sea como fuente de alimento, fibra, combustible o medicina. Entre estos productos forestales, algunos se han ido cultivando progresivamente, lo que plantea cuestiones tanto sobre los impactos evolutivos de las interacciones planta-hombre, como sobre la sostenibilidad de los métodos actuales de gestión de estos recursos. Este es el caso del safou (*Dacryodes edulis*, Burseraceae), un frutal emblemático de África Central.

Esta tesis doctoral aborda la dinámica de la diversidad cultivada del safou mediante un enfoque interdisciplinar que combina la genética de poblaciones y la etnoecología, con el fin de comprender la historia evolutiva de la especie a lo largo del tiempo, así como los efectos de los cambios contemporáneos en sus métodos de cultivo. El enfoque genético centrado en la historia evolutiva del safou ha permitido identificar diferentes grupos genéticos en su área de distribución. Los patrones de distribución del ADN de los cloroplastos parecen ser el resultado de eventos de glaciación del Cuaternario más que del cultivo de la especie. El énfasis sobre el conocimiento de los cultivadores en el enfoque etnoecológico pone de manifiesto la fina nomenclatura que han establecido, y las diferentes preferencias que tienen según los usos de la fruta: se observa un cambio a favor del criterio del tamaño de la fruta entre los que pretenden vender su producción al mercado urbano. Por último, la intersección de los dos enfoques ha permitido sacar a la luz los efectos de las redes informales de intercambio de semillas en la distribución de la diversidad genética. Así, las semillas utilizadas para plantar árboles en la ciudad proceden principalmente de intercambios a larga distancia. En consecuencia, los niveles de diversidad son iguales o incluso superiores en las zonas urbanas que en las rurales.

En conjunto, estos resultados permiten concluir que existe una gran diversidad de conocimientos, prácticas y usos en torno al safou, que no genera, por el momento, efectos perjudiciales sobre su diversidad intraespecífica. El safou es un modelo estratégico para estudiar el efecto de las prácticas humanas sobre la diversidad genética en África Central, aunque todavía quedan muchos interrogantes de investigación sobre el origen de su cultivo y difusión.

**Palabras clave:** usos y prácticas de gestión, historia evolutiva, diversidad genética, frutales tropicales, domesticación, etnovarietades, África Central.



Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2022.a36860>

Droit d'auteur © 2022, Bois et Forêts des Tropiques © Cirad  
Date de publication : 1<sup>er</sup> mai 2022



Licence Creative Commons :  
Attribution - Pas de Modification 4.0 International.  
Attribution-4.0 International (CC BY 4.0)

**Photo 1:** Safoutier (*Dacryodes edulis*) en fruits dans la région Centre du Cameroun. Une fois à maturité, les fruits prennent une couleur foncée, généralement dans les tons bleus ou violets. Une fois cueillis, ils sont cuits avant consommation.

**Photo 1:** A fruiting African plum tree (*Dacryodes edulis*) in the Central region of Cameroon. Once ripe, the plums become dark in colour, generally in shades of blue or purple. Once picked, they are cooked before consumption.

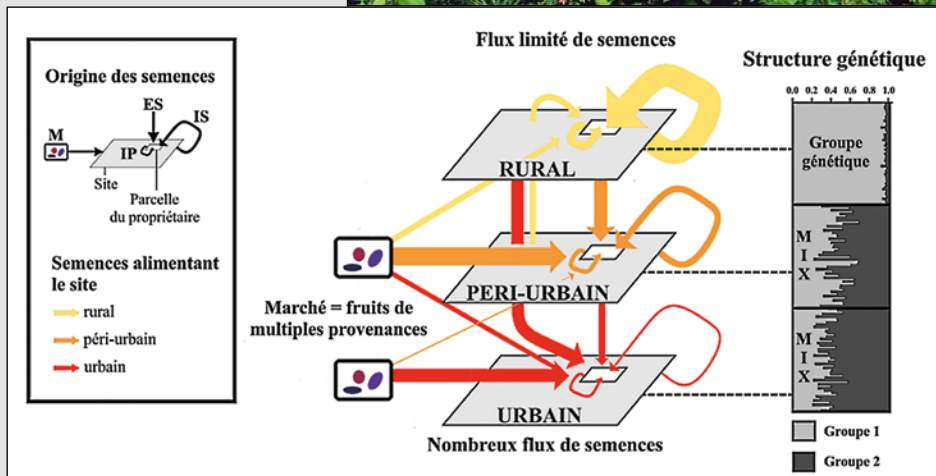
**Foto 1:** Safou (*Dacryodes edulis*) con frutas en la región central de Camerún. Cuando las frutas están maduras, el epicarpio adquiere un color oscuro, generalmente azul o púrpura. Una vez recogidas, se cocinan antes de su consumo.



**Figure 1 :** Schéma des échanges de fruits ou graines le long d'un gradient d'urbanisation et leur effet sur la distribution de la diversité génétique de l'espèce. La largeur des flèches est proportionnelle aux fréquences moyennes d'origine des semences dans les sites ruraux, périurbains et urbains. Les semences ont différentes origines : intra-parcelle (IP) ; intra-site (IS) ; extra-site (ES) ; marché ou pépinière (M). Les fruits présents sur les marchés proviennent de flux (non représentés) à partir des sites ruraux et périurbains du gradient, mais aussi de multiples sites ruraux et périurbains d'autres gradients. Le graphique de droite montre un patron possible de distribution de la diversité génétique entre les sites, avec un plus grand nombre d'individus affectés à un groupe génétique dans le site rural, où les flux de semences provenant de l'extérieur sont limités, et un plus grand nombre d'individus non attribués (« mix ») dans les sites périurbains et urbains où la plupart des semences proviennent de l'extérieur.

**Figure 1:** Schematic view of fruit/seed exchanges along an urbanization gradient and their effect on the distribution of genetic diversity of the species. The width of the arrows is proportional to the average frequencies of seed origin in rural, peri-urban, and urban sites. The seeds have different origins: intra-plot (IP); intra-site (IS); extra-site (ES); market or nursery (M). The fruits in the markets come from flows (not shown) from rural and peri-urban sites along the gradient, but also from multiple rural and peri-urban sites along other gradients. The graph on the right shows a possible pattern of distribution of genetic diversity between sites, with more individuals assigned to a genetic group in the rural site where seed flows from outside are limited, and more unassigned ("mixed") individuals in the peri-urban and urban sites where most seeds come from elsewhere.

**Figura 1:** Esquema del intercambio de frutas o semillas a lo largo de un gradiente de urbanización y su efecto en la distribución de la diversidad genética de la especie. La anchura de las flechas es proporcional a las frecuencias medias de origen de las semillas en los sitios rurales, periurbanos y urbanos. Las semillas tienen diferentes orígenes: intraparcela (IP); intrasitio (IS); extrasitio (ES); mercado o vivero (M). Las frutas en los mercados proceden de flujos (no mostrados) de sitios rurales y periurbanos en el gradiente, pero también de múltiples sitios rurales y periurbanos en otros gradientes. El gráfico de la derecha muestra un posible patrón de distribución de la diversidad genética entre sitios, con más individuos asignados a un grupo genético en el sitio rural, donde los flujos de semillas del exterior son limitados, y más individuos sin asignar ("mezcla") en los sitios periurbanos y urbanos, donde la mayoría de las semillas provienen del exterior.



**Grade et diplôme :** Doctorat en Écologie et Biodiversité.

**Université :** Université de Montpellier, France.

**Date de soutenance :** 07 mai 2021.

**Composition du jury**

**Direction :** Stéphanie Carrière (co-directrice, IRD, UMR SENS), Jérôme Duminil (co-directeur, IRD, UMR DIADE).

**Membres :**

Doyle McKey (président, Université de Montpellier, France), Olivier Hardy (rapporteur, Université Libre de Bruxelles, Belgique), Christine Raimond (rapporteuse, CNRS, UMR PRODIG, France), Marie-Louise Avana Tientchieu (examinatrice, Université de Dschang, FASA, Cameroun), Christian Leclerc (examinateur, Cirad, UMR AGAP, France)

**Financement :** La thèse a été financée par l'École doctorale GAIA (ED 584). Les missions au Cameroun ont été réalisées grâce à deux bourses de soutien à mobilités doctorales de l'Agence universitaire de la Francophonie - bureau d'Europe de l'Ouest. Les analyses génétiques ont été prises en charge dans le cadre du projet Arbopolis (porteur : Dr Jérôme Duminil), soutenu par Agropolis Fondation sous la référence ID 1605-042 à travers le programme « Investissements d'avenir » (Labex Agro : ANR-10-LABX-0001-01), dans le cadre du programme I-SITE MUSE (ANR-16-IDEX-0006).

**Langue de rédaction :** français (chapitres en anglais).

**Financement :** École Doctorale GAIA

**Accès au manuscrit :**

<https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-03663063>

**Contact :**

Bâtiment Géopolis, Quartier Mouline, Institut de Géographie et Durabilité, CH-1015 Lausanne, [aurora.rimlinger@unil.ch](mailto:aurora.rimlinger@unil.ch)

**Liste des articles publiés**

Rimlinger A., Duminil J., Lemoine T., et al., 2021. Shifting perceptions, preferences and practices in indigenous fruit tree growing in different cultural and urbanization contexts in Cameroon. Journal of ethnobiology and ethnomedicine, 17: 65. <https://doi.org/10.1186/s13002-021-00488-3>

Rimlinger A., Avana M.-L., Awono A., et al., 2021. Trees and their seed networks: the social dynamics of urban fruit trees and implications for genetic diversity. PLOS ONE, 16 (3): e0243017. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0243017>

Rimlinger A., Marie L., Avana M.-L., et al., 2020. New microsatellite markers for *Dacryodes edulis* (Burseraaceae), an indigenous fruit tree species from Central Africa. Molecular Biology Reports, 47: 2391-2396. <https://doi.org/10.1007/s11033-020-05270-4>

Rimlinger A., Carrière S. M., Avana M.-L., Nguengang A., Duminil J., 2019. The influence of farmers' strategies on local practices, knowledge, and varietal diversity of the safou tree (*Dacryodes edulis*) in Western Cameroon. Economic Botany, 73 (2): 249-264 <https://doi.org/10.1007/s12231-019-09455-2>



# Woody Root 8

## 8th International Symposium on Physiological Processes in Roots of Woody Plants

July 10 - 14, 2022

The Pennsylvania State University Park Campus, USA

The 8th International Symposium on Physiological Processes in Roots of Woody Plants will be held at Penn State University on July 10 - 14, 2022. During this symposium, which usually meets every three years, world-recognized researchers, scientists with emerging research programs, and graduate students gather to discuss research on roots of forest trees and shrubs and nut and fruit crops. The specific focus of the symposium allows for in-depth discussion on a wide array of topics, from water acquisition to managing roots in impaired ecosystems. This international symposium typically includes 150 participants from around the world.

The symposium will be hybrid with the option to choose in-person or virtual attendance in the registration process.

Contact: [CSCO@psu.edu](mailto:CSCO@psu.edu)

More information:

<https://web.cvent.com/event/b05ab07a-f2a5-40b0-a28d-4be4e573ed3a/summary>

Wo. Chung, J. Sessions, K. Lyons, K. Wigginton (eds), 2021.

**Proceedings of the Joint 43rd Annual Meeting of Council  
on Forest Engineering (COFE) & 53rd International  
Symposium on Forest Mechanization (FORMEC):  
Forest Engineering Family – Growing Forward Together**

**27-30 September 2021, Corvallis, Oregon, U.S.A.**

**Woodam Chung, John Sessions, Kevin Lyons, Karle Wigginton (eds.)  
Concil on Forest Engenirering, Formec, IUFRO, 330 p.**

Theme 1: Human Factors and Safety  
Theme 2: Education, Training and Workforce Development  
Theme 3: Inventory, Remote Sensing and Precision Technology  
Theme 4: Supply Chain and Logging Industry  
Theme 5: Harvesting and Processing  
Theme 6: Steep Slope Harvesting  
Theme 7: Harvest Operations Planning  
Theme 8: Forest Roads  
Theme 9: Log Transportation  
Theme 10: Environmental Impacts  
Theme 11: Forest Biomass and Bioenergy  
Poster Presentations  
Keynote Presentations

[https://www.iufro.org/fileadmin/material/publications/proceedings-archive/30000-30100-COFE\\_FORMEC2021\\_Proceedings.pdf](https://www.iufro.org/fileadmin/material/publications/proceedings-archive/30000-30100-COFE_FORMEC2021_Proceedings.pdf)



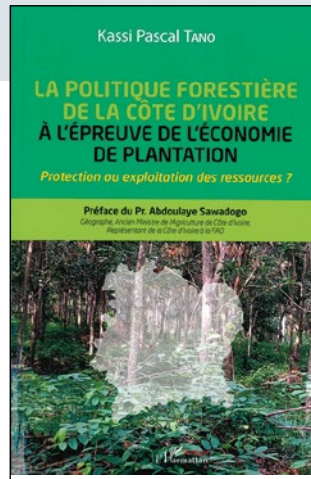


METZGER A. (COORD.), 2022. **LE CLIMAT AU PRISME DES SCIENCES HUMAINES ET SOCIALES**. FRANCE, ÉDITIONS QUÆ, 246 P.

Le climat ? Une préoccupation scientifique, politique, économique, sociale majeure... À l'heure où les marches pour le climat essaient dans le monde, cet ouvrage vise à dénouer les fils d'un concept très mobilisé et médiatisé. Car sous une apparence de simplicité, « Sauver le climat », celui-ci est appréhendé très diversement dans les cultures disciplinaires. Sont ici regroupées différentes façons de concevoir le climat en sciences humaines et sociales. Comment se définit-il pour les uns et les autres ? Le climat des géographes est-il le même que celui des économistes ? Quelles méthodes sont mobilisées pour l'étudier dans des textes par les littéraires ou dans des sols par les archéologues ? Le changement climatique modifie-t-il les savoirs institutionnels du climat au sein de chaque discipline ? C'est bien cette pluridisciplinarité du concept « climat » qui est travaillée par les auteurs de cet ouvrage collectif. Le livre aborde une palette d'approches, d'épistémologies et de méthodes pour concevoir le climat. Avec la présentation d'une diversité de savoirs et d'analyses, ce sont des disciplines, toutes concernées par le climat, que l'on découvrira. Les étudiants, les scientifiques et les journalistes qui souhaitent en savoir plus sur les façons dont le climat est pensé dans les sciences humaines et sociales y trouveront un vif intérêt.

*Résumé adapté de celui de l'éditeur.*

Éditions Quae, c/o INRAE, RD 10,  
78026 Versailles Cedex, France.  
[www.quae.com](http://www.quae.com)

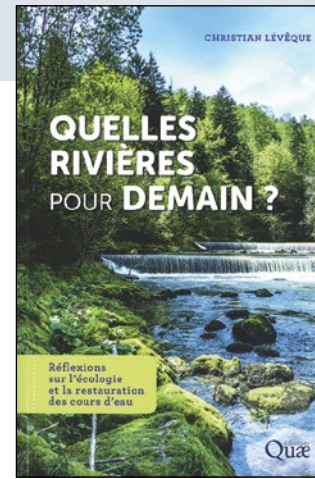


TANON K. P., 2021. **LA POLITIQUE FORESTIÈRE DE LA CÔTE D'IVOIRE À L'ÉPREUVE DE L'ÉCONOMIE DE PLANTATION – PROTECTION OU EXPLOITATION DES RESSOURCES ?** FRANCE, ÉDITIONS L'HARMATTAN, 308 P.

À l'indépendance en 1960, l'économie de plantation initiée depuis l'époque coloniale constitue le socle du système économique de la Côte d'Ivoire. Elle est bâtie principalement autour du binôme café-cacao accompagné accessoirement par certaines cultures de rente. Dévoreuse à grande échelle du patrimoine forestier, cette économie de plantation est pourtant maintenue, voire renforcée, à travers un ensemble de réformes juridiques, institutionnelles et financières par les dirigeants de la Côte d'Ivoire indépendante. Très vite, la masse de petits paysans planteurs de café et de cacao est indexée comme le principal instigateur de ce désastre. Cet ouvrage remet en cause cette perception et pointe plutôt la politique de l'État de la Côte d'Ivoire, qui a sacrifié le patrimoine forestier du pays sur l'autel de ses intérêts économiques.

*Résumé adapté de celui de l'éditeur.*

Éditions L'HARMATTAN, 5-7 rue de l'École  
Polytechnique, 75005 Paris, France.  
[www.editions-harmattan.fr](http://www.editions-harmattan.fr)



LÉVÊQUE C., 2021. **QUELLES RIVIÈRES POUR DEMAIN ? : RÉFLEXIONS SUR L'ÉCOLOGIE ET LA RESTAURATION DES COURS D'EAU**. FRANCE, ÉDITIONS QUÆ, 287 P.

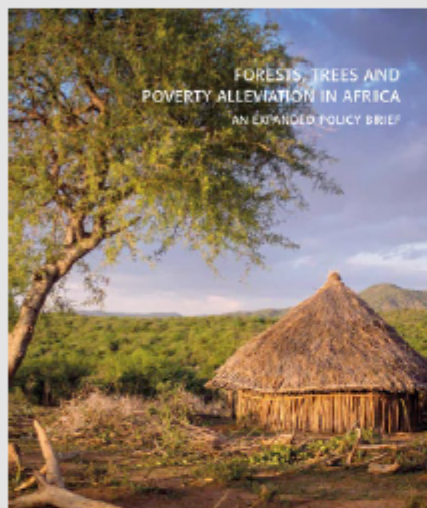
Qu'est-ce que le « bon état écologique » d'une rivière ? Dans cette nouvelle édition, Christian Lévêque amène le lecteur à s'interroger sur l'avenir de nos cours d'eau et les objectifs des opérations de restauration écologique. Que cherche-t-on à restaurer ? Que signifie retrouver des rivières « naturelles » ? Quelle politique de gestion de l'eau adopter dans un contexte de réchauffement climatique afin de préserver nos cours d'eau ? Pour résumer, quelles natures voulons-nous dans un monde qui évolue en permanence ? L'histoire nous montre que nos relations aux rivières ont changé. Elles ont été aménagées pour maîtriser les risques d'inondations, améliorer la navigation, ou encore promouvoir les loisirs. Elles ont aussi été polluées par des déchets de toute sorte que nous y déversons. Pourtant, elles ont une place importante dans notre imaginaire et attirent de nombreux citoyens, soucieux de retrouver le contact avec la nature sur les rives des cours d'eau, qui ne sont plus des systèmes naturels au sens strict du terme, mais des systèmes patrimoniaux. L'auteur, qui a pris part aux programmes de recherches pluridisciplinaires sur la dynamique des systèmes fluviaux, initiés en France dans les années 1980, sait qu'il n'y a ni « équilibre » ni retour en arrière possible. La gestion des rivières doit donc s'inscrire dans une démarche prospective et adaptative, pour tenter de concilier le fonctionnement écologique et les attentes des sociétés.

*Résumé adapté de celui de l'éditeur.*

Éditions Quae, c/o INRAE, RD 10, 78026  
Versailles Cedex, France.  
[www.quae.com](http://www.quae.com)

MILLER D. C., MUTTA D. N., MANSOURIAN S., DEVKOTA D., WILDBURGER C. (EDS), 2021.

# LES FORÊTS, LES ARBRES ET LA DIMINUTION DE LA PAUVRETÉ EN AFRIQUE UNE SYNTHÈSE POLITIQUE ÉLARGIE



L'Afrique abrite la deuxième plus grande forêt tropicale du monde, le bassin du Congo, et une grande variété d'autres écosystèmes forestiers : mangroves, forêts côtières, forêts sèches, savane arborée, forêts afro-montagnardes. Les arbres hors forêts eux aussi nourrissent les terres et la vie à la ferme, et ils constituent des composants clés des zones urbaines du continent. Malgré sa richesse naturelle, l'Afrique abrite aussi 435 millions des pauvres du monde. La part des Africains au sud du Sahara qui vivent dans l'extrême pauvreté a diminué de 55 % en 1990 à 40 % en 2018, mais 70 % des personnes extrêmement pauvres vivent actuellement en Afrique. L'éradication de la pauvreté constitue donc une priorité absolue pour les gouvernements du continent. Les forêts et les systèmes arboricoles sont des ressources vitales, quoique souvent négligées, dans les efforts de lutte contre la pauvreté. Les populations pauvres et vulnérables en Afrique dépendent souvent fortement des forêts et des arbres, et des services écosystémiques que ceux-ci fournissent pour soutenir leurs moyens de vie, à la fois pour assurer leur subsistance et la création de revenus. La contribution des forêts aux comptes nationaux est également importante, quoique souvent sous-estimée à cause de l'existence d'un vaste secteur informel. Pourtant, l'investissement dans les forêts et les systèmes arboricoles n'est pas à la hauteur de leur importance, étant donné que les gouvernements dépensent relativement peu de leurs fonds propres (moins de 1 %) dans le secteur forestier et que le financement international est insuffisant pour combler l'écart.

## Objectifs, méthodologie et public cible

L'objectif de cette synthèse politique est d'aider les gouvernements et les autres décideurs politiques à mieux comprendre le rôle potentiel des forêts et des arbres dans la diminution de la pauvreté et le développement durable en Afrique. Elle analyse les données scientifiques actuelles et les contributions des parties prenantes afin d'en tirer des conséquences politiques et rendre possible l'identification de scénarios « gagnant-gagnant » et de possibles compromis. La présente synthèse politique se base sur une revue approfondie de la littérature scientifique globale, suivie d'une analyse portant sur l'Afrique et une large consultation des parties prenantes réalisée dans les divers contextes de pays du continent africain. Cette évaluation relative aux forêts et à la pauvreté en Afrique survient à un moment crucial. La période de mise en œuvre de l'Agenda 2063 de l'Union africaine ainsi que des objectifs de développement des Nations unies est en cours. La pandémie de Covid-19 a causé des malades, des morts et un ralentissement économique, et elle a ainsi appauvri des millions de personnes. Parallèlement, la déforestation et la dégradation des forêts et des ressources arboricoles vont en augmentant dans plusieurs parties d'Afrique, même si quelques régions enregistrent un couvert forestier croissant.

Versions française, portugaise et anglaise téléchargeables à :

<https://www.iufro.org/publications/policy-briefs/article/2021/07/13/forests-trees-and-poverty-alleviation-in-africa-an-expanded-policy-brief/>