



# Bois & forêts

des  
tropiques

3<sup>e</sup> trimestre 2020  
n° 345

Revue éditée par le Cirad  
n° 345 / 3<sup>e</sup> trimestre 2020

## Rédacteurs en chef

Jean-François Trébuchon

## Rédacteurs scientifiques

Kévin Candelier

Antoine Galiana

Laurent Gazull

Valéry Gond

Jean Gérard

Dominique Louppe

Jacques Tassin

## Coordination éditoriale

Jean-François Trébuchon

## Comité éditorial 2020-2022

Seheno Andriantsaralaza (Madagascar)

Samuel Assembe-Mvondo (Cameroun)

Stéphanie Carrière (France)

Adeline Fayolle (Belgique)

Isabel Garcia Drigo (Brésil)

Mohamed Tahar Elaieb (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 Mazzei De Freitas (Brésil)

Florence Bobélé Niamke (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-Riyahi Saber (Maroc)

Jolien 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

Jean-Jacques Gonod

## Correcteur

Jacques Bodichon

## Traducteurs

Ilona Bossanyi

Anna Lon Quintana

## Service de presse

Laurence Campas

## Webmestre

Jean-François Trébuchon

## Directeur de publication

Michel Eddi



## Relecteurs ayant contribué à l'évaluation des articles en 2019/

### Reviewers who have contributed to the evaluation of articles in 2019

Younes Abbas, Fatiha Abdoun, Eric Agoyi, Amah Akodewou, Coovi Guénohé Akouedegni, Djamel Allatou, Mohammed Ater, Sarah Audouin, Marie-Louise Avana, Issoufou Bagnian, Nicolas Barbier, Jean-François Bastin, Jacques Beauchêne, Thierry Bélouard, Sylvain Bigot, Rachid Tarik Bouharoua, Mohamed Boulmane, Nils Bourland, Bart Buyck, Kévin Candelier, Angélica Cervantes, Gilles Chaix, Inoussa Compaore, Kasso Dainou, Hendrik Davi, Baudouin Desclée, Jean-Louis Devineau, Diegane Diouf, Jean-Louis Doucet, Chauvelin Douh, Marra Dourma, Marc Ducouso, Lenka Ehrenbergerová, Ery Faradah, John Ngong Fonweban, Eric Forni, Antoine Galiana, Jean Gérard, Valéry Gond, Patrick Graz, Steven Grossnickle, Marie-Laure Guissou, Hana Habrová, Idriss Haddouche, Noureddine Hamamouch, Slim Jarradi, Hodabalo Kammou, Jonathan Kamwi, Alain Karsenty, Christophe Koffi, Vanesse Labeyrie, Nassima Lassouane, Guillaume Lescuyer, Gauthier Ligot, Grace Loubota, Dominique Louppe, Mohamed Maatoug, Rémy Marchal, Vincent Medjibe, Aicha Megherbi, Frédéric Mortier, Ibrahim Ndoye, Patricia Negreros Castillo, Johan Oszwald, Dakis Ouedraogo, Gérard Persoon, Nathalie Priymenko, Rasmus Revermann, Mouhssine Rhazi, Franck Richard, Er-Riyahi Saber, Hamid Reza Taghiyari, Jacques Tassin, Mathurin Tchatat, Alain Tsobeng, Ioannis Varelidis, Mathieu Vignal, Shiou Yih Lee, Irié Casimir Zo-bi

Accès gratuit aux articles en **version électronique** sur le site web :

[revues.cirad.fr](http://revues.cirad.fr)

© Bois et forêts des tropiques © Cirad

ISSN 0006-579X

Dépôt légal : octobre 2020

283997X - Imprimé en France par Jouve S.A.

11, boulevard Sébastopol, BP 2734

75027 Paris Cedex 01, France

Maquette : J.-J. Gonod, Montpellier

Numéro d'inscription à la CPPP : 59465

Directeur gérant : Michel Eddi

## 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://revues.cirad.fr/index.php/bft>



Vue d'ensemble d'un paysage forestier et agricole sur le village d'Ankorabe, dans la commune de Ranomafana-Est à Madagascar.  
Photo H. Randriambanona.

## 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 régis 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 régis à l'international par les licences Creative Commons.



## La licence utilisée est

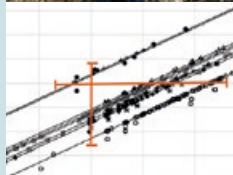
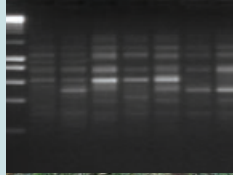
Attribution 4.0 International (CC BY 4.0).

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*.

## LE POINT SUR...

- Croissance radiale du pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) en fonction des paramètres stationnels dans les massifs forestiers naturels de l'Atlas saharien algérien** 3  
 B. GUIT, B. NEDJIMI
- Diversité génétique de dix peuplements de *Tetraclinis articulata* au Maroc révélée par marqueurs microsatellites (ISSR)** 13  
 M. MAKKAOUI, Y. ABBAS, S. EL ANTRY-TAZI, L. MEDRAOUI, M. ALAMI, S. RABANI, A. FILALI-MALTOUF
- Structure et dynamique des espèces ligneuses des forêts-galeries des rivières et ruisseaux du secteur sud-soudanien du Burkina Faso** 25  
 O. SAMBARÉ, S. SAVADOGO, L. TRAORÉ, I. OUÉDRAOGO, A. THIOMBIANO
- Perceptions des fragments forestiers par les habitants des forêts tropicales humides malgaches** 43  
 D. HERVÉ, H. RANDRIAMBANONA, H. R. RAVONJIMALALA, H. RAMANANKIERANA, N. S. RASOANAIVO, R. BAOHANTA, S. M. CARRIÈRE
- Influence de la technique de carbonisation et de l'essence de bois sur la qualité des charbons à partir des résidus de sciage industriels à l'Est Cameroun** 63  
 J. ZOBO MFOMO, A. B. BIWOLÉ, E. FEDOUNG FONGZOSSIE, G. T. EKASSI, D. HUBERT, H. DUCENNE, J. G. TAMBA, R. MOUANGUE
- Variabilité démographique de *Saba senegalensis* (A. DC.) Pichon suivant le gradient climatique au Burkina Faso** 73  
 B. KABRÉ, M. BELEM/OUÉDRAOGO, B. LANKOANDÉ, A. OUÉDRAOGO
- Phytodiversité et services écosystémiques associés aux plantations d'alignement des rues aménagées de la ville de Grand-Popo au Bénin** 85  
 A. A. OSSENI, G. H. F. GBESSO, K. M. NANSI, A. B. H. TENTE
- RÉSUMÉ DE THÈSE**
- Vers une meilleure estimation des stocks de carbone dans les forêts exploitées à Diptérocarpées de Bornéo** 99  
 A. H. ROZAK
- Contrôle du processus décisionnel au sein de huit grandes entreprises productrices d'huile de palme en Malaisie** 101  
 N. KAMARUDDIN
- Biodiversité et services écosystémiques en forêts tropicales : le rôle des affectations des terres forestières dans la région du Dja, Cameroun** 103  
 S. LHOEST
- VOS LECTURES** 12 – 24 – 84
- ACTES DE CONFÉRENCE** 98
- Gouverner et gérer les forêts pour de multiples services écosystémiques à travers le monde.** Bonn, Allemagne. 26-28 février 2020. 105
- CONFÉRENCES INTERNATIONALES**
- 4<sup>e</sup> Conférence mondiale du teck – Marché global du teck : challenges et opportunités pour les marchés émergents et les économies en développement.** 106  
 Accra, Ghana. 23-26 août 2021.





## FOCUS ON...

- Radial growth of Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) according to biotope parameters for the natural forests of Algeria's Saharan Atlas** 3  
 B. GUIT, B. NEDJIMI
- Genetic diversity of ten Moroccan populations of *Tetraclinis articulata* as revealed by Inter Simple Sequence Repeat (ISSR) markers** 13  
 M. MAKKAOUI, Y. ABBAS, S. EL ANTRY-TAZI, L. MEDRAOUI, M. ALAMI, S. RABANI, A. FILALI-MALTOUF
- Structure and dynamics of woody species in gallery forests along rivers and streams in the southern Sudanian zone of Burkina Faso** 25  
 O. SAMBARÉ, S. SAVADOGO, L. TRAORÉ, I. OUÉDRAOGO, A. THIOMBIANO
- Perceptions of forest fragmentation among inhabitants of Madagascar's humid tropical forests** 43  
 D. HERVÉ, H. RANDRIAMBANONA, H. R. RAVONJIMALALA, H. RAMANANKIERANA, N. S. RASOANAIVO, R. BAOHANTA, S. M. CARRIÈRE
- Carbonization techniques and wood species influence quality attributes of charcoals produced from industrial sawmill residues in Eastern Cameroon** 63  
 J. ZOBO MFOMO, A. B. BIWOLÉ, E. FEDOUNG FONGZOSSIE, G. T. EKASSI, D. HUBERT, H. DUCENNE, J. G. TAMBA, R. MOUANGUE
- Demographic variability of *Saba senegalensis* (A. DC.) Pichon according to the climate gradient in Burkina Faso** 73  
 B. KABRÉ, M. BELEM/OUÉDRAOGO, B. LANKOANDÉ, A. OUÉDRAOGO
- Phytodiversity and ecosystem services associated with avenue trees planted along managed roadways in the city of Grand-Popo in Benin** 85  
 A. A. OSSENI, G. H. F. GBESSO, K. M. NANSI, A. B. H. TENTE

## PHILOSOPHIÆ DOCTOR ABSTRACT

- Towards better estimates of carbon stocks in Borneo's logged-over Dipterocarp forests** 99  
 A. H. ROZAK
- Control over decision-making in eight major oil palm plantation companies in Malaysia** 101  
 N. KAMARUDDIN
- Biodiversity and ecosystem services in tropical forests: the role of forest allocations in the Dja area, Cameroon** 103  
 S. LHOEST

## BOOK REVIEW

12 – 24 – 84

## PROCEEDINGS

98

- Governing and managing forests for multiple ecosystem services across the globe.** Bonn, Germany, 26-28 February 2020. 105

## INTERNATIONAL CONFERENCES

- 4<sup>th</sup> World Teak Conference – Global Teak market: Challenges and Opportunities for emerging markets and developing economics.** 106  
 Accra, Ghana. 23-26 August 2021.

# Croissance radiale du pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) en fonction des paramètres stationnels dans les massifs forestiers naturels de l'Atlas saharien algérien

**Brahim GUIT<sup>1</sup>**  
**Bouزيد NEDJIMI<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> Université Ziane Achour  
Faculté des Sciences de la Nature  
et de la Vie  
Laboratoire d'exploration et de  
valorisation des écosystèmes steppiques  
Cité Ain Chih, BP 3117  
Djelfa 17000  
Algérie

**Auteur correspondant**  
**/ Corresponding author:**  
Bouزيد NEDJIMI – [bnedjimi@yahoo.fr](mailto:bnedjimi@yahoo.fr)



Site d'échantillonnage de la station de Senalba Chergui.  
Photo B. Guit.

**Doi :** 10.19182/bft2020.345.a31803 – Droit d'auteur © 2020, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 19 novembre 2019 ; date d'acceptation : 11 mai 2020 ; date de publication : 1<sup>er</sup> novembre 2020.



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

## Citer l'article / To cite the article

Guit B., Nedjimi B., 2020. Croissance radiale du pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) en fonction des paramètres stationnels dans les massifs forestiers naturels de l'Atlas saharien algérien. Bois et Forêts des Tropiques, 345 : 3-11. Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2020.345.a31803>

## RÉSUMÉ

**Croissance radiale du pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) en fonction des paramètres stationnels dans les massifs forestiers naturels de l'Atlas saharien algérien**

La présente étude dendroécologique a été conduite dans les pinèdes de Senalba Gharbi, Senalba Chergui et Sehary Guebli situées en zone semi-aride de la région de Djelfa (Atlas saharien algérien) et caractérisées par une pluviométrie variant entre 300 et 400 mm/an. Ce sont les derniers massifs arborescents, peuplés de pin d'Alep, *Pinus halepensis*, situés à la limite du Sahara. Le maintien de ces peuplements soumis à une dégradation continue depuis plusieurs décennies constitue un enjeu écologique majeur. À partir de transects intégrant les variations d'altitude, d'exposition et de position topographique, 18 placettes d'échantillonnage ont été sélectionnées. Dans chaque placette, six arbres parmi les plus dominants ont été sondés à la tarière de Pressler, à raison de deux carottes de sondage par arbre, soit un total de 216 carottes-échantillons analysées sur une période de 53 ans. L'analyse des cernes a mis en évidence que l'exposition, l'altitude et la position topographique sont déterminantes pour l'accroissement des pins. L'étude des séries dendrochronologiques relatives à la largeur des cernes a montré une tendance générale décroissante de 10,5 %. La prise en compte de ces données relatives à la croissance radiale contribuera à identifier les arbres à forte probabilité de déclin suite aux changements climatiques.

**Mots-clés :** *Pinus halepensis*, forêt semi-aride, dendroécologie, position topographique, changement climatique, Algérie.

## ABSTRACT

**Radial growth of Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) according to biotope parameters for the natural forests of Algeria's Saharan Atlas**

This study was made in the forests of Senalba Gharbi, Senalba Chergui and Sehary Guebli, in the semi-arid zone of Djelfa (Algerian Saharan Atlas), which is characterized by rainfall of 300 to 400 mm/year. These are the last tree stands with Aleppo pine, *Pinus halepensis*, growing at the edge of the Sahara. To investigate the effects of altitude, exposure and topographic position on tree measurements (radial growth), 18 plots were selected for sampling over a period of 53 years. In each plot, two samples were taken from six of the dominant trees, using an increment borer, making 216 samples altogether. Analysis of the tree rings showed that exposure, altitude and topographic position have a significant effect on the width of the pine tree rings. Analysis of the dendrochronological series of tree-ring sizes then showed an overall decreasing trend of 10.5%. Radial growth data can thus be usefully analysed to identify trees with a high probability of decline due to climate change.

**Keywords:** *Pinus halepensis*, semi-arid forests, dendroecology, topographic position, climate change. Algeria.

## RESUMEN

**Crecimiento radial de un pino de Aleppo (*Pinus halepensis* Mill.) en función de los parámetros estacionales en los macizos forestales del Atlas sahariario argelino**

El presente estudio dendroecológico fue llevado a cabo en las pinedas de Senalba Gharbi, Senalba Chergui y Sehary Guebli, situadas en zona semiárida de la región de Djelfa (Atlas sahariario argelino) y caracterizadas por una pluviometría que varía entre 300 y 400 mm/año. Se trata de los últimos macizos arborescentes poblados con pino de Aleppo, *Pinus halepensis*, situados en el límite del Sahara. El mantenimiento de esta masa forestal, sometida a una degradación continua desde hace varios decenios, constituye un reto ecológico importante. A partir de transectos que integran las variaciones de altitud, de exposición y de posiciones topográficas, se seleccionaron 18 parcelas de muestreo. En cada parcela de ensayo, se tomaron seis árboles de entre los más dominantes con la barrena de Pressler, con dos bastoncillos de extracción por árbol, es decir, un total de 216 muestras analizadas en un período de 53 años. El análisis de los anillos de crecimiento evidenció que la exposición, la altitud y la posición topográfica son determinantes para el crecimiento de los pinos. El estudio de las series dendrocronológicas relativas al espesor de los anillos mostró una tendencia general decreciente del 10,5 %. Estos datos relativos al crecimiento radial podrían utilizarse para identificar los árboles con alta probabilidad de declive debido a los cambios climáticos.

**Palabras clave:** *Pinus halepensis*, bosque semiárido, dendroecología, posición topográfica, cambio climático, Argelia.

## Introduction

Les changements climatiques qui ont pris de l'ampleur durant ces dernières décennies se traduisent par une augmentation de la fréquence, de la durée et/ou de l'intensité des épisodes de sécheresse et de stress thermique. Ils ont pour conséquences des changements fondamentaux de la composition, de la structure et de la biogéographie des forêts dans de nombreuses régions du monde (Allen *et al.*, 2010). La région méditerranéenne est une zone où ces changements sont marqués car cette région constitue une zone de transition entre le climat aride du nord de l'Afrique et celui de l'Europe tempérée et pluvieuse (Ruiz-Labourdette *et al.*, 2013). Ces dérèglements climatiques ont un impact direct sur la croissance, la productivité et la distribution actuelle de la végétation méditerranéenne (De Dios *et al.*, 2007 ; IPCC, 2007). Les écosystèmes forestiers sont particulièrement sensibles à ces modifications car la longue durée de vie des arbres ne permet pas une adaptation rapide à ces changements environnementaux (Lindner *et al.*, 2010).

L'analyse des cernes ligneux est de plus en plus utilisée pour comprendre les changements environnementaux et écologiques. Elle fournit en effet des informations à haute résolution sur la croissance radiale des arbres sur de longues périodes, à travers de vastes territoires et avec des gradients environnementaux (Babst *et al.*, 2013 ; D'Orangeville *et al.*, 2016 ; Girardin *et al.*, 2016). Les caractéristiques des cernes permettent de quantifier la sensibilité des arbres aux variations de climat à long terme (Fritts, 2001).

De Luis *et al.* (2013) considèrent que le pin d'Alep est une espèce cible de référence pour les études dendroclimatologiques. Cette essence est la plus répandue dans le bassin méditerranéen occidental où elle domine dans les endroits les plus secs et les plus chauds, couvrant ainsi environ 3,5 millions d'hectares de peuplements naturels et de reboisements (Ne'eman et Trabaud, 2000). En Algérie, l'espèce couvre 35 % des surfaces boisées du Nord, soit environ 800 000 ha (Bentouati *et al.*, 2005). Elle est localisée en grande partie à l'état naturel dans les régions de l'Est et du Centre du pays, principalement sur les Atlas tellien et saharien. Les principales forêts sont réparties sur les crêtes de l'Atlas saharien entre 1 000 et 1 500 m d'altitude (Kadik, 1987).

La présente étude porte sur une étude dendroécologique du pin d'Alep en fonction des paramètres stationnels (exposition, altitude et position topographique) dans les massifs forestiers de Senalba Gharbi, Senalba Chergui et Sehary Guebli, qui constituent une des plus importantes forêts naturelles de pin d'Alep de l'Atlas saharien algérien.

## Matériel et méthodes

### Site d'étude

Notre étude a été conduite dans les massifs forestiers de Senalba Gharbi, Senalba Chergui et Sehary Guebli situés dans les Monts des Ouled Nail. Ces massifs sont localisés en grande partie sur les collines des hauts plateaux de l'Atlas saharien à environ 300 kilomètres au sud d'Alger (figure 1). Les forêts domaniales de Senalba Chergui, de Senalba Gharbi et de Sehary Guebli se situent respectivement à 4 km à l'ouest, à 25 km au sud-ouest et à 20 km au nord-est de la commune de Djelfa.

Ces massifs occupent trois crêtes orientées sud-ouest / nord-est et s'étendent sur plus de 60 km. Ces trois crêtes descendent en pente douce au sud, mais en pente abrupte au nord vers les hautes plaines. Les pentes sont comprises entre environ 40 % vers les sommets et 5 à 20 % au bas des versants. L'altitude de ces massifs varie de 1 100 à 1 530 m.

La zone d'étude est située en bioclimat semi-aride à hiver froid. La pluviométrie annuelle moyenne est de  $319 \pm 77$  mm pour la période 1984-2013. La température moyenne annuelle est de  $14,11 \pm 0,5$  °C. Le mois de janvier est le mois le plus froid avec une température minimale moyenne de 4,4 °C. La température du mois le plus chaud (juillet) est d'environ 34 °C.

Les sols sont caractérisés par une hétérogénéité liée à la roche-mère et à la topographie. Kadik (1987, 2005) distingue deux classes de sols : les rendzines et les sols bruns calcaires. La profondeur du sol est de 40 cm en moyenne et diminue depuis le bas vers le haut du versant.

On distingue trois strates de végétation : une strate arborescente constituée exclusivement de pin d'Alep ; une strate arbustive avec de nombreux arbustes parmi lesquels le chêne vert (*Quercus ilex*), le genévrier de Phénicie (*Juniperus phoenicea*), le genévrier oxycèdre (*Juniperus oxycedrus*), le filaire (*Phillyrea angustifolia*) et les pistachiers (*Pistacia lentiscus* et *Pistacia terebinthus*) ; une strate herbacée dominée par deux graminées, le diss (*Ampelodesma mauritanicum*) et l'alfa (*Stipa tenacissima*).

La densité moyenne des arbres au sein des trois massifs est de 256 pieds par hectare. Elle varie en fonction de l'exposition, de l'altitude, de l'activité humaine et des traitements sylvicoles appliqués. Deux aménagements forestiers ont été réalisés. Le premier, mené par un bureau d'études bulgare en 1984, a été suivi d'une révision d'aménagement en 1994 par le Bureau national des études forestières. Les éclaircies ont touché pour la plupart les pins dont le diamètre dépassait 35 cm, soit les classes de circonférences supérieures à 100 cm, et dont l'âge dépassait largement l'âge d'exploitabilité.

Les sites échantillonnés correspondent à une distribution assez étendue du pin d'Alep dans la région semi-aride centre. Trois critères de choix ont été adoptés :

- l'altitude, selon un transect altitudinal du bas vers le haut du versant, trois positions géomorphologiques ayant été retenues, bas versant, mi-versant et haut versant ;



**Figure 1.**  
Carte de situation des sites d'échantillonnage : station de Senalba Gharbi (A), station de Senalba Chergui (B), station de Sehary Guebli (C).  
Photos B. Guit.

- l'exposition, nord et sud pour chacun des trois massifs forestiers ;
- l'âge des peuplements, sachant qu'il s'agit d'une vieille futaie de pin d'Alep dont les arbres ont en moyenne 100 ans (figure 1) ; les individus les plus sénescents atteignent 150 ans alors que les plus jeunes ont 60 ans. L'analyse dendrochronologique n'a concerné que les cernes formés après 1960 afin de s'affranchir de l'effet « juvénilité ».

Le tableau I résume les caractéristiques des sites échantillonnés.

#### Sélection des arbres étudiés et mesures réalisées

La croissance des arbres a été étudiée sur des carottes de sondage prélevées à l'aide d'une tarière de Pressler dans les arbres échantillonnés.

La sélection des arbres ainsi sondés a pris en compte les individus dominants sur chaque site. En dendroécologie, les arbres dominants sont privilégiés dans les stratégies d'échantillonnage car leur croissance est moins affectée

par la compétition inter-individus que les arbres de petits diamètres, souvent dominés (Lebourgeois et Mérian, 2012). Au total, six arbres parmi les plus dominants ont été sondés au niveau de chacune des six positions topographiques, c'est-à-dire les trois positions géomorphologiques croisées avec les deux expositions nord et sud. Le nombre total de pins sondés est ainsi de 108 individus. Les circonférences moyennes des arbres sondés correspondants sur chaque massif sont les suivantes : Senalba Gharbi :  $110 \pm 25$  cm ; Sehary Guebli :  $95 \pm 21$  cm ; Senalba Chergui :  $84 \pm 19$  cm.

Deux carottes ont été prélevées dans chaque arbre suivant les directions nord-sud. Les carottes extraites ont été séchées à l'air puis poncées et interdatées (Fritts et Swetnam, 1989). Les épaisseurs des cernes ont été mesurées à l'aide d'un appareil de mesure LINTAB 6, qui a fait des mesures à 0,01 mm, couplé au logiciel TSAP®.

Les épaisseurs de cernes sur chaque carotte correspondent à une série élémentaire ; la moyenne de deux séries élémentaires des deux carottes d'un même arbre correspond à une série individuelle pour chaque arbre.



**Tableau I.**  
Caractéristiques des sites échantillonnés.

Site	Latitude	Longitude	Altitude moyenne	Profondeur moyenne du sol (cm)	Âge moyen	Densité moyenne (pieds/ha)
Sehary Guebli	34° 50' 23" N	3° 13' 58" E	1104 m	46,7 ± 7,6	103 ± 21	280 ± 61
Senalba Chergui	34° 38' 37" N	3° 09' 31" E	1210 m	42,7 ± 8,9	101 ± 20	334 ± 110
Senalba Gharbi	34° 31' 21" N	2° 58' 39" E	1323 m	30,1 ± 8,9	125 ± 22	154 ± 42

**Tableau II.**  
Moyenne des largeurs des cernes (en mm) par massif et par position topographique.

Exposition	Position topographique	Senalba Gharbi	Senalba Chergui	Sehary Guebli
Nord	Bas versant	1,34 ± 0,22	1,25 ± 0,25	1,21 ± 0,16
	Mi-versant	1,25 ± 0,13	1,19 ± 0,17	1,18 ± 0,18
	Haut versant	1,21 ± 0,14	1,12 ± 0,17	1,10 ± 0,28
	Moyenne du versant	1,26 ± 0,17	1,18 ± 0,19	1,16 ± 0,20
Sud	Bas versant	1,22 ± 0,32	1,21 ± 0,23	1,14 ± 0,27
	Mi-versant	1,27 ± 0,46	1,18 ± 0,32	1,12 ± 0,16
	Haut versant	1,18 ± 0,31	1,10 ± 0,15	1,08 ± 0,31
	Moyenne du versant	1,22 ± 0,36	1,16 ± 0,24	1,11 ± 0,25
Moyenne du massif		1,24 ± 0,26	1,17 ± 0,21	1,13 ± 0,22

## Résultats et discussion

La chronologie moyenne de chaque position topographique résulte de la moyenne, année par année, des épaisseurs de cernes de toutes les séries élémentaires. La chronologie maîtresse de chaque massif est la moyenne des chronologies de toutes les positions au niveau des deux expositions.

L'épaisseur moyenne des cernes est égale à la somme de toutes les épaisseurs des cernes d'une chronologie divisée par le nombre de cernes.

Les années caractéristiques correspondent aux dates pour lesquelles au moins 75 % des arbres du peuplement considéré présentent une variation relative de croissance d'au moins 10 % par rapport à l'année précédente. Nous considérons comme années exceptionnelles celles pour lesquelles le total des précipitations moyennes est inférieur ou supérieur à la moyenne de la série climatique, diminuée de la valeur de l'écart-type (Safar, 1994).

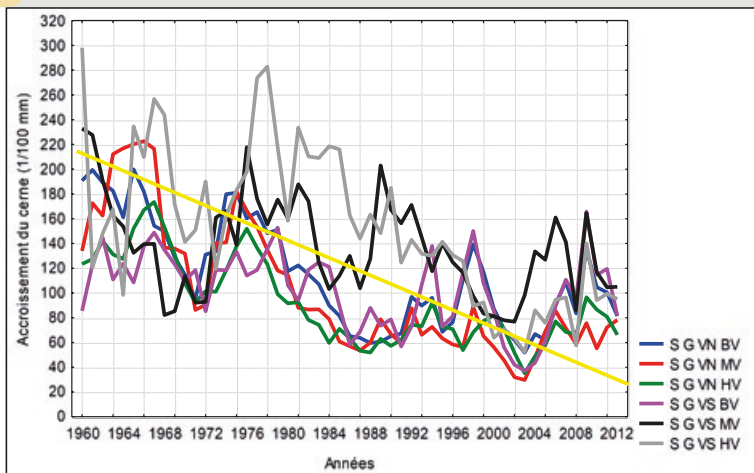
Une analyse de variance à un facteur a été réalisée pour tester l'influence de l'exposition, de l'altitude et de la position topographique sur la largeur du cerne.

### Tendances générales sur la croissance des pins d'Alep étudiés en fonction de leur localisation

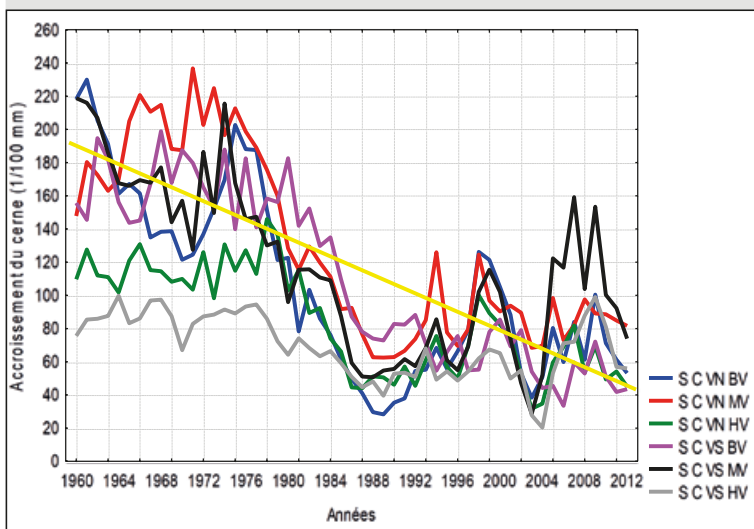
Les résultats relatifs à l'épaisseur des cernes sur les trois massifs forestiers et pour les six positions topographiques sont présentés dans le tableau II.

Ces résultats mettent en évidence une meilleure croissance en versant nord (respectivement 1,26, 1,18 et 1,16 mm respectivement pour les forêts de Senalba Gharbi, Senalba Chergui et Sehary Guebli) qu'en versant sud (1,22, 1,16 et 1,11 mm respectivement pour les forêts de Senalba Gharbi, Senalba Chergui et Sehary Guebli). L'analyse de la variance a révélé un effet significatif ( $p$ -value = 0,043) du facteur « exposition » sur l'épaisseur des cernes. La valeur moyenne sur le versant nord est de 1,21 mm contre 1,18 mm sur le versant sud.

Sur la région de Senalba, Guit *et al.* (2015) ont obtenu en versant nord des valeurs moyennes d'épaisseur de cernes de 1,35 et 1,24 mm respectivement pour les forêts



**Figure 2.**  
Séries chronologiques, massif de Senalba Gharbi.  
S G : Senalba Gharbi ; VN : versant nord ; VS : versant sud ;  
BV : bas versant ; MV : mi-versant ; HV : haut versant.



**Figure 3.**  
Séries chronologiques, massif de Senalba Chergui.  
S C : Senalba Chergui ; VN : versant nord ; VS : versant sud ;  
BV : bas versant ; MV : mi-versant ; HV : haut versant.

de Senalba Gharbi et Senalba Chergui ; en versant sud, ces valeurs sont respectivement de 1,20 et 1,10 mm pour les deux forêts. Ils notent ainsi une meilleure croissance en versant nord qu'en versant sud de ces deux massifs, résultat identique à celui de la présente étude.

Dans une étude dendroécologique du pin d'Alep dans l'Atlas saharien, sur une période de 75 ans (1914-1988), Safar (1994) a obtenu des épaisseurs de cernes de 1,47 mm et 1,46 mm pour la même région de Senalba.

Concernant l'influence de l'exposition sur la croissance du pin d'Alep, Carmel et Kadmon (1999) et Osem *et al.* (2009) soulignent qu'il est classiquement admis que la plus faible intensité du rayonnement solaire sur les versants nord associée à une moindre sécheresse favorise la croissance et la productivité des forêts méditerranéennes arides. Schiller (1972), dans son étude sur les facteurs écologiques affectant

la croissance du pin d'Alep dans la colline de Judée du Sud (Israël), montre que l'exposition des versants n'a qu'une faible influence sur les performances des arbres dans la forêt de Sha'ar Ha'Gay (632 mm de précipitations annuelles moyennes), alors qu'à Lahav et Yatir, correspondant à la partie sud des collines de Judée (300 mm de précipitations annuelles moyennes), l'exposition a une influence considérable sur la croissance des arbres.

La comparaison des épaisseurs de cernes entre les trois massifs montre que le pin d'Alep présente un meilleur accroissement dans la forêt de Senalba Gharbi par rapport aux deux autres forêts. L'étude de la variance a révélé un effet significatif ( $p$ -value = 0,041) du facteur « altitude » sur les épaisseurs de cernes qui sont respectivement de 1,24 mm, 1,17 mm et 1,13 mm pour Senalba Gharbi, Senalba Chergui et Sehary Guebli.

Kaabèche (1996) note que les forêts de pin d'Alep de l'Atlas saharien algérien se trouvent en limite méridionale absolue. Aussi, elles recherchent des compensations « mésoclimatiques » liées à l'altitude (partie supérieure des massifs) et à l'exposition (versant nord).

La position topographique s'avère déterminante pour l'accroissement du pin d'Alep ; l'analyse de la variance a mis en évidence un effet très hautement significatif de ce facteur sur l'épaisseur des cernes ( $p$ -value < 0,0001).

En moyenne, pour les trois forêts et les deux expositions, la largeur des cernes est de 1,22 mm en bas de versant contre 1,19 mm à mi-versant et 1,13 mm en haut de versant.

La profondeur du sol peut avoir un impact sur ce résultat puisqu'elle croît avec la position topographique, avec respectivement  $46,6 \pm 9,5$  cm,  $38,4 \pm 8,5$  cm et  $32,2 \pm 8,1$  cm en haut de versant, à mi-versant et en bas de versant.

Ces résultats concordent avec ceux de Brochiero *et al.* (1999) qui, dans leur étude traitant de l'autécologie et de la croissance du pin d'Alep en Provence calcaire (France), mentionnent que la topographie générale est déterminante pour la croissance du pin d'Alep. Dans les vallées, les vallons, les plaines et sur les plateaux, le pin d'Alep présente une meilleure croissance par rapport aux hauts de pente qui sont beaucoup moins favorables. Ils concluent qu'un bilan hydrique élevé est synonyme de bonne fertilité.

### Caractéristiques dendrochronologiques

Les figures 2 à 5 présentent les chronologies d'épaisseurs de cernes des trois positions topographiques pour les trois massifs ainsi que la tendance globale de 1960 jusqu'à 2012 (soit une période de 53 ans).

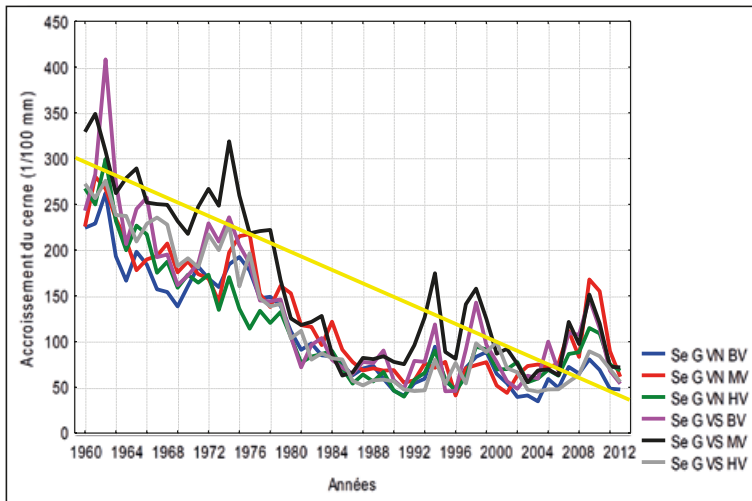
L'année 1960 a été fixée comme point de départ des séries chronologiques car le cœur de certains arbres n'a pas pu être atteint lors du sondage. En outre, sur certains arbres à gros diamètre, la tarière de Pressler utilisée n'était pas suffisamment longue pour en atteindre le cœur.

Le tableau III présente les droites de régression et les taux de décroissance associés aux trois massifs

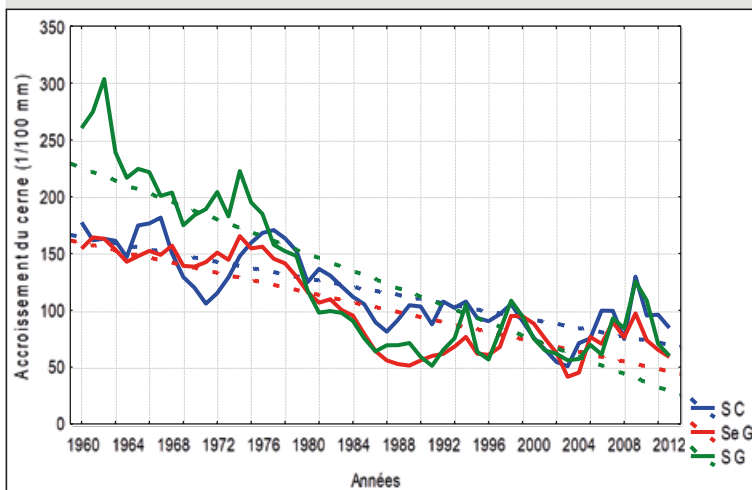
**Tableau III.**

Droites de régression et taux de décroissance des massifs prospectés.

Massif forestier	Équation de régression	Taux de décroissance
Senalba Gharbi	$y_1 = -2,04 x_1 + 220$	11,3 %
Senalba Chergui	$y_2 = -2,67 x_2 + 195$	12,4 %
Sehary Guebli	$y_3 = -3,41 x_3 + 300$	7,9 %



**Figure 4.**  
 Séries chronologiques, massif de Sehary Guebli.  
 Se G : Sehary Guebli ; VN : versant nord ; VS : versant sud ;  
 BV : bas versant ; MV : mi-versant ; HV : haut versant.



**Figure 5.**  
 Tendence globale sur les trois massifs.  
 S C : Senalba Chergui ; Se G : Sehary Guebli ;  
 S G : Senalba Gharbi.

Trois explications (conjuguées ou séparées) peuvent être envisagées suite à cette diminution d'épaisseur des cerne :

- La croissance radiale du pin d'Alep a baissé significativement pour la période 1960-2001. Cette diminution de productivité est attribuée à une diminution des précipitations et à une augmentation des températures provoquant une augmentation du stress hydrique (El Khorchani, 2006). À l'échelle régionale, la diminution de la croissance du pin d'Alep est de 22 % en bioclimat aride, de 17 % en bioclimat semi-aride et de 3 % en bioclimat humide. À l'échelle locale, les réponses sont différentes selon les sites.

Ces résultats sont en accord avec ceux obtenus pour notre région d'étude avec un taux de décroissance de l'épaisseur des cerne compris entre 7,9 % et 12,4 % sur la période 1960-2012.

Cette décroissance est estimée en utilisant la décroissance moyenne entre les cinq décennies consécutives : 1960-1969, 1970-1979, 1980-1989, 1990-1999 et 2000-2009.

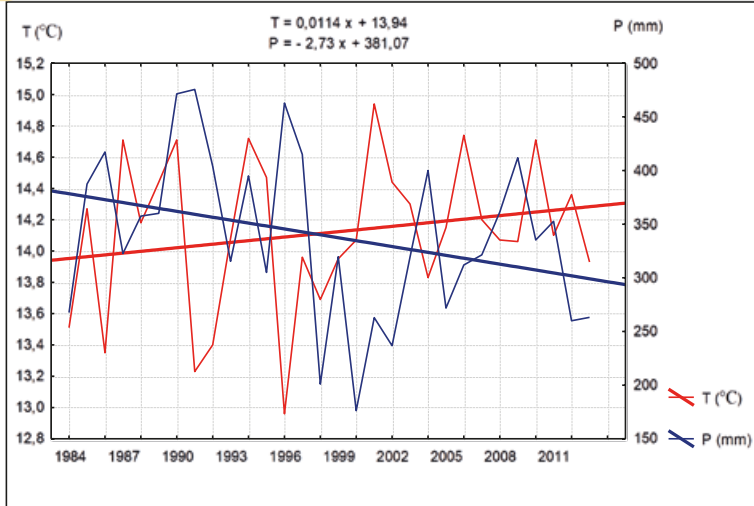
L'analyse des données climatiques de la région d'étude sur la période 1984-2013 (figure 6) met en évidence une tendance à l'aridité avec des températures en hausse et des précipitations en baisse pour la période trentenaire 1984-2013 dans la région d'étude. On enregistre une diminution générale des précipitations (estimée à - 18,3 % entre les deux décennies consécutives 1990-1999 et 2000-2009) et une augmentation générale des températures (estimée à + 2,5 % entre les deux mêmes décennies consécutives).

- Dans une étude dendroécologique du pin d'Alep dans une région semi-aride de l'Atlas saharien algérien sur une période de 75 ans (1914-1988), Safar (1994) a distingué deux phases : une première phase de 1914 à 1950 et une seconde de 1951 à 1988 avec un accroissement des cerne qui a chuté considérablement entre les deux phases. Il observe une rupture de la croissance radiale du pin d'Alep entre ces deux phases du fait des changements climatiques.

- La décroissance biologique normale des largeurs de cerne est en partie liée au vieillissement de l'arbre et à l'augmentation du diamètre du tronc. En effet, l'âge de formation d'un cerne affecte directement sa largeur. Les arbres jeunes présentent des accroissements de cerne plus marqués que les arbres âgés. En vieillissant, l'accroissement diminue progressivement jusqu'à la mort de l'arbre (Latte *et al.*, 2012). Il faut rappeler que les arbres étudiés sont en phase de sénescence avec un âge moyen de 100 ans.

#### Années caractéristiques de la chronologie

Sur la période 1960-2012 (soit 53 années), le pin d'Alep de la région de Senalba Gharbi, Chergui et Sehary Guebli présente quatre années caractéristiques (1967, 1974, 1980 et 2009), soit un taux de 7,5 %. Ces années caractéristiques correspondent aux dates pour lesquelles au moins 75 % des arbres du peuplement présentent une variation relative de



**Figure 6.**  
Tendance climatique de la région d'étude sur la période 1984-2013.

croissance d'au moins 10 % par rapport à l'année précédente. Elles se répartissent équitablement à raison d'une année caractéristique par décennie sauf pour la décennie 1990-1999. L'analyse des cerne montre qu'au cours de la décennie 2000-2009, jugée comme la plus chaude, sept années sur dix correspondent à un cerne mince. Un cerne est mince quand sa largeur est inférieure à celle du cerne moyen. L'année 2009, correspondant à un cerne large, est considérée comme la plus arrosée de la décennie 2000-2009.

### Quel avenir pour le pin d'Alep dans la région d'étude ?

Il est admis que les changements climatiques, qui se traduisent par des sécheresses répétées, ont fortement affecté l'état sanitaire des peuplements forestiers (Sarris *et al.*, 2011 ; Girard *et al.*, 2012 ; Sanchez-Salguero *et al.*, 2012). Dans les écosystèmes méditerranéens où l'eau est le principal facteur limitant, le phénomène de dépérissement est surtout ressenti dans les régions arides où les espèces forestières sont à la limite de leur aire de distribution (Linares *et al.*, 2009 ; Allen *et al.*, 2010 ; Babst *et al.*, 2013).

Ces changements ont mis clairement le pin d'Alep en difficulté depuis quelques dizaines d'années dans la région semi-aride algérienne (notamment au niveau de Senalba Chergui, Senalba Gharbi et Sehary Guebli). Dans une étude sur l'état sanitaire des peuplements de pin d'Alep dans la même région de Senalba, Guit *et al.* (2016) ont conclu que les individus situés sur le versant sud souffrent davantage du phénomène de réchauffement climatique car ils se trouvent à la limite de leur aire écologique. Des dépérissements et réductions de productivité de l'espèce ont été observés également au sud de la Tunisie, en lien avec des séries d'années sèches et très chaudes (El Khorchani, 2006).

À l'issue de cette étude dendroécologique, l'état actuel des pinèdes de la zone d'étude appelle à des actions de réhabilitation afin de sauvegarder la biodiversité mena-

cée par cette dégradation. Guit (2015) émet ainsi plusieurs recommandations à destination des décideurs du domaine forestier :

- Mettre en place des stations permanentes dans tout le domaine forestier afin de suivre simultanément les modifications de la croissance et de la santé des arbres ; sur le plan écologique, des suivis complémentaires sont nécessaires sur le cortège floristique des espèces arbusculaires et herbacées.
- Procéder à des traitements sylvicoles (coupes de régénération dans les peuplements sénescents, coupes d'assainissement pour éliminer les sujets dépéris).
- Conduire des programmes de reboisements afin de régénérer le patrimoine forestier. La reforestation doit se faire préférentiellement avec des semences de la même région, en considérant la variation biogéographique comme critère d'échantillonnage et de stratégie de collecte des graines.
- Mettre en défens les plantations en interdisant l'accès des jeunes semis au cheptel tout en accentuant les surveillances en mettant en place un gardiennage strict.

## Conclusion

Dans la région semi-aride centre (Senalba et Sehary Guebli), l'exposition, l'altitude et la position topographique s'avèrent déterminantes pour la croissance radiale du pin d'Alep, *Pinus halepensis* Mill. L'analyse des séries chronologiques effectuée sur une période de 53 ans (de 1960 à 2012) a mis en évidence une diminution des accroissements des cerne du pin d'Alep dans la région d'étude, attribuée à une diminution des précipitations et une augmentation de la température, engendrant ainsi un stress hydrique accru.

Ces résultats permettent de prédire le comportement du pin d'Alep vis-à-vis du climat futur, sachant que le changement climatique aura plus d'impact sur ces peuplements situés dans la partie la plus méridionale de l'aire de répartition de l'espèce.

Les informations et données obtenues dans le cadre de cette étude pourront servir de base à la mise en place d'un outil de gestion forestière pour prévenir le phénomène de dépérissement des pins dans la région d'étude. Les futures recherches à conduire devraient également inclure des études écophysiologicals et entomologiques pour mieux évaluer l'état sanitaire des peuplements de pin d'Alep.

### Remerciements

Le présent travail a pu être effectué grâce à l'aide financière du ministère algérien de l'Enseignement supérieur et de la Recherche scientifique (projet CNEPRU n° D04N01UN170120200003). Nous remercions vivement M. Frédéric Guibal, chercheur à l'Institut méditerranéen de biodiversité et d'écologie marine et continentale (Aix-en-Provence, France), pour son accueil chaleureux au sein de son laboratoire de dendrochronologie.

## Références

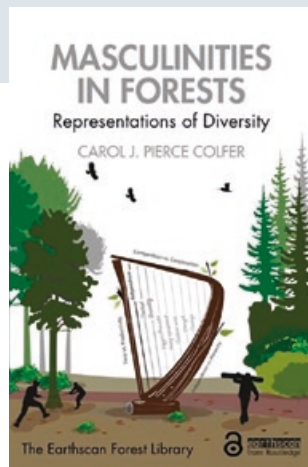
- Allen C. D., Macalady A. K., Chenchouni H., Bachelet D., Mc Dowell N., Vennetier M., *et al.*, 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, 259 (4): 660-684. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.001>
- Babst F., Poulter B., Trouet V., Tan K., Neuwirth B., Wilson R., *et al.*, 2013. Site and species specific responses of forest growth to climate across the European continent. *Global Ecology and Biogeography*, 22: 706-717. <https://doi.org/10.1111/geb.12023>
- Bentouati A., Oudjehih B., Alatu D., 2005. Croissance en hauteur dominante et classes de fertilité du pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) dans le massif de Ouled Yakoub et des Beni Oudjana (Khenchela-Aures). *Sciences & Technologie*, 23 : 57-62. <http://revue.umc.edu.dz/index.php/c/%20article/view/1379>
- Brochiero F., Chandioxiou O., Ripert C., Vennetier M., 1999. Autécologie et croissance du pin d'Alep en Provence calcaire. *Forêt Méditerranéenne*, 20 : 83-94. <http://hdl.handle.net/2042/40913>
- Carmel Y., Kadmon R., 1999. Effects of grazing and topography on long-term vegetation changes in a Mediterranean ecosystem in Israel. *Plant Ecology*, 145: 243-254. <https://doi.org/10.1023/A:1009872306093>
- De Dios V. R., Fischer C., Colinas C., 2007. Climate change effects on Mediterranean forest and preventive measures. *New Forests*, 33: 29-40. <https://doi.org/10.1007/s11056-006-9011-x>
- De Luis M., Čufar K., Di Filippo A., Novak K., Papadopoulos A., Piovesan G., *et al.*, 2013. Plasticity in Dendroclimatic Response across the Distribution Range of Aleppo Pine (*Pinus halepensis*). *PLOS One*, 9 (1). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0083550>
- D'Orangeville L., Duchesne L., Houle D., Kneeshaw D., Côte B., Pederson N., 2016. Northeastern North America as a potential refugium for boreal forests in a warming climate. *Science*, 352: 1452-1455. <https://doi.org/10.1126/science.aaf4951>
- El Khorchani A., 2006. Impact des changements climatiques récents sur la croissance radiale de trois pins méditerranéens (pin d'Alep, pin pignon et pin maritime) en Tunisie. Marseille, France, IMEP, Aix-Marseille III, 170 p.
- Fritts H. C., 2001. *Tree Rings and Climate*. Caldwell, NJ, USA, The Blackburn Press, 584 p. <https://doi.org/10.1002/jqs.796>
- Fritts H. C., Swetnam T. W., 1989. Dendroecology: A Tool for Evaluating Variations in Past and Present Forest Environments. *Advances in Ecological Research*, 19: 111-188. [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60158-0](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60158-0)
- Girard F., Vennetier M., Guibal F., Corona C., Ouarmim S., Herrero A., 2012. *Pinus halepensis* Mill. crown development and fruiting declined with repeated drought in Mediterranean France. *European Journal of Forest Research*, 131: 919-931. <https://doi.org/10.1007/s10342-011-0565-6>
- Girardin M. P., Bouriaud O., Hogg E. H., Kurz W., Zimmermann N. E., Metsaranta J. M., *et al.*, 2016. No growth stimulation of Canada's boreal forest under half-century of combined warming and CO<sub>2</sub> fertilization. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113 (52): 8406-8414. [www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1610156113](http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1610156113)
- Guit B., 2015. Croissance et état sanitaire des peuplements de pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) dans le massif forestier de Senalba (Région de Djelfa). Thèse de doctorat, ENSA, Alger, 107 p.
- Guit B., Nedjimi B., Guibal F., Chakali G., 2015. Dendroécologie du pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) en fonction des paramètres stationnels dans le massif forestier de Senalba (Djelfa, Algérie). *Revue Écologie (Terre et Vie)*, 70 : 32-43. <http://hdl.handle.net/2042/56308>
- Guit B., Nedjimi B., Chakali G., Guibal F., 2016. État sanitaire des peuplements de pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) dans le massif forestier de Senalba (Djelfa, Algérie). *Revue Écologie (Terre et Vie)*, 71 : 156-167. <http://hdl.handle.net/2042/59913>
- IPCC, 2007. Climate change: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Solomon S., Qin D., Manning M., Chen Z., Marquis M., Averyt K. B., *et al.* (eds). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom/New York, NY, USA, 996 p. [www.cambridge.org/9780521880091](http://www.cambridge.org/9780521880091)
- Kaabèche M., 1996. Les relations climat-végétation dans le bassin du Hodna (Algérie). *Acta Botanica Gallica*, 143 (1) : 85-94. <https://doi.org/10.1080/12538078.1996.10515321>
- Kadik B., 1987. Contribution à l'étude du pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) en Algérie. Écologie, dendrométrie, morphologie. Alger, Algérie, Office des publications universitaires, 580 p.
- Kadik-Achoubi L., 2005. Étude phytosociologique et phytoécologique des formations à pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) de l'étage bioclimatique semi-aride algérien. Thèse de doctorat, USTHB, Alger, 341 p.
- Latte N., Debruxelles J., Sohier C., Degré A., Claessens H., 2012. La dendroécologie : Un outil pour affiner nos connaissances sur l'autécologie des essences forestières. *Forêt Wallonne*, 116 : 3-17. <http://hdl.handle.net/2268/113099>
- Lebourgeois F., Mérian P., 2012. Principes et méthodes de la dendrochronologie. LERFOB, AgroParisTech, Centre de Nancy, 85 p. <http://hal.archives-ouvertes.fr/cel-01627048>
- Linares J. C., Camarero J. J., Carreira J. A., 2009. Interacting effects of changes in climate and forest cover on mortality and growth of the southernmost European fir forests. *Global Ecology and Biogeography*, 18: 485-497. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00465.x>
- Lindner M., Maroschek M., Netherer S., Kremer A., Barbati A., Garcia-Gonzalo J., *et al.*, 2010. Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 259 (4): 698-709. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.023>
- Ne'eman G., Trabaud L. (eds), 2000. Ecology, Biogeography and Management of *Pinus halepensis* and *P. brutia* Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin. Leiden, the Netherlands, Backhuys Publishers, 407 p. <https://doi.org/10.1046/j.0022-0477.2001.00591.x>
- Osem Y., Zangy E., Bney-Moshe E., Moshe Y., Karni N., Nisan Y., 2009. The potential of transforming simple structured pine plantations into mixed Mediterranean forests through natural regeneration along a rainfall gradient. *Forest Ecology and Management*, 259 (1): 14-23. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.034>
- Ruiz-Labourdette D., Fe Schmitz M., Pineda F. D., 2013. Changes in tree species composition in Mediterranean mountains under climate change: Indicators for conservation planning. *Ecological Indicators*, 24: 310-323. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.06.021>
- Safar W., 1994. Contribution à l'étude dendroécologique du pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) dans une zone semi-aride d'Algérie : l'Atlas saharien (Ouled Naïl, Aurès, Hodna). Thèse de doctorat, Faculté Saint-Jérôme, Aix-Marseille III, France, 215 p.
- Sanchez-Salguero R., Navarro-Cerrillo R. M., Camarero J. J., Fernandez-Cancio A., 2012. Selective drought-induced decline of pine species in southeastern Spain. *Climatic Change*, 113: 767-785. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0372-6>
- Sarris D., Christodoulakis D., Körner C., 2011. Impact of recent climatic change on growth of low elevation eastern Mediterranean forest trees. *Climatic Change*, 106: 203-223. <https://doi.org/10.1007/s10584-010-9901-y>
- Schiller G., 1972. Ecological factors affecting the growth of Aleppo pine in the southern Judean hills. Leaflet, Agricultural Research Organisation. Llanot, 44, 20 p. (In Hebrew)

Guit *et al.* – Contribution des auteurs

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

Bois et Forêts des Tropiques - Revue scientifique du Cirad

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



PIERCE COLFER C. J., 2020. **MASCULINITIES IN FORESTS – REPRESENTATIONS OF DIVERSITY.** USA, ROUTLEDGE, 266 P.

*Masculinities in Forests: Representations of Diversity* demonstrates the wide variability in ideas about, and practice of, masculinity in different forests, and how these relate to forest management. While forestry is widely considered a masculine domain, a significant portion of the literature on gender and development focuses on the role of women, not men. This book addresses this gap and also highlights how there are significant, demonstrable differences in masculinities from forest to forest. The book develops a simple conceptual framework for considering masculinities, one which both acknowledges the stability or enduring quality of masculinities, but also the significant masculinity-related options available to individual men within any given culture. The author draws on her own experiences, building on her long-term experience working globally in the conservation and development worlds, also observing masculinities among such professionals. The core of the book examines masculinities, based on long-term ethnographic research in the rural Pacific Northwest of the US, Long Segar, East Kalimantan, and Sitiung, West Sumatra, both in Indonesia. The author concludes by pulling together the various strands of masculine identities and discussing the implications of these various versions of masculinity for forest management. This book will be essential reading for students and scholars of forestry, gender studies and conservation and development, as well as practitioners and NGOs working in these fields. The Open Access version of this book, available at <https://www.taylorfrancis.com/books/e/9780367815776>, has been made available under a Creative Commons Attribution-Non Commercial-No Derivatives 4.0 license.

*Adapted from the publisher's summary.*

Taylor and Francis, 5550 W 74th Street,  
Indianapolis, IN 46268, USA.  
[www.routledge.com](http://www.routledge.com)

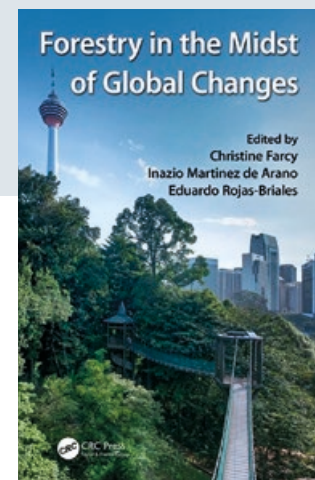


PIERCE COLFER C. J., BASNETT B. S., ELIAS M. (EDS), 2016. **GENDER AND FORESTS – CLIMATE CHANGE, TENURE, VALUE CHAINS AND EMERGING ISSUES.** USA, ROUTLEDGE, 362 PAGES

This enlightening book brings together the work of gender and forestry specialists from various backgrounds and fields of research and action to analyse global gender conditions as related to forests. Using a variety of methods and approaches, they build on a spectrum of theoretical perspectives to bring depth and breadth to the relevant issues and address timely and under-studied themes. Focusing particularly on tropical forests, the book presents both local case studies and global comparative studies from Africa, Asia, and Latin America, as well as the US and Europe. The studies range from personal histories of elderly American women's attitudes toward conservation, to a combined qualitative / quantitative international comparative study on REDD+, to a longitudinal examination of oil palm and gender roles over time in Kalimantan. Issues are examined across scales, from the household to the nation state and the global arena; and reach back to the past to inform present and future considerations. The collection will be of relevance to academics, researchers, policy makers and advocates with different levels of familiarity with gender issues in the field of forestry.

*Adapted from the publisher's summary.*

Taylor and Francis, 5550 W 74th Street,  
Indianapolis, IN 46268, USA.  
[www.routledge.com](http://www.routledge.com)



FARCY C., ROJAS-BRIALES E., MARTINEZ DE ARANO I., ROJAS-BRIALES E. (EDS), 2020. **FORESTRY IN THE MIDST OF GLOBAL CHANGES.** USA, CRC PRESS, 428 P.

Forestry today, like many other sectors that traditionally rely on material goods, faces significant global drivers of societal change that are less often addressed than the environmental concerns commonly in the spotlight of scientific, political, and news media. There are three major interconnected issues that are challenging forestry at its foundation: urbanization, tertiarization, and globalization. These issues are at the core of this book. The urbanization of society, a process in development from the first steps of industrialization, is particularly significant today with the predominance and quick growth rate of the world's urban population. Ongoing urbanization is creating new perspectives on forestry, inducing changes in its social representation, and changing lifestyles and practices with a tendency toward dematerialization. The process of urbanization is also creating a disconnect and in some ways is leaving behind rurality, the sector of society where forestry has traditionally developed and taken place over centuries. The second issue covered in this book is the tertiarization of the economy. In society today, the sector of services largely dominates the economy and occupies the major part of the world's active population. This ongoing process modifies professional modalities and ways of life and opens new doors to forests through the immaterial goods they provide. It also profoundly changes the framework, rules, processes, means of production, exchanges between economic factors, and the processes of innovation. The third issue is undoubtedly globalization in its economic, political, and social components. Whether it's through bridging distances, crossing borders, accelerating changes, standardizing practices, levelling hierarchical structures, or pushing for interdependence, globalization impacts everyone, everywhere in multiple ways. Forestry is no exception. *Forestry in the Midst of Global Changes* focuses on these global drivers of change from the perspective of their relationships with how society functions. By analyzing them in depth through multidisciplinary, interdisciplinary, and even transdisciplinary approaches, this book is helping to design the forestry of tomorrow.

*Adapted from the publisher's summary.*

Taylor and Francis, 5550 W 74th Street,  
Indianapolis, IN 46268, USA.  
[www.routledge.com](http://www.routledge.com)

# Genetic diversity of ten Moroccan populations of *Tetraclinis articulata* as revealed by Inter Simple Sequence Repeat (ISSR) markers

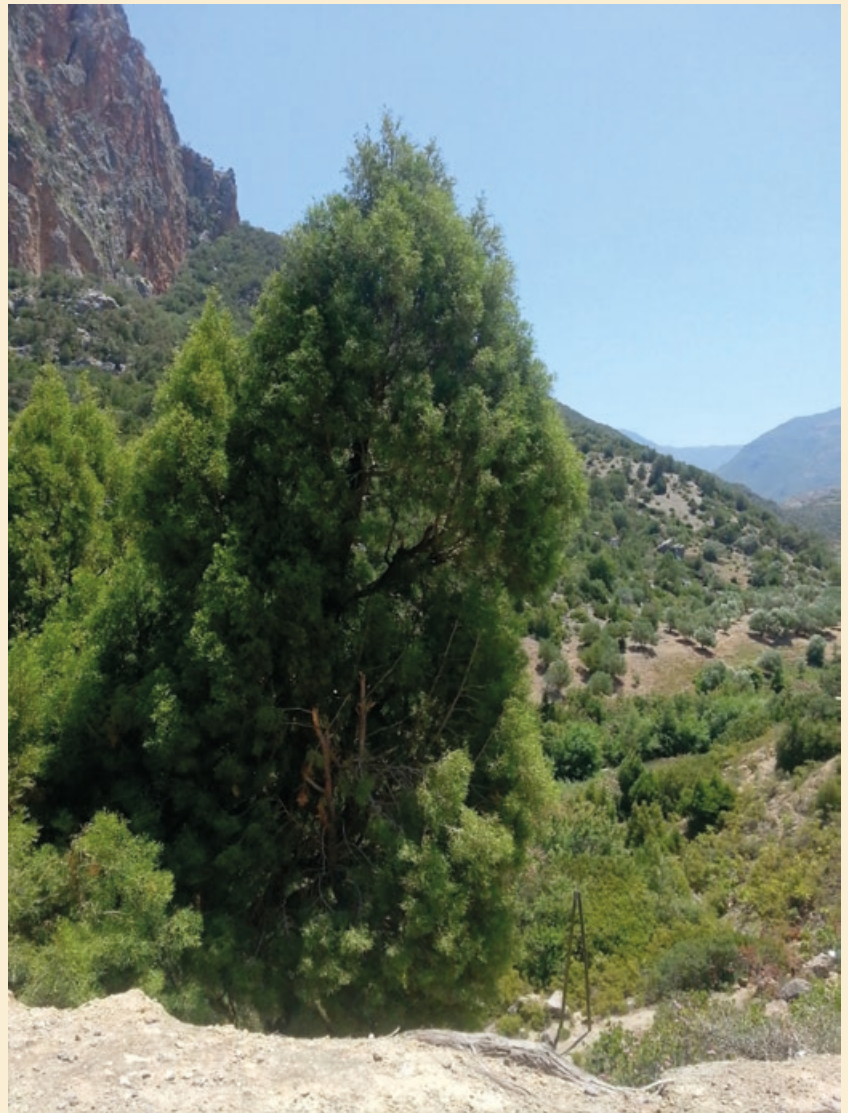
Meryem MAKKAOUI<sup>1,2</sup>  
Younes ABBAS<sup>3</sup>  
Salwa EL ANTRY-TAZI<sup>1</sup>  
Leila MEDRAOUI<sup>2</sup>  
Mohammed ALAMI<sup>2</sup>  
Selouka RABANI<sup>2</sup>  
Abdelkarim FILALI-MALTOUF<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Forest Research Center  
Silviculture Department  
Molecular Biology Laboratory  
PO Box 763, Rabat  
Morocco

<sup>2</sup> Mohamed V University  
Faculty of Sciences. Microbiology  
and Molecular Biology Laboratory  
PO Box 1014, Rabat  
Morocco

<sup>3</sup> Sultan Moulay Slimane University  
Polydisciplinary Faculty  
Polyvalent Laboratory R&D – Mghila  
PO Box 592, Beni Mellal  
Morocco

**Auteur correspondant /  
Corresponding author:**  
Abdelkarim FILALI-MALTOUF  
– [a.filalimaltouf@gmail.com](mailto:a.filalimaltouf@gmail.com)



**Photo 1.**  
*Tetraclinis articulata* a thuja in the region of Oulmès at an altitude of 640 m.  
Photo M. Makkaoui.

Doi : 10.19182/bft2020.345.a31927 – Droit d’auteur © 2020, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 15 mars 2019 ; date d’acceptation : 13 mai 2020 ; date de publication : 1<sup>er</sup> novembre 2020.



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

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

Makkaoui M., Abbas Y., El Antry-Tazi S., Medraoui L., Alami M., Rabani S., Filali-Maltouf A., 2020. Genetic diversity of ten Moroccan populations of *Tetraclinis articulata* as revealed by Inter Simple Sequence Repeat (ISSR) markers. Bois et Forêts des Tropiques, 345 : 13-23. Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2020.345.a31927>

## RÉSUMÉ

### Diversité génétique de dix peuplements de *Tetraclinis articulata* au Maroc révélée par marqueurs microsatellites (ISSR)

*Tetraclinis articulata* (Vahl) Masters est une des essences forestières les plus importantes pour le Maroc. Elle se trouve ponctuellement à Malte et en Espagne, ce qui témoigne d'une capacité significative d'adaptation à différentes conditions bioclimatiques. Cependant, cette essence est menacée par la fragmentation anthropogène, l'exploitation forestière et sa marginalisation par les pouvoirs publics, ce qui risque de conduire à la perte irrémédiable de cette ressource. La présente étude évalue la diversité génétique et la structure génétique de dix peuplements marocains de *T. articulata* à l'aide de quinze marqueurs microsatellites (ISSR). Ceux-ci ont généré 271 fragments polymorphes avec une moyenne de 18,06 par amorce et révèlent un polymorphisme à 79,59 %. Les 129 individus montrent un niveau de diversité génétique élevé ( $H_s = 0,221$  ;  $H_t = 0,254$ ) et 85 % de variation génétique au sein des peuplements. Cependant, le niveau de différenciation génétique est faible ( $G_{st} = 0,13$ ), ce qui correspond à l'absence de corrélation entre les distances génétiques et géographiques révélées par le test de Mantel, qui se traduit par un flux génique élevé ( $N_m = 3,294$ ). Les méthodes PCoA et *neighbour-joining* produisent un classement des dix peuplements sous l'effet d'un climat continental ou marin. Comparé à d'autres conifères, la diversité génétique actuelle et la structure populationnelle de *T. articulata* indiquent un patrimoine génétique important qui nécessite des stratégies de conservation efficaces.

**Mots-clés :** *Tetraclinis articulata*, variation génétique, fragmentation, ISSR, conservation, Maroc.

## ABSTRACT

### Genetic diversity of ten Moroccan populations of *Tetraclinis articulata* as revealed by Inter Simple Sequence Repeat (ISSR) markers

*Tetraclinis articulata* (Vahl) Masters is one of Morocco's most important forest species. It is also found occasionally in Malta and Spain, showing significant adaptability to different bio-climatic conditions. However, the species is being affected by anthropogenic fragmentation, logging and neglect from authorities, which could lead to the irretrievable loss of this resource. In this study, the genetic diversity and genetic structure of ten Moroccan populations of *T. articulata* were assessed. Fifteen Inter-Simple Sequence Repeat (ISSR) markers were used. These generated 271 polymorphic fragments with an average of 18.06 per primer and showed 79.59% of polymorphism. The 129 individuals revealed a high level of genetic diversity ( $H_s = 0.221$ ;  $H_t = 0.254$ ) and 85% of genetic variation within populations. However, the genetic differentiation level was low ( $G_{st} = 0.13$ ), which is consistent with the lack of correlation between genetic and geographic distances revealed by the Mantel test, resulting in a high level of gene flow ( $N_m = 3.294$ ). Based on PCoA and neighbour-joining methods, the ten populations clustered under the effect of continental and marine climates. Compared with other conifers, the current genetic diversity and the pattern of *T. articulata* population structure indicate an important gene pool requiring efficient conservation strategies.

**Keywords:** *Tetraclinis articulata*, genetic variation, fragmentation, ISSR, conservation, Morocco.

## RESUMEN

### Diversidad genética de diez poblaciones marroquíes de *Tetraclinis articulata* revelada por los marcadores microsatélites (ISSR)

*Tetraclinis articulata* (Vahl) Masters es una de las especies forestales más importantes de Marruecos. También se encuentra ocasionalmente en Malta y España, lo que muestra su significativa adaptabilidad a las diferentes condiciones bioclimáticas. Sin embargo, la especie está resultando afectada por la fragmentación antropogénica, la explotación forestal y la negligencia de las autoridades. Esto podría conducir a la irremediable pérdida de este recurso. En este estudio se evalúa la diversidad genética y la estructura genética de diez poblaciones marroquíes de *T. articulata*. Se utilizaron quince marcadores microsatélites (ISSR), que generaron 271 fragmentos polimórficos con una media de 18,06 por iniciador y se evidenció un 79,59 % de polimorfismo. Los 129 individuos revelaron un elevado nivel de diversidad genética ( $H_s = 0,221$ ;  $H_t = 0,254$ ) y un 85 % de variación genética en las poblaciones. Sin embargo, el nivel de diferenciación genética era bajo ( $G_{st} = 0,13$ ), lo que es consistente con la falta de correlación entre las distancias genéticas y geográficas reveladas por el test de Mantel, que dio como resultado un elevado flujo genético ( $N_m = 3,294$ ). Se clasificaron, según los métodos PCoA y neighbour-joining, las diez poblaciones bajo el efecto de los climas continental y marino. En comparación con otras coníferas, la actual diversidad genética y la estructura de la población de *T. articulata* reflejan un importante patrimonio genético que requiere estrategias de conservación eficientes.

**Palabras clave:** *Tetraclinis articulata*, variación genética, fragmentación, ISSR, conservación, Marruecos.



## Introduction

*Tetraclinis articulata* (Vahl) Masters consists of a monotypic Mediterranean genus of the Cupressaceae family, located in northern Africa and southern Spain (Rourke, 1991). Because of its rareness in Malta, the species is listed in the red list and protected by law (Sánchez-Gómez *et al.*, 2013). In Morocco, the coniferous occupy the most substantial extent estimated to 566,000 ha and thrive in various climates but highly represented in the semiarid and hot climates (Benabid, 1984) with an elevation of 1,000-1,100 m in shady areas and 1,500-1,700 m in sunny areas (Morte and Honrubia, 1996). Thus, *T. articulata* is a multifunctional tree offering a very desirable root burl wood regarding its quality in the handicraft industry (Fidah *et al.*, 2015). The chemical composition of essential oil extracted from *T. articulata*, showed antimicrobial activity against *Staphylococcus aureus* and *Micrococcus luteus* (Bourkhiss *et al.*, 2007). Ecologically, Thuya forests grant soil erosion control, biodiversity conservation, and CO<sub>2</sub> fixation, as well as suitability for afforestation programs in arid or semiarid environments and areas with severely eroded soils (Esteve-Selma *et al.*, 2010).

A combination of natural and human actions, including logging for industrial purposes, agriculture, and urbanization, increases *Tetraclinis* forest's loss and affects its genetic diversity, which usually has deleterious effects on species fitness and may threaten the survival of populations.

The study of genetic diversity is vital for conservation purposes. Genetic conservation aims to protect and preserve genetic variation. It is crucial for the maintenance of adaptive potential within populations and species (Aravanopoulos, 2016). Besides, genetic conservation is reliant on understanding the extent and distribution of the genetic diversity that exists in the current germplasm (Jubrael *et al.*, 2005). Markers have proven to be important tools for assessing the extent of the plant's genetics and understanding their distribution (Chung *et al.*, 2004; Porth and El-Kassaby, 2014).

To date, previous studies of *T. articulata* have mainly focused upon its wood characterization (Fidah *et al.*, 2015) and the antibacterial activity of its essential oil (Buhagiar *et al.*, 2000). The genetic diversity of *T. articulata* was assessed for the first time in its whole geographic range using ISSR (inter simple sequence repeat) markers, revealing a moderate genetic diversity at the intra-population level and high genetic differentiation (Sánchez-Gómez *et al.*, 2013). However, the investigations on genetic diversity remain insufficient to understand the intra-specific variation of the species.

The ISSR marker belongs to a class of multilocus, mostly dominant genetic markers that also include the amplified fragment length polymorphism (AFLP), random amplified polymorphic DNA (RAPD) markers, and their derivatives (Ng and Tan, 2015). ISSR markers have been particularly useful in genetic fingerprinting and diversity analysis (Godwin *et al.*, 1997; Zietkiewicz *et al.*, 1994).

An essential step before the analysis of the genetic diversity of a population is the development of appropriate markers to avoid those that either fail to amplify or generate only a few fragments and low polymorphism levels (Rocha *et al.*, 2014). The selected primers have proved to be a reliable molecular tools for inter-populations genetic diversity studies of *T. articulata* and other conifers (Liu *et al.*, 2013; Sánchez-Gómez *et al.*, 2013; Tam and Hoa, 2006).

Our studies aimed to: (i) assess the levels of genetic differentiation and genetic structure of *T. articulata*; (ii) reveal the genetic variation within and among populations; (iii) establish conservation and management strategies.

## Material and methods

### Sample collection

The natural populations of *T. articulata* in Morocco is distributed in eight extents, according to High Commission for Water and Forests and Combating Desertification (HCWFC). Leaf samples were collected from 10 populations (figure 1; table I) with a total of 129 individuals. Fresh leaves were wrapped and stored in ice then transferred into -80 °C until subsequent DNA extraction.

### DNA extraction

Using a commercial kit (DNA mini kit Bioline, USA), genomic DNA was extracted from 129 lyophilized and ground leaves (50 mg powder), according to the manufacturer's instructions. Purified DNA quality was verified by spectrophotometry (ND-2000, Nanodrop, USA) at 260 and 280 nm and by electrophoresis on 1% Agarose gel. The DNA concentration was adjusted to a 50 ng/μL and stored at -20 °C for ISSR amplification.



**Figure 1.** Samples localities of *Tetraclinis articulata* (Vahl) Masters. Population code and the numbers of plants collected and labeled correspond to that appeared in table I.

**Table I.**  
The geographical locations of sampled *Tetraclinis articulata* populations.

Population code	Latitude (°N)	Longitude (°W)	Altitude (m)	Sample size
OL	35.280924	5.092205	193	13
BKT	35.324779	5.233056	267	11
A	35.095597	4.074480	362	21
C	35.181965	5.103973	635	20
O	34.54181	1.82779	946	10
OM	33.33236	5.53247	501	10
F	33.39778	4.26026	1,075	10
M	31.354677	8.235019	397	9
BM	32.330779	6.011252	1,049	15
S	31.15935	9.69343	534	10

**Table II.**  
Primers used for ISSR amplification.

ISSR primer	Sequence	Tm (annealing temperature)
BTH1	(AG) <sub>8</sub> C	50.4
BTH2	(AG) <sub>8</sub> T	48.1
BTH3	(AG) <sub>8</sub> TC	50.1
BTH4	(AG) <sub>8</sub> CA	52.9
BTH5	(AG) <sub>8</sub> TA	48.9
BTH6	(AG) <sub>8</sub> CC	53.3
BTH9	(CT) <sub>8</sub> T	47.1
BTH10	(GA) <sub>8</sub> C	47.5
BTH11	(GA) <sub>8</sub> CT	50.1
BTH12	(GA) <sub>8</sub> TT	48.1
BTH13	(GT) <sub>8</sub> C	46.5
B1	(GT) <sub>6</sub> CC	39.8
B2	(GT) <sub>6</sub> GG	40.5
TH1	(GT) <sub>6</sub> CG	41.9
TH2	(GT) <sub>6</sub> TG	38.3

#### DNA amplification for ISSR

A total of 51 primers were initially screened. Fifteen of them, which generated discernable and bright bands, were employed for the analysis of 129 samples (table II).

The ISSR amplifications were carried out in a total volume of 25 µl containing 2.5 mM MgCl<sub>2</sub>, 2 mM dNTP, 4 µM of primer, 1 Unit Taq DNA Polymerase and 100 ng of total DNA. The reaction mixture was subjected to amplification

in GenAmp® thermal cycler (Applied Biosystem, CA, USA) following the program: initial denaturation for 7 min at 94 °C; followed by 39 cycles of 30 s at 94 °C, 45 s annealing temperature (table II) 2 min at 72 °C and 7 min final extension at 72 °C (table II). A control was run by replacing genomic DNA with ddH<sub>2</sub>O.

Amplified products were electrophoresed in 2.8% agarose gel in 1X TAE buffer at 120 V for two hours, and then stained with ethidium bromide for 20 min. Gels were visualized under ultraviolet and photographed with Enduro™ GDS (Labnet, USA). Size of amplified fragments was estimated using 1 kb ladder molecular size standards (Bio-line, USA).

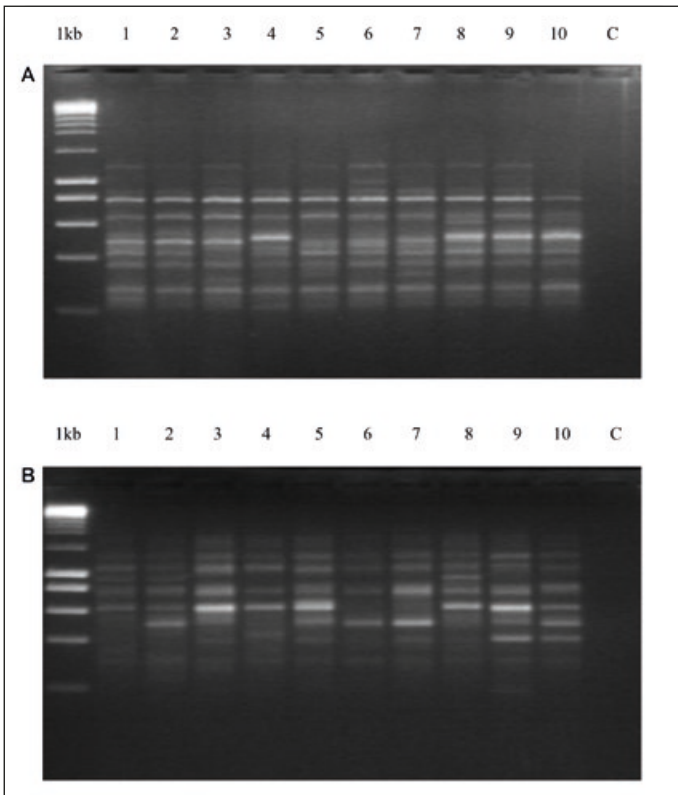
#### Data collection and analysis

For each ISSR reaction, only reproducible, well-resolved fragments were scored as present (1) or absent (0) and a binary matrix was generated using GEL COMPARE (v2.5). The data was firstly analyzed by POPGEN (v1.32) (ref) to estimate genetic diversity parameters for each population, mainly: percentage of polymorphic loci (%P), observed number of alleles per locus (Na), effective number of alleles per locus (Ne), Shannon's index (I) (Shannon and Weaver, 1964), Nei's gene diversity (He) (Nei, 1973) and genetic distance (D). Using Nei's gene diversity, the genetic structure parameters were calculated; Ht: total genetic diversity; Hs: genetic diversity within populations; G<sub>ST</sub>: relative magnitude of genetic differentiation among populations by the equation ( $G_{ST} = (HT - HS)/HT$ ). An estimate of gene flow among populations (Nm) was computed using the formula ( $Nm = (1 - G_{ST})/2G_{ST}$ ) (Nei, 1973). These parameters were calculated, assuming Hardy-Weinberg equilibrium.

Using GenAEx v6.5 software, the AMOVA (analysis of molecular variance) generated the genetic differentiation among and within populations using 999 permutations. A Mantel test was further carried out using the matrix of mean genetic distances and the matrix of the mean geographic distances to determine the correlation between genetic distance and geographic distance (Mantel, 1967). In addition, the obtained genetic distance matrix was then employed. At the species level, a dendrogram was generated using the Neighbor-joining method. PCoA (Principal co-ordinate analysis) was conducted to partition the populations studied on clusters. The genetic distance and the genetic identity were calculated for all pairwise combinations of populations using Nei's unbiased measures (Nei, 1973).

The Bayesian methods through STRUCTURE software version 2.1 (Pritchard *et al.*, 2000) was used to examine the number of differentiated and homogenous populations (K). K was run from 1 to 10, and for each K, 20 runs carrying out based on the burn-in and MCMC (Markov Chain Monte Carlo) length of 50,000 followed by 100,000 iterations. ΔK representing the number of clusters was estimated (Evanno *et al.*, 2005).

In order to verify the effectiveness of each primer, the following parameters were calculated; the resolving power



**Figure 2.** ISSR amplification profiles using primer BTH11 (A) and BTH4 (B) for two regions (lanes 1kb, 1-10 individuals, C: control).

## Results

### Marker system of ISSR

A total of 271 polymorphic fragments were generated using fifteen ISSR primers (table II). The number of fragments varied from 14 (BTH12) and 24 (BTH2) with an average of 18.06 per primer (figure 2). BTH2 primer generated a high number of markers (24), whereas BTH12 generated a low number of markers (14). The fragments with low intensity were optimized by the decrease or increase in the primers melting temperature (the case of BTH1, BTH6, BTH11, TH2). The main values concerning the polymorphism information content (PIC), the resolving power (Rp), the marker index (MI), and the effective multiplex ratio (EMR) are represented in table III.

ISSRs detected 225 of common bands ranging from 12 (TH2) to 18 (BTH6). The distribution of the unique, rare, common, and shared fragments are represented in table III.

### Genetic diversity

Assuming Hardy-Weinberg equilibrium, fifteen ISSR primers were used to amplify 129 DNA samples (table II), and have generated a total of 271 fragments. The mean percentage of polymorphic fragments was 79.59% ranging from 63.47% (A) to 89.30% (C) at the population level (table IV). The number of observed alleles per locus ranged from 1,269 to 1,786, with an average of 1,597, while the number of

(RP) which is the ability of each primer to detect variation level between individuals where  $RP = \sum I_b$  where  $I_b$  (band informativeness) takes the values of  $1 - [2 |0.5 - p|]$ , where  $p$  is the proportion of individuals containing the band (Prevost and Wilkinson, 1999); the polymorphism information content (PIC) is the probability in detecting polymorphism by a primer or primer combination between two randomly drawn genotypes, according to the formula  $PIC = 2fi(1-fi)$ ,  $fi$  is the frequency of the amplified allele (Roldán-Ruiz *et al.*, 2000); the effective multiplex ratio (EMR) is the number of polymorphic fragments detected per assay (Tonk *et al.*, 2014) where  $EMR = \beta \times n$  ( $\beta$  is the product of the fraction of polymorphic loci, and  $n$  is the number of polymorphic loci); the marker index (MI) which is defined by the formula  $MI = PIC \times EMR$  (Powell *et al.*, 1996).

**Table III.**

Parameters evaluating the effectiveness of ISSR markers.

Primer	TNB	PIC	Rp	EMR	MI	$F_u$	$F_r$	$F_{sh}$	$F_s$
BTH1	21	0.3	9.19	21	6.3	0	4	17	0
BTH3	15	0.35	7.89	15	5.25	0	1	13	1
BTH4	20	0.25	6.26	20	5.07	0	6	14	0
BTH11	17	0.37	9.58	17	6.25	0	1	15	1
BTH10	18	0.39	10.95	18	7.09	0	1	17	0
BTH2	24	0.28	9.58	24	6.74	0	7	16	1
BTH5	17	0.34	8.78	17	5.82	1	2	14	0
BTH6	21	0.36	11.12	21	7.47	0	3	18	0
BTH12	14	0.42	9.07	14	5.82	0	0	13	1
BTH13	18	0.31	8.08	18	5.64	0	4	14	0
TH2	17	0.33	8.47	17	5.65	0	4	12	1
TH1	19	0.34	9.61	19	6.41	1	2	16	0
BTH9	18	0.36	9.61	18	6.5	0	1	17	0
B1	17	0.38	10.47	17	6.5	0	2	15	0
B2	15	0.35	7.92	15	5.26	0	1	14	0
<b>Total</b>	<b>271</b>					<b>2</b>	<b>39</b>	<b>225</b>	<b>5</b>

TNB: total number of bands; PIC: polymorphism information content; Rp: resolving power; EMR: effective multiplex ratio; MI: marker index;  $F_u$ : number of unique fragments;  $F_r$ : number of rare fragments;  $F_{sh}$ : number of shared fragments;  $F_s$ : number of similar fragments.

**Table IV.**  
Genetic diversity parameters  
of *Tetraclinis articulata* populations.

Pop	N <sub>a</sub>	N <sub>e</sub>	I	H <sub>e</sub>	%P
Alhoceima	1.269	1.281	0.270	0.173	63.47%
Beni Mellal	1.605	1.324	0.328	0.206	80.07%
Chefchaouen	1.786	1.388	0.383	0.244	89.30%
DB Kerrich	1.701	1.353	0.349	0.221	84.87%
Fes-Boulemane	1.661	1.388	0.372	0.239	83.03%
Marrakech	1.594	1.412	0.378	0.248	78.23%
Oujda	1.458	1.304	0.303	0.191	72.69%
Oued Laou	1.528	1.327	0.325	0.206	76.01%
Oulmes	1.616	1.407	0.377	0.245	80.44%
Essaouira	1.756	1.364	0.380	0.239	87.82%
<b>Average</b>	<b>1.597</b>	<b>1.355</b>	<b>0.346</b>	<b>0.221</b>	<b>79.59%</b>

Na = observed number of alleles; Ne = effective number of alleles; I = Shannon's Information Index;  
He = expected heterozygosity or Nei's genetic diversity;  
%P = percentage of polymorphic loci.

effective alleles per locus ranged from 1,281 to 1,412 with an average of 1,355. The expected heterozygosity varied from 0,173 to 0,248, and Shannon's index ranged from 0,270 to 0,383.

At the population level, the AMOVA analysis (Excoffier *et al.*, 1992) showed 14% of the genetic diversity among populations and 86% within populations (table V).

#### Genetic differentiation and genetic structure

The analysis of genetic differentiation parameters between populations showed that the total genetic diversity (Ht) was estimated to 0.2548, and the genetic diversity within populations (Hs) was estimated to 0.2212. And the coefficient of differentiation ( $G_{ST}$ ) is 0.1318, while the gene flow (Nm) was rated to 3.2945.

**Table V.**  
AMOVA analysis of *Tetraclinis articulata* populations (P < 0.001).

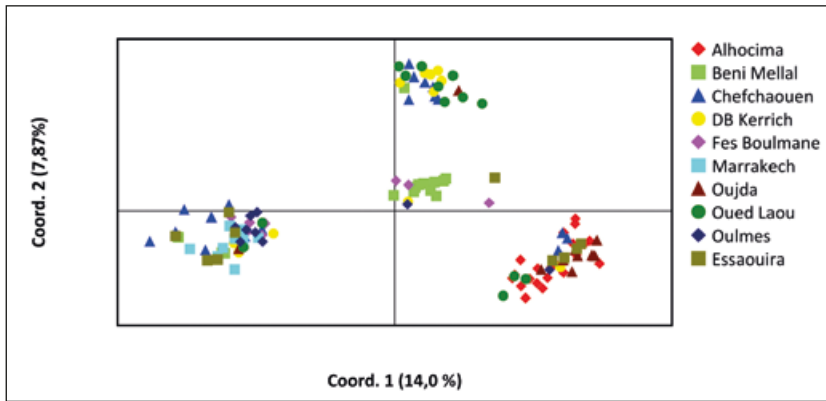
Source	Degree of freedom	Sum squares	Mean squares	Estimate variance	% Total variation
Among regions	4	579.948	144.987	1.896	4%
Among pops	5	556.344	111.269	5.299	11%
Within pops	119	4,781.320	40.179	40.179	85%
<b>Total</b>	<b>128</b>	<b>5,917.612</b>		<b>47.375</b>	<b>100%</b>



**Photo 2.**  
*Tetraclinis articulata* a thuja in the region of Oulmès  
at an altitude of 744 m.  
Photo M. Makkaoui.

Principal coordinate analysis (PCoA) was performed to provide spatial representation of the relative genetic distance among *T. articulata* populations. The first and second principal coordinates PCoA (a) and (b) account for 14.09% and 7.87% of total variation, respectively and portioned the 10 populations into 4 main clusters (figure 3).

Based on Nei's genetic distances (Nei, 1973) among the ten populations of *T. articulata*, genetic distances and genetic identities were calculated with an average of 0.952 and 0.049, respectively (table VI). The Neighbor-joining analysis grouped the populations into two groups. Each group contained two subgroups. The first subgroup included individuals from Chefchaouen, Oulmes, Fes-Boulemane, individuals from Marrakech, Chefchaouen, and Oulmes formed the second one. The Second subgroup contained individuals from Alhoceima and Oujda, Oued Laou and DB Kerrich, Beni Mellal and Fes-Boulemane (figure 4). Whereas the Mantel test revealed no correlation between genetic and geographic distances ( $r = 0.069$ , 999 permutations). STRUCTURE analysis showed one genetic pool indicating high gene flow between the studied populations, which is consistent with the gene flow value (figure 5).



**Figure 3.** Principal coordinates analysis of *Tetraclinis articulata* populations of ISSR based on pair-wise Nei's (1973) genetic distances.

## Discussion and conclusion

Genetic diversity is essential to the long-term survival of tree species to avoid the risk of extinction (Li and Xia, 2005). However, the choice of the appropriate molecular tool for genetic analysis depends on the ability of the markers to estimate the genetic diversity in a reliable way (Roldán-Ruiz *et al.*, 2000). ISSR markers are one of the cheapest and easiest marker systems with high efficiency in generating polymorphism (Vijayan, 2005). They were used to assess the genetic diversity of the vast majority of conifers (Wang *et al.*, 2004; Meloni *et al.*, 2006; Xia *et al.*, 2008; Liu *et al.*, 2017). Recently, the genetic diversity of *T. articulata* was assessed; the study covered the species range (Sánchez-Gómez *et al.*, 2013). The mean of within-population gene diversity (Hs), derived from estimates of dominant markers, was 0.20 for endemic species (Nybom, 2004).

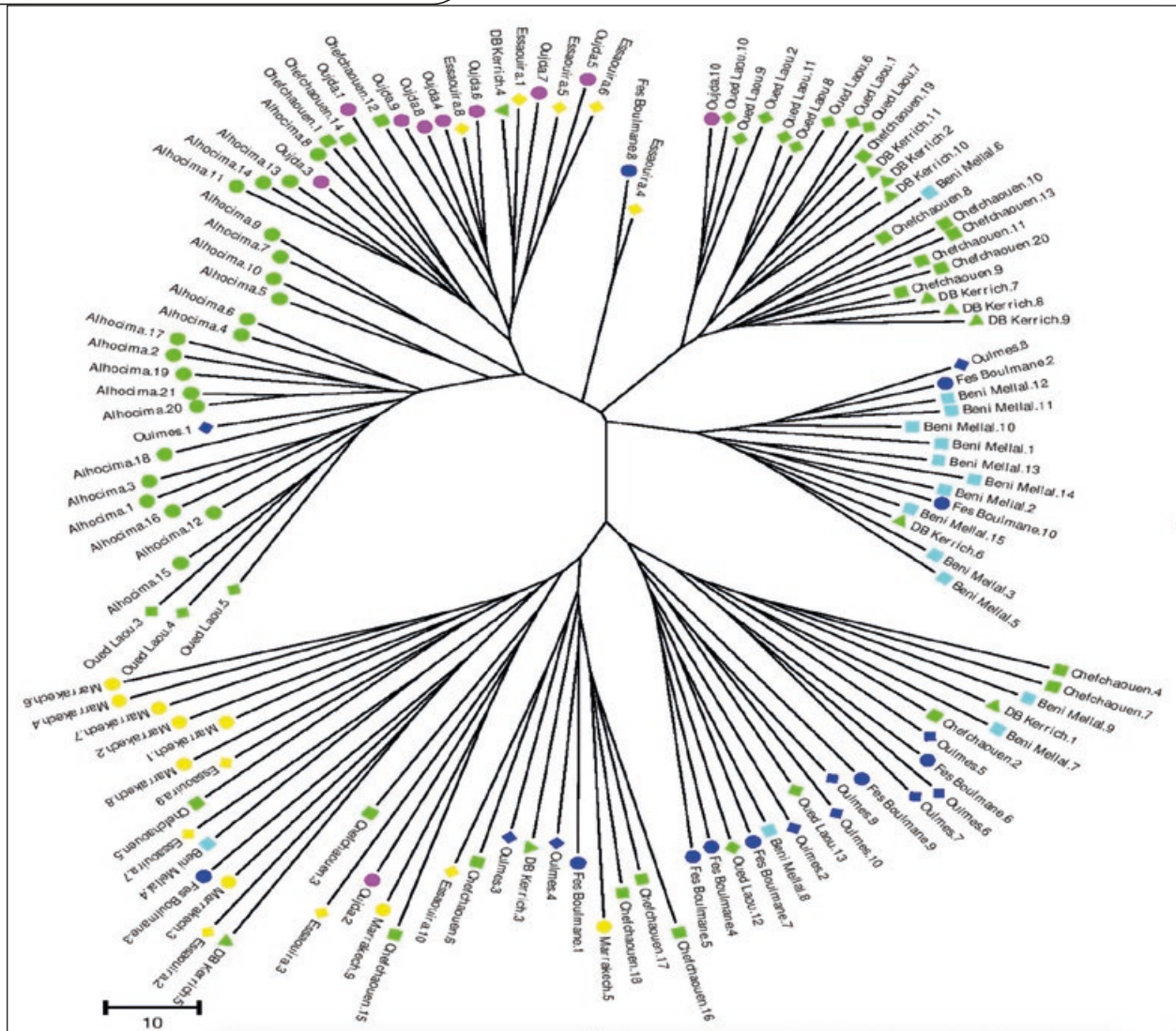
As an endemic species, the mean Nei's genetic diversity (Hs) of *T. articulata* is 0.221. The results are slightly high comparing to those found with *T. articulata* (Sánchez-Gómez *et al.*, 2013) but are comparative to those observed with conifers *Juniperus chinensis* (Kim *et al.*, 2018); *J. coreana* and *J. rigida* (Huh and Hong, 2000). Commonly, coniferous species hold a low average level of genetic diversity ( $h = 0.207$ ) (Loveless and Hamrick, 1984). However, the genetic diversity observed in coniferous species from the Mediterranean regions estimated with a different set of genetic markers is considered to be high (Terrab *et al.*, 2008; Douaihy *et al.*, 2011). Long-lived, woody species showed the highest genetic diversity (including a significantly higher percentage of polymorphic loci and more alleles per locus) among all plant species (Porth and El-Kassaby, 2014): e.g., *Thuja occidentalis* (Hs = 0.64) (Pandey and Rajora, 2012); *Pilgerodendron uviferum* (Hs = 0.712) (Allnutt *et al.*, 2003) and low genetic differentiation (Hamrick *et al.*, 1992). However, some woody and long-lived species hold low within-population gene diversity case of *Cunninghamia lanceolata* var. *konishii* (Tam and Hoa, 2006) and *Glyptostrobus pensilis* (Li and Xia, 2005). Besides, genetic diversity within populations influenced by historical factors (e.g., founder effects, bottlenecks, extended periods with low numbers of individuals and gene flow rate), thus population sizes may not be a reliable indication of genetic diversity (Liu *et al.*, 2013). Another parameter showing the richness of genetic diversity of *T. articulata* in Morocco is the high percentage of polymorphic loci (average of 79.59%) which is similar to those found with (Sánchez-Gómez *et al.*, 2013), and all regions retained their genetic diversity and indicated that *T. articulata* didn't

**Table VI.**

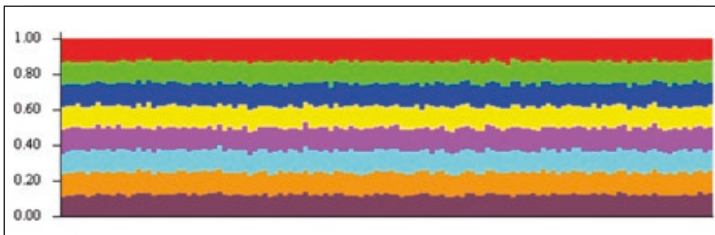
Unbiased measures (Nei, 1973) of genetic distance (below diagonal) and geographic distance (above diagonal) between regions of *Tetraclinis articulata*.

Population	Alhoceima	Beni Mellal	Chefchaouen	DB Kerrich	Fes-Boulemane	Marrakech	Oujda	Oued Laou	Oulmes	Essaouira
<b>Alhoceima</b>	\	0.937	0.948	0.949	0.939	0.884	0.973	0.956	0.935	0.961
<b>Beni Mellal</b>	0.065	\	0.967	0.963	0.977	0.915	0.944	0.959	0.967	0.959
<b>Chefchaouen</b>	0.053	0.034	\	0.984	0.979	0.937	0.954	0.973	0.971	0.978
<b>DB Kerrich</b>	0.052	0.038	0.016	\	0.967	0.918	0.955	0.977	0.958	0.968
<b>Fes-Boulemane</b>	0.063	0.023	0.022	0.033	\	0.942	0.946	0.961	0.981	0.972
<b>Marrakech</b>	0.123	0.089	0.065	0.085	0.060	\	0.884	0.905	0.940	0.941
<b>Oujda</b>	0.027	0.057	0.047	0.046	0.056	0.123	\	0.956	0.931	0.972
<b>Oued Laou</b>	0.045	0.042	0.027	0.023	0.040	0.100	0.045	\	0.954	0.961
<b>Oulmes</b>	0.067	0.033	0.030	0.043	0.019	0.061	0.071	0.047	\	0.960
<b>Essaouira</b>	0.039	0.042	0.022	0.032	0.029	0.060	0.028	0.040	0.041	\

Unbiased measures (Nei, 1973) of genetic distance (below diagonal) and geographic distance (above diagonal) between regions of *Tetraclinis articulata*.



**Figure 4.**  
The Neighbor-Joining tree based on the Nei's (1972) genetic distance of the 129 individuals *Tetraclinis articulata*.



**Figure 5.**  
Genetic structure of 129 genotypes assessed by STRUCTURE software (20 independent runs of each K value (from K = 1 to 10) were performed with 50,000 as the burn-in and 100,000 iterations).

endure drastic genetic bottlenecks in spite of anthropogenic fragmentation (intensive grazing, urbanization, cutting and pruning). The high within-population diversity might also be explained by a recent origin of the fragmentation coupled with a high initial level of diversity (Dagher-Kharrat *et al.*, 2007).

Genetic structure is the nonrandom distribution of alleles or genotypes in space or time (Li and Xia, 2005). Besides, it reflects the interactions of various evolutionary processes, including the long-term evolutionary history, such as shifts in distribution, habitat fragmentation, population isolation, mutation, genetic drift, mating system, gene flow, and selection (Schaal *et al.*, 1998). The structure of Moroccan populations, calculated by AMOVA, had revealed a high level of variation within populations (85%) and a low level of variation among populations (11%). Our results are in line with the previous study on genetic diversity of *T. articulata* (Sánchez-Gómez *et al.*, 2013) and other Cupressaceae species (Meloni *et al.*, 2006; Liu *et al.*, 2013; Hou *et al.*, 2018) that maintain more variation within species and within populations than species with other life forms but have less variation among populations (Vashishtha *et al.*, 2013). The genetic differentiation values detected for gymnosperms ( $G_{st} = 0.18$ ) (Nyblom and Bartish, 2000) are similar to our

findings ( $G_{ST}=0.13$ ) and slightly lower than in the previous study ( $G_{ST} = 0.31$ ) (Sánchez-Gómez *et al.*, 2013). On one hand, low level of genetic differentiation in gymnosperms usually attributed to the frequent wind-pollination and breeding systems that promote outcrossing (Bennett *et al.*, 2000). Still, on the other hand, the genetic differentiation into distinct populations is strongly influenced by genetic drift, gene flow, long-term evolution, mating systems, selection, and mutations (Hamrick *et al.*, 1992).

In our study, the gene flow ( $N_m = 3.29$ ;  $N_m$  is the number of migrants per generation) showed a sort of continuity between the different populations of *T. articulata* insured by seed dispersal and pollen. In this case and being a wind-pollinated conifer, pollen can spread over long distances under proper environmental conditions (Lanner, 1966), which may explain the high level of genetic diversity (Hou *et al.*, 2018). Our results are similar to *Calocedrus macrolepis* (Wang *et al.*, 2004), *Thuja sutchuenensis* (Liu *et al.*, 2013) and *T. koraiensis* (Liu *et al.*, 2017) and higher than *G. pensilis* (Li and Xia, 2005), *J. phoenicea* (Meloni *et al.*, 2006) and *T. occidentalis* (Pandey and Rajora, 2012).

According to PCoA and the Neighbor-Joining methods, populations of Alhoceima, Oued Laou, Dar Ben Kerrich, and Essaouira influenced by the maritime climate formed an independent group. In contrast, the effect of continental climate clustered Marrakech, Beni Mellal, Fes-Boulemane, and Oulmes on other groups. Although, individuals of Chefchaouen were divided into two groups. Our findings supported the lack of correlation between genetic and geographic distances revealed by the Mantel test.

Implications for conservation. The level and distribution of genetic variation is a prerequisite for the establishment of effective and efficient conservation practices (Ge *et al.*, 1998). *T. articulata* has suffered severe fragmentation and reduction of its populations throughout history (Sánchez-Gómez *et al.*, 2013). Also, the most factor affecting *Tetraclinis* forests since Phoenician times is the demand of wood that steels today impacting the Moroccan populations, especially in the Essaouira region where the root burl wood produced by *T. articulata* is in intensive use. In spite of the overexploitation, populations of *Tetraclinis* showed an excellent mean of polymorphic loci, revealing an essential genetic resource (85% of the total genetic variation maintained within populations); i.e. a reliable indicator that the species are not endangered yet. A primary goal of conservation is the maintenance of genetic diversity and evolutionary processes in viable populations to prevent potential extinction (Falk and Holsinger, 1991). *In situ* and *ex situ* are the most recommended conservation measures in the light of climate changes in the Mediterranean area (Esteve-Selma *et al.*, 2010; Morte and Honrubia, 1996; Esteve-Selma *et al.*, 2012). Although the knowledge of the available genetic architecture is an appropriate strategy for sampling, and propagation could be formulated when *ex situ* conservation is carried out (Zhang *et al.*, 2005). Towards more profound research studying the gene flow, pollination mechanisms, the preservation of *T. articulata* is going to be more focused and optimized.

## References

- Allnutt T. R., Newton A. C., Premoli A., Lara A., 2003. Genetic variation in the threatened South American conifer *Pilgerodendron uviferum* (Cupressaceae), detected using RAPD markers. *Biological Conservation*, 114 (2): 245-253. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00044-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00044-2)
- Aravanopoulos F. A., 2016. Conservation and monitoring of tree genetic resources in temperate forests. *Current Forestry Reports*, 2: 119-129. <https://doi.org/10.1007/s40725-016-0038-8>
- Benabid A., 1984. Étude phytoécologique des peuplements forestiers et préforestiers du Rif centro-occidental (Maroc). Rabat, Maroc, Université Mohammed V, Travaux de l'Institut scientifique, Série Botanique, 34, 64 p.
- Bennett K. D., Haberle S. G., Lumley S. H., 2000. The Last Glacial-Holocene Transition in Southern Chile. *Science*, 290 (5490): 325-328. <https://doi.org/10.1126/science.290.5490.325>
- Bourkhiss M., Hnach M., Bourkhiss B., Ouhssine M., Chaouch A., 2007. Composition chimique et propriétés antimicrobiennes de l'huile essentielle extraite des feuilles de *Tetraclinis articulata* (Vahl) du Maroc. *Afrique Science*, 3 (2): 232-242. <http://www.afriquescience.info/docannexe.php?id=813M>
- Buhagiar J., Podestà M. T. C., Cioni P. L., Flamini G., Morelli I., 2000. Essential oil composition of different parts of *Tetraclinis articulata*. *Journal of Essential Oil Research*, 12 (1): 29-32. <https://doi.org/10.1080/10412905.2000.9712034>
- Chung J. D., Lin T. P., Tan Y. C., Lin M. Y., Hwang S. Y., 2004. Genetic diversity and biogeography of *Cunninghamia konishii* (Cupressaceae), an island species in Taiwan: a comparison with *Cunninghamia lanceolata*, a mainland species in China. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 33 (3): 791-801. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2004.08.011>
- Dagher-Kharrat M. B., Mariette S., Lefèvre F., Fady B., Grenier-de March G., *et al.*, 2007. Geographical diversity and genetic relationships among *Cedrus* species estimated by AFLP. *Tree Genetics & Genomes*, 3 (3): 275-285. <https://doi.org/10.1007/s11295-006-0065-x>
- Douaihy B., Vendramin G. G., Boratyński A., Machon N., Dagher-Kharrat M. B., 2011. High genetic diversity with moderate differentiation in *Juniperus excelsa* from Lebanon and the eastern Mediterranean region. *AoB Plants*, 2011: plr003. <https://doi.org/10.1093/aobpla/plr003>
- Esteve-Selma M. A., Martínez-Fernández J., Hernández I., Montávez J. P., Lopez J. J., Calvo J. F., *et al.*, 2010. Effects of climatic change on the distribution and conservation of Mediterranean forests: the case of *Tetraclinis articulata* in the Iberian Peninsula. *Biodiversity and Conservation*, 19 (13): 3809-3825. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9928-4>
- Esteve-Selma M. A., Martínez-Fernández J., Hernández-García I., Montávez J. P., López-Hernández J. J., Calvo J. F., 2012. Potential effects of climatic change on the distribution of *Tetraclinis articulata*, an endemic tree from arid Mediterranean ecosystems. *Climatic Change*, 113 (3-4): 663-678. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0378-0>

- Evanno G., Regnaut S., Goudet J., 2005. Detecting the number of clusters of individuals using the software STRUCTURE: a simulation study. *Molecular Ecology*, 14 (8): 2611-20. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294x.2005.02553.x>
- Excoffier L., Smouse P. E., Quattro J. M., 1992. Analysis of molecular variance inferred from metric distances among DNA haplotypes: Application to human mitochondrial DNA restriction data. *Genetics*, 131 (2): 479-91. <https://pub-med.ncbi.nlm.nih.gov/1644282/>
- Falk D. A., Holsinger K. E., 1991. *Genetics and Conservation of Rare Plants*. Oxford, UK, Oxford University Press, 302 p.
- Fidah A., Rahouti M., Kabouchi B., Ziani M., El Bouhtouy-Charrier F., Famiri A., 2015. Natural durability of *Tetraclinis articulata* (Vahl) Masters woods against wood decay fungi: Laboratory test. *Wood Research*, 60 (6): 865-872. <http://www.centrumdp.sk/wr/201506/02.pdf>
- Ge S., Hong D.-Y., Wang H.-Q., Liu Z.-Y., Zhang C.-M., 1998. Population genetic structure and conservation of an endangered conifer, *Cathaya argyrophylla* (Pinaceae). *International Journal of Plant Sciences*, 159 (2): 351-357. <https://doi.org/10.1086/297556>
- Godwin I. D., Aitken E. A. B., Smith L. W., 1997. Application of inter simple sequence repeat (ISSR) markers to plant genetics. *Electrophoresis*, 18: 1524-1528. <https://doi.org/10.1002/elps.1150180906>
- Hamrick J. L., Godt M. J. W., Sherman-Broyles S. L., 1992. Factors influencing levels of genetic diversity in woody plant species. *New Forests*, 6: 95-124. <https://doi.org/10.1007/BF00120641>
- Hou L., Cui Y., Li X., Chen W., Zhang Z., Pang X., Li Y., 2018. Genetic evaluation of natural populations of the endangered conifer *Thuja koraiensis* using microsatellite markers by restriction-associated DNA sequencing. *Genes* (Basel), 9 (4): 218. <https://doi.org/10.3390/genes9040218>
- Huh M. K., Hong W. H., 2000. Genetic diversity and population structure of *Juniperus rigida* (Cupressaceae) and *Juniperus coreana*. *Evolutionary Ecology*, 14 (2): 87-98. <https://doi.org/10.1023/A:1011090013749>
- Jubrael J. M., Udupa S. M., Baum M., 2005. Assessment of AFLP-based genetic relationships among date palm (*Phoenix dactylifera* L.) varieties of Iraq. *Journal of American Society for Horticultural Science*, 130 (3): 442-447. <https://doi.org/10.21273/JASHS.130.3.442>
- Kim E.-H., Shin J.-K., Jeong K.-S., Lee C.-S., Chung J.-M., 2018. Genetic variation and structure of *Juniperus chinensis* L. (Cupressaceae) in Korea. *Journal of Ecology and Environment*, 42 (1): 14. <https://doi.org/10.1186/s41610-018-0073-4>
- Lanner R. M., 1966. Needed: a new approach to the study of pollen dispersion. *Silvae Genetica*, 15: 50-52. [https://www.thuenen.de/media/institute/fg/PDF/Silvae\\_Genetica/1966/Vol. 15 Heft 2/15 2 50.pdf](https://www.thuenen.de/media/institute/fg/PDF/Silvae_Genetica/1966/Vol. 15 Heft 2/15 2 50.pdf)
- Li F., Xia N., 2005. Population structure and genetic diversity of an endangered species, *Glyptostrobus pensilis* (Cupressaceae). *Botanical Bulletin of Academia Sinica*, 46: 155-162. <https://ejournal.sinica.edu.tw/bbas/content/2005/2/Bot462-09.pdf>
- Liu J., Shi S., Chang E., Yang W., Jiang Z., 2013. Genetic diversity of the critically endangered *Thuja sutchuenensis* revealed by ISSR markers and the implications for conservation. *International Journal of Molecular Science*, 14 (7): 14860-14871. <https://doi.org/10.3390/ijms140714860>
- Liu Z.-J., Chen Y., Peng Z., Wu C., Ma Z., Ding G., et al., 2017. Genetic diversity and variation of Chinese fir from Fujian province and Taiwan, China, based on ISSR markers. *Plos One*, 12 (4): e0175571. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0175571>
- Loveless M. D., Hamrick J. L., 1984. Ecological determinants of genetic structure in plant populations. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 15: 65-95. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.15.110184.000433>
- Mantel N., 1967. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. *Cancer Research*, 27 (2 Part 1): 209-220. [https://cancerres.aacrjournals.org/content/27/2\\_Part\\_1/209](https://cancerres.aacrjournals.org/content/27/2_Part_1/209)
- Meloni M., Perini D., Filigheddu R., Binelli G., 2006. Genetic variation in five Mediterranean populations of *Juniperus phoenicea* as revealed by inter-simple sequence repeat (ISSR) markers. *Annals of Botany*, 97 (2): 299-304. <https://dx.doi.org/10.1093/aob/afm024>
- Morte M. A., Honrubia M., 1996. *Tetraclinis articulata* (Caryophyllales). In: Bajaj Y. P. S. (ed.). *Trees IV*. Heidelberg, Germany, Springer-Verlag. [https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-662-10617-4\\_24](https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-662-10617-4_24)
- Nei M., 1973. Analysis of gene diversity in subdivided populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 70 (12): 3321-3323. <https://doi.org/10.1073/pnas.70.12.3321>
- Ng W. L., Tan S. G., 2015. Inter-Simple Sequence Repeat (ISSR) markers: Are we doing it right? *ASM Science Journal*, 9 (1): 30-39. [https://www.researchgate.net/publication/283256624\\_Inter-Simple\\_Sequence\\_Repeat\\_ISSR\\_markers\\_Are\\_we\\_doing\\_it\\_right](https://www.researchgate.net/publication/283256624_Inter-Simple_Sequence_Repeat_ISSR_markers_Are_we_doing_it_right)
- Nybom H., 2004. Comparison of different nuclear DNA markers for estimating intraspecific genetic diversity in plants. *Molecular Ecology*, 13 (5): 1143-55. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2004.02141.x>
- Nybom H., Bartish I. V., 2000. Effects of life history traits and sampling strategies on genetic diversity estimates obtained with RAPD markers in plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 3 (2): 93-114. <https://doi.org/10.1078/1433-8319-00006>
- Pandey M., Rajora O. P., 2012. Genetic diversity and differentiation of core vs. peripheral populations of eastern white cedar, *Thuja occidentalis* (Cupressaceae). *American Journal of Botany*, 99 (4): 690-699. <https://doi.org/10.3732/ajb.1100116>
- Porth I., El-Kassaby Y., 2014. Assessment of the genetic diversity in forest tree populations using molecular markers. *Diversity*, 6 (2): 283-295. <https://doi.org/10.3390/d6020283>
- Powell W., Morgante M., Chaz A., Hanafey M., Vogel J., Tingey S., et al., 1996. The comparison of RFLP, RAPD, AFLP and SSR (microsatellite) markers for germplasm analysis. *Molecular Breeding*, 2 (3): 225-238. <https://doi.org/10.1007/BF00564200>
- Prevost A., Wilkinson M. J., 1999. A new system of comparing PCR primers applied to ISSR fingerprinting of potato cultivars. *Theoretical and Applied Genetics*, 98 (1): 107-112. <https://doi.org/10.1007/s001220051046>
- Pritchard J. K., Stephens M., Donnelly P., 2000. Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics*, 155 (2): 945-59. <https://www.genetics.org/content/155/2/945>



Rocha J. A., Santelmo V., Meneses da Silva F. M., Jurkiewicz M. A., Souza Silva M. F., *et al.*, 2014. ISSR Primer Selection for Genetic Variability Analyses with Laborandi (*Pilocarpus microphyllus* Stapf ex Wardlew., Rutaceae). Forest Research: Open Access, 03 (04). <https://doi.org/10.4172/2168-9776.1000126>

Roldán-Ruiz I., Dendauw J., Van Bockstaele E., Depicker A., De Loose M., 2000. AFLP markers reveal high polymorphic rates in ryegrasses (*Lolium* spp.). Molecular Breeding, 6 (2): 125-134. <https://doi.org/10.1023/A:1009680614564>

Rourke J. P., 1991. *Tetraclinis articulata*, a hitherto unrecorded naturalised alien conifer in South Africa. Bothalia, 21 (1): 62-64. <https://doi.org/10.4102/abc.v21i1.2015>

Sánchez-Gómez P., Jiménez J., Vera J., Sánchez-Saorín F., Martínez J., Buhagiar J., 2013. Genetic structure of *Tetraclinis articulata*, an endangered conifer of the western Mediterranean basin. Silva Fennica, 47 (5): 1073. <https://www.readcube.com/articles/10.14214/sf.1073>

Schaal B. A., Hayworth D. A., Olsen K. M., Rauscher J. T., Smith W. A., 1998. Phylogeographic studies in plants: problems and prospects. Molecular Ecology, 7: 465-474. <https://doi.org/10.1046/j.1365-294x.1998.00318.x>

Shannon C. E., Weaver W., 1964. The mathematical theory of communication. Urbana, IL, USA, University of Illinois Press, 131 p. [https://pure.mpg.de/rest/items/item\\_2383164/component/file\\_2383163/content](https://pure.mpg.de/rest/items/item_2383164/component/file_2383163/content)

Tam N. M., Hoa N. T., 2006. Genetic variation in threatened conifer *Cunninghamia lanceolata* var. *konishii* using ISSR markers: Implications for conservation. Tap chi Sinh hoc, 31 (2): 66-72. [https://tailieuxanh.com/vn/tlID2186218\\_genetic-variation-in-threatened-conifer-cunninghamia-lanceolata-var-konishii-using-issr-markers-implications-for-conservation.html](https://tailieuxanh.com/vn/tlID2186218_genetic-variation-in-threatened-conifer-cunninghamia-lanceolata-var-konishii-using-issr-markers-implications-for-conservation.html)

Terrab A., Schonswetter P., Talavera S., Vela E., Stuessy T. F., 2008. Range-wide phylogeography of *Juniperus thurifera* L., a presumptive keystone species of western Mediterranean vegetation during cold stages of the Pleistocene. Molecular Phylogenetics and Evolution, 48 (1): 94-102. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2008.03.018>

Tonk F. A., Tosum M., Ilker E., Istiqlil D., Tatar O., 2014. Evaluation and comparison of ISSR and RAPD markers for assessment of genetic diversity in triticale genotypes. Bulgarian Journal of Agricultural Science, 20 (6): 1413-1420. <https://acikerisim.ege.edu.tr/xmlui/handle/11454/17532>

Vashishtha A., Jehan T., Lakhanpaul S., 2013. Genetic diversity and population structure of *Butea monosperma* (Lam.) Taub.- a potential medicinal legume tree. Physiology and Molecular Biology of Plants, 19 (3): 389-397. <https://dx.doi.org/10.1007%2Fs12298-013-0170-x>

Vijayan K., 2005. Inter Simple Sequence Repeat (ISSR) Polymorphism and Its Application in Mulberry Genome Analysis. International Journal of Industrial Entomology, 10 (2): 79-86. <http://www.koreascience.or.kr/article/JAKO200502637383451.page>

Wang D.-L., Li Z.-C., Hao G., Chiang T.-Y., Ge X.-J., 2004. Genetic diversity of *Calocedrus macrolepis* (Cupressaceae) in southwestern China. Biochemical Systematics and Ecology, 32 (9): 797-807. <https://doi.org/10.1016/j.bse.2003.12.003>

Xia T., Meng L., Mao K., Tian B., Mieke G., Liu J., 2008. Genetic Variation in the Qinghai-Tibetan Plateau Endemic and Endangered Conifer *Cupressus gigantea*, Detected Using RAPD and ISSR Markers. Silvae Genetica, 57 (1-6): 85-92. <https://doi.org/10.1515/sg-2008-0014>

Zhang Z.-Y., Chen Y.-Y., Li D.-Z., 2005. Detection of Low Genetic Variation in a Critically Endangered Chinese Pine, *Pinus squamata*, Using RAPD and ISSR Markers. Biochemical Genetics, 43 (5-6): 239-249. <https://doi.org/10.1007/s10528-005-5215-6>

Zietkiewicz E., Rafalski A., Labuda D., 1994. Genomic fingerprinting by Simple Sequence Repeat (SSR) anchored polymerase chain reaction amplification. Genomics, 20 (2): 176-183. <https://doi.org/10.1006/geno.1994.1151>

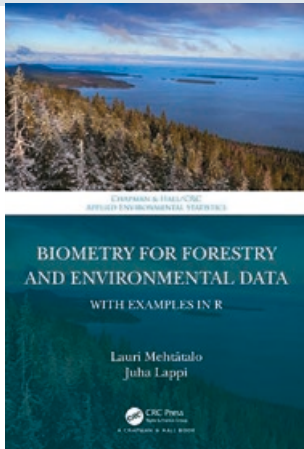
### Makkaoui *et al.* – Contribution des auteurs

Rôle du contributeur	Noms des auteurs
Conceptualisation	M. Makkaoui, Y. Abbas, S. El Antry-Tazi, L. Medraoui, A. Filali-Maltouf
Gestion des données	M. Makkaoui, Y. Abbas, S. El Antry-Tazi, L. Medraoui, A. Filali-Maltouf
Analyse formelle	M. Makkaoui, M. Alami, S. Rabani, A. Filali-Maltouf
Acquisition du financement	Y. Abbas, S. El Antry-Tazi, A. Filali-Maltouf
Enquête et investigation	M. Makkaoui, Y. Abbas, A. Filali-Maltouf
Méthodologie	M. Makkaoui, Y. Abbas, A. Filali-Maltouf
Gestion de projet	Y. Abbas, A. Filali-Maltouf
Ressources	Y. Abbas, S. El Antry-Tazi, A. Filali-Maltouf
Logiciels	M. Alami, M. Makkaoui, A. Filali-Maltouf
Supervision	Y. Abbas, A. Filali-Maltouf
Validation	Y. Abbas, A. Filali-Maltouf
Visualisation	M. Makkaoui, Y. Abbas, A. Filali-Maltouf
Écriture – Préparation de l'ébauche originale	M. Makkaoui, Y. Abbas, A. Filali-Maltouf
Écriture – Révision et édition	M. Makkaoui, Y. Abbas, A. Filali-Maltouf

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



MEHTÄTALO L., LAPPI J., 2020. **BIOMETRY FOR FORESTRY AND ENVIRONMENTAL DATA WITH EXAMPLES IN R**. USA, CHAPMAN AND HALL/ CRC PRESS, 426 P.

“Biometry for Forestry and Environmental Data with Examples in R” focuses on statistical methods that are widely applicable in forestry and environmental sciences, but it also includes material that is of wider interest. Features: 1. Describes the theory and applications of selected statistical methods and illustrates their use and basic concepts through examples with forestry and environmental data in R. 2. Rigorous but easily accessible presentation of the linear, nonlinear, generalized linear and multivariate models, and their mixed-effects counterparts. Chapters on tree size, tree taper, measurement errors, and forest experiments are also included. 3. Necessary statistical theory about random variables, estimation and prediction is included. The wide applicability of the linear prediction theory is emphasized. 4. The hands-on examples with implementations using R make it easier for non-statisticians to understand the concepts and apply the methods with their own data. Lot of additional material is available at [www.biombook.org](http://www.biombook.org). The book is aimed at students and researchers in forestry and environmental studies, but it will also be of interest to statisticians and researchers in other fields as well. *Adapted from the publisher's summary.*

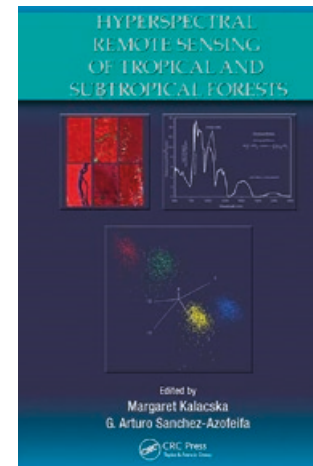
Taylor and Francis, 5550 W 74th Street,  
Indianapolis, IN 46268, USA.  
[www.routledge.com](http://www.routledge.com)



PRANCE G. T. (ED.), 2020. **TROPICAL RAIN FORESTS AND THE WORLD ATMOSPHERE**. USA, ROUTLEDGE, 136 P.

This book, the result of a AAAS symposium organized to explore the ramifications of tropical deforestation, emphasizes the relationship of biosphere to troposphere, aiming to set tropical forest ecology in the context of the global ecosystem. Table of contents: 1. Introduction to tropical rain forests. 2. Tropical forests: patterns of depletion. 3. Deforestation in the Brazilian Amazon basin measured by satellite imagery. 4. Tropical forests: interactions with the atmosphere. 5. Amazon rainfall, potential effects of deforestation, and plans for future research. 6. Catastrophic drought and fire in Borneo tropical rain forest associated with the 1982-83 el Niño southern oscillation event. *Adapted from the publisher's summary.*

Taylor and Francis, 5550 W 74th Street,  
Indianapolis, IN 46268, USA.  
[www.routledge.com](http://www.routledge.com)



KALACSKA M., SANCHEZ-AZOFEIFA G. A. (EDS), 2019. **HYPERSENSPECTRAL REMOTE SENSING OF TROPICAL AND SUB-TROPICAL FORESTS**. USA, CRC PRESS, 352 P.

While frequently used in temperate environments, hyperspectral sensors and data are still a novelty in the tropics. Exploring the potential of hyperspectral remote sensing for assessing ecosystem characteristics, Hyperspectral Remote Sensing of Tropical and Sub-Tropical Forests focuses on the complex and unique set of challenges involved in using this technology and the data it provides.

*Adapted from the publisher's summary.*

Taylor and Francis, 5550 W 74th Street,  
Indianapolis, IN 46268, USA.  
[www.routledge.com](http://www.routledge.com)

# Structure et dynamique des espèces ligneuses des forêts-galeries des rivières et ruisseaux du secteur sud-soudanien du Burkina Faso

Oumarou SAMBARÉ<sup>1,4</sup>  
Salfo SAVADOGO<sup>2</sup>  
Lassina TRAORÉ<sup>3</sup>  
Issaka Ouedraogo<sup>1,4</sup>  
Adjima THIOMBIANO<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Institut des sciences (IDS)  
01 BP 1757, Ouagadougou 01  
Burkina Faso

<sup>2</sup> Centre national de la recherche scientifique  
et technologique (CNRST)  
Institut de recherche en sciences appliquées  
et technologies (IRSAT)  
Département substances naturelles (DSN)  
03 BP 7047, Ouagadougou 03  
Burkina Faso

<sup>3</sup> Université Norbert Zongo (UNZ)  
de Koudougou  
Unité de formation et de recherche  
en sciences et technologies (UFR/ST)  
BP 376, Koudougou  
Burkina Faso

<sup>4</sup> Université Joseph Ki-Zerbo  
Unité de formation et de recherche  
en sciences de la Vie et de la Terre (UFR/SVT)  
Laboratoire de biologie  
et écologie végétales  
09 BP 848, Ouagadougou 09  
Burkina Faso

**Auteur correspondant /  
Corresponding author:**  
Oumarou SAMBARÉ –  
[o\\_sambare@yahoo.fr](mailto:osambare@yahoo.fr)



**Photo 1.**  
Forêt-galerie de ruisseau à Samogohiri à dominance de *Carappa procera*.  
Photo O. Sambaré.

Doi : 10.19182/bft2020.345.a31928 – Droit d'auteur © 2020, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 15 mars 2019 ;  
date d'acceptation : 13 mai 2020 ; date de publication : 1<sup>er</sup> novembre 2020.



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

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

Sambaré O., Savadogo S., Traoré L., Ouedraogo I., Thiombiano A., 2020.  
Structure et dynamique des espèces ligneuses des forêts-galeriers des  
rivières et ruisseaux du secteur sud-soudanien du Burkina Faso. Bois  
et Forêts des Tropiques, 345 : 25-42. Doi : [https://doi.org/10.19182/  
bft2020.345.a31928](https://doi.org/10.19182/bft2020.345.a31928)

## RÉSUMÉ

### Structure et dynamique des espèces ligneuses des forêts-galeries des rivières et ruisseaux du secteur sud-soudanien du Burkina Faso

Les forêts-galeries du Burkina Faso sont menacées de disparition sous l'effet des actions anthropiques et du changement climatique. Elles survivent sous une forme fragmentée dans le secteur sud-soudanien du Burkina Faso. L'objectif de cette étude est, d'une part, de décrire les caractéristiques structurales des groupements végétaux de deux types de cours d'eau, à savoir les rivières et les ruisseaux, et, d'autre part, de déterminer la structure démographique des espèces dominantes afin d'apprécier leur dynamique. Les données ont été collectées suivant un inventaire systématique dans des placettes de 1 000 m<sup>2</sup> pour la strate adulte et 100 m<sup>2</sup> pour la régénération suivant des transects perpendiculaires au cours d'eau principal. Cette étude a permis de recenser 127 espèces réparties en 98 genres et 47 familles. Les densités des groupements végétaux varient significativement entre elles, avec les plus fortes valeurs au niveau des groupements des rivières. Les surfaces terrières varient aussi significativement entre elles avec les plus fortes valeurs rencontrées au niveau des groupements des ruisseaux. Les espèces dominantes des groupements des rivières ont en général une structure stable due probablement à leur situation dans des aires protégées et à leur biologie. Au niveau des groupements des ruisseaux, les espèces dominantes ont des structures déséquilibrées avec dominance d'individus de gros diamètre. Les espèces dominantes dans la strate adulte n'ont pas une bonne régénération dans la strate juvénile. De cette étude, il ressort que le type de cours d'eau semble influencer la structure des groupements. Les espèces dominantes dans la strate adulte n'ont pas forcément une bonne régénération. Des mesures de protection s'appuyant sur ces résultats devraient être envisagées en faveur des forêts-galeries du secteur sud-soudanien.

**Mots-clés :** biodiversité, inventaire, flore, forêt-galerie, régénération, formation ripicole, Burkina Faso.

## ABSTRACT

### Structure and dynamics of woody species in gallery forests along rivers and streams in the southern Sudanian zone of Burkina Faso

Burkina Faso's gallery forests are under threat of extinction due to the pressures of human activity and climate change. In the southern Sudanian zone of Burkina Faso, they are surviving only as fragments. The aim of this study was to describe the structural characteristics of plant groups along two kinds of waterways, rivers and streams, and to determine the demographic structure of the dominant species in order to assess their dynamics. The data were collected by making a systematic inventory across 1 000 m<sup>2</sup> plots for the adult stage and 100 m<sup>2</sup> plots for regenerating vegetation, along transects running perpendicularly to the main waterway. The study identified 127 species belonging to 98 genera and 47 families. The densities of these plant groups varied significantly, with the highest densities being found in groups along rivers. Basal areas also varied significantly, with the largest being found in groups along streams. The dominant species along rivers were generally stable in structure, probably thanks to their location in protected areas and to their biology. The structure of the dominant species along streams was uneven, with large-diameter individuals predominating. The dominant species in the adult stage were not regenerating well in the juvenile stage. This study shows that the type of waterway can influence the structure of plant groups. Regeneration of the dominant species in the adult stage is not necessarily satisfactory. Protection measures drawing on these results need to be considered to help conserve gallery forests in the southern Sudanian zone.

**Keywords:** biodiversity, inventory, flora, gallery forest, regeneration, riparian stand, Burkina Faso.

## RESUMEN

### Estructura y dinámica de las especies leñosas de los bosques en galería de los ríos y arroyos del sector sur sudanés de Burkina Faso

Los bosques en galería de Burkina Faso están amenazados de desaparición bajo el efecto de las acciones antrópicas y del cambio climático. Sobreviven de forma fragmentada en el sector sur sudanés de Burkina Faso. El objetivo de este estudio es describir, por un lado, las características estructurales de los agrupamientos vegetales de dos tipos de curso de agua, es decir, los ríos y los arroyos, y por otro lado, determinar la estructura demográfica de las especies dominantes para apreciar su dinámica. Los datos han sido recogidos siguiendo un inventario sistemático en parcelas de ensayo de 1 000 m<sup>2</sup> para el estrato adulto y de 100 m<sup>2</sup> para la regeneración siguiendo transectos perpendiculares al curso de agua principal. Este estudio permitió censar 127 especies repartidas en 98 géneros y 47 familias. Las densidades de los agrupamientos vegetales varían significativamente, con los valores más fuertes en los agrupamientos de los ríos. Las áreas basales también varían significativamente, con los valores más fuertes en los agrupamientos de los arroyos. Las especies dominantes de los agrupamientos de los ríos tienen en general una estructura estable debida probablemente a su situación en zonas protegidas y a su biología. En los agrupamientos de los arroyos, las especies dominantes tienen estructuras desequilibradas con dominancia de individuos de gran diámetro. Las especies dominantes en el estrato adulto no tienen una buena regeneración en el estrato juvenil. Este estudio indica que el tipo de curso de agua parece influir en la estructura de los agrupamientos. Las especies dominantes en el estrato adulto no tienen obligatoriamente una buena regeneración. Deberían plantearse medidas de protección basadas en estos resultados, en favor de los bosques en galería del sector sur sudanés.

**Palabras clave:** biodiversidad, inventario, flora, bosque en galería, regeneración, formación ripícola, Burkina Faso.

## Introduction

Les forêts-galeries sont des formations fermées de forêt dense qui longent les cours d'eau dans les régions de formations ouvertes et de savanes (FAO, 2005). Les espèces constitutives sont des ripicoles typiques qui tranchent nettement avec la végétation adjacente (Sambaré, 2013). Elles offrent de nombreux services écosystémiques aux populations riveraines et même lointaines (Kozłowski, 2002 ; Lamb *et al.*, 2005 ; Sabi Lolo Ilou *et al.*, 2017). Parmi les services que fournissent les forêts-galeries à l'Homme, nous pouvons citer : la maîtrise des crues ; la recharge des eaux souterraines ; la rétention et l'exportation des sédiments et des matières nutritives ; l'épuration de l'eau ; le rôle de réservoir de diversité biologique ; des valeurs culturelles ; des sites de loisirs et de tourisme ; l'atténuation du changement climatique et l'adaptation (Pither et Kelman, 2002 ; Thiombiano, 2005 ; César *et al.*, 2009, 2010).

Malgré leur importance, les forêts-galeries sont menacées dans le monde, et en particulier au Burkina Faso, par des actions anthropiques telles que la coupe du bois, l'agriculture, l'orpaillage et l'urbanisation, ainsi que par le changement climatique (Fontès et Guinko, 1995 ; Aurouet *et al.*, 2005 ; César *et al.*, 2009, 2011). C'est dans les aires protégées et sur certains sites sacrés qu'on rencontre des forêts-galeries peu perturbées. Dans ces forêts-galeries, à l'abri de la pression anthropique, un grand nombre d'espèces dominantes dans la végétation adulte présentent des structures démographiques perturbées à cause de l'eau (Ouédraogo, 2009). Ceci met en exergue la problématique de l'avenir des groupements végétaux des forêts-galeries (Sambaré *et al.*, 2010). Des change-

ments de structure et de diversité sont-ils probables à court et moyen terme au sein des groupements végétaux ? Quels sont les groupements concernés ?

Au Burkina Faso, très peu d'études se sont focalisées sur les forêts-galeries et encore moins sur la structure et la dynamique des espèces. Les travaux déjà menés ont permis d'avoir une connaissance de la flore des formations ripicoles (Bonkougou, 1984 ; Belem, 2008) et sa répartition en fonction des secteurs phytogéographiques (Fontès et Guinko, 1995 ; Sambaré *et al.*, 2011). D'autres études ont caractérisé des formations ripicoles mais à des échelles très réduites (Belem, 2008 ; Ouédraogo *et al.*, 2009). César *et al.* (2011) ont mis en évidence l'état de dégradation des reliques forestières au voisinage de Bobo-Dioulasso. Belem (2008) a étudié la dynamique de la végétation adulte à travers la variation du nombre d'individus par espèce entre 1995 et 2004. D'autres études ont abordé la structure démographique de la végétation d'ensemble selon les types de cours d'eau (Sambaré *et al.*, 2011). Selon Mbayngone *et al.* (2008), la végétation d'ensemble des formations présente généralement des structures démographiques stables, masquant ainsi les structures déséquilibrées de certaines espèces dominantes.

L'objectif de cette étude est de décrire les caractéristiques structurales des groupements végétaux de deux types de cours d'eau, à savoir les rivières et les ruisseaux, d'une part, et, d'autre part, de déterminer la structure démographique des espèces dominantes afin d'apprécier leur dynamique. L'étude repose sur deux hypothèses : la structure des groupements végétaux est influencée par le type de cours d'eau ; la structure stable des espèces dans la strate adulte implique une bonne régénération.

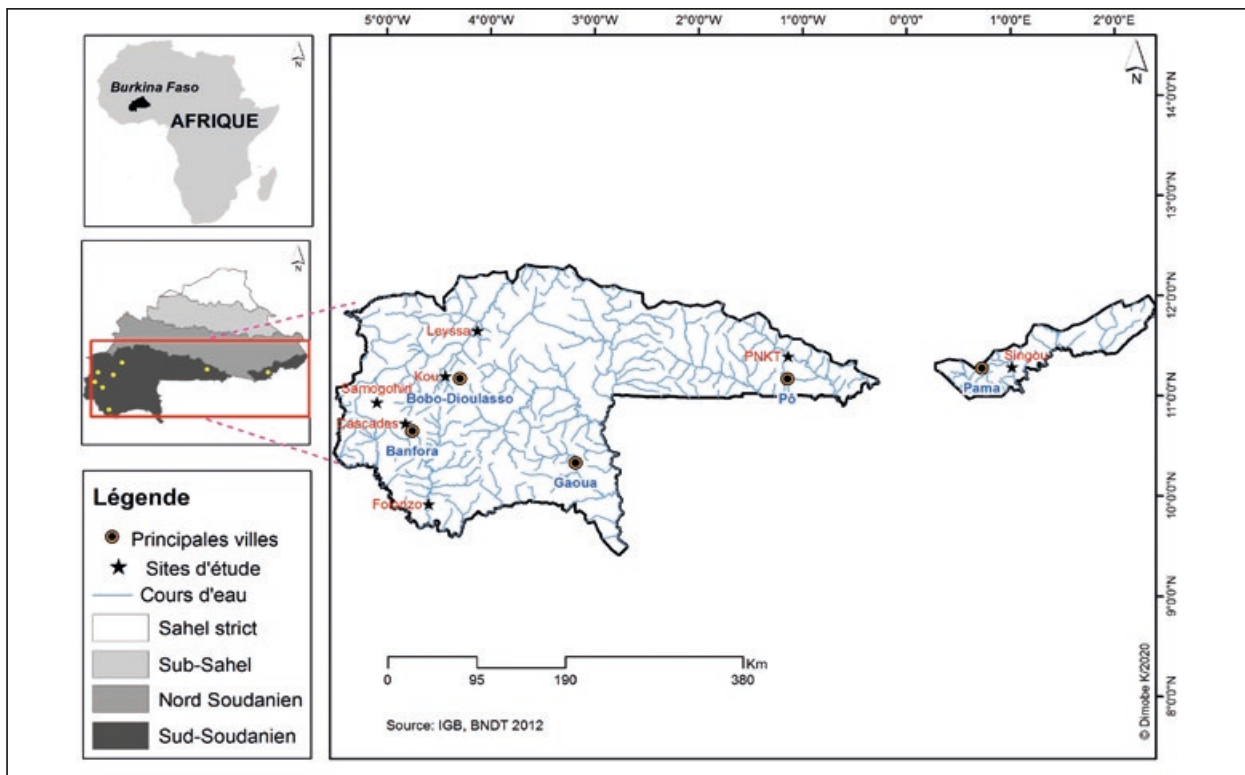


Figure 1.  
Carte de localisation des sites d'étude.

## Méthodes

### Les sites d'étude

Le Burkina Faso est situé au cœur de l'Afrique occidentale. Il s'étend du nord au sud entre les latitudes 09°02' et 15°05' Nord et les longitudes 02°02' Est et 05°03' Ouest (figure 1). Il est parcouru par un important réseau hydrographique qui se rattache aux bassins versants de la Volta, de la Comoé et du Niger avec des superficies respectives de 178 000 km<sup>2</sup>, 17 000 km<sup>2</sup> et 79 000 km<sup>2</sup> (Collectif, 2001). Les cours d'eau ont un régime tropical qui reflète fidèlement le rythme des précipitations avec des débits faibles, voire nuls pendant la saison sèche.

Le Burkina Faso est subdivisé en deux domaines phytogéographiques (le domaine sahélien et le domaine soudanien) et précisément en quatre secteurs phytogéographiques sur la base du climat, des formations végétales et de la flore (Fontès et Guinko, 1995). Dans le secteur phytogéographique sud-soudanien, situé au sud du parallèle 11°30 Nord, la pluviosité moyenne annuelle varie de 900 à 1 100 mm. La saison des pluies dure 6 à 7 mois. La végétation est dominée par des savanes boisées et arborées. Les formations forestières sont pour la plupart liées à la présence des cours d'eau. Elles se développent en végétation de forêts-galeries et de cordons ripicoles (Ouédraogo, 2009). Ces formations sont très dégradées du fait des activités anthropiques, essentiellement (César *et al.*, 2011). Cependant, dans les aires protégées et sur certains sites sacrés, elles sont bien conservées (Fontès et Guinko, 1995).

Les sept sites que nous avons échantillonnés sont situés dans des aires protégées, à l'exception des sites de Samogohiri et des Cascades. Une correspondance est faite entre ces aires protégées et les catégories d'aires protégées de l'UICN (Belemsobgo *et al.*, 2010).

Le site de Singou se trouve dans la réserve totale de faune du Singou. La réserve couvre une superficie de 192 600 ha. Classée en 1955, elle est située dans la province de la Kompienga (Est). Les activités humaines y sont totalement proscrites, la pêche étant interdite ainsi que la présence humaine, à l'exception du personnel de la réserve et des missions scientifiques munies d'autorisations spéciales. Elle relève de la catégorie I des aires protégées selon l'UICN.

Le site du PNKT est dans le parc national Kaboré Tambi, situé à Pô dans la province du Nahouri. Le parc couvre une superficie de 155 500 ha. Il correspond à la catégorie II des aires protégées selon la classification de l'UICN. L'activité de valorisation permise est l'écotourisme.

Le site de Folonzo se trouve dans la forêt classée et réserve partielle de faune de la Comoé-Léraba sur la rivière Comoé. Celle-ci occupe une superficie de 124 500 ha et appartient à la catégorie IV de l'UICN.

Le site de Leyssa, localisé dans la réserve de biosphère de la Mare aux Hippopotames, couvre 19 200 ha. Cette dernière est gérée comme une réserve faunique.

La forêt classée du Kou (Dindéresso) occupe une superficie de 114 ha. Le tourisme y est autorisé.

Le site de Samogohiri est dans une forêt-galerie qui ne bénéficie pas d'un statut de forêt classée. Elle est fréquentée par les populations locales à la recherche d'eau. La végétation adjacente à la forêt-galerie y est totalement détruite au profit des activités agricoles.

Le site des Cascades se situe autour des cascades de Karfiguêla, où l'activité touristique est pratiquée.

Ces sept sites, rappelés dans le tableau I, sont localisés le long de deux types de cours d'eau :

- les rivières qui sont des cours d'eau importants, permanents et semi-permanents tels que la Comoé, le Nazinon et le Singou, dont les variations des hauteurs moyennes mensuelles d'eau sont de 309,83 cm à 501,45 cm et les débits maximums moyens mensuels de 31,7 à 101,21 m<sup>3</sup>/s ;

**Tableau I.**

Noms des sites retenus et caractéristiques des cours d'eau.

Type de cours d'eau	Site/cours d'eau	Hauteur (cm)	Débit (m <sup>3</sup> /s)	Forme de la vallée
Rivière	Folonzo/Comoé	501,45	101,21	Concave
	PNKT/Nazinon	309,83	31,70	Concave
	Singou/Singou	-	-	Concave
Ruisseau	Samogohiri/affluent de la Comoé	14,34	0,11	Concave
	Kou-Nasso/affluent du Mouhoun	21,65	0,67	Non concave
	Karfiguêla/affluent de la Comoé	54,47	0,56	Non concave
	Leyssa/affluent du Mouhoun	-	-	Non concave

Source : Direction générale des ressources en eau (DGRE). Les valeurs moyennes ont été calculées avec des données de 1979 à 2009.

▪ les ruisseaux qui sont des cours d'eau de faible importance comme les affluents de la Comoé et du Mouhoun, dont les variations des hauteurs moyennes mensuelles varient de 14,34 à 54,47 cm avec des débits maximums moyens mensuels de 0,11 à 0,67 m<sup>3</sup>/s (1979 à 2009). Ces cours d'eau sont permanents et sont alimentés par une source, ce qui fait qu'ils connaissent de faibles variations de niveau d'eau.

### Collecte des données

Un total de 75 relevés phytosociologiques a été réalisé d'octobre 2007 à novembre 2009 sur les sites d'étude. Les périodes de collecte des données ont correspondu aux débuts des saisons pluvieuses (mai-juin) et aux fins des sai-

sons pluvieuses (septembre-novembre). Sur chaque site, au moins trois transects perpendiculaires au cours d'eau principal ont été installés systématiquement à partir du premier transect, installé de façon aléatoire. La distance entre les transects est de 100 à 200 m. Les variations de distance entre les transects s'expliquent par le fait que, lorsqu'un transect tombe sur un point inaccessible, nous le déplaçons. Sur chaque transect, les placettes ont été installées de part et d'autre du cours d'eau sur les deux berges. La superficie des placettes d'inventaire était de 1 000 m<sup>2</sup> (50 m x 20 m). Les relevés phytosociologiques ont été effectués selon la méthode sigmatiste zuricho-montpelliéraine de Braun-Blanquet définie par Guinochet (1973).

**Tableau II.**

Caractéristiques et positions topographiques des groupements végétaux des rivières et des ruisseaux.

Topographie	Grpts	Sol	NR	NtE	NmE (± ES)	H (± ES)	E (± ES)	Espèces caractéristiques
Berge	<i>C.cog-H.heu</i>	Limono-argileux à argileux	12	61	19,5 ± 1,89	2,75 ± 0,15	0,93 ± 0,04	<i>Cassipourea congoensis</i> , <i>Hymenocardia heudelotii</i> , <i>Manilkara obovata</i> , <i>Dialium guineense</i> , <i>Salacia stulmanii</i> , <i>Syzygium guineense</i> , <i>Pterocarpus santalinoides</i> , <i>Croton scarciensis</i> , <i>Strychnos usambarensis</i> , <i>Croton nigritanus</i> , <i>Dissomeria crenata</i> , <i>Ficus asperifolia</i> , <i>Indigofera malacophylla</i> , <i>Manilkara multinervis</i> , <i>Salacia pallescens</i> , <i>Cola laurifolia</i> , <i>Tricalisia subcordata</i> , <i>Drypetes floribunda</i> , <i>Canthium cornelia</i> , <i>Pachystela pobeguina</i> , <i>Ochna schweinfurthiana</i> , <i>Gardenia nitida</i> , <i>Phyllanthus muellerianus</i> , <i>Myrianthus serratus</i>
Berge	<i>G.liv-V.chr</i>	Limono-argileux à argileux	24	34	8,88 ± 1,33	1,95 ± 0,10	0,92 ± 0,03	<i>Vitex chrysocarpa</i> , <i>Garcinia livingstonei</i> , <i>Combretum acutum</i> , <i>Xylopia parviflora</i> , <i>Morelia senegalensis</i> , <i>Tacazzea apiculata</i> , <i>Paullinia pinnata</i>
Berge	<i>C.pro-E.gui</i>	Sableux à sablo-limoneux et limono-argileux	38	136	21,82 ± 1,33	2,81 ± 0,08	0,94 ± 0,03	<i>Carapa procera</i> , <i>Elaeis guineensis</i> , <i>Mucuna poggei</i> , <i>Tetracera alnifolia</i> , <i>Baissea multiflora</i> , <i>Strophanthus sarmentosus</i> , <i>Lecaniodiscus cupanioides</i> , <i>Dalbergia bignoniae</i> , <i>Psychotria psychotrioides</i> , <i>Rauvolfia vomitoria</i> , <i>Berlinia grandiflora</i> , <i>Pavetta corymbosa</i> , <i>Voacanga africana</i> , <i>Landolphia heudelotii</i> , <i>Alchornea cordifolia</i> , <i>Santaloides afzelii</i> , <i>Apodostigma pallens</i> , <i>Uvaria chamae</i> , <i>Ancylobotrys amoena</i> , <i>Tricalysia okelensis</i> , <i>Opilia celtidifolia</i> , <i>Broenadia salicina</i> , <i>Margaritaria discoidea</i> , <i>Mucuna poggei</i> , <i>Secamone afzelii</i>
Berge	<i>C.cor-A.zyg</i>	Limono-argileux à argileux	9	56	24,11 ± 2,18	2,98 ± 0,17	0,95 ± 0,05	<i>Cola cordifolia</i> , <i>Albizia zygia</i> , <i>Erythrophleum suaveolens</i> , <i>Malacantha alnifolia</i> , <i>Cordia sinensis</i> , <i>Oncoba spinosa</i> , <i>Macrosphyra longistyla</i> , <i>Desmodium gangeticum</i> , <i>Saba comorensis</i> , <i>Kigelia africana</i> , <i>Capparis tomentosa</i> , <i>Ficus exasperata</i> , <i>Psychotria vogeliana</i> , <i>Combretum paniculatum</i> , <i>Andira inermis</i> , <i>Phyllanthus discoideus</i> , <i>Khaya senegalensis</i> , <i>Ficus sur Forssk.</i> , <i>Saba senegalensis</i> , <i>Crateva adansonii</i> , <i>Nauclea pobeguini</i> , <i>Phyllanthus reticulatus</i> , <i>Ceiba pentandra</i>
Berge/ Dépression	<i>M.ine</i>	Argileux	14	36	5,64 ± 1,74	1,20 ± 0,14	0,63 ± 0,04	<i>Mitragyna inermis</i>

Grpts : groupements ; *C.cog-H.heu* : groupement à *Cassipourea congoensis* et *Hymenocardia heudelotii* ; *G.liv-V.chr* : groupement à *Garcinia livingstonei* et *Vitex chrysocarpa* ; *M.ine* : groupement à *Mitragyna inermis* ; *C.pro-E.gui* : groupement à *Carapa procera* et *Elaeis guineensis* ; *C.cor-A.zyg* : groupement à *Cola cordifolia* et *Albizia zygia* ; NR : nombre de relevés ; NtE : nombre total d'espèces ; NmE : nombre moyen d'espèces ; H : indice de Shannon ; E : indice d'équitabilité de Pielou ; ES : erreur standard.



**Photo 2.**  
Forêt-galerie de rivière permanente de la Comoé à Folonzo à dominance de *Cassipourea congoensis*.  
Photo O. Sambaré.



**Photo 3.**  
Mesure de diamètre à hauteur de poitrine d'un pied de *Berlinia grandiflora*.  
Photo O. Sambaré.

Dans les mêmes placettes de relevés phytosociologiques, des relevés dendrométriques ont été réalisés sur la strate adulte et sur la strate juvénile. Pour la strate juvénile, c'est-à-dire les individus d'espèces de diamètre à hauteur de poitrine inférieur à 5 cm, une sous-placette de 100 m<sup>2</sup> (10 m x 10 m) a été installée dans une zone représentative de la placette de 1 000 m<sup>2</sup>. Les données suivantes ont été collectées sur les individus adultes : le nombre d'individus par espèce ; la hauteur totale ; le diamètre à 1,30 m du sol de chaque individu. Les individus juvéniles ont été comptés par classe de hauteur. La nomenclature adoptée est celle de « *The Plant List* (<http://www.theplantlist.org/>) », qui donne les noms acceptés des espèces.

## Analyse des données

Les données phytosociologiques ont permis la description des principaux groupements ligneux définis par Sambaré *et al.* (2010). Parmi ces groupements, il y a des groupements de berges, de lits et de savanes adjacentes. Dans cette étude, nous nous intéressons aux groupements des forêts-galeries qui se développent sur les berges des rivières et des ruisseaux et qui sont tributaires de ces cours d'eau. Ces groupements sont au nombre de cinq : *C.cog-H.heu*, groupement à *Cassipourea congoensis* et *Hymenocardia heudelotii* ; *G.liv-V.chr*, groupement à *Garcinia livingstonei* et *Vitex chrysocarpa* ; *M.ine*, groupement à *Mitragyna inermis* ; *C.pro-E.gui*, groupement à *Carapa procera* et *Elaeis guineensis* ; *C.cor-A.zyg*, groupement à *Cola cordifolia* et *Albizia zygia*. Les caractéristiques de chacun de ces groupements sont données dans le tableau II.

Dans le but de comparer les structures horizontales de différents groupements entre eux, la densité des individus de chaque groupement a été calculée par le rapport entre le nombre total d'individus comptés et la surface totale considérée. La surface terrière totale a été également calculée pour chaque groupement selon la formule ci-dessous :

$$\text{Surface terrière} = \sum_{i=1}^N D_{i,1,30}^2 \frac{\pi}{4}$$

avec  $D_{i,1,30}$  = diamètre à 1,30 m du sol, et N = nombre total d'individus.

Les données de densité, de diamètre moyen et de surface terrière des populations ne remplissent pas les hypothèses (conditions) de normalité et d'homogénéité de la variance. Pour cette raison, le test non paramétrique de Kruskal-Wallis a été utilisé pour analyser lesdites données. Le groupement végétal a été considéré comme un facteur fixe et randomisé afin de rendre compte de la variabilité naturelle dans l'occurrence de l'espèce dans le groupement. Toutes les analyses statistiques et les calculs de diversité ont été effectués dans le logiciel de statistique R 3.6.1 (R Development Core Team, 2006). Les graphiques ont été réalisés à l'aide du logiciel Excel, 2007.

Pour mettre en évidence les espèces dominantes dans chaque groupement, nous avons calculé les Indices de valeur d'importance (IVI) des espèces de chaque groupement. Ces indices ont été calculés à partir des paramètres suivants :

- Densité relative =  $\frac{\text{Nombre d'individus d'une espèce}}{\text{Nombre total d'individus}} \times 100$
- Dominance relative =  $\frac{\text{Surface terrière totale d'une espèce}}{\text{Surface terrière totale de toutes les espèces}} \times 100$
- Fréquence =  $\frac{\text{Nombre de relevés où l'espèce est rencontrée}}{\text{Nombre total de relevés}} \times 100$
- Fréquence relative =  $\frac{\text{Fréquence d'une espèce}}{\text{Somme de toutes les fréquences}} \times 100$

L'IVI est calculé de la manière suivante : indice de valeur d'importance (IVI) = densité relative + dominance relative + fréquence relative.



## Résultats

### Structure des groupements végétaux

Dans chaque groupement, nous avons considéré les quatre espèces dominantes ayant les plus fortes valeurs d'IVI. Parmi ces quatre espèces, seulement celles qui ont une densité relative supérieure ou égale à 10 % ont été retenues. Les individus adultes ont été regroupés dans 10 classes de diamètre de 5 cm d'amplitude : classe 1 = [5-10], classe 2 = ]10-15], classe 3 = ]15-20], classe 4 = ]20-25], classe 5 = ]25-30], classe 6 = ]30-35], classe 7 = ]35-40], classe 8 = ]40-45], classe 9 = ]45-50], classe 10 = dbh > 50 cm.

Les tendances démographiques des individus juvéniles ont été analysées par la méthode proposée par Condit *et al.* (1998). Pour chacune des espèces dominantes, une régression linéaire logarithmique a été calculée avec la classe médiane comme variable indépendante et le nombre d'individus de cette classe comme variable dépendante. Une transformation du type  $\ln(N_i + 1)$  a été réalisée du fait que certaines classes ne contiennent pas d'individus (Ouedraogo *et al.*, 2009). Les valeurs des pentes des équations de régression et des coefficients de corrélation  $r^2$  sont considérées comme un indicateur de la structure de la population (Lykke, 1998). Le signe de la pente renseigne sur le sens d'évolution des populations. Si la pente est négative, les effectifs de petite taille sont plus nombreux. La valeur positive de la pente indique que les individus de grande taille sont plus importants. Le coefficient de détermination  $R^2$  permet de percevoir suivant le taux de significativité ( $p$ -value) s'il existe une relation entre l'effectif des populations et les classes de diamètre. Des histogrammes des effectifs d'individus par classe de diamètre ont été construits pour ces espèces dominantes dans la strate adulte et par classe de hauteur dans la strate juvénile.

Dans cette étude, il a été recensé 127 espèces réparties en 98 genres et 47 familles (annexe 1). Les densités des groupements végétaux présentés varient significativement entre elles ( $p$ -value = 0,00001) (tableau III). Elles varient de  $277,41 \pm 39,09$  individus/ha à  $960,00 \pm 82,93$  individus/ha. Les plus fortes densités sont rencontrées au sein des groupements *C.cog-H.heu* ( $960,00 \pm 82,93$  individus/ha) et *G.liv-V.chr* ( $662,22 \pm 67,71$  individus/ha). Les groupements *C.pro-E.gui* ( $277,41 \pm 39,09$  individus/ha) et *C.cor-A.zyg* ( $347,50 \pm 101,57$  individus/ha) présentent les plus faibles densités. Les surfaces terrières varient aussi significativement entre elles ( $p$ -value = 0,04) (tableau III). Ainsi, les fortes surfaces terrières sont de  $39,45 \pm 7,90$  m<sup>2</sup>/ha et  $30,65 \pm 3,04$  m<sup>2</sup>/ha respectivement pour les groupements *C.cor-A.zyg* et *C.pro-E.gui*. La plus faible surface terrière est rencontrée chez le groupement *M.ine* ( $17,40 \pm 4,22$  m<sup>2</sup>/ha). S'agissant de la strate juvénile, la plus forte densité est observée au sein du groupement *C.cog-H.heu* ( $31\,416,7 \pm 4\,531,30$  individus/ha) et la plus faible dans le groupement *G.liv-V.chr* ( $3\,241,2 \pm 1\,160,10$  individus/ha) (tableau III).

### Structure démographique des populations des espèces dominantes

Les espèces dominantes du groupement *C.cog-H.heu* sont *Syzygium guineense* (Willd.) DC. (IVI = 70,37 %), *Dialium guineense* Willd. (IVI = 52,44 %), *Cola laurifolia* (IVI = 44,08 %) et *Cassipourea congoensis* (IVI = 32,34 %) (tableau IV). Toutes ces espèces présentent des structures en « J » renversé avec une déviation dans les premières classes pour *Cassipourea congoensis* et *Syzygium guineense* (figure 2). La majorité des individus, 61,68 % pour *Cassipou-*

**Tableau III.**

Densités et surfaces terrières des groupements végétaux du secteur phytogéographique sud-soudanien du Burkina Faso (moyenne  $\pm$  erreur standard).

Topographie	Groupement	Nombre de relevés	Densité/Adulte (individus/ha)	Surface terrière/ Adulte (m <sup>2</sup> /ha)	Nombre de relevés	Densité/Juvénile (individus/ha)
Berge/Rivière	<i>C.cog-H.heu</i>	6	$960,00 \pm 82,93$	$28,54 \pm 6,45$	6	$31\,416,7 \pm 4\,531,30$
Berge/Rivière	<i>G.liv-V.chr</i>	9	$662,22 \pm 67,71$	$22,82 \pm 5,27$	7	$3\,241,2 \pm 1\,160,10$
Dépression/Rivière	<i>M.ine</i>	14	$506,43 \pm 54,29$	$17,40 \pm 4,22$	5	$6\,500 \pm 1\,639,50$
Berge/Ruisseau	<i>C.pro-E.gui</i>	27	$277,41 \pm 39,09$	$30,65 \pm 3,04$	18	$10\,566,7 \pm 5\,679,30$
Berge/Ruisseau	<i>C.cor-A.zyg</i>	5	$347,50 \pm 101,57$	$39,45 \pm 7,90$	5	$20\,000 \pm 4\,159,90$

*M.ine* : groupement à *Mitragyna inermis* ; *G.liv-V.chr* : groupement à *Garcinia livingstonei* et *Vitex chryzocarpa* ; *C.cog-H.heu* : groupement à *Cassipourea congoensis* et *Hymenocardia heudelotii* ; *C.pro-E.gui* : groupement à *Carapa procera* et *Elaeis guineensis* ; *C.cor-A.zyg* : groupement à *Cola cordifolia* et *Albizia zygia*.

Tableau IV.

Indice de valeur d'importance (IVI) des espèces.

Groupement	Nom d'espèce	Densité relative	Dominance relative	Fréquence relative	IVI
<b>C.cog-H.heu</b>	<i>Syzygium guineense</i>	26,56	32,04	11,76	70,36
	<i>Dialium guineense</i>	22,92	17,76	11,76	52,44
	<i>Cola laurifolia</i>	14,06	18,26	11,76	44,08
	<i>Cassipourea congoensis</i>	12,67	7,90	11,76	32,33
	<i>Manilkara obovata</i>	7,29	5,72	11,76	24,77
	<i>Morelia senegalensis</i>	4,69	2,16	9,80	16,65
	<i>Berlinia grandiflora</i>	1,56	7,64	5,88	15,08
	<i>Hymenocardia heudelotii</i>	4,69	0,97	7,84	13,50
	<i>Mitragyna inermis</i>	1,39	3,48	3,92	8,79
	<i>Pterocarpus santalinoides</i>	3,13	1,28	3,92	8,33
	<i>Diospyros mespiliformis</i>	0,35	2,60	1,96	4,91
	<i>Dissomeria crenata</i>	0,17	0,07	1,96	2,20
	<i>Nauclea latifolia</i>	0,17	0,04	1,96	2,17
	<i>Xylopia parviflora</i>	0,17	0,04	1,96	2,17
	<i>Entada wahlbergii</i>	0,17	0,03	1,96	2,16
<b>Total</b>		100,00	100,00	100,00	300
<b>C.cor-A.zyg</b>	<i>Cola cordifolia</i>	33,81	29,38	10,81	74,00
	<i>Khaya senegalensis</i>	3,60	15,28	10,81	29,69
	<i>Cordia sinensis</i>	16,55	3,25	8,11	27,91
	<i>Ceiba pentandra</i>	0,72	20,35	2,70	23,77
	<i>Erythrophleum suaveolens</i>	6,47	8,53	8,11	23,11
	<i>Berlinia grandiflora</i>	7,91	7,09	8,11	23,11
	<i>Malacantha alnifolia</i>	7,19	3,92	5,41	16,52
	<i>Cola laurifolia</i>	5,76	2,08	5,41	13,25
	<i>Anogeissus leiocarpa</i>	2,88	2,56	5,41	10,85
	<i>Acacia dudgeonii</i>	1,44	3,73	2,70	7,87
	<i>Kigelia africana</i>	1,44	0,59	5,41	7,44
	<i>Phoenix reclinata</i>	1,44	0,15	5,41	7,00
	<i>Nauclea pobeguinii</i>	2,16	1,29	2,70	6,15
	<i>Mitragyna inermis.</i>	2,16	0,91	2,70	5,77
	<i>Nauclea latifolia</i>	2,88	0,16	2,70	5,74
	<i>Mimusops kummel</i>	0,72	0,28	2,70	3,70
	<i>Ficus sur</i>	0,72	0,18	2,70	3,60
	<i>Acacia polyacantha</i>	0,72	0,14	2,70	3,56
	<i>Oncoba spinosa</i>	0,72	0,10	2,70	3,52
	<i>Pterocarpus santalinoides</i>	0,72	0,02	2,70	3,44
<b>Total</b>		100,00	100,00	100,00	300
<b>C.pro-E.gui</b>	<i>Berlinia grandiflora</i>	21,23	26,41	9,33	56,97
	<i>Carapa procera</i>	16,29	11,59	9,33	37,21
	<i>Elaeis guineensis</i>	9,08	5,77	7,25	22,10
	<i>Ceiba pentandra</i>	1,07	16,78	1,55	19,40
	<i>Khaya senegalensis</i>	2,14	4,61	4,66	11,41
	<i>Cola cordifolia</i> (Cav.)	2,80	3,26	4,15	10,21
	<i>Lecaniodiscus cupanioides</i>	3,47	1,23	4,66	9,36
	<i>Syzygium guineense</i> (Willd.)	3,07	2,31	3,63	9,01
	<i>Celtis toka</i> (Forssk.)	3,47	3,26	2,07	8,80
	<i>Malacantha alnifolia</i>	2,94	2,33	3,11	8,38

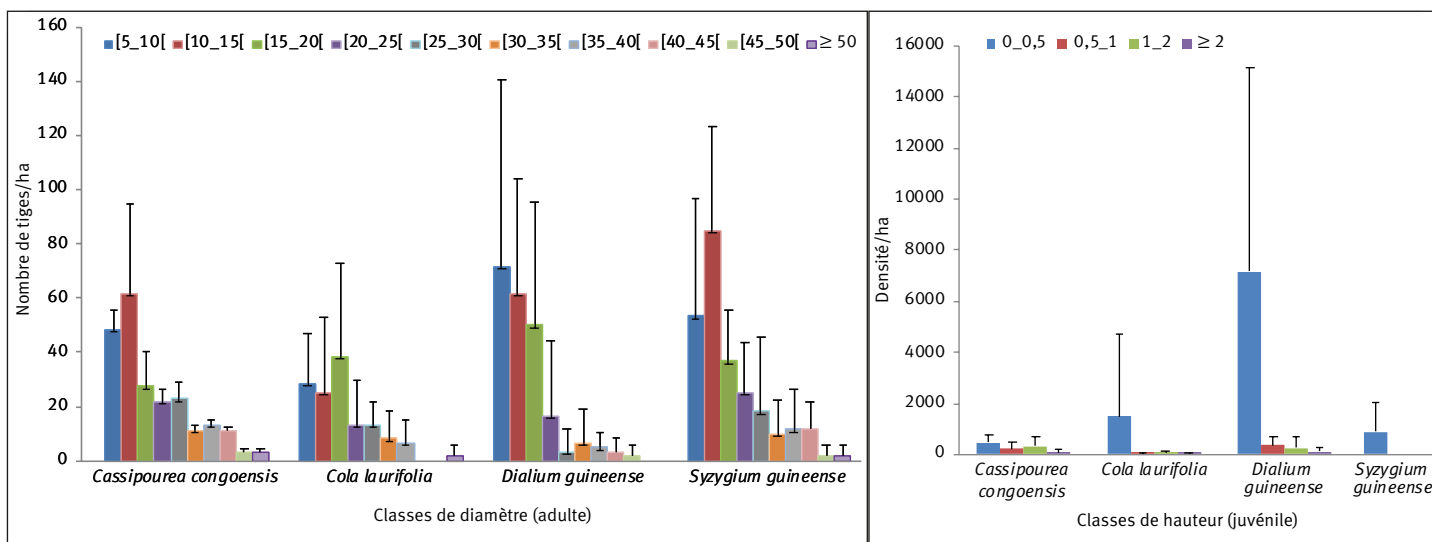
Tableau IV (suite).

Groupement	Nom d'espèce	Densité relative	Dominance relative	Fréquence relative	IVI
<b>C.pro-E.gui</b>	<i>Vitex doniana</i> Sweet	2,27	1,04	4,15	7,46
	<i>Margaritaria discoidea</i>	4,01	1,33	1,55	6,89
	<i>Rauvolfia vomitoria</i>	2,14	0,45	3,11	5,70
	<i>Lannea barteri</i> (Oliv.)	1,20	1,65	2,59	5,44
	<i>Diospyros mespiliformis</i>	1,87	0,81	2,59	5,27
	<i>Pterocarpus erinaceus</i>	1,34	0,68	3,11	5,13
	<i>Anogeissus leiocarpa</i>	1,74	1,31	2,07	5,12
	<i>Milicia excelsa</i>	0,13	3,35	0,52	4,00
	<i>Alchornea cordifolia</i>	1,47	0,11	2,07	3,65
	<i>Albizia zygia</i>	0,93	0,44	2,07	3,44
	<i>Ficus congensis</i>	1,60	1,16	0,52	3,28
	<i>Voacanga africana</i>	1,74	0,45	1,04	3,23
	<i>Detarium senegalense</i>	0,40	2,16	0,52	3,08
	<i>Dialium guineense</i>	0,93	0,52	1,55	3,00
	<i>Uapaca heudelotii</i>	0,93	1,38	0,52	2,83
	<i>Nauclea latifolia</i>	1,60	0,19	1,04	2,83
	<i>Tetracera alnifolia</i>	0,67	0,07	2,07	2,81
	<i>Cassia sieberiana</i>	0,93	0,25	1,55	2,73
	<i>Xylopia parviflora</i>	0,80	0,26	1,55	2,61
	<i>Breonadia salicina</i>	0,53	1,55	0,52	2,60
	<i>Mimusops kummel</i>	0,80	0,44	1,04	2,28
	<i>Parkia biglobosa</i>	0,27	0,76	1,04	2,07
	<i>Holarrhena floribunda</i>	1,20	0,20	0,52	1,92
	<i>Garcinia ovalifolia</i>	0,27	0,14	1,04	1,45
	<i>Saba comorensis</i>	0,27	0,01	1,04	1,32
	<i>Ficus sycomorus</i>	0,53	0,10	0,52	1,15
	<i>Albizia chevalieri</i>	0,13	0,31	0,52	0,96
	<i>Terminalia laxiflora</i>	0,13	0,31	0,52	0,96
	<i>Manilkara multinervis</i>	0,40	0,04	0,52	0,96
	<i>Allophylus africanus</i>	0,40	0,02	0,52	0,94
	<i>Tectona grandis</i>	0,27	0,13	0,52	0,92
	<i>Lannea acida</i>	0,27	0,12	0,52	0,91
	<i>Entada africana</i>	0,27	0,10	0,52	0,89
	<i>Gardenia imperialis</i>	0,27	0,06	0,52	0,85
	<i>Apodostigma pallens</i>	0,27	0,04	0,52	0,83
	<i>Ficus trichopoda</i>	0,13	0,14	0,52	0,79
	<i>Kigelia africana</i>	0,13	0,13	0,52	0,78
	<i>Antiaris africana</i>	0,13	0,11	0,52	0,76
	<i>Piliostigma thonningii</i>	0,13	0,03	0,52	0,68
	<i>Detarium microcarpum</i>	0,13	0,02	0,52	0,67
	<i>Ficus natalensis</i>	0,13	0,02	0,52	0,67
	<i>Tricalysia okelensis</i>	0,13	0,02	0,52	0,67
<i>Dalbergia bignoniae</i>	0,13	0,02	0,52	0,67	
<i>Opilia amentacea</i>	0,13	0,01	0,52	0,66	
<i>Uvaria chamae</i>	0,13	0,01	0,52	0,66	
<i>Dissomeria crenata</i>	0,13	0,01	0,52	0,66	
<b>Total</b>		100,00	100,00	100,00	300

Tableau IV (suite).

Groupement	Nom d'espèce	Densité relative	Dominance relative	Fréquence relative	IVI
<b>M.ine</b>	<i>Mitragyna inermis</i>	75,74	64,00	38,89	178,63
	<i>Vitex chrysocarpa</i>	10,01	4,28	11,11	25,40
	<i>Daniellia oliveri</i>	1,27	18,08	5,56	24,91
	<i>Diospyros mespiliformis</i>	4,51	2,66	8,33	15,50
	<i>Anogeissus leiocarpa</i>	2,54	4,72	5,56	12,82
	<i>Acacia sieberiana</i>	0,42	1,23	5,56	7,21
	<i>Cola laurifolia</i>	1,13	0,31	5,56	7,00
	<i>Acacia polyacantha</i>	0,28	0,98	5,56	6,82
	<i>Tamarindus indica</i>	0,71	2,41	2,78	5,90
	<i>Feretia apodanthera</i>	2,26	0,78	2,78	5,82
	<i>Antidesma venosum</i>	0,56	0,14	2,78	3,48
	<i>Albizia chevalieri</i>	0,28	0,32	2,78	3,38
	<i>Morelia senegalensis</i>	0,28	0,09	2,78	3,15
	<b>Total</b>		<b>100,00</b>	<b>100,00</b>	<b>100,00</b>
<b>G.liv-V.chr</b>	<i>Vitex chrysocarpa</i>	51,81	30,78	18,75	101,34
	<i>Mitragyna inermis</i>	15,54	30,93	14,58	61,05
	<i>Cola laurifolia</i>	15,70	21,33	14,58	51,61
	<i>Syzygium guineense</i>	7,69	5,62	8,33	21,64
	<i>Morelia senegalensis</i>	3,14	1,51	14,58	19,23
	<i>Garcinia livingstonei</i>	0,94	1,48	8,33	10,75
	<i>Parinari congensis</i>	0,78	4,88	4,17	9,83
	<i>Diospyros mespiliformis</i>	1,88	1,98	4,17	8,03
	<i>Antidesma venosum</i>	0,31	0,06	4,17	4,54
	<i>Xylopia parviflora</i>	1,41	0,46	2,08	3,95
	<i>Acacia sieberiana</i>	0,31	0,82	2,08	3,21
	<i>Salacia pyrififormis</i>	0,31	0,09	2,08	2,48
	<i>Paullinia pinnata</i>	0,16	0,05	2,08	2,29
	<b>Total</b>		<b>100,00</b>	<b>100,00</b>	<b>100,00</b>

*M.ine* : groupement à *Mitragyna inermis* ; *G.liv-V.chr* : groupement à *Garcinia livingstonei* et *Vitex chrysocarpa* ;  
*C.cog-H.heu* : groupement à *Cassipourea congoensis* et *Hymenocardia heudelotii* ; *C.pro-E.gui* : groupement à *Carapa procera*  
et *Elaeis guineensis* ; *C.cor-A.zyg* : groupement à *Cola cordifolia* et *Albizia zygia*.



**Figure 2.**  
Structures démographiques des espèces dominantes du groupement *C.cog-H.heu*.

**Tableau V.**

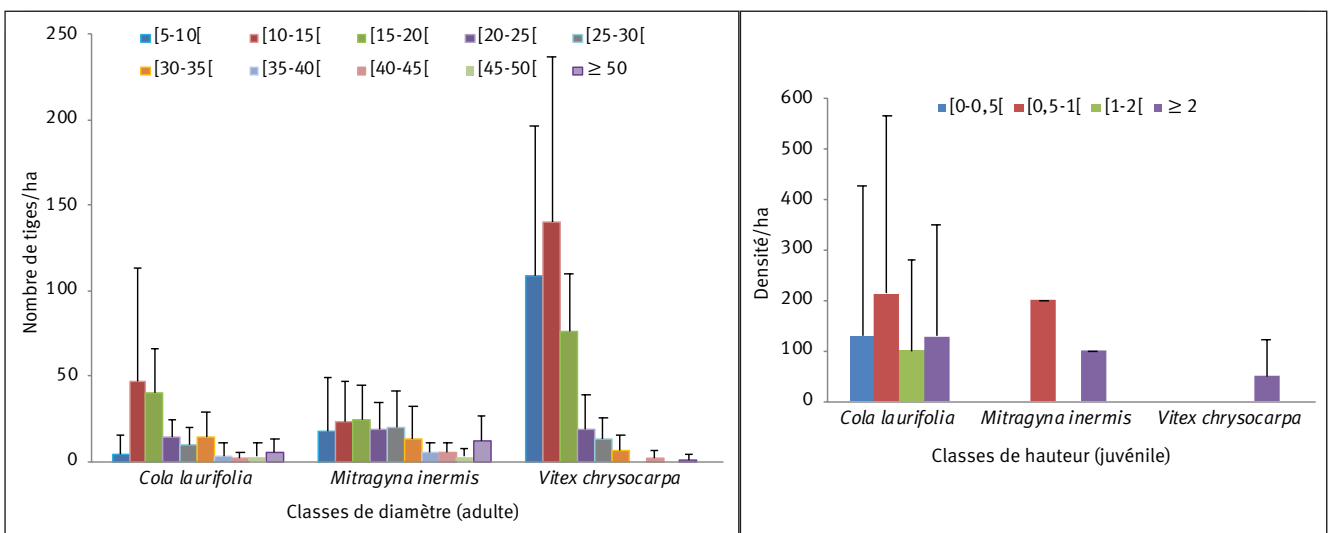
Pentes des équations de régression (adulte et juvénile) et diamètres moyens des espèces dominantes des groupements végétaux.

Topographie	Groupement	Espèce dominante	Diamètre moyen	Pente1 (adulte)	R <sup>2</sup> 1 (adulte)	Pente2 (juvénile)	R <sup>2</sup> 2 (juvénile)
Berge	<i>C.cog-H.heu</i>	<i>Cassipourea congoensis</i>	18,08 ± 1,29	- 1,35***	0,81	- 0,41	0,77
		<i>Cola laurifolia</i>	18,82 ± 3,80	- 1,75**	0,67	- 0,95	0,68
		<i>Dialium guineense</i>	19,38 ± 4,63	- 2,16***	0,87	- 1,30	0,84
		<i>Syzygium guineense</i>	18,91 ± 3,00	- 1,63***	0,78	- 0,85	0,68
Berge	<i>G.liv-V.chr</i>	<i>Cola laurifolia</i>	21,69 ± 2,46	- 0,78	0,24	- 0,03	0,05
		<i>Mitragyna inermis</i>	25,88 ± 2,40	- 0,70*	0,47	0,15	0,09
		<i>Vitex chrysocarpa</i>	14,22 ± 0,92	- 2,75***	0,84	0,14	0,56
Berge	<i>C.pro-E.gui</i>	<i>Berlinia grandiflora</i>	42,23 ± 4,68	0,15	0,03	- 0,50	0,82
		<i>Carapa procera</i>	25,10 ± 2,53	- 0,64**	0,68	- 0,41*	0,95
Berge	<i>C.cor-A.zyg</i>	<i>Cola cordifolia</i>	32,46 ± 4,65	- 0,14	0,02	- 1,68	0,75
		<i>Cordia sinensis</i>	16,65 ± 1,01	- 1,81**	0,63		
Dépression	<i>M.ine</i>	<i>Mitragyna inermis</i>	19,57 ± 2,63	- 1,38**	0,72	- 0,40	0,74
		<i>Vitex chrysocarpa</i>	13,06 ± 1,56	- 2,68***	0,86		

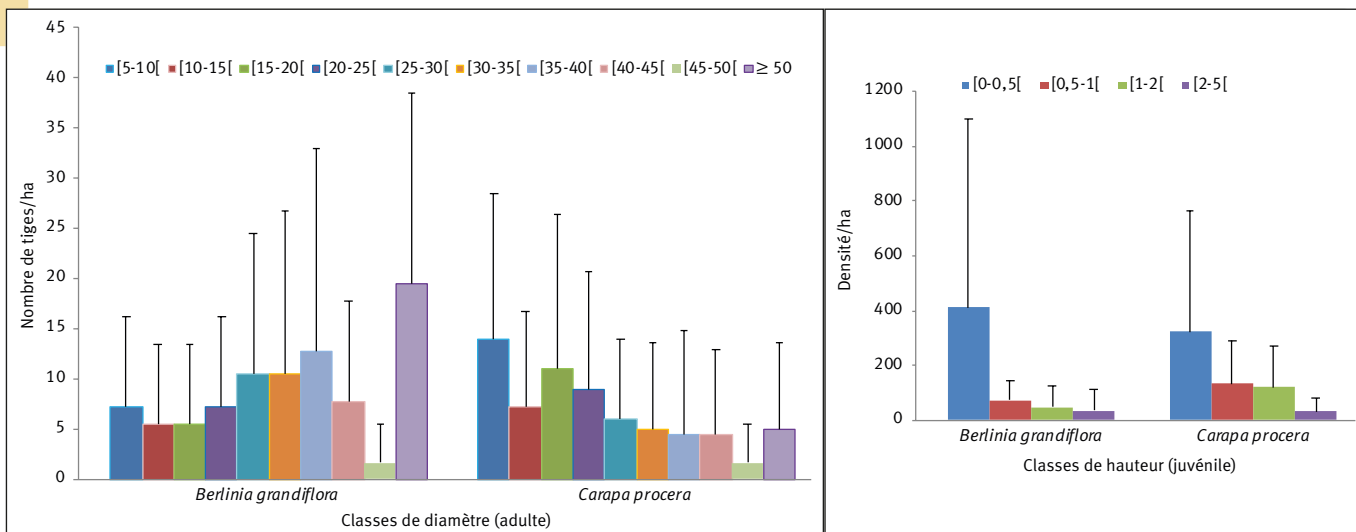
\* 0,05 ≥ P > 0,01 ; \*\* 0,01 ≥ P > 0,001 ; \*\*\* P ≤ 0,001 ; R<sup>2</sup> : coefficient de détermination ; P : probabilité ; *M.ine* : groupement à *Mitragyna inermis* ; *G.liv-V.chr* : groupement à *Garcinia livingstonei* et *Vitex chrysocarpa* ; *C.cog-H.heu* : groupement à *Cassipourea congoensis* et *Hymenocardia heudelotii* ; *C.pro-E.gui* : groupement à *Carapa procera* et *Elaeis guineensis* ; *C.cor-A.zyg* : groupement à *Cola cordifolia* et *Albizia zygia*.

*rea congoensis*, 67,90 % pour *Cola laurifolia*, 83,33 % pour *Dialium guineense*, 63,68 % pour *Syzygium guineense*, se trouvent dans les trois premières classes, à savoir les classes [5-10], [10-15], [15-120]. Pour les individus de diamètre supérieur ou égal à 50 cm, 1,29 %, 1,23 %, 0 %, et 0,65 % sont rencontrés respectivement parmi *Cassipourea congoensis*, *Cola laurifolia*, *Dialium guineense* et *Syzygium guineense*. De plus, les valeurs des pentes des équations de régression varient de - 1,35 à - 2,16 et les coefficients de détermination de 0,67 à 0,87 (tableau V). Dans la strate juvénile, les

valeurs des pentes varient de - 1,30 à - 0,41 et celles des coefficients de détermination de 0,68 à 0,84. Chez *Cola laurifolia* et *Syzygium guineense*, les individus ne sont présents que dans la première classe de hauteur. Chez *Cassipourea congoensis*, les individus sont représentés dans trois classes avec des effectifs très faibles. Chez *Dialium guineense*, c'est dans la première classe que les individus sont bien représentés. De façon générale, c'est dans la première classe que les individus d'espèces sont le plus représentés (figure 2).



**Figure 3.** Structures démographiques des espèces dominantes du groupement *G.liv-V.chr*.



**Figure 4.**  
Structures démographiques des espèces dominantes du groupement *C.pro-E.gui*.

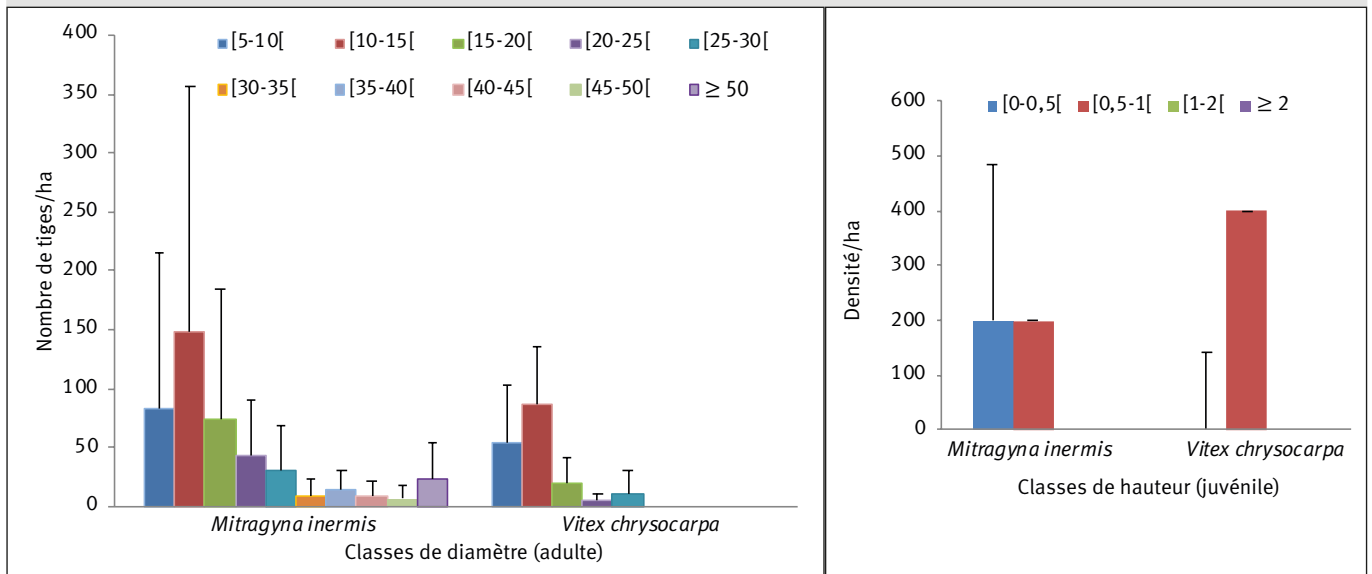
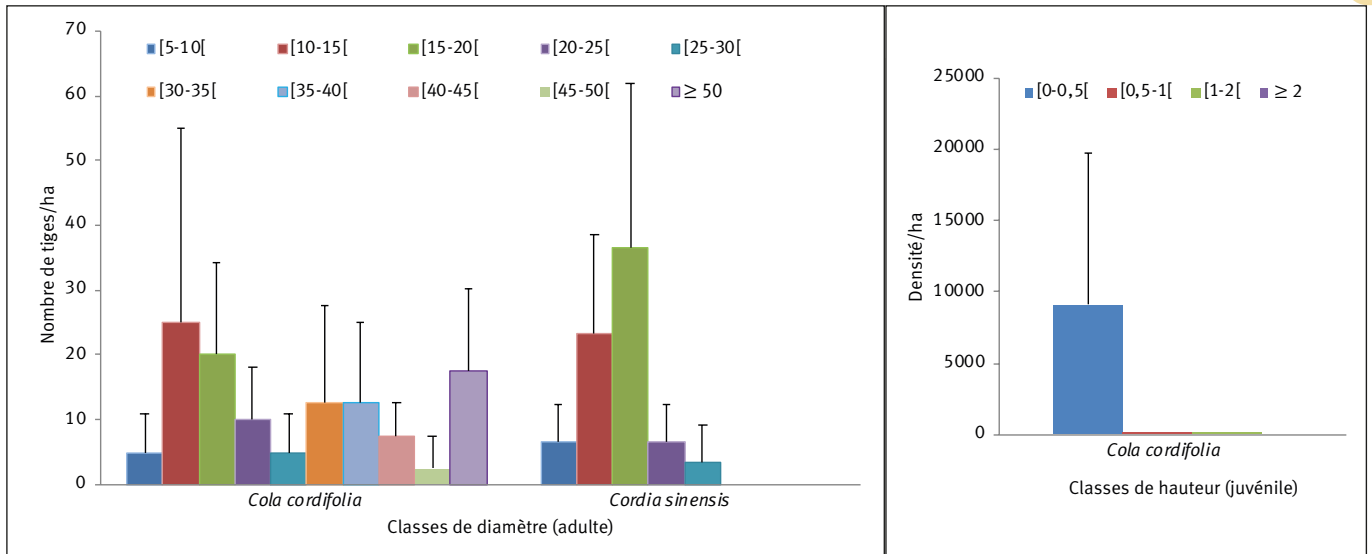
Les espèces dominantes du groupement *G.liv-V.chr* sont *Vitex chrysocarpa* (IVI = 101,34), *Mitragyna inermis* (IVI = 61,05) et *Cola laurifolia* (IVI = 51,62) (tableau IV). Les structures démographiques des individus d'espèces sont en « J » renversé pour *Cola laurifolia* et *Vitex chrysocarpa*, la première classe étant moins représentée en individus par rapport à la deuxième classe pour les deux espèces. Pour *Mitragyna inermis*, la structure est en cloche tronquée à gauche (figure 3). Les individus sont plus nombreux dans les trois premières classes avec 64 % pour *Cola laurifolia* et 88,49 % pour *Vitex chrysocarpa*. Les individus de diamètre supérieur ou égal à 50 cm sont très peu représentés avec 4 % et 0,30 % respectivement pour *Cola laurifolia* et *Vitex chrysocarpa*. Concernant *Mitragyna inermis*, les individus sont presque également répartis dans les cinq premières classes avec une plus grande valeur dans la classe 3, c'est-à-dire la classe [15-20]. Par ailleurs, la valeur de pente de  $-2,75$  et un coefficient de détermination  $R^2$  de  $0,84$  indiquent une stabilité pour *Vitex chrysocarpa*. Quant à *Cola laurifolia*, bien que la structure démographique soit en « J » renversé, la valeur de pente de  $-0,78$  et un coefficient de détermination  $R^2$  de  $0,24$  montrent que sa stabilité est à relativiser (tableau V). Les populations d'espèces de la strate juvénile présentent des structures déséquilibrées au regard des valeurs positives des pentes pour *Mitragyna inermis* ( $0,15$ ) et *Vitex chrysocarpa* ( $0,14$ ) et de la faible valeur négative pour *Cola laurifolia* ( $-0,03$ ) (tableau V). Les individus de *Vitex chrysocarpa* ne sont représentés que dans la seule classe de hauteur supérieure ou égale à 2 m. Les individus de *Mitragyna inermis* sont seulement dans la deuxième et la dernière classe de hauteur. Les individus de *Cola laurifolia* figurent dans les quatre classes de hauteur avec les plus grands effectifs dans les deuxième et quatrième classes de hauteur (figure 3).

*Berlinia grandiflora* (IVI = 56,97) et *Carapa procera* (IVI = 37,21) sont les espèces dominantes du groupement *C.pro-E.gui* (tableau IV). La structure démographique de *Berlinia grandiflora* est en cloche avec plus d'individus de grand diamètre. Quant à *Carapa procera*, sa structure est en « J » ren-

versé. Il y a tout de même moins d'individus dans la deuxième classe par rapport à la troisième (figure 4). Par ailleurs, au regard des valeurs de la pente de l'équation de régression qui est de  $-0,64$  et du coefficient de détermination qui est de  $0,68$ , la stabilité de la structure de *Carapa procera* se confirme. Quant à *Berlinia grandiflora*, la valeur positive de la pente ( $0,15$ ) indique une population avec plus d'individus de gros diamètre. Dans la strate juvénile, c'est *Carapa procera* qui présente une structure stable avec une pente de  $-0,41$  et un coefficient de détermination de  $0,95$  (tableau V). Chez *Berlinia grandiflora*, on observe une forte mortalité entre la première classe et la deuxième classe (figure 4).

Au sein du groupement *C.cor-A.zyg*, les espèces dominantes sont *Cola cordifolia* (IVI = 74,00) et *Cordia sinensis* (IVI = 27,91) (tableau IV). La distribution démographique de *Cola cordifolia* ne suit aucune loi. Quant à *Cordia sinensis*, la distribution est en cloche ; 78,26 % des individus de cette espèce sont représentés dans deux classes, à savoir les classes [10-15[ et [15-20[. Cependant, les valeurs de la pente de  $-1,81$  et celle du coefficient de détermination  $R^2$  de  $0,63$  indiquent une certaine stabilité qui est à relativiser (figure 5). Quant à *Cola cordifolia*, la valeur du coefficient de détermination de  $0,02$  et la structure de sa population indiquent une population déséquilibrée. Dans la strate juvénile, seule *Cola cordifolia* a été recensée dans la première classe (figure 5).

Dans le groupement *M.ine*, les espèces dominantes sont *Mitragyna inermis* (IVI = 178,63) et *Vitex chrysocarpa* (IVI = 25,41) (tableau IV). Les structures démographiques de *Mitragyna inermis* et de *Vitex chrysocarpa* sont en « J » renversé. Les individus sont plus représentés dans les trois premières classes avec 69,26 % et 91,55 % respectivement pour *Mitragyna inermis* et *Vitex chrysocarpa*. Par ailleurs, les valeurs des pentes et des coefficients de détermination  $R^2$  confirment une stabilité de ces deux espèces. Dans la strate juvénile, *Mitragyna inermis* a une structure déséquilibrée. Quant à *Vitex chrysocarpa*, elle est représentée dans une seule classe de la strate juvénile (figure 6).



## Discussion

### Structure des groupements végétaux

Le type de cours d'eau semble influencer la structure des groupements végétaux du secteur sud-soudanien. Il y a une nette distinction en matière de densités et de surfaces terrières entre les groupements des berges du secteur sud-soudanien selon le type de cours d'eau. Les plus fortes densités sont observées chez les groupements *C.cog-H.heu* (960,00 ± 82,93 individus/ha) et *G.liv-V.chr* (662,22 ± 67,71 individus/ha) qui se développent respectivement sur les berges des cours d'eau permanents et semi-permanents

(Sambaré *et al.*, 2011). La forte densité des groupements *C.cog-H.heu* et *C.cor-A.zyg* est liée aux conditions favorables des berges et à la faible pression anthropique. En effet, elles sont situées dans des aires protégées, ce qui les met à l'abri de la forte pression anthropique. Aussi, les espèces constitutives de ces groupements ont un port fortement ramifié et les individus ont de petits diamètres caractéristiques d'un groupement qui se rajeunit de façon perpétuelle. Le débit des cours des rivières (permanents et semi-permanents) provoque des cassures de tiges qui stimulent la multiplication végétative chez ces espèces. Tous ces facteurs concourent à expliquer la forte densité de ces groupements. Les densités sont comparables à celles rencontrées par Natta (2003) dans la zone soudanienne du Bénin. Les densités trouvées

par cet auteur varient de 538 à 732 tiges/ha. Les groupements *C.pro-E.gui* (277,41 ± 39,09 individus/ha) et *C.cor-A.zyg* (347,50 ± 101,57 individus/ha) de faibles densités avec de fortes surfaces terrières se développent le long des ruisseaux, tandis que les groupements *C.cog-H.heu* et *C.cor-A.zyg* à fortes densités avec de faibles surfaces terrières se développent le long des cours des rivières (Sambaré *et al.*, 2011). Les forêts-galeries des ruisseaux ne sont pas toutes localisées dans des aires protégées comme celles des rivières, même si elles bénéficient d'une certaine protection du fait du caractère sacré de certaines d'entre elles. Ces densités trouvées le long des ruisseaux sont similaires à celles observées par Belem (2008) à Leyssa.

### Structures des espèces dominantes

Les espèces dominantes dans la strate adulte des forêts-galeries n'ont pas une bonne régénération dans l'essentiel des cas. Toutes les espèces dominantes du groupement *C.cog-H.heu* présentent des structures stables. En revanche, toutes ces espèces ont des structures déséquilibrées dans la strate juvénile. Au sein du groupement *G.liv-V.chr*, toutes les espèces ont des structures stables dans la strate adulte, mis à part *Cola laurifolia*. Dans la strate juvénile, toutes ces espèces ont des structures déséquilibrées. Dans le groupement *C.pro-E.gui*, seule *Carapa procera* présente une structure stable dans la strate adulte et juvénile. Concernant les espèces *Cola cordifolia* et *Cordia sinensis*, seule *Cola cordifolia* montre une structure stable dans la strate adulte. Ces deux espèces sont mal représentées dans la strate juvénile. Au sein du groupement *M.ine*, les espèces dominantes avec des populations d'espèces stables sont mal représentées dans la strate juvénile. Presque toutes les espèces dominantes des groupements des berges des rivières ont une structure stable. *Cassipourea congoensis*, *Cola laurifolia*, *Dialium guineense*, *Syzygium guineense*, *Vitex chrysocarpa* (groupement *C.cog-H.heu* et groupement *G.liv-V.chr*) doivent la stabilité de leur population à la jeunesse des individus. Cette tendance pourrait se maintenir, s'il n'y a pas de modification brutale des débits des cours d'eau. Seule l'espèce *Cola laurifolia* a présenté une structure instable dans le groupement *G.liv-V.chr* du Sud soudanien. Cela pourrait s'expliquer par le fait que l'espèce *Cola laurifolia* serait moins adaptée aux conditions des cours d'eau semi-permanents où l'humidité n'est pas permanente et où le débit est moins élevé que dans des cours d'eau permanents (Sambaré *et al.*, 2011). En effet, l'espèce a une structure stable dans le groupement *C.cog-H.heu*.

Le type de formation et la biologie des espèces influencent les structures des populations. Les espèces comme *Berlinia grandiflora*, *Carapa procera*, *Cola cordifolia* et *Cordia sinensis* sont des espèces qui se développent le long des ruisseaux où le débit et les fluctuations de niveau d'eau sont faibles. Les groupements dans lesquels elles se développent sont tous localisés dans des forêts bénéficiant d'une protection. *Berlinia grandiflora* et *Cola cordifolia* (gros diamètre) présentent des structures instables. Selon Lykke (1998), les individus de gros diamètre ont une struc-

ture généralement instable. Cependant, *Carapa procera*, bien qu'elle soit de gros diamètre, présente une structure stable. Cela pourrait être lié à la biologie même de l'espèce qui montre une régénération relativement bonne. *Carapa procera* pourrait imprimer sa physiologie aux forêts-galeries des ruisseaux si des mesures idoines ne sont pas prises pour favoriser la régénération des autres espèces.

## Conclusion

Dans le secteur sud-soudanien, le type de cours d'eau semble influencer la structure des forêts-galeries. Les formations des berges des rivières se caractérisent par des densités plus fortes que celles des berges des ruisseaux. À l'inverse, les formations des berges des ruisseaux présentent des surfaces terrières plus fortes que celles des berges des rivières. Les espèces dominantes des groupements des rivières présentent des structures démographiques stables dues probablement à leur situation dans des aires protégées et à leur biologie. Dans les forêts-galeries des ruisseaux, les espèces dominantes ont en général des structures déséquilibrées dans la strate adulte avec une mauvaise régénération, les rendant ainsi vulnérables à des changements de la végétation.

D'une manière générale, la régénération au sein des forêts-galeries des deux types de cours d'eau est caractérisée par sa faiblesse, avec des difficultés de passage vers les classes supérieures. Les espèces dominantes dans la strate adulte présentent presque toutes des difficultés de régénération. Des changements sont donc probables à long terme si rien n'est fait pour maintenir l'équilibre des formations végétales. Des mesures de protection doivent être envisagées en faveur des groupements des forêts-galeries des ruisseaux qui sont hors des aires protégées et dont les espèces dominantes présentent des structures déséquilibrées. Les résultats de cette étude constituent des données importantes dans les prises de décisions en faveur des forêts-galeries par les décideurs.

### Remerciements

Nous remercions le Pr Rüdiger Wittig, le projet BIOTA West et l'UICN qui ont financé cette étude. Nous remercions également Kangbéni Dimobé et Abel Kadéba pour la réalisation de la carte.



Annexe 1.

Liste des espèces recensées et leur famille.

Noms d'espèces	Adulte	Juvenile	Familles
<i>Abrus precatorius</i> L.		*	Fabaceae
<i>Acacia dudgeonii</i> Holland	*	*	Mimosaceae
<i>Acacia polyacantha</i> subsp. <i>campylacantha</i> (A. Rich.) Brenan	*		Mimosaceae
<i>Acacia sieberiana</i> DC.	*		Mimosaceae
<i>Albizia chevalieri</i> Harms	*		Mimosaceae
<i>Albizia zygia</i> (DC.) J.F. Macbr.	*	*	Mimosaceae
<i>Alchornea cordifolia</i> (Schum. & Thonn.) Müll. Arg.	*		Euphorbiaceae
<i>Allophylus africanus</i> P. Beauv.	*	*	Sapindaceae
<i>Allophylus spicatus</i> (Poir.) Radlk.		*	Sapindaceae
<i>Landolphia amoena</i> (Hua) Hua		*	Apocynaceae
<i>Andira inermis</i> (Wright) DC.		*	Fabaceae
<i>Annona senegalensis</i> Pers.		*	Annonaceae
<i>Anogeissus leiocarpa</i> (DC.) Guill. & Perr.	*	*	Combretaceae
<i>Antiaris africana</i> Engl.	*		Moraceae
<i>Antidesma venosum</i> E. Mey. ex Tul.	*	*	Euphorbiaceae
<i>Apodostigma pallens</i> (Planch. & Oliv.) Wilczek	*		Hippocrateaceae
<i>Azadirachta indica</i> A. Juss		*	Meliaceae
<i>Berlinia grandiflora</i> sensu P.B. Kenn.	*	*	Caesalpiniaceae
<i>Borassus aethiopum</i> Mart.		*	Arecaceae
<i>Breonadia salicina</i> (Vahl) Hepper & J.R.I. Wood	*	*	Rubiaceae
<i>Burkea africana</i> Hook.	*	*	Caesalpiniaceae
<i>Canthium venosum</i> (Oliv.) Hiern		*	Rubiaceae
<i>Carapa procera</i> DC.	*	*	Meliaceae
<i>Cassia sieberiana</i> DC.	*	*	Caesalpiniaceae
<i>Cassipourea congoensis</i> R. Br. ex DC.	*		Rhizophoraceae
<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaert.	*	*	Bombacaceae
<i>Celtis toka</i> (Forssk.) Hepper & J.R.I. Wood	*		Ulmaceae
<i>Cola cordifolia</i> (Cav.) R. Br.	*	*	Sterculiaceae
<i>Cola laurifolia</i> Mast.	*	*	Sterculiaceae
<i>Combretum acutum</i> M.A. Lawson		*	Combretaceae
<i>Combretum adenogonium</i> Steud. ex A. Rich.	*		Combretaceae
<i>Combretum collinum</i> Fresen	*		Combretaceae
<i>Combretum micranthum</i> G. Don		*	Combretaceae
<i>Combretum paniculatum</i> Vent.		*	Combretaceae
<i>Cordia sinensis</i> Lam.	*		Boraginaceae
<i>Crossopteryx febrifuga</i> (Afz. ex G. Don) Benth.	*		Rubiaceae
<i>Croton scarcesii</i> Scott-Elliot		*	Euphorbiaceae
<i>Dalbergia bignoniae</i> Berhaut	*	*	Fabaceae
<i>Daniellia oliveri</i> (Rolfe) Hutch. & Dalziel	*	*	Caesalpiniaceae
<i>Detarium microcarpum</i> Guill. & Perr.	*		Caesalpiniaceae
<i>Detarium senegalense</i> J.F. Gmel.	*		Caesalpiniaceae
<i>Dialium guineense</i> Willd.	*	*	Caesalpiniaceae
<i>Diospyros mespiliformis</i> Hochst. ex A. DC.	*	*	Ebenaceae
<i>Dissomeria crenata</i> Hook. f. ex Benth.	*		Dioncophyllaceae
<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.	*	*	Arecaceae
<i>Entada africana</i> Guill. & Perr.	*		Mimosaceae

## Annexe 1 (suite).

Noms d'espèces	Adulte	Juvenile	Familles
<i>Entada wahlbergii</i> Harv.	*		Mimosaceae
<i>Erythrophleum suaveolens</i> (Guill. & Perr.) Brenan	*		Caesalpiniaceae
<i>Feretia apodanthera</i> Delile	*	*	Rubiaceae
<i>Ficus congensis</i> Engl.	*	*	Moraceae
<i>Ficus glumosa</i> Delile	*		Moraceae
<i>Ficus natalensis</i> Hochst.	*		Moraceae
<i>Ficus sur</i> Forssk.	*	*	Moraceae
<i>Ficus sycomorus</i> L.	*		Moraceae
<i>Ficus trichopoda</i> Baker	*		Moraceae
<i>Garcinia livingstonei</i> T. Anderson	*	*	Clusiaceae
<i>Garcinia ovalifolia</i> Oliv.	*		Clusiaceae
<i>Gardenia imperialis</i> K. Schum.	*		Rubiaceae
<i>Holarrhena floribunda</i> (G. Don) T. Durand & Schinz	*		Apocynaceae
<i>Hymenocardia acida</i> Tul.		*	Phyllanthaceae
<i>Hymenocardia heudelotii</i> Planch. ex Müll. Arg.	*		Euphorbiaceae
<i>Indigofera macrophylla</i> Schum. & Thonn.		*	Fabaceae
<i>Khaya senegalensis</i> (Desv.) A. Juss.	*	*	Meliaceae
<i>Kigelia africana</i> (Lam.) Benth.	*	*	Bignoniaceae
<i>Landolphia heudelotii</i> A. DC.		*	Apocynaceae
<i>Lannea acida</i> A. Rich.	*		Anacardiaceae
<i>Lannea barteri</i> (Oliv.) Engl.	*		Anacardiaceae
<i>Lecaniodiscus cupanioides</i> Planch. ex Benth.	*	*	Sapindaceae
<i>Loeseneriella africana</i> (Willd.) R. Wilczek		*	Celastraceae
<i>Macrosphyra longistyla</i> (DC.) Hiern		*	Rubiaceae
<i>Malacantha alnifolia</i> (Baker) Pierre	*	*	Sapotaceae
<i>Manilkara multinervis</i> (Baker) Dubard	*	*	Sapotaceae
<i>Manilkara obovata</i> (Sabine & G. Don) J.H. Hemsl.	*		Sapotaceae
<i>Margaritaria discoidea</i> (Baill.) G.L. Webster	*	*	Euphorbiaceae
<i>Maytenus senegalensis</i> (Lam.) Exell		*	Celastraceae
<i>Milicia excelsa</i> (Welw.) C.C. Berg	*		Moraceae
<i>Mimosa pigra</i> L.		*	Mimosaceae
<i>Mimusops kummel</i> Bruce ex A. DC.	*	*	Sapotaceae
<i>Mitragyna inermis</i> (Willd.) Kuntze	*	*	Rubiaceae
<i>Moghania faginea</i> (Guill. & Perr.) Kuntze		*	Fabaceae
<i>Monotes kerstingii</i> Gilg	*		Dipterocarpaceae
<i>Morelia senegalensis</i> A. Rich. ex DC.	*	*	Rubiaceae
<i>Nauclea latifolia</i> Sm.	*		Rubiaceae
<i>Nauclea pobeguinii</i> (Pobég. ex Pellegr.) Merr. ex E.M.A. Petit	*		Rubiaceae
<i>Oncoba spinosa</i> Forssk.	*	*	Flacourtiaceae
<i>Opilia amentacea</i> Roxb.	*		Opiliaceae
<i>Parinari congensis</i> Didr.	*	*	Chrysobalanaceae
<i>Parinari curatellifolia</i> Planch. ex Benth.		*	Chrysobalanaceae
<i>Parkia biglobosa</i> (Jacq.) G. Don	*		Mimosaceae
<i>Paullinia pinnata</i> L.	*	*	Sapindaceae
<i>Pavetta corymbosa</i> (DC.) F.N. Williams		*	Rubiaceae
<i>Pericopsis laxiflora</i> (Baker) Meeuwen		*	Fabaceae
<i>Phoenix reclinata</i> Jacq.	*	*	Arecaceae

## Annexe 1 (suite).

Noms d'espèces	Adulte	Juvenile	Familles
<i>Phyllanthus reticulatus</i> Poir.		*	Euphorbiaceae
<i>Piliostigma thonningii</i> (Schum.) Milne-Redh.	*		Caesalpiniaceae
<i>Psychotria vogeliana</i> Benth.		*	Rubiaceae
<i>Pteleopsis suberosa</i> Engl. & Diels		*	Combretaceae
<i>Pterocarpus erinaceus</i> Poir.	*	*	Fabaceae
<i>Pterocarpus santalinoides</i> DC.	*	*	Fabaceae
<i>Rauvolfia vomitoria</i> Afzel.	*	*	Apocynaceae
<i>Rytigynia senegalensis</i> Blume		*	Rubiaceae
<i>Saba comorensis</i> (Bojer ex A. DC.) Pichon	*		Apocynaceae
<i>Saba senegalensis</i> (A. DC.) Pichon		*	Apocynaceae
<i>Salacia pallescens</i> Oliv.		*	Celastraceae
<i>Salacia pyriformis</i> (Sabine) Steud.	*		Hippocrateaceae
<i>Santaloïdes afzelii</i> (R. Br. ex Planch.) G. Schellenb.		*	Connaraceae
<i>Sterculia tragacantha</i> Lindl.		*	Malvaceae
<i>Stereospermum kunthianum</i> Cham.	*	*	Bignoniaceae
<i>Strophanthus sarmentosus</i> DC.		*	Apocynaceae
<i>Swartzia madagascariensis</i> Desv.		*	Fabaceae
<i>Syzygium guineense</i> (Willd.) DC.	*	*	Myrtaceae
<i>Tacazzea apiculata</i> Oliv.		*	Asclepiadaceae
<i>Tamarindus indica</i> L.	*	*	Caesalpiniaceae
<i>Tectona grandis</i> L. f.	*		Verbenaceae
<i>Terminalia avicennioides</i> Guill. & Perr.	*	*	Combretaceae
<i>Terminalia glaucescens</i> Planch. ex Benth.	*		Combretaceae
<i>Terminalia laxiflora</i> Engl.	*		Combretaceae
<i>Terminalia macroptera</i> Guill. & Perr.	*		Combretaceae
<i>Tetracera alnifolia</i> Willd.	*	*	Dilleniaceae
<i>Tricalysia okelensis</i> Hiern	*		Rubiaceae
<i>Uapaca heudelotii</i> Baill.	*		Euphorbiaceae
<i>Uvaria chamae</i> P. Beauv.	*	*	Annonaceae
<i>Vitellaria paradoxa</i> C.F. Gaertn.	*		Sapotaceae
<i>Vitex chrysocarpa</i> Planch.	*	*	Verbenaceae
<i>Vitex doniana</i> Sweet	*	*	Verbenaceae
<i>Voacanga africana</i> Stapf ex Scott-Elliot	*		Apocynaceae
<i>Xylopa parviflora</i> Spruce	*	*	Annonaceae

## Références

Aouret 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 et Changements Planétaires / Sécheresse, 16 (3) : 199-207. [https://www.jle.com/fr/revues/sec/e-docs/les\\_facteurs\\_principaux\\_de\\_levolution\\_des\\_milieux\\_riverains\\_du\\_mouhoun\\_pres\\_de\\_boromo\\_burkina\\_faso\\_changement\\_climatique\\_o\\_266539/article.phtml](https://www.jle.com/fr/revues/sec/e-docs/les_facteurs_principaux_de_levolution_des_milieux_riverains_du_mouhoun_pres_de_boromo_burkina_faso_changement_climatique_o_266539/article.phtml)

Belem O. M., 2008. Les galeries forestières de la Réserve de la Biosphère de la Mare aux Hippopotames du Burkina Faso : caractéristiques, dynamique et ethnobotanique. Thèse de doctorat d'État, Université de Ouagadougou, Burkina Faso, 279 p.

Belemsobgo U., Kafando P., Adouabou B. A., Nana S., Coulibaly S., Gnoumou A., *et al.*, 2010. Le réseau d'Aires Protégées. In : Thiombiano A., Kampmann D. (éds). Atlas de la Biodiversité de l'Afrique de l'Ouest. Tome II : Burkina Faso. Ouagadougou et Francfort-sur-le Main, BIOTA, 592 p.

Bonkoungou G. E., 1984. Inventaire et analyse biogéographique de la flore des forêts-galeries de la Volta Noire en Haute Volta. Notes doc. Volt., 15 (1-2) : 64-84.

César J., Bouyer J., Granjon L., Akoudjin M., 2009. Les dégradations autour de Bobo-Dioulasso et sur la falaise de Banfora. Bobo-Dioulasso, Burkina Faso, CIRDES, 20 p. <http://agritrop.cirad.fr/554963/>

- César J., Bouyer J., Granjon L., Akoudjin M., Guerrini L., Louppe D., 2010. Les relicttes forestières de la falaise de Banfora : un peuplement original au voisinage de Bobo-Dioulasso, Burkina Faso. *Bois et Forêts des Tropiques*, 305 (3) : 43-55. <https://doi.org/10.19182/bft2010.305.a20437>
- César J., Bouyer J., Granjon L., Akoudjin M., Louppe D., 2011. Les relicttes forestières de la falaise de Banfora : les dégradations au voisinage de Bobo-Dioulasso, Burkina Faso. *Bois et Forêts des Tropiques*, 308 (2) : 5-19. <https://doi.org/10.19182/bft2010.305.a20437>
- Collectif, 2001. Atlas du Burkina Faso. Paris, France, Éditions du Jaguar (avec les Éditions Jeune Afrique), 62 p.
- Condit R., Sukumar R., Hubbell P. S., Foster R. B., 1998. Predicting population trends from size distributions: A direct test in a tropical tree community. *The American Naturalist*, 152 (4): 495-509. <https://pdfs.semanticscholar.org/d149/cd94e53123addea10dc3bf5734307a75872b.pdf>
- FAO, 2005. Évaluation des ressources forestières mondiales. Rome, Italie, FAO, Rapport national, Bénin, 17 p. <http://www.fao.org/3/a0400f/a0400f00.htm>
- Fontès J., Guinko S., 1995. Carte de la végétation et de l'occupation des sols du Burkina Faso. Notice explicative. Toulouse, France, ministère de la Coopération français, projet Campus, 68 p. <https://www.worldcat.org/title/carte-de-la-vegetation-et-de-loccupation-du-sol-du-burkina-faso-notice-explicative/oclc/462112215>
- Guinochet M., 1973. Phytosociologie. Paris, France, Masson, 223 p.
- Kozłowski T. T., 2002. Physiological-ecological impacts of flooding on riparian forest ecosystem. *Wetlands*, 22 (3): 550-561. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2002\)022\[0550:PEIOFO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2002)022[0550:PEIOFO]2.0.CO;2)
- Lamb D., Erskine P. D., Parrotta J. A., 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science*, 310: 1628-1632. <https://doi.org/10.1126/science.1111773>
- Lykke A. M., 1998. Assessment of species composition change in savanna vegetation by means of woody plants size class distributions and local information. *Biodiversity and Conservation*, 7: 1261-1275. <https://doi.org/10.1023/A:1008877819286>
- Mbayngone E., Schmidt M., Hahn-Hadjali K., Thiombiano A., Guinko S., 2008. Magnoliophyta of the partial faunal reserve of Pama, Burkina Faso. *Check List*, 4 (3): 251-266. <https://www.biotaxa.org/cl/article/view/4.3.251>
- Natta A. K., 2003. Ecological assessment of riparian forests in Benin: Phytodiversity, phytosociology, and spatial distribution of tree species. PhD Thesis, Wageningen University, Netherlands, 226 p. <https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/fulltext/121488>
- Ouédraogo O., 2009. Phytosociologie, dynamique et productivité de la végétation du Parc National d'Arly (Sud-Est du Burkina Faso). Thèse de doctorat unique, Université de Ouagadougou, Burkina Faso, 140 p.
- Ouédraogo O., Thiombiano A., Hahn-Hadjali K., Guinko S., 2009. Diversité et dynamique de la végétation ligneuse juvénile du Parc National d'Arly (Burkina Faso). *Candollea*, 64 (2) : 257-278. [https://www.researchgate.net/publication/257539920\\_Diversite\\_et\\_dynamique\\_de\\_la\\_vegetation\\_ligneuse\\_juvenile\\_du\\_Parc\\_National\\_d%27Arly\\_Burkina\\_Faso](https://www.researchgate.net/publication/257539920_Diversite_et_dynamique_de_la_vegetation_ligneuse_juvenile_du_Parc_National_d%27Arly_Burkina_Faso)
- Pither R., Kellman M., 2002. Tree species diversity in small tropical riparian forest fragments in Belize, Central America. *Biodiversity and Conservation*, 11: 1623-1636. <https://doi.org/10.1023/A:1016831916994>
- R Development Core Team, 2006. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria, R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>

Sabi Lolo Ilou B., Sogbohossou E. A., Toko Imorou I., Houinato M. R. B., Sinsin B., 2017. Diversité et importance socio-économique des services écosystémiques dans la réserve de biosphère de la Pendjari au Nord-Bénin. *Journal de la Recherche Scientifique de l'Université de Lomé*, 19 (3) : 15-28. <https://www.ajol.info/index.php/jrsul/article/view/167462>

Sambaré O., Bognounou F., Wittig R., Thiombiano A., 2011. Woody species composition, diversity and structure of riparian forests of four watercourses types in Burkina Faso. *Journal of Forestry Research*, 22 (2): 145-158. <https://doi.org/10.1007/s11676-011-0143-2>

Sambaré O., Ouédraogo O., Wittig R., Thiombiano A., 2010. Diversité et écologie des groupements ligneux des formations ripicoles du Burkina Faso (Afrique de l'Ouest). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 4 (5) : 1782-1800. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v4i5.65587>

Sambaré O., 2013. Diversité, phytosociologie et structure des formations ripicoles du Burkina Faso (Afrique de l'Ouest). Thèse de doctorat unique, Université de Ouagadougou, Burkina Faso, 169 p.

Thiombiano A., 2005. Les Combretaceae du Burkina Faso : Taxonomie, écologie, dynamique et régénération des espèces. Thèse de doctorat d'État, Université de Ouagadougou, Burkina Faso, 295 p.

### Sambare *et al.* – Contribution des auteurs

Rôle du contributeur	Noms des auteurs
Conceptualisation	O. Sambaré
Gestion des données	O. Sambaré
Analyse formelle	O. Sambaré, L. Traoré
Acquisition du financement	A. Thiombiano
Enquête et investigation	O. Sambaré
Gestion de projet	A. Thiombiano
Supervision	A. Thiombiano
Écriture – Préparation de l'ébauche originale	O. Sambaré, S. Savadogo
Écriture – Révision et édition	S. Savadogo, L. Traoré, I. Ouédraogo

Bois et Forêts des Tropiques - Revue scientifique du Cirad



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

# Perceptions des fragments forestiers par les habitants des forêts tropicales humides malgaches

Dominique HERVÉ<sup>1,2</sup>  
Herizo RANDRIAMBANONA<sup>2</sup>  
Hibrahim Rijaso RAVONJIMALALA<sup>2</sup>  
Heriniaina RAMANANKIERANA<sup>2</sup>  
Niry Solofonianja RASOANAIVO<sup>2</sup>  
Rondro BAOHANTA<sup>2</sup>  
Stéphanie M. CARRIÈRE<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Institut de recherche pour  
le développement (IRD)  
UMR 220 (IRD-UPV)  
Gouvernance Risques Environnement  
Développement (GRED)  
Univ. Paul Valéry  
Site Saint-Charles, rue du Professeur  
Henri Serre, route de Mende  
34199 Montpellier Cedex 5  
France

<sup>2</sup> Centre national de recherches  
sur l'environnement (CNRE)  
39 rue Rajamimanana  
Fiadanana, BP 1739  
Antananarivo 101  
Madagascar

**Auteur correspondant /  
Corresponding author:**  
Dominique HERVÉ  
– [dominique.herve@ird.fr](mailto:dominique.herve@ird.fr)



**Photo 1.**  
Vue d'ensemble d'Ankorabe.  
Photo H. Randriambanona.

Doi : 10.19182/bft2020.345.a31929 – Droit d'auteur © 2020, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 3 décembre 2019 ;  
date d'acceptation : 13 mai 2020 ; date de publication : 1<sup>er</sup> novembre 2020.



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

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

Hervé D., Randriambanona H., Ravonjimalala H. R., Ramanankierana H.,  
Rasoanaivo N. S., Baohanta R., Carrière S. M., 2020. Perceptions des  
fragments forestiers par les habitants des forêts tropicales humides  
malgaches. Bois et Forêts des Tropiques, 345 : 43-62. Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2020.345.a31929>

## RÉSUMÉ

### Perceptions des fragments forestiers par les habitants des forêts tropicales humides malgaches

Malgré des mesures de protection, la forêt dense humide de l'Est malgache tend à se réduire à des fragments forestiers. Le processus de fragmentation n'est pas pris en compte dans les suivis de la déforestation par télédétection qui comparent le couvert forestier entre plusieurs dates ; la question est de savoir s'il est perçu par les populations riveraines au point de les mobiliser dans des actions de conservation ou de restauration. Des enquêtes ethnobotaniques sont menées dans deux communes contrastées de l'Est malgache, la commune de Ranomafana-Est au nord (région Antsiranana) à fragments forestiers et la commune d'Androy au sud (région Haute Matsiatra) à massif forestier, pour recueillir auprès des villageois leurs perceptions de la forêt, son évolution, sa fragmentation, sa biodiversité végétale et animale, ses ressources et les mesures de protection envisagées localement. Les différences de réponses entre les deux sites traduisent les différences de contextes et de niveaux de fragmentation ; elles sont marquées sur la perception des forêts résiduelles et leur dynamique passée, avec une hiérarchie spécifique des usages (la construction de l'habitation venant en premier), une attention particulière à la biodiversité animale et des propositions de conservation surtout issues des interventions d'ONG. Un prolongement serait nécessaire pour co-construire avec les habitants une vision de la fragmentation.

**Mots-clés :** conservation, espèces végétales, espèces animales, ethnobotanique, forêt, Est Madagascar.

## ABSTRACT

### Perceptions of forest fragmentation among inhabitants of Madagascar's humid tropical forests

Despite protection measures, dense humid forests in Madagascar are being reduced to forest fragments. The actual process of fragmentation is not taken into account in monitoring studies of deforestation, as these focus on comparing remotely sensed forest cover between several dates. The question addressed in this study is how forest fragmentation is perceived by adjacent populations, so as to involve them in conservation and restoration. Ethnobotanical interviews were conducted in two contrasting communities in eastern Madagascar, the Ranomafana East community in the north (Antsiranana region) with small fragments and the Androy community in the south (upper Matsiatra region) with extensive forest stands, to gather villagers' perceptions of the state of their forests, their evolution and fragmentation, their plant and animal biodiversity, their resources and the protection measures needed locally. The differences between answers brought out the impacts of contexts and levels of fragmentation, very different perceptions of residual forests and past dynamics, different uses and orders of importance (wood for house building comes first), particular attention to animal biodiversity, and proposals for conservation mainly influenced by NGO projects. Complementary approaches are needed to build up a common view of forest fragmentation.

**Keywords:** conservation, plant species, animal species, ethnobotany, forest, eastern Madagascar.

## RESUMEN

### Percepción de los fragmentos forestales malgaches por los habitantes de los bosques tropicales húmedos malgaches

A pesar de las medidas de protección, el bosque espeso húmedo del este malgache tiende a reducirse a fragmentos forestales. El proceso de fragmentación no se tiene en cuenta en el seguimiento de la deforestación por teledetección, que compara la cubierta forestal entre varias fechas. La cuestión es saber cómo es percibido por las poblaciones vecinas, hasta movilizarlas en acciones de conservación o de restauración. Se llevaron a cabo estudios etnobotánicos en dos municipios contrastados del este malgache: el municipio de Ranomafana-Est en el norte (región Antsiranana), en fragmentos forestales, y el municipio de Androy en el sur (región Haute Matsiatra), en macizo forestal. El objetivo era recopilar las percepciones de los habitantes respecto al bosque, su evolución, su fragmentación, su biodiversidad vegetal y animal, sus recursos y las medidas de protección contempladas localmente. Las diferencias de respuestas entre ambos lugares traducen las diferencias de contexto y de niveles de fragmentación. Están influenciadas por la percepción de los bosques residuales y su dinámica pasada, con una jerarquía específica de los usos (la construcción de la vivienda es la primera), una atención particular a la biodiversidad animal y propuestas de conservación, especialmente provenientes de las intervenciones de las ONG. Sería necesario un enfoque complementario para construir con los habitantes una visión compartida de la fragmentación.

**Palabras clave:** conservación, especies vegetales, especies animales, etnobotánica, bosque, este de Madagascar.

## Introduction

À Madagascar, plus de 180 000 ha de forêts matures ont disparu entre 2005 et 2010, soit près de 36 000 ha par an, d'après l'interprétation d'images satellitaires Landsat 5TM (ONE *et al.*, 2013). En 2010, les forêts denses humides de la partie orientale de l'île (4 658 155 ha) représentaient près de la moitié de la couverture forestière totale (ONE *et al.*, 2013). Malgré son interdiction depuis plus d'un siècle, la culture sur brûlis reste une cause importante de déforestation (Bertrand et Randrianaivo, 2003) qui se poursuit en dépit des efforts déployés par l'État avec ses partenaires (bailleurs de fonds, ONG) pour conserver la forêt. Depuis les années 1990, la politique nationale à Madagascar a généré des lois et des dispositifs visant à transférer la gestion des ressources forestières de l'administration des Eaux et Forêt aux communautés de base (COBA). Ces dispositifs ont parfois réussi à freiner la déforestation, mais pas à l'arrêter totalement (Bertrand et Randrianaivo, 2003 ; Urech *et al.*, 2012 ; Zinner *et al.*, 2014 ; Ravonjimalala *et al.*, 2017 ; Rasoanaivo *et al.*, 2019).

Le suivi de la déforestation par télédétection, consistant à comparer le couvert forestier entre deux dates et à repérer l'incidence des feux, est réalisé par des ONG de conservation et l'État malgache (Office national pour l'environnement, ministère de l'Environnement, projets internationaux), mais il reste complexe à homogénéiser tant les méthodes et les outils sont divers (Amelot *et al.*, 2011). L'objectif recherché est de calculer un taux de déforestation annuel qui sert d'alerte *a posteriori* sur le recul de la forêt, mais les acteurs de la conservation restent démunis sur les manières de restaurer des paysages forestiers fragmentés, alors qu'elles sont plus que nécessaires à Madagascar (Gérard *et al.*, 2015). Des suivis de la déforestation sur le long terme, une cinquantaine d'années, à l'échelle de Madagascar, ont relié la déforestation à la fragmentation (Harper *et al.*, 2007 ; Zinner *et al.*, 2014 ; Vieilledent *et al.*, 2018). Killman et Schone (2003) définissent la fragmentation de la forêt comme « n'importe quel processus ayant comme conséquence la conversion de la forêt autrefois continue en taches de forêts séparées des taches de non-forêts », autrement dit une diminution de la superficie de la forêt, une perte d'habitat et l'isolement des fragments de forêts restants. Le résultat de la fragmentation d'un paysage forestier, ce sont des îlots forestiers, « une série de parcelles de végétation résiduelle entourées d'une matrice de végétation et/ou d'utilisation des terres différente » (Saunders *et al.*, 1991). Selon la définition de la FAO (2010), la forêt correspond à un couvert arboré de plus de 10 % sur une superficie de plus de 0,5 ha avec des arbres atteignant une hauteur supérieure à 5 m. On supposera donc qu'un fragment forestier est un îlot forestier entre 0,5 et 500 ha, entouré d'états d'occupation du sol non forestiers, qui a été déconnecté de la matrice forestière et dont la surface se réduit au cours du temps par l'abattis-brûlis. La fusion d'images satellitaires SPOT 5 en mode multispectral à 10 m de résolution et panchromatique à 2,50 m de résolution permet d'identifier des fragments d'au moins 100 m<sup>2</sup>

(0,01 ha). En dessous de cette surface, on ne parlera plus de fragment forestier mais de groupe d'arbres, ou d'arbres isolés (observation personnelle).

La définition de la fragmentation est cruciale pour évaluer ses effets sur les espèces dans l'écosystème forestier et sur le paysage (Bogaert, 2003). À Madagascar, dans les forêts sèches de l'Ouest malgache, les rôles socioculturel et écologique des fragments forestiers ont été documentés par Urech et Sorg (2010) et Urech (2011). L'effet de la taille des fragments forestiers sur la biodiversité a été mis en évidence, en forêt humide, sur la diversité des oiseaux forestiers (Raheirilalao, 2001 ; Carrière *et al.*, 2007a) et, en forêt sèche, sur la biodiversité végétale (Elanandrasana, 2017 ; Ravonjimalala *et al.*, 2019).

Valdès *et al.* (2019), dans le cas de bois isolés dans un paysage cultivé européen, démontrent l'effet de la taille et de l'âge des fragments sur la biodiversité et la délivrance de services écosystémiques. Ariditi *et al.* (2015), en explorant les perceptions des changements d'occupation du sol mis en évidence par télédétection, constatent que les déterminants de ces changements diffèrent selon les groupes d'acteurs. Au Bénin, Sambiéni *et al.* (2015), après Toko *et al.* (2013), recommandent de tenir compte de la perception par les populations de la dégradation et la perte des habitats forestiers pour orienter les priorités d'aménagement, dans une approche paysagère, et les politiques de conservation. Sambiéni *et al.* (2015), en déterminant par enquête les causes de la fragmentation forestière selon les catégories socioprofessionnelles et le genre, observent que chaque catégorie d'acteurs, tous conscients de la dégradation du paysage, perçoit positivement son activité et tend à rendre responsables des dégradations les activités des autres acteurs. Toko *et al.* (2013) observent que les causes et l'ancienneté de la fragmentation, énoncées dans la réponse aux enquêtes, sont différentes selon le groupe socioculturel et la catégorie socioprofessionnelle. À l'échelle d'une communauté rurale ou d'un village, il peut donc être problématique d'obtenir un consensus sur les causes de la fragmentation et donc sur les moyens d'y remédier, à moins de travailler à une prise de conscience collective (Pfund *et al.*, 2011). Ces auteurs ont proposé d'intégrer les perceptions locales, individuelles et collectives, du paysage forestier à travers la valeur donnée par la population aux différents états d'occupation du sol, forêt, culture et plantation, dans cinq sites-pays qui se trouvent à différentes étapes de changement du paysage forestier. Au Brésil, Renó *et al.* (2016) ont utilisé des métriques paysagères pour analyser les dynamiques de fragmentation forestière dans la plaine de l'Amazone et leur impact sur la biodiversité, en vérifiant auprès des populations riveraines que les services écosystémiques avaient été effectivement compromis (évolution de la productivité agricole, des ravageurs, des espèces animales et végétales durant les décennies récentes).

Ces références mettent en évidence plusieurs niveaux dans la perception du paysage forestier : la forêt, la diminution du couvert forestier, la fragmentation d'un corridor forestier, les fragments forestiers, ainsi que différents niveaux de consensus sur les causes de ces fragmentations. Les deux facteurs les plus cités sont la taille des fragments et leur connectivité.

Dans la partie orientale de Madagascar, les paysages sont constitués d'une mosaïque de fragments de forêts humides, de parcelles cultivées sur abattis-brûlis, de parcelles en jachère, de recrûs forestiers, de reboisements et de formations herbeuses (Martin *et al.*, 2012). En forêts humides, les fragments forestiers entre 0,5 et 500 ha ont été moins étudiés que les massifs de taille importante (plusieurs milliers d'hectares), notamment dans les aires protégées, et les processus de fragmentation de la forêt, liés à la localisation et la dynamique des abattis-brûlis, restent mal compris. On ne connaît pas la vitesse de ce processus de fragmentation, ni comment ces fragments forestiers, qui résultent de la progression de l'abattis-brûlis pour la mise en culture, sont perçus par les habitants. La surface de ces fragments se réduit par l'abattis-brûlis de manière alarmante (Rasoanaivo *et al.*, 2019), si bien que leur conservation devient urgente si l'on veut préserver ou restaurer une possibilité de connectivité entre fragments, en assurant des déplacements entre les arbres des espèces animales qui dispersent les graines, oiseaux, chauves-souris, lémuriens, principalement. Mais on ne sait pas dans quelle mesure cette urgence est perçue et partagée par la population.

L'étude des perceptions par la population de la qualité des habitats et des paysages forestiers (Moizo, 2003) paraît être une étape préalable nécessaire pour, d'une part, mieux orienter les mesures d'aménagement et de restauration

(Berlan-Darqué *et al.*, 2007) et, d'autre part, s'assurer d'une réelle participation des populations concernées aux activités à entreprendre (Marcus, 2001). Une relation est-elle établie entre la taille des fragments et le degré de dégradation de la forêt ? Existe-t-il une taille minimum limite des fragments, ou un degré de fractionnement du paysage forestier, qui servirait d'alerte et de déclencheur d'une mobilisation pour la conservation, dans un « sursaut écologique », avant qu'il ne soit trop tard ? Notre hypothèse est qu'un certain stade de fragmentation, qui reste à déterminer (taille et connectivité des fragments forestiers), induirait un changement des perceptions et inciterait la population riveraine à modifier ses pratiques et adopter des mesures de conservation.

Deux sites forestiers sont choisis dans la forêt humide du corridor Est malgache, qui diffèrent par leur degré de fragmentation forestière, pour tester l'effet du niveau de la fragmentation des forêts sur les représentations et les usages de la forêt.

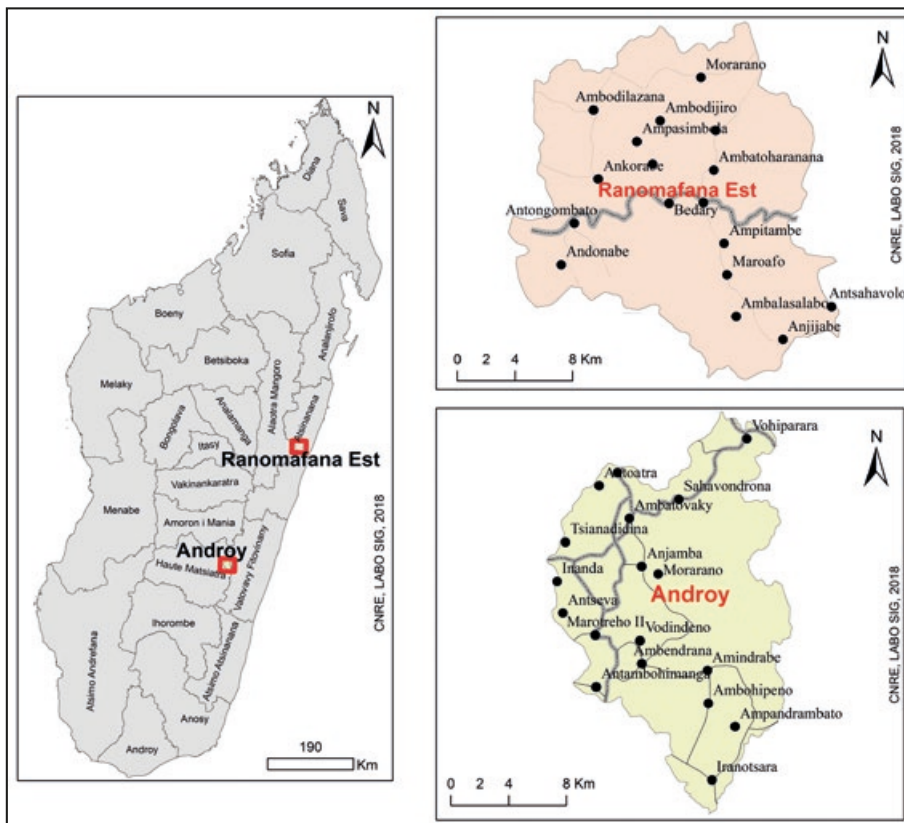
## Méthode

### Sites d'étude

L'étude a été conduite dans deux sites comparables situés en bordure de la forêt humide de l'Est malgache (figure 1) : au nord, le site d'Ankorabe à fragments forestiers (photo 1),

dans la commune de Ranomafana-Est (district de Brickaville, région Antsirarana) et, au sud, le site d'Ambendrana à massif forestier (photo 2), dans la commune d'Androy (district de Lalangina, région Haute Matsiatra). Le degré de fragmentation des forêts différencie les deux sites mais les autres caractéristiques sont similaires : des caractéristiques phytogéographiques de forêts denses humides, c'est-à-dire sur le versant Est de Madagascar ; un même régime de perturbation anthropique, à savoir un mode d'occupation de l'espace lié à une agriculture sur brûlis (localement appelé *tavy*). Ces deux sites incluent des COBA (communauté de base) dans la gestion d'une partie du couvert forestier.

La commune de Ranomafana-Est couvre une superficie de 34 965 ha (BD500 de FTM). La gestion d'un terroir de 2 000 ha a été transférée en 2000 à la COBA nommée « *Vohitsiringana* », qui regroupe des habitants de deux *fokontany* : Ankorabe et Marovola. La totalité des forêts transférées à cette COBA couvre 210 ha, dont les deux principaux fragments forestiers de Vohilahy et Rambony. L'accès à Ankorabe est garanti par une piste de l'entreprise minière Ambatovy pour le contrôle de son pipeline qui rejoint le port de Tamatave. Sur l'ensemble de la commune de Ranomafana-Est, Rasoanaivo *et al.* (2019) analysent la dynamique forestière avec des images Landsat TM5 de 1990, 1998 et 2008 et Landsat 8 en 2018, à partir de deux classes, forêt



**Figure 1.** Carte de localisation et pistes d'accès aux deux communes de Ranomafana-Est et Androy.





**Photo 2.**  
 Vue panoramique de la forêt continue depuis Ambendrana.  
 Photo S. M. Carrière.

et non-forêt, et déterminent des taux annuels de déforestation de 3,29 % entre 1990 et 1998, de 0,52 % entre 1998 et 2008, et de 5,12 % entre 2008 et 2018.

La commune d'Androy occupe une superficie de 27 874 ha. La gestion d'un terroir de 1 496 ha a été transférée en 2003 à une COBA basée à Ambendrana. Cette commune se trouve au sud-ouest du parc national de Ranomafana et la partie forestière de son territoire jouxte le parc ; elle est pour cette raison la cible d'ONG recherchant des alternatives à la défriche forestière. Andrianarivo (2016) a étudié avec des images du satellite SPOT la dynamique forestière dans la commune d'Androy à partir des différentes classes d'occupation du sol, entre 1989 et 2009.

### Ankorabe

Le village d'Ankorabe (S18°56'37, E048°46'30), à une altitude de 127 m, est situé à 200 km environ à l'est d'Antananarivo et au sud de Tamatave, dans la commune rurale de Ranomafana-Est (figure 1).

Le climat est de type perhumide avec une température moyenne annuelle variant de 21,8 °C à 26,7 °C et une pluviométrie moyenne annuelle de 2 798 mm (Cornet, 1974). Les roches métamorphiques constituent le substrat géologique et les sols sont principalement de type ferrallitique (Hervieu, 1960). La formation végétale de basse altitude (0-800 m) est une forêt dense humide sempervirente à *Myristicaceae* et *Anthostema* (Cornet et Guillaumet, 1976). La partie la plus menacée de cette forêt humide se trouve entre 107 et 498 m.

La population est majoritairement constituée par l'ethnie des *Betsimisaraka* dont le système de production agropastoral repose sur la culture du riz pluvial en abattis-brûlis, auquel succède le manioc, suivi de 4 à 5 ans de jachère, ainsi que sur l'élevage de zébus.

### Ambendrana

Le village d'Ambendrana est situé au sud de la commune rurale d'Androy, à 35 km au nord-est de la ville de Fianarantsoa (figure 1).

Cette zone est soumise à un climat tropical d'altitude, des précipitations moyennes annuelles de 1 296 mm et une température moyenne annuelle de 19 °C. Les sols de type ferrallitique rouge, ou jaune sur rouge, sous couverture forestière, reposent sur un socle cristallin d'âge précambrien (CTFT, 1973). Outre les cultures, les principales formations végétales sont la forêt dense ombrophile de moyenne altitude (800-1 200 m) appartenant à la série à *Weinmannia* et *Tambourissa* (Koechlin *et al.*, 1974), des formations secondaires d'âges variés issues des recrûs après la mise en culture sur brûlis (Randriamalala *et al.*, 2007), des reboisements dégradés de pins associés à des espèces de forêts secondaires et des plantations villageoises à eucalyptus et acacia à tannin (Carrière et Randriambanona, 2007 ; Randriambanona *et al.*, 2019), des pseudo-steppes à *Aristida similis* Steud. (Rakotoarimanana *et al.*, 2008), combinés dans un paysage en mosaïque (Martin *et al.*, 2012).

La population est majoritairement constituée par l'ethnie des *Betsileo* dont le système de production est basé sur la riziculture inondée de bas-fond, une agriculture d'abattis-brûlis sur les pentes des collines (*tanety*) et un élevage de zébus intégré à la riziculture pour le piétinement nécessaire à la mise en boue et la fertilisation des casiers rizicoles (Carrière *et al.*, 2005).

### Structure et composition floristique

La forêt de Vohilahy (Ankorabe), en basse altitude, est une formation multistrate de forêt humide, avec des arbres émergents, moins denses, qui peuvent atteindre 30 m. La forêt humide de moyenne altitude à Ambendrana est une formation multistrate dont la hauteur de canopée varie de 15 à 22 m, la richesse floristique de 88 à 105, l'indice de Shannon de 3,81 à 5,12, et dont la surface terrière moyenne est de 45,6 m<sup>2</sup>/ha (tableau I). La surface terrière est élevée et du même ordre de grandeur dans les deux sites, comme la richesse spécifique. Le site d'Ankorabe a des valeurs des indices de Shannon et de régularité plus élevées que le site d'Ambendrana, une densité de ligneux légèrement inférieure et une surface terrière légèrement supérieure (tableau I).

**Tableau I.**  
 Diversité floristique, densité des ligneux et surface terrière dans les deux sites.

	Ankorabe (CNRE, 2015)	Ambendrana (Ratsimisetra, 2006)
Richesse spécifique S	98	88 à 105
Indice de Shannon H'	5,01	3,81 à 5,12
Indice de régularité R	0,81	0,30 à 0,84
Densité des ligneux (N/ha)	8 133*	11 600 à 13 583**
Surface terrière G (m <sup>2</sup> /ha)	48,5	45,6

\* Tout ligneux de diamètre supérieur ou égal à 5 cm mesuré à hauteur de 1,30 m. \*\* Tout ligneux de diamètre supérieur ou égal à 1 cm mesuré à hauteur de 1,30 m.

## Enquêtes

Un même questionnaire, composé de questions ouvertes et fermées, directives et semi-directives, a été utilisé en 2013 pour identifier les représentations sur la forêt dans les sites d'Ankorabe et d'Androy (annexe 1). Ses six parties abordent la définition et l'histoire des forêts de chaque zone, la compréhension des processus écologiques, les représentations spatiales, les représentations de la dégradation forestière, les usages de la forêt et les activités de conservation de la biodiversité. Le protocole d'échantillonnage est de type aléatoire, effectué par buissonnement dans chaque village, auprès des personnes adultes (plus de 18 ans) rencontrées, sans considération de genre. L'enquête n'a été entamée qu'avec les personnes qui l'acceptaient et qui ont pu indiquer d'autres personnes qui l'accepteraient également (buissonnement).

**Tableau II.**  
Répartition des enquêtes par village et hameau.

Site Ankorabe	N	Site Ambendrana	N
Ambodionoka	10	Ambendrana	9
Ampasimbola	4	Ambohipeno	4
Andekaleka	3	Ambohisanakova	9
Ankorabe	16	Amindrabe	8
Tanambao	14	Ampamirambero	4
		Ampanarivo	2
		Amporona	3
		Analalava	7
		Andoharena	1
		Andraivao	5
		Analapatsy	1
		lambara I	9
<b>Total</b>	<b>47</b>		<b>62</b>

**Tableau III.**  
Répartition des enquêtes par genre et par tranche d'âge.

Genre	Âge (années)	Site Ankorabe	Site Ambendrana	Total
Femmes	[18-30[	12	6	46
	[30-50[	5	11	
	[50[	3	9	
Hommes	[18-30[	4	8	63
	[30-50[	14	10	
	[50[	9	18	
<b>Total</b>		<b>47</b>	<b>62</b>	<b>109</b>

L'effectif de l'échantillon est de l'ordre de dix enquêtes par village composé de hameaux. Les hameaux (groupes d'au moins deux maisonnées) de la commune de Ranomafana-Est ayant plus d'habitants que ceux de la commune d'Androy (habitat groupé), cinq hameaux sont choisis pour le site d'Ankorabe, accessibles par la piste autour de la forêt de Vohilahy dans la commune de Ranomafana-Est, et douze hameaux sont choisis pour le site d'Ambendrana, situés le long d'un gradient paysage cultivé – paysage forestier entre Ambendrana (*fokontany* d'lambara) et Amindrabe (*fokontany* d'Amindrabe) dans la commune d'Androy (tableau II).

La population de la commune de Ranomafana-Est est de 18 124 habitants dans 77 villages en 2012 (Rasoanaivo *et al.*, 2019) et celle du village d'Ankorabe de 1 894 habitants (Soanirina, 2019). Seize enquêtes ont été menées à Ankorabe, donc avec un taux de sondage de 8,4 ‰. La population de la commune d'Androy est en 2000 de 9 214 habitants sur 25 700 ha (Blanc-Pamard et Ralaivita, 2004) et celle du village d'Ambendrana de 1 144 habitants (Andrianotahiananahary, 2005). Neuf enquêtes ont été menées à Ambendrana, donc avec un taux de sondage de 7,8 ‰.

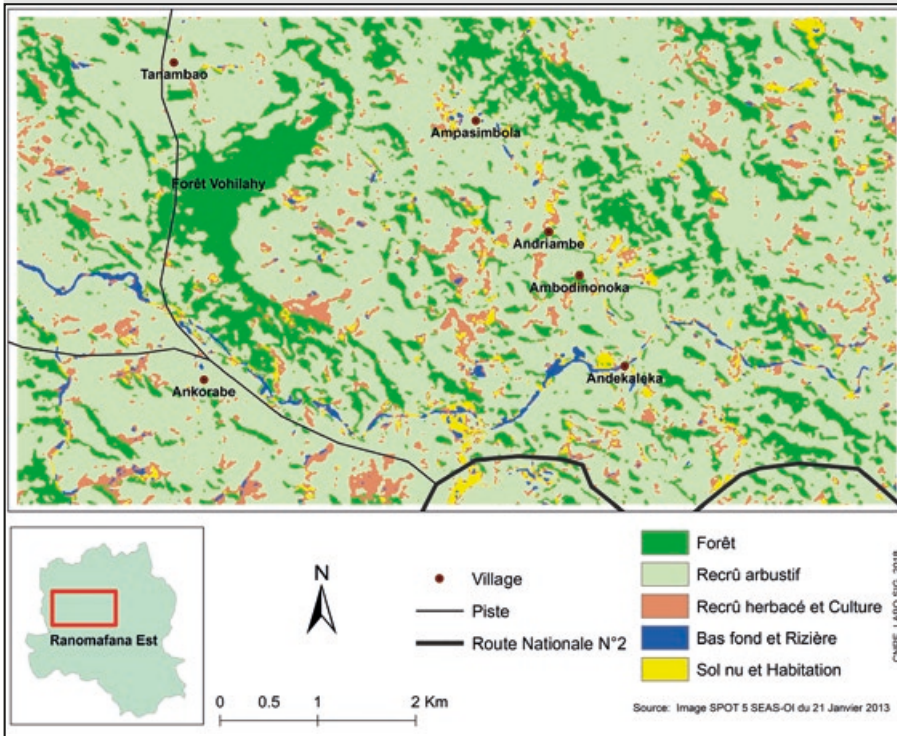
Dans le site d'Ankorabe, les 47 personnes questionnées comptent 20 femmes et 27 hommes, âgées de 18 à 69 ans (38 ans en moyenne), et toutes mariées. Pour le site d'Ambendrana, les 62 personnes enquêtées comptent 26 femmes et 36 hommes, âgées de 18 à 81 ans, avec une moyenne d'âge de 43 ans (tableau III).

Les questions posées appelaient des réponses de type quantitatif, des choix binaires ou des listes.

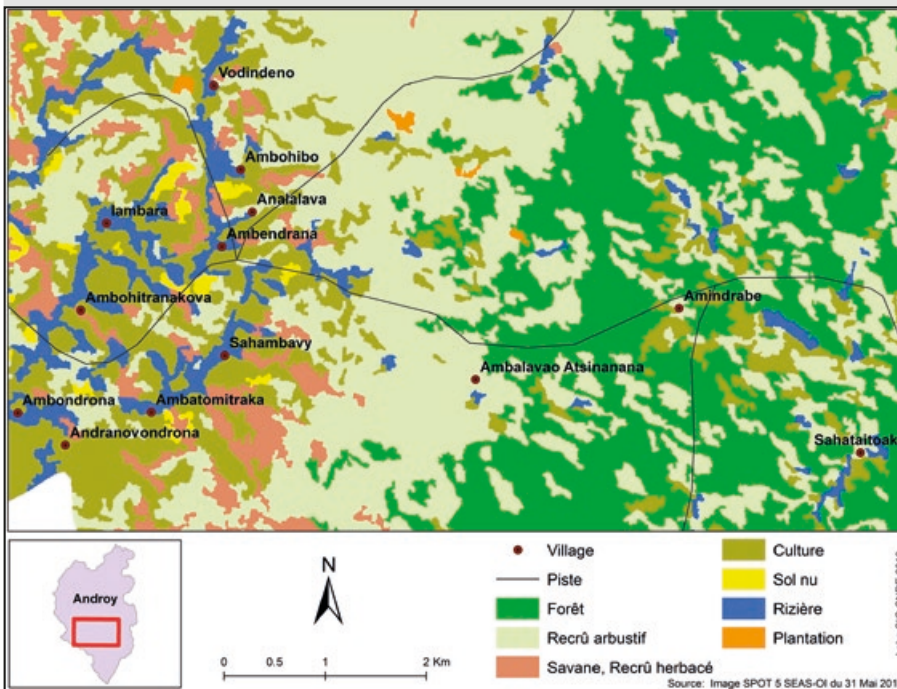
- Des listes non ordonnées d'espèces, limitées par une durée de temps de réponse égale pour tous. La question ouverte sur la flore spécifique deux catégories : arbres et herbacées. Elle appelle comme réponse une liste non ordonnée de plantes présentes dans la forêt. On peut donc traiter ces résultats en nombre d'espèces citées et en nombre de citations par espèce.

- Des listes ordonnées d'usages, bornées par une durée de temps de réponse identique pour tous, dans lesquelles le rang d'apparition constitue aussi une information. À une question ouverte sur les usages des plantes de la forêt, chaque enquêté a répondu par une liste ordonnée d'usages.

Les réponses sur les espèces animales et végétales ont été comparées selon le genre des personnes enquêtées, en posant l'hypothèse que ces savoirs sont liés à des activités différenciées en forêt. En premier lieu, un test de normalité est appliqué sur la variable mesurée, pour vérifier si les données sont distribuées suivant des lois normales. Si ce n'est pas le cas, un test de Wilcoxon-Mann-Whitney est utilisé. On peut ainsi inférer une relation entre le genre et la connaissance de la forêt.



**Figure 2.**  
Fenêtre d'occupation du sol des villages enquêtés à Ankorabe.



**Figure 3.**  
Fenêtre d'occupation du sol des villages enquêtés à Ambendrana.

### Traitement spatial de la fragmentation

Une fenêtre rectangulaire de même taille ( $9 \times 5 = 45 \text{ km}^2$ ) est appliquée sur chaque carte de l'occupation du sol à même échelle, à Ranomafana-Est (figure 2) et à Androy (figure 3), de manière à englober les villages et hameaux enquêtés ainsi que leurs pistes d'accès (tableau I). Dans le texte, le site d'Ankorabe, délimité par cette fenêtre à Ranomafana-Est, est dénommé Ankorabe et le site d'Ambendrana, délimité par cette fenêtre à Androy, est dénommé Ambendrana. Un fragment forestier étant défini comme un contour qui différencie son contenu, un couvert forestier, d'une matrice non forestière, comme un « îlot » d'occupation du sol par la forêt, une portion de la couverture forestière devient « fragment forestier » lorsque la connectivité qui le relie à la matrice forestière est rompue. La taille de ce fragment forestier diminuera au fil du temps, au rythme des défriches sur son pourtour, jusqu'à sa disparition lorsqu'il se réduit à un amas d'arbres. Des images haute résolution (capteurs HRG, haute résolution géométrique, résolution de 10 m en mode multispectral à 4 canaux et 2,50 m en mode panchromatique) du satellite optique SPOT 5 ont été utilisées pour cartographier l'occupation du sol, la même année dans les deux sites : image du 21 janvier 2013 pour la commune de Ranomafana-Est et du 31 mai 2013 pour la commune d'Androy. Après corrections atmosphériques et géométriques, une classification orientée objet utilisant l'algorithme SVM (*Support Vector Machine*) (Foody et Mathur, 2004), plus adaptée qu'une classification à base de pixels (Duro *et al.*, 2012), a produit une carte à cinq classes pour la commune de Ranomafana-Est (figure 2) et une carte à sept classes pour la commune d'Androy (figure 3). À partir de ces cartes, l'indice de fragmentation des couverts forestiers et de recrûs est calculé sous le logiciel Fragstat (McGarigal *et al.*, 2012), après s'être assuré de la non-superposition des taches et après avoir converti le fichier vecteur en fichier raster.

## Résultats

## Analyse des enquêtes

### Couverture forestière et fragmentation dans les deux sites

Entre 1990 et 2000 les communes de Ranomafana-Est et d'Androy ont perdu respectivement 126 ha (19 %) et 2 475 ha (25 %) de forêt (ONE *et al.*, 2013), définie comme étant une formation végétale non plantée composée d'espèces majoritairement natives avec une canopée continue (MEFT, 2009). La répartition, la densité et la taille des fragments forestiers sont différentes entre les deux sites (tableau IV). La forêt de Vohilahy à Ankorabe se présentait dans les années 2010 sous la forme d'un fragment de 120 ha, reconnu tel quel depuis des temps immémoriaux (figure 2), tandis que la forêt d'Ambendrana fait partie de la zone périphérique du parc national de Ranomafana (figure 3) et constitue, à ce titre, un massif forestier continu qui se prolonge dans le corridor forestier qui relie le parc national de Ranomafana, le parc national d'Andringitra et la réserve spéciale du Pic d'Ivohibe.

Dans le tableau IV, la comparaison du nombre de fragments de végétation ligneuse entre les deux sites montre que les fragments de forêts, sont plus nombreux mais occupent une surface moindre à Ankorabe, la différence étant encore plus marquée pour les fragments de recrûs arbustifs. La taille des fragments est très variable mais beaucoup plus petite à Ankorabe (tableau IV.1). La différence entre les deux sites des fragments forestiers est surtout marquée pour les fragments de moins de 10 ha (tableau IV.2). La proportion de fragments de moins de 10 ha est de 98,5 % à Ankorabe et 83,8 % à Ambendrana. Ces résultats suggèrent une fragmentation forestière plus intense, en nombre et en taille de fragments, à Ankorabe qu'à Ambendrana.

### Définition de la forêt, localisation des forêts matures et des forêts sacrées

Quarante et une personnes (87 %) dans le site d'Ankorabe et 62 personnes (100 %) dans le site d'Ambendrana ont donné une définition de la forêt. À Ankorabe, parmi les 41 personnes qui ont répondu, seulement 25 % ont pu en donner une définition, conforme à la définition scientifique. Ce pourcentage bas doit être mis en relation avec les autres représentations de la forêt recueillies au cours de l'enquête. En revanche, à Ambendrana, une telle définition était donnée par 77,4 % des enquêtés. Des exemples de réponses sont donnés ci-dessous.

- À Ankorabe : « *Toerana misy kakazo misy biby* », endroit où il y a des arbres et des animaux ; « *Toerana misy kakazo rehetra* », endroit où il y a tous les arbres ; « *Kakazo maro* », beaucoup d'arbres.
- à Ambendrana : « *Hazo kirihitra, matevina amin'ny tendrombohitra. Na ny fambolena aza dia atao hoe ala rehefa matevina* », beaucoup d'arbres, denses sur une montagne (même la culture est considérée comme une forêt si elle est dense) ; « *Vohitra tsy azo kasihina ao aby ny hazo sy ny biby* », c'est une montagne qu'on ne peut pas toucher, là où il y a les plantes et les animaux ; « *Iny Atsinanana hazo maro iny dia atiala aby. Azo tavasina* », là à l'Est où il y a beaucoup d'arbres, là c'est de la forêt (on peut faire de la culture sur brûlis).

Les noms de forêts matures cités par la moitié environ des enquêtés correspondent aux lieux-dits qui, depuis des temps immémoriaux, ont été couverts de forêts. Pour Ankorabe, Vohilahy (25,5 %) et Rambony (17 %) sont les forêts matures les plus citées par un total de 42,5 % des enquêtés. Les forêts d'Amindrabe (38,7 %) et d'Ankiboso (11,2 %) sont les plus citées du corridor forestier de l'Androy, à

**Tableau IV.**

Nombre et taille des fragments dans les sites Ankorabe et Ambendrana.

	Surface état d'occupation du sol (ha)	Proportion de surface du site (%)	Taille min. (ha)	Taille max. (ha)	Surface moyenne (ha)	Nombre de fragments
<b>1. État d'occupation du sol par site Forêt</b>						
Ankorabe	931,59	20,7	0,01	190,86	1,0	924
Ambendrana	1 643,04	36,5	0,21	1 211,3	44,4	37
<b>Recrû arbustif</b>						
Ankorabe	276,83	6,15	0,01	11,2	0,2	1 398
Ambendrana	1 858,22	41,3	3,5	1 027,3	13,87	134
<b>2. Fragments forestiers par site</b>						
		<b>0-10 ha</b>	<b>10-50 ha</b>	<b>&gt; 50 ha</b>	<b>Total des fragments</b>	
Ankorabe		910	13	1	924	
Ambendrana		31	4	2	37	

Ambendrana. Ces forêts matures sont parfois citées comme étant des sites sacrés, notamment lorsqu'elles ont servi de refuges durant l'insurrection de 1947. Ambalavato (sommet de la forêt de Vohilahy) reste le site sacré le plus cité à Ankorabe, plus cité que Sandramira, mais 36 % des enquêtés évoquent l'existence d'un ou plusieurs sites sacrés dans la forêt sans donner des noms de lieu-dit précis (tableau V).

Amindrabe, Antanananavo et Amborona sont les sites sacrés les plus cités à Ambendrana pour un total de 37 % des réponses (tableau V). Sur les 41 autres sites mentionnés, 22 sites ne sont cités qu'une seule fois et 19 sites sont cités deux fois. La dispersion de ces réponses s'oppose à la concentration des réponses à Ankorabe. Les lieux en forêt cités comme des lieux de refuge durant l'insurrection de 1947 sont le sommet de la forêt de Vohilahy nommé Ambalavato (8,5 %), le site de Sandramira (6,3 %) et la forêt de Vohilahy (4,2 %) à Ankorabe, mais seulement neuf personnes enquêtées ont répondu à cette question, car ce sont surtout des personnes âgées de plus de 60 ans. Andaobato a été le lieu servant de refuge en 1947 sur le site d'Ambendrana, cité par seulement 10 personnes (16,1 %), les autres personnes (27,4 %) citant la forêt sans précisions. On peut noter qu'à Ankorabe les forêts matures sont aussi des sites sacrés et/ou de refuge à l'époque de l'insurrection de 1947.

#### État de dégradation et dynamique de la forêt

Les appréciations de l'état de dégradation de la forêt sont indiquées du plus dégradé au moins dégradé (tableau VI). À Ankorabe, 21 % ne se sont pas prononcés et presque la moitié des enquêtés (49 %) disent que la forêt est très dégradée. En revanche, à Ambendrana, presque tous se prononcent (98,4 %) et 61 % des enquêtés trouvent que la forêt n'est pas dégradée contre 10 % à Ankorabe. Il faut préciser que cette estimation est un état de la forêt apprécié au moment de l'enquête et non un jugement sur un processus de dégradation durant une période donnée, qui fait l'objet de la question suivante.

La question relative à la dynamique de la forêt (tableau VII) concerne l'appréciation visuelle de la population sur la diminution ou l'augmentation de la surface couverte de forêt, sans précision du pas de temps qui dépend donc de l'âge

**Tableau VI.**

Appréciations en trois classes de l'état de dégradation de la forêt. Un état dégradé est un état de la forêt qui a été perturbé par des activités humaines ou des événements bioclimatiques.

Appréciation de l'état de la forêt	Ankorabe	Ambendrana
Très dégradé	23 (48,9 %)	15 (24,2 %)
Peu dégradé	10 (21,3 %)	8 (12,9 %)
Non dégradé	5 (10,6 %)	38 (61,3 %)
Pas de réponse	10 (21,3 %)	1 (1,6 %)

**Tableau VII.**

Changements perçus de la couverture forestière.

	Ankorabe	Ambendrana
Diminution	23 (48,9 %)	22 (37,1 %)
Augmentation	0	28 (46,8 %)
Pas de changement	13 (27,6 %)	11 (17,7 %)
Pas de réponse	13 (27,6 %)	1 (1,6 %)

et de la mémoire de chaque enquêté. La moitié des réponses (23, soit 48,9 %) indiquent à Ankorabe une diminution de la forêt et le reste des réponses une absence de changement, alors que les réponses sont plus mitigées à Ambendrana où 37,1 % indiquent une diminution de la forêt alors que 46,8 % évoquent une augmentation. L'absence de réponse est beaucoup plus élevée à Ankorabe qu'à Ambendrana.

**Tableau V.**

Les sites sacrés les plus cités.

Ankorabe		Ambendrana	
Sites cités	Nombre et pourcentage	Sites cités	Nombre et pourcentage
Ambalavato	10 (21,3 %)	Amindrabe	8 (12,9 %)
Sandramira	7 (14,9 %)	Antanananavo	8 (12,9 %)
Existence de site sacré, sans citer le lieu	17 (36,2 %)	Amborona	7 (11,3 %)
Sans réponse	13 (27,6 %)	Autres sites	14 (22,6 %)
		Sans réponse	25 (40,3 %)

### Usages de la forêt

Huit types d'usages ont été recensés à Ankorabe et dix à Ambendrana. Dans les deux sites, l'usage le plus fréquent (plus de 75 %) est le prélèvement de bois de construction (tableau VIII). À Ankorabe, la chasse en forêt est courante (photo 3) et la forêt sert à prélever également du bois énergie, contrairement à Ambendrana où c'est la fabrication de manches de bêche et de pilons qui a été mentionnée.

Le *tavy*, en quatrième position à Ankorabe et en cinquième position à Ambendrana, n'apparaît pas dans la perception des premiers usages de la forêt. Par contre, d'autres

usages sont très différents selon le site, comme le prélèvement de plantes à usage médicinal qui vient en deuxième position à Ambendrana alors qu'il n'apparaît qu'en cinquième position à Ankorabe. C'est l'inverse pour la chasse, qui est perçue comme significative à Ankorabe et marginale à Ambendrana.

### Biodiversité végétale et animale

#### Flore

Le tableau IX montre que le nombre de plantes citées à Ankorabe (83) est inférieur au nombre de plantes citées à Ambendrana (127). Le nombre d'enquêtes est moins élevé

à Ankorabe qu'à Ambendrana mais cette différence se confirme si l'on rapporte le nombre d'espèces au nombre d'enquêtes, avec 1,76 espèce par enquête à Ankorabe contre 2,05 à Ambendrana. Dans les deux cas, c'est le genre *Dalbergia* qui se raréfie. Pour les herbacées, les différences proviennent principalement de l'altitude ; elles sont globalement plus citées à Ambendrana (photo 4) mais la différence est faible (tableau IX).

À Ankorabe, une seule espèce d'arbre introduite a été citée : *Litsea tersa* (L.) Merr. (Lauraceae) ou *ranomainty*, qui serait arrivée dans cette zone vers les années 2000. Pour Ambendrana, les nouvelles espèces citées sont *Eucalyptus* sp. (Myrtaceae) ou *kininina*, *Pinus* sp. ou sapin, *Lan-*

**Tableau VIII.**  
Principaux usages de la forêt.

	Ankorabe		Ambendrana	
	Rang de la citation	Nombre et pourcentage	Rang de la citation	Nombre et pourcentage
Bois de construction	1	41 (87,2 %)	1	47 (75,8 %)
Bois énergie	3	10 (21,3 %)		
Médicaments	5	4 (8,5 %)	2	19 (30,6 %)
Chasse	2	13 (27,6 %)	7	1 (1,6 %)
<i>Tavy</i> (culture sur brûlis)	4	9 (19,1 %)	5	2 (3,2 %)
Élevage			6	1 (1,6 %)
Outils	6	2 (4,3 %)		
Pilon			4	22 (35,5 %)
Manche de bêche			3	28 (45,2 %)
Rituels	7	1 (1,6 %)		

**Tableau IX.**  
Plantes citées.

	Ankorabe	Ambendrana
Nombre de plantes citées par hectare de forêt	0,089 plante/ha	0,077 plante/ha
Nbre plantes/Nbre enquêtes	1,76	2,05
Arbres les plus cités	Voapaka ( <i>Uapaca</i> sp.) 15 (31,9 %) Varongy ( <i>Ocotea</i> sp.) 13 (27,6 %) Hazombato ( <i>Rinorea arborea</i> ) 12 (25,5 %) Nato ( <i>Sideroxylon</i> sp.) 12 (25,5 %)	Lambinana ( <i>Nuxia capitata</i> ) 37 (59,7 %) Voamboana ( <i>Dalbergia baronii</i> ) 36 (58,1 %) Katoto ( <i>Weinmannia</i> sp.) 31 (50 %)
Herbes les plus citées	Tsingolovolo ( <i>Panicum</i> sp.) 6 (12,8 %) Famafa ( <i>Aristida similis</i> ) 2 (4,2 %) Longoza ( <i>Afromomum angustifolium</i> ) 2 (4,2 %)	Belohalika ( <i>Impatiens</i> sp.) 26 (41,9 %) Vazanakampo ( <i>Dianella ensifolia</i> ) 19 (30,6 %) Tsingolovolo ( <i>Panicum</i> sp.) 15 (24,2 %)
Espèces végétales rares les plus citées	Sovoka ( <i>Dalbergia</i> sp.) 15 (31,9 %) Ramy ( <i>Canarium madagascariense</i> ) 5 (10,6 %) Nato ( <i>Sideroxylon</i> sp.) 3 (6,4 %)	Voamboana ( <i>Dalbergia baronii</i> ) 16 (25,8 %)
Espèces végétales nouvelles	Ranomintiny ( <i>Litsea tersa</i> ) 1 (2,1 %)	Sapin ( <i>Pinus</i> sp.) 4 (6,4 %) Ravintsara ( <i>Cinnamomum camphora</i> ) 3 (4,8 %) Kininina ( <i>Eucalyptus</i> sp.) 2 (3,2 %) Radriaka ( <i>Lantana camara</i> ) 2 (3,2 %)

*tana camara* (Verbenaceae) ou *radriaka*. Aucune date précise de leur introduction dans la zone n'a été donnée.

Les espèces nouvelles sont soit des espèces exotiques, soit des espèces autochtones qui n'existaient pas dans la zone auparavant, selon les enquêtés. Elles sont peu citées et leur composition selon les enquêtés renseigne sur la dynamique perçue de la flore forestière.

### Faune

Les animaux les plus cités sont des mammifères (mammifères, lémuriens, micromammifères) pour les deux sites, mais ils ne sont pas cités dans le même ordre ; viennent ensuite les oiseaux et les reptiles (tableau X). *Varika* (lémuriens) et *Lambo* (potamochères) sont les deux mammifères nettement plus cités.

Quatre classes ont été citées à Ankorabe ; les reptiles (18 espèces de serpents essentiellement), les oiseaux (14 espèces), les mammifères (13 espèces), les amphibiens (1 espèce). En revanche, à Ambendrana, ce sont presque toutes les classes d'animaux qui ont été citées : les amphibiens (grenouilles), les insectes (criquets, moustiques, papillons), les annélides (vers de terre), les gastéropodes (escargots), les myriapodes (mille-pattes), les crustacés (crabes, écrevisses) (photo 5). Parmi la diversité de ces animaux, les oiseaux sont représentés par 29 espèces, les mammifères par 11 espèces et les reptiles par 10 espèces. Le nombre d'animaux cités par enquête à Ambendrana est presque le double par rapport à Ankorabe.

### Connaissance de la forêt selon le genre

Pour les deux sites, des différences significatives ( $p = 0,023 < 0,05$  pour Ankorabe et  $p = 0,006 < 0,05$  pour Ambendrana) sont relevées entre le nombre de plantes données par les hommes et par les femmes, selon le test de Wilcoxon-Mann-Whitney (tableau XI).

Concernant les animaux cités, à Ankorabe, aucune différence significative n'a été observée entre les valeurs données par les hommes et par les femmes ( $p = 0,21 > 0,05$ ). Cependant, à Ambendrana, le nombre d'animaux cités par les hommes est significativement plus



**Photo 3.**  
Piège à lémurien, forêt d'Ankorabe. Photo H. Randiambanona.



**Photo 4.**  
Collecte de roseau à tresser, Ambendrana. Photo S. M. Carrière.

élevé que celui donné par les femmes ( $p = 0,006 < 0,05$ ). Concernant les végétaux cités, les hommes citent plus de plantes que les femmes.

**Tableau X.**

Nombre d'espèces animales par site et animaux cités par plus de 20 % des enquêtés.

	Ankorabe	Ambendrana
Nombre d'espèces par hectare de forêt	0,058	0,073
Nombre d'espèces/nombre d'enquêtes	1,15	1,93
Animaux cités (nombre et pourcentage)	<i>Varika</i> (mammifère) 30 (63,8 %) <i>Lambo</i> (mammifère) 17 (36,2 %) <i>Menarana</i> (reptile) 14 (29,8 %) <i>Fosa</i> (mammifère) 11 (23,4 %) <i>Mandotra</i> (reptile) 11 (23,4 %)	<i>Lambo</i> (mammifère) 37 (59,7 %) <i>Varika</i> (mammifère) 36 (58 %) <i>Taitso</i> (oiseau) 31 (50 %) <i>Varisada</i> (mammifère) 20 (32,3 %) <i>Viro</i> (mammifère) 17 (27,4 %) <i>Varimena</i> (mammifère) 16 (25,8 %) <i>Trandraka</i> (mammifère) 16 (25,8 %) <i>Vosira</i> (mammifère) 16 (25,8 %) <i>Akanya</i> (oiseau) 13 (21,0 %)

**Tableau XI.**

Comparaison du nombre de plantes et d'animaux cités en fonction du genre de l'enquêté (test de Wilcoxon-Mann-Whitney au seuil de probabilité  $p = 0,05$ ).

	Ankorabe		$p = 0,05$	Ambendrana		$p = 0,05$
	Femmes	Hommes		Femmes	Hommes	
Nombre de plantes citées	2,8 ± 2,3	5,5 ± 4,1	0,023	5,1 ± 2,6	7,3 ± 3,1	0,006
Nombre d'animaux cités	4,6 ± 4,2	3,4 ± 2,4	0,21	6,3 ± 4,2	8,2 ± 4,4	0,033

## Discussion

### Propositions de conservation et restauration de la forêt

D'une manière générale, les enquêtés à Ambendrana ont donné plus de réponses sur les types d'intervention, l'origine de l'incitation à la conservation, les alternatives pour conserver la forêt, que ceux d'Ankorabe qui n'ont répondu que sur les questions de conservation (tableau XII).

Généralement, la plupart des enquêtés à Ankorabe ne se prononcent pas sur le sujet de la conservation par rapport à ceux d'Ambendrana : les « sans réponse » (50 à 80 %) restent beaucoup plus nombreux quelle que soit la question posée (type d'intervention, motivation, origine de l'injonction, proposition d'alternative). Les propositions ne proviennent donc pas des enquêtes d'Ankorabe.

Comme type d'intervention pour la protection de la forêt, l'adhésion à la COBA est la réponse la plus fréquente à Ankorabe (10,6 %) contre la riziculture et l'élevage en dehors de la forêt à Ambendrana (30,6 %). Pour les deux sites, la « forêt utile » reste la motivation la plus importante pour protéger la forêt. La forêt est « à l'origine de la pluie », elle est une « source de bois pour la construction de la case et une source de médicaments ». À Ankorabe, l'État via la Direction régionale des eaux et forêts (DREF) (27,6 %) est l'instance qui a ordonné à la population locale de protéger la forêt. À Ambendrana, l'injonction de la protection de la forêt vient surtout de la COBA (56,5 %), devant la DREF (24,2 %), puis du parc national de Ranomafana (22,6 %), enfin de la mairie (16,1 %). La différence entre les réponses est encore plus marquée pour les alternatives proposées. À Ankorabe, 85,1 % des enquêtés n'ont proposé aucune alternative pour la protection de la forêt, alors qu'à Ambendrana 98,4 % des enquêtés ont proposé une palette d'alternatives (reboisement, demande de matériels agricoles, d'intrants, de semences, développement de l'agriculture et projet d'élevage en dehors de la forêt). De même, la préoccupation pour la future génération n'est exprimée qu'à Ambendrana. Plus de la moitié des enquêtés à Ambendrana (56,5 %) optent pour l'intensification de l'agriculture, comme une alternative à la défriche de la forêt, et en cohérence avec leur réponse sur le type d'intervention, 30,6 % pour l'intensification de la riziculture et l'élevage hors forêt.

### Caractérisation de la fragmentation forestière des deux sites

La comparaison des deux sites à la même date fait apparaître des différences entre basse altitude (Ankorabe) et moyenne altitude (Ambendrana), la forêt étant moins dense, plus haute, plus régulière et aussi plus riche en espèces à basse altitude. Les différences dans le nombre et la taille des fragments sont marquées ; la fragmentation est nettement plus avancée dans le paysage d'Ankorabe par rapport à celui d'Ambendrana. Les représentations du paysage forestier, recueillies dans les enquêtes, traduisent-elles cette différence de couvert forestier ?

L'état de dégradation du massif forestier a été apprécié par des réponses qualitatives. Ces appréciations contrastées selon les sites correspondent à la réalité des massifs forestiers si l'on compare Ankorabe (un îlot forestier résiduel, les fragments de Vohilahy et Vombony, et de nombreux fragments plus petits) à Ambendrana (un massif forestier encore continu, même s'il a quelques trouées, dans le corridor forestier reliant des parcs naturels).

Des recherches combinant analyses spatiales et enquêtes de perception paysanne caractérisent des couverts forestiers (Therville, 2008) et des transitions jachères-forêts (Rives, 2006), sans détailler des indicateurs de paysages fragmentés ni des fragments forestiers particuliers, que les riverains appellent « *songon'ala* » (Carrière *et al.*, 2007b). Pourtant, la diminution dans le temps de la taille des fragments pourrait être plus facilement perçue par la population riveraine que des trouées dans un massif forestier continu, telles qu'elles apparaissent sur des images satellitaires. La mosaïque qui résulte de fragments de petite taille (Ravonjimalala *et al.*, 2019) peut avoir un effet sur la biodiversité (Bodin *et al.*, 2006) et ce sont justement les espèces animales et végétales qui sont le plus clairement perçues.

Ainsi, ces premiers travaux gagneraient à être prolongés en explorant d'autres méthodes permettant de discuter avec la population des dynamiques forestières. Par exemple, en s'inspirant de la « boîte à perceptions » de Harpet *et al.* (2014) appliquée aux préférences des espèces végétales et animales (photos d'animaux et de plantes sur une échelle analogique), la comparaison de photos diachroniques du



**Tableau XII.**  
 Résultats des enquêtes sur les propositions de conservation.

	<b>Ankorabe Nombre et pourcentage</b>	<b>Ambendrana Nombre et pourcentage</b>
<b>Types d'intervention</b>		
Adhésion à la COBA	5 (10,6 %)	10 (16,1 %)
Collaboration avec les autorités	3 (6,5 %)	0 (0,0 %)
Sensibilisation	1 (2,1 %)	6 (9,7 %)
Riziculture, élevage hors forêt		19 (30,6 %)
Arrêt de la culture sur brûlis ( <i>tavy</i> )		4 (6,4 %)
Participation à l'extinction des feux de brousse		6 (9,7 %)
Reboisement		7 (11,3 %)
Aucune intervention		8 (12,9 %)
Sans réponse	38 (80,8 %)	2 (3,2 %)
<b>Motivation</b>		
Forêt utile	8 (17 %)	31 (50,0 %)
Forêt dégradée	6 (12,8 %)	4 (6,4 %)
Pour la génération future		20 (32,2 %)
Sans réponse	33 (70,2 %)	7 (11,3 %)
<b>Origine de l'incitation à la conservation</b>		
État ou DREF	13 (27,6 %)	15 (24,2 %)
COBA	3 (6,4 %)	35 (56,5 %)
<i>Tangalamena</i> , chef de village	3 (6,4 %)	2 (3,2 %)
Personnel	4 (8,5 %)	1 (1,6 %)
Mairie, <i>fokontany</i>	1 (2,1 %)	10 (16,1 %)
LDI		4 (6,5 %)
Radio, affiches		5 (8,1 %)
Parc national Ranomafana		14 (22,6 %)
Sans réponse	23 (48,9 %)	0 (0 %)
<b>Proposition d'alternative</b>		
Système de COBA déjà efficace	2 (4,5 %)	0 (0 %)
Meilleur contrôle de prélèvement	4 (8,5 %)	2 (3,2 %)
Implication de la population locale dans la gestion	1 (2,1 %)	10 (16,1 %)
Reboisement		9 (14,5 %)
Matériels, intrants agricoles, semences		35 (56,5 %)
Riziculture, projet d'élevage (aviculture, pisciculture)		9 (14,5 %)
Sans réponse	40 (85,1 %)	1 (1,6 %)

COBA : communauté de base ; DREF : Direction régionale des eaux et forêts ; LDI : *Landscape Development Initiative* (USAID).

paysage (Debussche *et al.*, 1999) ou d'images satellitaires de dates différentes (Hervé *et al.*, 2014) pourrait contribuer à une prise de conscience des personnes enquêtées.

### Représentations différentes de la forêt

Les représentations de la forêt diffèrent considérablement d'une région à une autre. Certaines définitions données

de la forêt, par exemple « endroit où il y a tous les arbres » ou « beaucoup d'arbres denses sur une montagne », se rapprochent de la définition qu'en donne Métro (1976) dans le dictionnaire forestier multilingue : « la forêt c'est une formation végétale ligneuse ou un écosystème à prédominance d'arbres, comportant en général un couvert relativement dense ».

La forêt est perçue également par l'abattis-brûlis. Le *tavy* dans la représentation sociale des *Betsimisaraka* garde

une valeur importante et reste la principale pratique culturelle malgré l'interdiction par la loi (Bertrand et Randrianaivo, 2003). Selon Aubert et Razafiarison (2003), pour les *Betsimisaraka*, la forêt joue plusieurs rôles : la forêt est protectrice grâce à sa végétation dense qui a toujours servi de lieu de refuge pendant les guerres claniques, ou la conquête merina puis française ; c'est aussi une forêt nourricière, considérée comme un don du dieu créateur, satisfaisant les besoins fondamentaux. Mais la forêt naturelle est également perçue comme une réserve de terre fertile, un terrain disponible à l'appropriation (Aubert, 2002), et un espace de collecte de produits ligneux destinés en priorité à la construction de l'habitation. Finalement, les forêts sacrées restent indemnes car elles sont respectées par les *Betsimisaraka*.

Mais en pays *Betsileo*, le nombre de sites sacrés énumérés à Ambendrana est beaucoup plus important, ce qui laisse penser que ces sites sont plus familiers aux populations (Carrière *et al.*, 2007a). Cependant peu d'enquêtés osent se prononcer sur les lieux ayant servi de refuges pendant l'insurrection de 1947, sans doute du fait de l'âge des enquêtés à même de répondre et au caractère délicat de la question posée. Dans un tout autre contexte, celui des fourrés xérophiles de l'extrême sud de Madagascar, Tengö *et al.* (2007) ont vérifié que les lambeaux forestiers résiduels étaient des forêts sacrées dont la disposition spatiale pouvait encore assurer des fonctions écologiques (Bodin *et al.*, 2006).

Dans le système de production des *Betsileo* d'Androy, la culture sur brûlis tient la seconde place après la riziculture irriguée (Carrière *et al.*, 2005). La pénétration dans la forêt se fait avec le principal objectif de trouver des bas-fonds à aménager en rizières, puis de défricher des versants afin d'augmenter l'ensoleillement et la température de l'eau dans les casiers de riziculture de bas-fond, si bien que la forêt semble encore étendue et continue. Par contre, la saturation des bas-fonds commence à être ressentie par les riverains de la forêt car il ne reste plus que des bas-fonds éloignés et encaissés qui requièrent plus de travail pour leur aménagement en rizière (Hervé, 2015).

### Connaissance des forêts et des usages

Les résultats obtenus montrent une connaissance poussée de la forêt par la population et des usages multiples.

Dans les deux sites, les populations locales connaissent bien les différentes espèces d'arbres, natives ou introduites. Le nombre de plantes citées à Ankorabe est moindre que le nombre de plantes citées à Ambendrana, ce qui pourrait être imputable à la différence de superficie de la forêt, mais le nombre de plantes par enquête varie dans le même sens (tableau X).

En termes d'usages, la forêt reste la source principale de bois de construction pour l'habitation. La majorité des arbres cités dans les deux sites, que l'on peut considérer comme les plus importants, sont des espèces fréquemment utilisées pour la construction, pour Ankorabe la fabrication des cases avec *voapaka* (*Uapaca* sp.) et *varongy* (*Ocotea* sp.), et pour Ambendrana la fabrication de manches d'outils avec *lambinana* (*Nuxia capitata*) et *voamboana* (*Dalbergia* sp.). Ce résultat, commun aux deux sites, est similaire à celui obtenu

par Carrière *et al.* (2007a) en forêt humide et par Urech *et al.* (2012) dans des fragments de forêt sèche à l'ouest de Madagascar. L'utilisation des forêts pour la mise en culture par abattis-brûlis n'est citée qu'en quatrième et cinquième position, ce qui traduit à la fois une convergence de l'importance donnée à la culture sur *tavy* ou abattis-brûlis dans les deux sites et une réticence à le placer parmi les premiers usages. La convergence des faibles chiffres de citation entre les deux sites semble indiquer, de la part des enquêtés, une crainte de s'afficher comme défricheurs de la forêt.

À Ambendrana, Carrière *et al.*, (2005) ont montré le lien important et ancestral qui existe entre la société, la forêt et ses arbres, comme dans la forêt littorale de l'Est à Analalava (Lavaille *et al.*, 2015), où la population locale a des connaissances écologiques détaillées de plusieurs espèces d'arbres (mode de dispersion, mode de reproduction, durée de vie, vulnérabilité à la coupe et au feu). On s'attend donc à des connaissances sur la composition végétale des forêts beaucoup plus que sur la faune. Or, la richesse des réponses sur la biodiversité animale surprend. La précision des réponses sur la faune montre des perceptions fines de la forêt qui n'est pas seulement, pour les riverains, un ensemble d'arbres, d'arbustes et d'herbes, mais également, et surtout, un milieu de vie pour des animaux. De fait, cela pose la question d'un impact de la fragmentation sans doute beaucoup plus perceptible sur la biodiversité animale que sur la biodiversité végétale.

La collecte de bois de feu n'apparaît qu'à Ankorabe alors que les villages sont au voisinage immédiat de fragments forestiers résiduels. À Ambendrana, une alternative de source de bois de feu existe dans les plantations villageoises de pins, d'acacias et d'eucalyptus qui occupent une surface étendue en bordure ouest de la forêt mature (figure 2). De même, l'utilisation de certaines espèces de bois pour le manche des bûches (*angady*) est une spécialité connue du village d'Ambendrana dans l'Androy (Carrière *et al.*, 2005), ce qui peut expliquer que cet usage ne soit signalé que là.

C'est l'importance des usages médicinaux qui différencie le plus les deux sites. L'usage médicinal des plantes est cité par 8 % des enquêtés à Ankorabe et 30 % à Ambendrana. Ceci peut être dû à l'éloignement des infrastructures de santé. Les dispensaires d'Antongombato (5 km) et de Ranomafana-Est (8 km) sont facilement accessibles pour la population d'Ankorabe, alors qu'à Androy le dispensaire le plus proche se trouve à 12 km (Sahambavy). De plus, dans le site d'Ambendrana, la médecine traditionnelle est couramment pratiquée (Carrière et Randriamalala, 2013).

Les listes d'espèces végétales citées pour des usages spécifiques varient suivant le contexte local. On en conclut que ces appréciations sont très spécifiques des lieux. Les hommes semblent avoir une meilleure connaissance des plantes que les femmes car, dans les deux sites, ce sont surtout les hommes qui sont chargés de prélever du bois en forêt, la différence étant plus marquée à Ankorabe.

### Actions de conservation et de restauration

Ce qui frappe tout d'abord est le peu de propositions d'actions et la différence entre les sites dans l'expression de ces propositions. Il y a bien un décalage entre les percep-

tions du couvert forestier et l'expression de propositions de restauration de la continuité entre fragments forestiers. La forêt la plus fragmentée est reconnue comme telle, mais cela ne conduit pas à des propositions d'actions de restauration, puisque 80 % des enquêtés n'ont exprimé aucun avis dans le site d'Ankorabe.

Ce pourcentage élevé peut être relié à la faible, voire inexistante, intervention des acteurs (ONG, institutions...) pour la conservation ou la protection de l'environnement dans le site d'Ankorabe. Face à l'ampleur des exportations de bois d'œuvre d'Ankorabe (photo 6), sous la responsabilité d'acteurs extérieurs aux *fokontany* qui ont pu pénétrer par des pistes construites par les mines, la population locale n'a pas de prise sur la dégradation de la forêt (Mandimbiniaina, 2020). Dans ce contexte, les dégâts causés par les exportateurs de bois d'œuvre échappent à l'emprise des habitants qui ont du mal à formuler des solutions alternatives. Seul le projet Ambatovy, qui a installé un pipeline en 2009 acheminant les minerais de cobalt et de nickel vers le port de Toamasina, à proximité de la forêt de Vohilahy, a mobilisé la population riveraine sur la nécessité de reboiser. Pour répondre à l'obligation de reboiser des surfaces équivalentes à celles détruites pour le passage du pipeline, le projet Ambatovy a installé en 2013 une pépinière avec des espèces autochtones à Ankorabe. Cependant, la population enquêtée ne s'en est pas fait l'écho, préférant sans doute ne pas se prononcer, tant sur les interventions en cours que sur les propositions d'alternatives.

Ce n'est pas le cas du site d'Ambendrana où les différentes activités menées par le WWF (World Wildlife Fund) datent des années 2000. Ainsi les réponses les plus complètes et détaillées viennent-elles du site d'Ambendrana, qui est qualifié de forêt non dégradée dans les enquêtes, en comparaison d'Ankorabe, mais qui a été la cible de projets pluriannuels d'ONG de développement. Cette tendance apparemment paradoxale traduit le stigmate de l'intervention de projets de développement (WWF) dans la zone à la suite du projet LDI (*Landscape Development Initiative* de l'USAID), qui intervenait dans les années 2000 aux marges du corridor forestier de Fianarantsoa. Ce qui apparaît encore une fois, c'est le rôle décisif des ONG locales de développement (Ganomanana *et al.*, 2011), à travers « l'implication de la population locale dans la gestion » et non, comme attendu, l'effet d'une fragmentation plus poussée qui agirait comme une alerte pour des actions de restauration avant qu'il ne soit trop tard.

Les différences de réponses entre les deux sites, sur les actions de conservation, semblent davantage relever des antécédents d'interventions d'ONG en limite d'aire protégée, ce qui est la situation à Ambendrana en comparaison de l'absence de réponse à Ankorabe. La réduction de la forêt est surtout perçue par les riverains à travers la disparition d'espèces animales et végétales, mais la fragmentation n'est pas ressentie comme une étape vers une déforestation irréversible. Des mesures objectives de la fragmentation pourraient orienter les actions de restauration des institutions chargées de la conservation mais sans doute pas, ou pas de la manière prévue, mobiliser les populations concernées.

## Conclusion

Les deux cas étudiés illustrent des stades d'avancement différents dans le processus de fragmentation forestière, dans le contexte de la forêt humide de l'Est malgache. Dans les communes d'Androy en moyenne altitude et de Ranomafana-Est en basse altitude, toutes deux situées en forêt humide, les enjeux sont différents : dans le premier cas, proximité d'un parc national qui peut jouer un rôle de tampon et, dans le second cas, présence d'une piste ouverte pour l'entretien d'un pipeline minier, lequel favorise la pénétration de bûcherons qui prélèvent du bois d'œuvre.

Les perceptions du paysage à fragments forestiers d'Ankorabe sont différentes des perceptions du massif forestier « troué » à Ambendrana, mais cela ne conduit pas nécessairement à la perception d'une urgence de restauration à Ankorabe. Les résultats montrent une absence de positionnement révélée par le taux élevé de non-réponses.

La diminution du couvert forestier est notable, en partie chez les plus âgés. Les riverains désignent les fragments et n'ont pas de mots pour qualifier la fragmentation, mais ils désignent les forêts sacrées en nommant des lieux et ils énumèrent les espèces animales et végétales qui apparaissent ou disparaissent.



**Photo 5.**  
Collecte d'écrevisses, Ambendrana.  
Photo S. M. Carrière.



**Photo 6.**  
Prélèvement de bois d'œuvre, Ankorabe.  
Photo H. Randriambanona.

La comparaison multifactorielle des deux sites étudiés en forêt humide conduit à revenir sur l'hypothèse d'un effet de la taille et de la connectivité des fragments forestiers sur les représentations de la forêt humide de l'Est de Madagascar. Les résultats montrent que les différences de réponses entre les deux sites traduisent les différences de contextes et de niveaux de fragmentation ; elles sont marquées sur la perception des forêts résiduelles et leur dynamique passée, avec une hiérarchie spécifique des usages (la construction de l'habitation vient en premier), une attention particulière à la biodiversité animale et des propositions de conservation surtout issues des interventions d'ONG. Pour qu'une fragmentation élevée entraîne, avant qu'il ne soit trop tard, une plus grande mobilisation des riverains pour la conservation, il faudrait que la fragmentation soit considérée par les riverains comme un problème. La proximité des fragments depuis les villages accroît la facilité des prélèvements mais

pourrait en même temps éveiller l'intérêt des villageois pour la protection de ces fragments, avant qu'ils ne disparaissent.

Les matériaux réunis dans les enquêtes en ethnobotanique, essentiellement des enquêtes à choix multiples et listes d'espèces, sont une première étape pour saisir les perceptions de l'évolution du couvert forestier mais ces enquêtes mériteraient d'être prolongées par une co-construction avec les riverains de projets de restauration à partir des fragments forestiers.

#### Remerciements

Les auteurs remercient le programme incitatif de l'IRD pour l'océan Indien, PPR PAREGO, Programme prioritaire de recherche qui a financé la collecte de données en 2013 dans les deux sites malgaches. Notre gratitude va également aux personnes qui ont répondu aux enquêtes dans les deux zones d'étude à Ankorabe et Ambendrana.

#### Annexe 1.

### Fiche d'enquête utilisée auprès des usagers de la forêt à Ankorabe et ses environs, en août 2013.

Date :                                      Numéro de l'enquête :                                      Nom de l'enquêteur :

#### 1. Identification

Lieu :

Nom de l'enquêté :

Sexe : ..... Âge : ..... Village : .....

Où êtes-vous né ?                                      Et votre père ?

Profession / statut social :

#### 2. La forêt

Pour vous c'est quoi une forêt ?

Combien de types de forêts connaissez-vous ? Quels noms donnez-vous à ces différents types de forêts ?

Histoire de la forêt	Localisation
Que savez-vous de l'histoire de cette forêt ?	
Combien de chemins y a-t-il dans la forêt ?	
Combien de <i>tanana haolo</i> , combien de sites sacrés ? <i>fasana, vato lahy, fanariandraha...</i>	
Qui peut aller dans la forêt pour prendre des choses ou cultiver ?	
Autrefois qui pouvait aller dans la forêt pour cultiver ou prendre des choses ? Quels lignages ?	
Où sont les endroits où il y a beaucoup de vieux <i>savoka</i> ?	
Où sont les forêts les plus vierges, « <i>ala mainty</i> » ou « <i>ala gasy</i> » ?	
Quels sont les noms des anciens villages ou hameaux, ou refuges dans la forêt pendant l'insurrection ?	
Quels sont les contes ou les mythes que l'on raconte aux enfants sur la forêt ? (réponse enregistrée avec un enregistreur)	

#### 3. Compréhension sur l'écologie de la forêt

Quels sont les arbres qui se trouvent dans la forêt ?

Quelles sont les herbes qui se trouvent dans la forêt ?

Quels sont les arbres qui sont de plus en plus rares ?

Quelles sont les espèces végétales que l'on voit aujourd'hui et qui n'existaient pas autrefois ?

Quelles sont les espèces animales (toutes les espèces : vertébrés, insectes, invertébrés...) qui vivent dans la forêt ?

## Annexe 1 (suite).

### 4. Représentations spatiales

Quels changements avez-vous vus sur la forêt, sur les lambeaux ?

Quelles étaient les limites de la forêt quand vous étiez jeune ?

Quand les changements ont-ils été les plus importants ?

Comment les lambeaux sont-ils apparus, par quels bouts la fragmentation a-t-elle commencé ?

Depuis quand le lambeau est-il isolé comme une île ?

Est-ce que cela change quelque chose pour la vie des plantes et des animaux de la forêt, que le lambeau ne soit plus en contact avec la forêt ? (dessin fait sur le sol pour comprendre la dynamique de création du lambeau, ou relevés GPS pour mieux situer les changements perçus par les gens)

### 5. Usages

Vous utilisez la forêt pour quels usages ?

[Cultures. Lesquelles ? Pourquoi ?]. [Entretien. Mise en jachère, rotation de culture, sarclage ?]. [Défrichage. Pour augmenter les terres de culture, s'approprier des terres ?]. [Prélèvements. Coupe de bois, plantes, animaux... ? Lesquels ? Pour quels usages] [Élevage. Pâturage pour les animaux]. [Chasse. Quels sont les animaux chassés ?]. [Coutumes, rites, feu ? Pourquoi ?].

### 6. Représentation de la forêt

Quelle valeur donnez-vous à la forêt ? [Répondre par un classement]

Aimeriez-vous que vos enfants puissent bénéficier comme vous de la forêt ?

Pensez-vous que la forêt peut ou doit rapporter de l'argent ? Si oui à qui ?

### 7. Représentation de la dégradation de la forêt

Quel est l'état de dégradation de la forêt ?

De quelle façon est-elle dégradée, et quelles sont les causes de cette dégradation ? (en citer 3 à 5 par ordre d'importance)

Quelles sont les conséquences de cette dégradation ? (en citer 3 à 5 par ordre d'importance)

### 8. Activités pour la conservation de la forêt

Quels types d'interventions faites-vous pour préserver la forêt et comment ?

Pourquoi avez-vous décidé de protéger la forêt ?

Qui vous a demandé de protéger la forêt ?

Si ce n'est pas le cas, êtes-vous prêt à agir pour sa conservation ? Si oui pourquoi ?

Comment faites-vous pour utiliser/valoriser cette forêt tout en limitant sa dégradation ?

Quels sont les problèmes que vous rencontrez pour favoriser cette protection ?

Que proposez-vous comme autres alternatives de gestion ?

## Références

Amelot X., Moreau S., Carrière S. M., 2011. Des justiciers de la biodiversité aux injustices spatiales : L'exemple de l'extension du réseau d'aires protégées à Madagascar. *In* : Blanchon D., Gardin J., Moreau S. (éds). Justice et injustices environnementales. Paris, France, Presses universitaires Paris Nanterre, 193-216. <https://doi.org/10.4000/books.pupo.3432>

Andrianarivo A., 2016. Dynamique de l'occupation du sol à l'intérieur et à la périphérie de la forêt humide dans les communes de la région Haute Matsiatra : perspectives pour un aménagement du territoire. Thèse doctorale en géographie, Université d'Antananarivo, Madagascar.

Andrianotahiananahary H., 2005. Études écologique et ethnobotanique de la diversité floristique des jachères du corridor forestier Ranomafana-Andringitra (cas d'Ambendrana-Fianarantsoa). Mémoire de diplôme d'études approfondies, Département de biologie et écologie végétales, Université d'Antananarivo, Madagascar, 74 p. [http://biblio.univ-antananarivo.mg/pdfs/andrianotahiananaharyh\\_sn\\_m2\\_05.pdf](http://biblio.univ-antananarivo.mg/pdfs/andrianotahiananaharyh_sn_m2_05.pdf)

Ariditi T. A., van Vkiel J., Verburg P. H., 2015. Land-use and land-cover changes in the Central Rift Valley of Ethiopia: Assessment of perception and adaptation of stakeholders. *Applied Geography*, 65: 28-37. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.10.002>

Aubert S., 2002. La négociation patrimoniale à Madagascar ou la mise en cohérence de représentations plures de la forêt au sein d'un système autonome d'application du droit. *In* : Développement durable : enjeux, regards et perspectives, Paris, France, GIS GEMDEV, Cahier du GEMDEV, 28, 105-115. <http://hal.cirad.fr/cirad-00847357>

- Aubert S., Razafiarison S., 2003. Les tensions relatives à la représentation de la forêt. In : Aubert S., Razafiarison S., Bertrand A. (éds). Déforestation et systèmes agraires à Madagascar. Les dynamiques *tavy* sur la côte orientale. Montpellier, France, CIRAD, 141-154. <http://agritrop.cirad.fr/515462/>
- Berlan-Darqué M., Lubinbühl Y., Terrasson D. (dir.), 2007. Paysages : de la connaissance à l'action. Versailles, France, Éditions Quæ, coll. Update Sciences & Technologies, 316 p. <https://doi.org/10.3917/quae.grani.2007.01>
- Bertrand A., Randrianaivo D., 2003. *Tavy* et déforestation. In : Aubert S., Razafiarison S., Bertrand A. (éds). Déforestation et systèmes agraires à Madagascar. Les dynamiques *tavy* sur la côte orientale. Montpellier, France, CIRAD, 9-30. <https://agritrop.cirad.fr/515454/>
- Blanc-Pamard C., Ralaivita M., 2004. Ambendrana, un territoire d'entre-deux. Conversion et conservation de la forêt (corridor *betsileo*, Madagascar). GEREM IRD-CNRE, CNRS-EHESS CEAF, IRD UR 100, 86 p.
- Bodin O., Tengö M., Norman N., Lundberg J., Elmqvist T., 2006. The value of small size: loss of forest patches and thresholds effects on ecosystem services in southern Madagascar. *Ecological Applications*, 16: 440-451. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[0440:tvoss\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[0440:tvoss]2.0.co;2)
- Bogaert J., 2003. Lack of agreement on fragmentation metrics blurs, correspondence between fragmentation experiments and predicted effects. *Conservation Ecology*, 7 (1): r6. <https://doi.org/10.5751/es-00495-0701r06>
- Carrière S. M., Andrianotahiananahary H., Ranaivoarivelo N., Randriamalala J. R., 2005. Savoirs et usages des plantes des recrus post-agricoles du *Betsileo* : valorisation d'une biodiversité oubliée à Madagascar. *Vertigo*, 6 (1) : 1-14. <https://doi.org/10.4000/vertigo.3047>
- Carrière S. M., Randriamalala J. R., 2013, Les plantes médicinales des jachères forestières de l'Est malgache : une grande diversité encore peu valorisée. In : Actes du 7<sup>e</sup> colloque international Plantes aromatiques et médicinales, 6-9 novembre 2012, Saint-Denis, Réunion, 232-235. <http://www.documentation.ird.fr/hor/fdi:010060316>
- Carrière S. M., Randriambanona H. A., 2007. Biodiversité introduite et biodiversité autochtone, antagonisme ou complémentarité ? Le cas de l'eucalyptus à Madagascar. *Bois et Forêts des Tropiques*, 292 (2) : 5-21. <https://revues.cirad.fr/index.php/BFT/article/view/20349>
- Carrière S. M., Ratsimisetra L., Edmond R., 2007b. Le couloir forestier de Fianarantsoa : forêt « primaire » ou forêt des hommes ? In : Serpantié G., Rasolofoharinoro B. M., Carrière S. M. (éds). Transitions agraires, dynamiques écologiques et conservation : le « corridor » Ranomafana-Andringitra (Madagascar) : actes du séminaire GEREM (Gestion des espaces ruraux et environnement à Madagascar). Antananarivo, Madagascar, Paris, CITE, IRD, 39-46.
- Carrière S. M., Roche P., Viano M., Ifticène E., M. Picot M., Tatoni T., 2007a. Hétérogénéité des paysages, dispersion des graines et biodiversité : le cas d'Ambendrana (Hauts-Terres). In : Serpantié G., Rasolofoharinoro B. M., Carrière S. M. (éds). Transitions agraires, dynamiques écologiques et conservation : le « corridor » Ranomafana-Andringitra (Madagascar) : actes du séminaire GEREM (Gestion des espaces ruraux et environnement à Madagascar). Antananarivo, Madagascar, Paris, CITE, IRD, 97-106. [https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins\\_textes/divers09-03/010042184.pdf](https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers09-03/010042184.pdf)
- CNRE, 2015. Rapport d'activités des recherches conduites dans la forêt d'Ankorabe (Ranomafana-est, Brickaville), Est de Madagascar. Antananarivo, Madagascar, CNRE.
- Cornet A., 1974. Essai de cartographie bioclimatique à Madagascar. Tananarive, Madagascar, ORSTOM, 38 p.
- Cornet A., Guillaumet J.-L., 1976. Divisions floristiques et étages de végétation à Madagascar. *Cahiers ORSTOM, sér. Biologie*, 11 (1) : 35-42.
- CTFT, 1973. Note succincte sur les résultats des expérimentations sur *Pinus patula* mis en place par le CTFT à la Matsiatra. Nogent-sur-Marne, France, CTFT, 14 p.
- Debussche M., Lepart J., Dervieux A., 1999. Mediterranean landscapes changes: evidence from old postcards. *Global Ecology and Biogeography*, 8: 3-15. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.1999.00316.x>
- Duro D. C., Franklin S. E., Dubé M. G., 2012. A comparison of pixel-based and object-based image analysis with selected machine learning algorithms for the classification of agricultural landscapes using SPOT-5 HRG imagery. *Remote Sensing of Environment*, 118: 259-272. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.11.020>
- Elanandrasana F. F., 2017. Étude écologique des fragments forestiers de la forêt de Mikea en 2014 et 2015. Mémoire DEA Biodiversité et Environnement, option Biologie végétale, IRD-CNRE-Université Toliara, 56 p.
- FAO, 2010. Évaluation des ressources forestières mondiales 2010. Rapport principal. Rome, Italie, FAO, Étude FAO : Forêts 163, 348 p. <http://www.fao.org/3/i1757f/i1757f.pdf>
- Foody G. M., Mathur A., 2004. Toward intelligent training of supervised image classifications: directing training data acquisition for SVM classification. *Remote Sensing of Environment*, 93: 107-117. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.06.017>
- Ganomanana T., Hervé D., Randriamahaleo S., 2011. Dynamique institutionnelle des transferts de gestion dans le corridor Fandriana-Vondrozo. *Madagascar Conservation and Development*, 6 (1) : 31-37. <https://doi.org/10.4314/mcd.v6i1.68059>
- Gérard A., Ganzhorn J. U., Kull C. A., Carrière S. M., 2015. Possible roles of introduced plants for native vertebrate conservation: Madagascar as a case study. *Restoration Ecology*, 23 (6): 768-775. <https://doi.org/10.1111/rec.12246>
- Harper G. J., Steininger M. K., Tucker C. J., Hawkins J. F., 2007. Fifty years of deforestation and forest fragmentation in Madagascar. *Environmental Conservation*, 34: 325-333. <https://doi.org/10.1017/s0376892907004262>
- Harpet C., Combo A. S., Hladik C. M., Simmen B., Riera B., Ranarijoana H. L., 2014. Méthodes d'évaluation des perceptions et des représentations locales sur un échantillon ciblé de la faune et de la flore de la côte ouest de Madagascar. *Notes brèves. Revue d'Écologie (La Terre et la Vie)*, 69 (3-4) : 351-355. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00904010>
- Hervé D., Ramaroson J. H., Randrianaison A., Le Ber F., 2014. Comment les paysans du corridor forestier de Fianarantsoa (Madagascar) dessinent-ils leur territoire ? Des cartes individuelles pour confronter les points de vue. *Cybergeo : European Journal of Geography [en ligne]*, Cartographie, Imagerie, SIG, document 681 mis en ligne et consulté le 23 juillet 2014. <https://doi.org/10.4000/cybergeo.26387>

- Hervé D., 2015. 50 ans d'occupation du sol parcellaire après abattis-brûlis (forêt ombrophile de l'est malgache). *In* : Hervé D., Razanaka S., Rakotondraompiana S., Rafamanantantsoa F., Carrière S. M. (éds). Transitions agraires au sud de Madagascar. Résilience et viabilité, deux facettes de la conservation. Actes du séminaire de synthèse du projet FPPSM « Forêts, Parcs, Pauvreté au Sud de Madagascar », Antananarivo, IRD-SCAC/PARRUR, 2013/06/10-11. Antananarivo, Madagascar, IRD, 45-70. [https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins\\_textes/divers17-08/010066408.pdf](https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers17-08/010066408.pdf)
- Hervieu J., 1960. Notices sur les cartes pédologiques de reconnaissance au 1/200 000, feuille n° 33, Brickaville-Moramanga. Tananarive, Madagascar, IRSM, 69 p.
- Killman W., Schone D., 2003. Principles and process of harmonizing forested related definitions for use by various stakeholders. XII World Forestry Congress, 21-28/09/2003, Québec City, Canada.
- Koechlin J., Guillaumet J.-L., Morat P., 1974. Flore et végétation de Madagascar. Vaduz, Liechtenstein, J. Cramer, 1974, 701 p.
- Lavielle J., Carrière S. M., Miandrimanana C., Tilahimena A., Birkinshaw C. R., Aronson J., 2015. Complementarity of native and introduced tree species: exploring timber supply on the east coast of Madagascar. *Madagascar Conservation and Development*, 10 (53): 137-143. <https://doi.org/10.4314/mcd.v10i3.6>
- Mandimbiniaina F. F., 2020. Implication de l'usage des ressources forestières dans l'activité économique et ses impacts dans le *fokontany* d'Ankorabe, commune Ranomafana-Est, District de Brickaville. DEA ESSA AgroManagement, Université d'Antananarivo, Madagascar.
- Marcus R. R., 2001. Seeing the forest for the trees: integrated conservation and development projects and local perceptions of conservation in Madagascar. *Human Ecology*, 29 (4): 381-397.
- Martin E. A., Ratsimisetra L., Laloë F., Carrière S. M., 2009. Conservation values for birds of traditionally managed isolated trees in an agricultural landscape of Madagascar. *Biodiversity and Conservation*, 18: 2719-2742. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9671-x>
- Martin E. A., Viano M., Ratsimisetra L., Laloë F., Carrière S. M., 2012. Maintenance of bird functional diversity in a traditional ecosystem of Madagascar. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 149: 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.12.005>
- McGarigal K., Cushman S. A., Ene E., 2012. FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program, University of Massachusetts, Amherst, USA. <https://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>
- MEFT, 2009. Évolution de la couverture de forêts naturelles à Madagascar 1990-2000-2005. USAID, CI, MEFT, 58 p.
- Métro A., 1976. Dictionnaire forestier multilingue. Paris, France, AFEF, CILF, 434 p.
- Moizo B., 2003. Perceptions et usages de la forêt en pays bara (Madagascar). *Bois et Forêts des Tropiques*, 278 (4) : 25-37. <https://revues.cirad.fr/index.php/BFT/article/view/20175>
- ONE, DGF, FTM, MNP, CI, 2013. Évolution de la couverture de forêts naturelles à Madagascar 2005-2010. Antananarivo, Madagascar, 42 p.
- Pfund J. L., Watts J. D., Boissière M., Boucard A., Bullock R. M., Ekadinata A., *et al.*, 2011. Understanding and integrating local perceptions of trees and forests into incentives for sustainable landscape management. *Environmental Management*, 48 (2): 334-349. <https://doi.org/10.1007/s00267-011-9689-1>
- Raherilalao M.-J., 2001. Effets de la fragmentation de la forêt sur les oiseaux autour du parc national de Ranomafana (Madagascar). *Revue d'écologie (La Terre et la Vie)*, 56 : 389-406. <http://documents.irevues.inist.fr/handle/2042/55473>
- Rakotoarimanana V., Gondard H., Ranaivoarivelo N., Carrière S. M., 2008. Influence du pâturage sur la diversité floristique, la production et la qualité fourragères d'une savane des Hautes Terres malgaches (région de Fianarantsoa). *Science et Changements Planétaires / Sécheresse*, 19 (1) : 39-46. <https://www.jle.com/10.1684/sec.2008.0120>
- Randriamalala R. J., Serpantié G., Carrière S. M., 2007. Influence des pratiques culturales et du milieu sur la diversité des jachères d'origine forestière (Hautes-Terres, Madagascar). *Revue d'Écologie (La Terre et la Vie)*, 62 : 65-84.
- Randriambanona H., Randriamalala R. J., Carrière S. M., 2019. Native forest regeneration and vegetation dynamics in non-native *Pinus patula* tree plantations in Madagascar. *Forest Ecology and Management*, 446: 20-28. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.05.019>
- Rasoanaivo N. S., Randriambanona H., Hervé D., Carrière S. M., Razanaka S., Rakotoarimanana V., Randriamalala J. R., 2019. The effectiveness of the community-based forest management in reducing deforestation in the eastern region of Madagascar. *In*: ATBC 2019, Association for Tropical Biology and Conservation, Symposium 15 "Regeneration of Malagasy forests: a synthesis", Antananarivo, Madagascar, July 30th - August 3rd 2019.
- Ratsimisetra N. L., 2006. Étude écologique des formations végétales dans le corridor forestier Ranomafana-Andringitra : Ambendrana et ses environs (inventaire, typologie, dynamique, perceptions paysannes). Mémoire de DEA, Biologie et Écologie végétale, option Écologie végétale appliquée, Université d'Antananarivo, Madagascar, 131 p. <http://biblio.univ-antananarivo.mg/pdfs/ratsimisetra.pdf>
- Ravonjimalala H. R., Bogaert J., Hervé D., Razanaka S., Ranaivo J., Randriambanona H., *et al.*, 2017. Spatio-temporal evolution of the fragmentation classes of the Mikea dry deciduous forest (southwestern Madagascar). *In*: Ouessar M., Gabriels D., Tsunekawa A., Evett S. (eds). *Water and Land Security in Drylands. Response to Climate Change*. Springer, 209-220. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-54021-4\\_19](https://doi.org/10.1007/978-3-319-54021-4_19)
- Ravonjimalala H. R., Hervé D., Elanandrasana F., Ranaivo J., Razanaka S., Randriambanona H., 2019. Regeneration and fragmentation of dry deciduous forest. *In*: ATBC 2019, Association for Tropical Biology and Conservation, Symposium 15 "Regeneration of Malagasy forests: a synthesis", Antananarivo, Madagascar, July 30th - August 3rd 2019.
- Renó V., Novo E., Escada M., 2016. Forest fragmentation in the lower Amazon floodplain: Implications for biodiversity and ecosystem service provision to riverine populations. *Remote Sensing*, 8: 886. <https://doi.org/10.3390/rs8110886>

Rives F., 2006. Faire le deuil de la forêt primaire pour sauver les forêts ? Étude des pratiques et des représentations paysannes de la forêt pour élaborer des stratégies de restauration dans le corridor forestier de Ankeniheny Zahamena Est de Madagascar. Mémoire master « Forêts, nature, société », option tropicale, ENGREF, Montpellier, France, 102 p.

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). <https://doi.org/10.4000/vertigo.16477>

Saunders D. A., Hobbs R. J., Margules C. R., 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology*, 5: 18-32. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1991.tb00384.x>

Soanirina F. I., 2019. Phytomasse des jachères (savoka) aux environs de la forêt de Vohilahy, Ranomafana-Est, Brickaville. Mémoire de diplôme d'études approfondies, ISSEDD, Université de Toamasina, Madagascar, 53 p.

Tengö M., Johansson K., Rakotondraso F., Lundberg J., Andriamaherilala J. A., Rakotoarisoa J. A., *et al.*, 2007. Taboos and forest governance: informal protection of hot spot dry forest in southern Madagascar. *AMBIO, A Journal of the Human Environment*, 36 (8): 683-691. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36\[683:tafgip\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[683:tafgip]2.0.co;2)

Therville C., 2008. Rubber agroforests conversion in Bungo district (Jambi, Indonesia), perception survey and spatial analysis. PhD thesis, University of Technology and science, Montpellier II, Montpellier, France.

Toko M. I., Toko I. 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://doi.org/10.4314/jab.v66i0.95002>

Urech Z. L., 2011. The role of forest fragments in local livelihood systems. The case of the Manompana corridor, Eastern Madagascar. Dissertation, Doctor of sciences, ETH Zurich, 143 p.

Urech Z. L., Felber H. R., Sorg J.-P., 2012. Who wants to conserve remaining forest fragments in the Manompana corridor? *Madagascar Conservation and Development*, 7 (3): 135-143. <https://doi.org/10.4314/mcd.v7i3.6>

Urech Z. L., Sorg J.-P., 2010. Taking into account local people's livelihood systems for a better management of forest fragments. *In*: Azevedo J. C., Feliciano M., Castro J., Pinto M. A. (eds). *Forest landscapes and global change. New frontiers in management, conservation and restoration. Proceedings of the IUFRO Landscape Ecology Working Group International Conference*. Bragança, Portugal, IUFRO, 628-634.

Valdès A., Lenoir J., De Frenne P., Andrieu E., Brunet J., Charbrier O., *et al.*, 2019. High ecosystem service delivery potential of small woodlands in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 57: 4-16. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13537>

Vieilledent G., Grinand C., Rakotomalala F. A., Ranaivosoa R., Rakotoarijaona J. R., Allnutt T. F., *et al.*, 2018. Combining global tree cover loss data with historical national forest cover maps to look at six decades of deforestation and forest fragmentation in Madagascar. *Biological Conservation*, 222: 189-197. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.008>

Zinner D., Wygoda C., Razafimanantsoa L., Rasoloarison R., Andrianandrasana H. T., Ganzhorn J. U., Torkler F., 2014. Analysis of deforestation patterns in the central Menabe, Madagascar, between 1973 and 2010. *Regional Environmental Change*, 14 (1): 157-166. <https://doi.org/10.1007/s10113-013-0475-x>

### Hervé *et al.* – Contribution des auteurs

Rôle du contributeur	Noms des auteurs
Conceptualisation	D. Hervé, S. M. Carrière, H. Randriambanona
Gestion des données	H. Randriambanona, D. Hervé, H. Ramanankierana, S. M. Carrière
Analyse formelle	H. Randriambanona, D. Hervé, R. Ravonjimalala, N. Rasoanaivo, S. M. Carrière
Acquisition du financement	D. Hervé
Enquête et investigation	R. Baohanta, N. Rasoanaivo, R. Ravonjimalala
Méthodologie	S. M. Carrière
Gestion de projet	H. Randriambanona, H. Ramanankierana, R. Baohanta, D. Hervé
Supervision	H. Randriambanona, S. M. Carrière, H. Ramanankierana, D. Hervé
Visualisation	D. Hervé, H. Randriambanona, R. Ravonjimalala
Écriture – Préparation de l'ébauche originale	D. Hervé, S. M. Carrière, H. Randriambanona
Écriture – Révision et édition	D. Hervé, S. M. Carrière, H. Randriambanona

Bois et Forêts des Tropiques - Revue scientifique du Cirad



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



# Carbonization techniques and wood species influence quality attributes of charcoals produced from industrial sawmill residues in Eastern Cameroon

Joseph ZOBO MFOMO<sup>1</sup>  
Achille Bernard BIWOLÉ<sup>1</sup>  
Evariste FEDOUNG FONGZOSSIE<sup>1</sup>  
Gilbert Tsoh EKASSI<sup>1</sup>  
Didier HUBERT<sup>2</sup>  
Hugues DUCENNE<sup>2</sup>  
Jean Gaston TAMBA<sup>3</sup>  
Ruben MOUANGUE<sup>4</sup>

<sup>1</sup> University of Douala  
Advanced Teacher's Training College for  
Technical Education  
PO Box 1872, Douala  
Cameroon

<sup>2</sup> German Development Cooperation  
Program for the Implementation of the  
Rural Development Strategy  
Forest-Environment Programme  
Eco-Consulting Group  
PO Box 7814, Yaoundé  
Cameroon

<sup>3</sup> University of Douala  
University Institute of Technology  
PO Box 8698, Douala  
Cameroon

<sup>4</sup> University of Ngaoundéré  
University Institute of Technology  
PO Box 454, Ngaoundéré  
Cameroon

**Auteurs correspondants /  
Corresponding authors:**  
Joseph ZOBO MFOMO  
– [zobo\\_mfomo@yahoo.fr](mailto:zobo_mfomo@yahoo.fr)  
Ruben MOUANGUE  
– [r\\_mouangue@yahoo.fr](mailto:r_mouangue@yahoo.fr)



Improved traditional kiln commonly used by charcoal producers in the eastern region of Cameroon.  
Photo D. Hubert.

Doi : 10.19182/bft2020.345.a31831 – Droit d'auteur © 2020, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 21 décembre 2019 ;  
date d'acceptation : 23 juin 2020 ; date de publication : 1<sup>er</sup> novembre 2020.



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

## Citer l'article / To cite the article

Zobo Mfomo J., Biwolé A. B., Fedoung Fongzossie E., Ekassi G. T., Hubert D., Ducenne H., Tamba J. G., Mouangue R., 2020. Carbonization techniques and wood species influence quality attributes of charcoals produced from industrial sawmill residues in Eastern Cameroon. Bois et Forêts des Tropiques, 345 : 63-72. Doi: <https://doi.org/10.19182/bft2020.345.a31831>

## RÉSUMÉ

### Influence de la technique de carbonisation et de l'essence de bois sur la qualité des charbons produits à partir des résidus de sciages industriels à l'Est du Cameroun

Le Cameroun exploite un volume considérable de bois rond chaque année, dont une infime partie est utilisée pour la fabrication de produits manufacturés. Depuis quelques décennies, des initiatives se développent autour de scieries industrielles, surtout dans la région de l'Est, pour valoriser la biomasse résiduelle. Cependant, l'utilisation non différenciée des résidus issus d'essences différentes donne souvent des produits au potentiel énergétique variable et pas toujours appréciés des consommateurs. D'autre part, les caractéristiques physico-chimiques de ces charbons de bois sont inconnues, de même que les facteurs qui influencent leur qualité. La présente étude avait pour objectif d'évaluer la variabilité des propriétés physico-chimiques du charbon de bois produit avec des résidus du sciage industriel à l'Est du Cameroun, à l'aide de différentes techniques de carbonisation. Trois essences de bois, ayous, fraké et movingui, et trois types de fours (traditionnel, traditionnel amélioré et casamançais) ont été utilisés. Pour chaque essence, trois fagots de cinq morceaux de bois chacun ont été préparés, avec un taux d'humidité initial variant de 28 % à 36 %. Les propriétés physico-chimiques déterminées étaient le taux d'humidité, la densité apparente, les teneurs en matières volatiles, en carbone fixe et en cendres, et le pouvoir calorifique supérieur (PCS). Nos résultats montrent que les propriétés du charbon de bois varient selon l'essence et les types de fours utilisés. Le charbon de bois de movingui, dont la densité est la plus élevée (0,73 g/cm<sup>3</sup>), présente le plus faible taux d'humidité (4,03 %) et la densité apparente la plus élevée (0,42 g/cm<sup>3</sup>). Les teneurs les plus faibles en matières volatiles (20,32 %) et en cendres (1,27 %) ont également été obtenues avec cette essence, ainsi que la teneur la plus élevée en carbone fixe (74,95 %). Toutes ces valeurs pour le charbon de bois de movingui ont été obtenues avec la meule casamançaise. Cependant, le PCS le plus élevé (32,51 MJ/kg) a été obtenu avec le charbon de bois d'ayous produit dans une charbonnière Casamance. La comparaison des trois types de fours utilisés montre que les meilleures propriétés physico-chimiques s'obtiennent avec la meule casamançaise. Tous les charbons de bois analysés sont conformes aux normes FAO pour la cuisson des aliments. Le PCS le plus élevé obtenu avec le charbon de bois d'ayous indique sa forte capacité à émettre une grande quantité d'énergie thermique au cours de la combustion tout comme un bois dur.

**Mots-clés :** charbon de bois, techniques de carbonisation, propriétés physico-chimiques, résidus de scierie industrielle, Est-Cameroun.

## ABSTRACT

### Carbonization techniques and wood species influence quality attributes of charcoals produced from industrial sawmill residues in Eastern Cameroon

Cameroon harvests a considerable volume of round wood each year, only a small part of which is used for manufactured products. In recent decades, various charcoal-making initiatives have emerged around industrial timber-processing units, particularly in the eastern region, in order to develop a market for residual biomass. However, the undifferentiated use of these residues obtained from different species often results in products with varying energy potential that are not always appreciated by consumers. Moreover, the physical and chemical characteristics of the charcoal produced are unknown, as are the factors that influence its quality. The aim of this study was to assess the variability of the physical and chemical properties of charcoal produced from industrial sawmill residues in the eastern region of Cameroon using different carbonization techniques. Three wood species, Ayous, Frake and Movingui, and three types of kilns (traditional, improved traditional and Casamance system) were used. For each species, three bundles of five pieces of wood each were prepared, with an initial moisture content ranging from 28% to 36%. The physical and chemical properties determined were moisture content, apparent density, volatile matter content, fixed carbon content, ash content and Higher Heating Value (HHV). Our results showed that the charcoal properties varied depending on the wood species and types of kilns used. Movingui, with the highest density (0.73 g/cm<sup>3</sup>), produced charcoal with the lowest moisture content (4.03%) and the highest apparent density (0.42 g/cm<sup>3</sup>). The lowest volatile matter content (20.32%), the lowest ash content (1.27%) and the highest fixed carbon content (74.95%) were also obtained with this species. All these values were obtained with Movingui charcoal produced with the Casamance system. However, the highest HHV (32.51 MJ/kg) was obtained with charcoal from Ayous, also produced with the Casamance system. On comparing the three charcoaling systems used, the Casamance model yielded the best physical and chemical charcoal properties. All the charcoals studied complied with FAO standards for cooking fuel. The highest HHV obtained with charcoal from Ayous hardwood shows its ability to release large amounts of thermal energy during combustion.

**Keywords:** charcoal, carbonization techniques, physico-chemical properties, industrial sawmill residues, Eastern Cameroon.

## RESUMEN

### Las técnicas de carbonización y las especies de madera influyen en las propiedades cualitativas del carbón vegetal producido por los residuos de serrerías industriales en el este del Camerún

El Camerún explota anualmente un volumen considerable de madera redonda, una pequeña parte de la cual se utiliza en productos manufacturados. En las últimas décadas se han desarrollado diferentes iniciativas de producción de carbón vegetal junto a las industrias de procesamiento de madera, especialmente en la región del este, para desarrollar un mercado para su biomasa residual. Sin embargo, el uso no diferenciado de estos residuos, obtenidos de diferentes especies, a menudo proporciona productos con potencial de energía variable, que no siempre son apreciados por los consumidores. Además, las características física y química de este carbón vegetal son desconocidas, así como los factores que influyen en su calidad. El objetivo de este estudio es evaluar la variabilidad de las propiedades físicas y químicas del carbón vegetal producido con residuos de serrería en la región este de Camerún, mediante diferentes técnicas de carbonización. Se utilizaron tres especies de madera, Ayous, Frake y Movingui, y tres tipos de hornos (tradicional, tradicional mejorado y sistema Casamance). Para cada especie, se prepararon tres haces de cinco piezas de madera cada uno, con un contenido inicial de humedad en el rango del 28 al 36 %. Las propiedades físicas y químicas determinadas eran la tasa de humedad, la densidad aparente, la cantidad de materia volátil, la cantidad de carbono fijado, la cantidad de ceniza y el poder calorífico superior (PCS). Nuestros resultados mostraron que las propiedades del carbón vegetal variaban en función de la especie de madera y de los tipos de horno utilizados. Movingui, con la densidad más elevada (0,73 g/cm<sup>3</sup>), produjo carbón vegetal con la tasa de humedad más baja (4,03 %) y la densidad aparente más elevada (0,42 g/cm<sup>3</sup>). La cantidad de materia volátil más baja (20,32 %), la cantidad de ceniza más baja (1,27 %) y la cantidad de carbono fijado más elevada (74,95 %) también se obtuvo con estas especies. Todos estos valores se consiguieron con el carbón vegetal de Movingui producido por el horno Casamance. Sin embargo, el PCS más elevado (32,51 MJ/kg) se obtuvo con carbón vegetal de Ayous producido en el horno Casamance. Comparando los tres tipos de horno utilizados, el horno Casamance proporcionó las mejores propiedades físicas y químicas del carbón. Todos los carbones vegetales estudiados cumplían los estándares FAO de combustible para cocción de alimentos. El PCS más elevado, obtenido con carbón vegetal de Ayous, muestra su capacidad para liberar grandes cantidades de energía térmica durante la combustión de madera dura.

**Palabras clave:** carbón vegetal, técnicas de carbonización, propiedades fisicoquímicas, residuos de serrería industrial, este de Camerún.

## Introduction

Central Africa hosts a remarkable forest potential that significantly contributes to national economies (Nasi *et al.*, 2012; Eba'a Atyi *et al.*, 2013). The wood production capacity in Cameroon is estimated at 5 million cubic metres of standing timber per year, of which 2.97 million cubic metres represents the share of round wood harvested annually. However, only a small proportion of this harvested volume is processed, most of the residual biomass is being considered as unusable residues (FRM, 2018). Nowadays, the quantity of processed round wood in Cameroon is estimated at 891,000 m<sup>3</sup>/year, representing a mass-yield (volume of products processed on the logs volume received at the factory) of only 30%. This low material yield is mainly explained by the current industrial model, based on the export of primary processing products to markets with high quality requirements (FRM, 2018).

Paradoxically, the use of wood energy remains a major concern in large urban centres in Cameroon and other Central African countries, where it represents the main form of domestic energy (Marien *et al.*, 2013). Indeed, faced with the difficulty to access the other forms of energy such as: fossil energy, hydroelectric energy, and alternative energies (solar, wind), wood consumption is increasing sharply in most countries in this region (Schure *et al.*, 2010) and this trend will certainly continue to evolve in the coming decades due to demographic expansion. In Cameroon, where nearly 83% of the population depends on woody biomass as energy source, charcoal consumption is growing at a rate of 2.67%/year (Eba'a Atyi *et al.*, 2013).

Charcoal is currently one of the most sought-after fuels in urban centres in this country. This is due to its properties and various uses (Schure *et al.*, 2012). Although several other techniques have been tested, including improved traditional kiln, Casamance kiln, metal kiln, Brazilian kiln, artisanal horn kiln, and buried industrial horn kiln (Nguenang and Ngo Badjeck, 2013; Tchouanti Nzali *et al.*, 2019; Mouangue *et al.*, 2020; Miguiru *et al.*, 2020), charcoal production remains essentially archaic in Cameroon. It is mainly based on the use of traditional kilns which are practical and economically affordable, but with low mass-yield between 12 to 20% (FAO, 2017). However, there is no information on their properties as well as the impact of the carbonization techniques used for their production in the literature (Nguenang and Ngo Badjeck, 2013). The domestic charcoal quality is determined by its physical and chemical properties. According to FAO (FAO, 1985), charcoal of excellent quality has less than 10% of moisture content, 20 to 25% of volatile matter content, 75 to 80% of fixed carbon content, and 3 to 4% of ash content. Rosa *et al.* (2012) reported higher values of apparent density (0.46 g/cm<sup>3</sup>), higher heating value (30.88 MJ/kg) and fixed carbon content (75 to 83%), lower values of moisture content (5.5%), volatile matter (15 to 23%), and ash content (0.68 to 1.65%). There are studies indicating that, the properties of charcoal are influenced by the carbonization techniques (Assis *et al.*, 2016) and the

wood species used (Adegoke *et al.*, 2014). Indeed, Adegoke *et al.* (2014) in Nigeria reported good combustion properties of charcoal from the sawmill residues of two low-density African species: *Terminalia superba* (higher heating value = 32.69 MJ/kg) and *Triplochiton scleroxylon* (higher heating value = 32.79 MJ/kg). Unfortunately, until date, few studies have been focused on the tropical species that are harvested from central Africa. Hence, the properties of charcoal produced from the sawmill residues are largely unknown. Yet, such information could help to better define the conditioning of these products and improve its access to new markets. There is therefore an urgent need to determine the properties of these charcoals and to evaluate the impact of carbonization techniques on the final products. It is in this perspective that the present work was carried out with the objective of assessing the physical and chemical properties of charcoal obtained from sawmill residues in the eastern region of Cameroon, and to analyse the influence of carbonization techniques on the final products.

## Materials and methods

### Acquisition and preparation of charcoals

Wood materials used for the production of charcoal were industrial sawmill residues collected from a wood-processing unit of a logging company (*Société Industrielle de Mbang*) located in the eastern region of Cameroon. This company has an agreement with charcoal producers to supply them with the sawmill residues necessary to produce charcoal. Three different types of kilns were used by these charcoal producers were selected as the carbonization technologies to be analysed (photos 1). They include the traditional kiln (TK), which is the most widely used by the charcoal producers, the improved traditional kiln (ITK) and the Casamance kiln (CK). A brief description of these three carbonization technologies is given in the following section.

Three wood bundles of five pieces, each of 700 x 200 x 20 mm and initial moisture contents ranging from 28% to 36% were placed in each kiln. Each bundle that was charred was made of one of the three species used: Ayous (*Triplochiton scleroxylon*), Frake (*Terminalia superba*) and Movingui (*Distemonanthus benthamianus*). Ayous and Frake are very light, soft and porous woods, while Movingui is a Medium-heavy wood. These species were chosen based on the availability of their sawmill residues in the processing unit during the study period (February-April 2018) and the traceability of the wood species processed in the processing unit. Eight samples of each bundle were randomly selected for physicochemical properties analysis (figure 1). Five of them were used to determine the physical properties. Each of these five samples were further divided into two parts. One part was used for moisture content analysis, while the other one was used for the determination of the apparent density. The three remaining samples of each bundle were also taken



**Photos 1.**  
The three types of kiln commonly used by charcoal producers in this eastern region of Cameroon. A) Traditional kiln; B) Improved traditional kiln; C) Casamance kiln. Photos D. Hubert.

## Descriptions of the charcoal production techniques studied

### Traditional Kiln (TK)

The most widely used kiln used in the eastern region of Cameroon is the traditional dome kiln. It is made from locally available materials. Wood residues collected from the wood processing units are perpendicularly arranged in the kiln. Then two successive layers of sawdust and earth respective are used to seal the kiln. A ventilation hole allows control and monitoring of the carbonization process. Depending on the size of the kiln, constant attention needs to be paid for the 3 to 15 days after firing. Once the kiln has cooled, charcoal can be collected. The main advantage of this type of kiln is that it can easily be carried out at the operating site. The disadvantages are that charring takes long time and the process requires constant attention.

### Traditional Improved Kiln (TIK)

It has a horizontal shape with a triangular or elliptical base. It differs mainly from the traditional kiln with the following specifications:

- the wood is sorted in thicknesses;
- loading is based on double ventilation;
- the cover is made of a mixture of earth, sawdust and grass;
- ventilation holes are on the sides of the kiln and funnel is at the back of the kiln. For a load of 15 tons, a charcoal-making cycle takes 15 days.

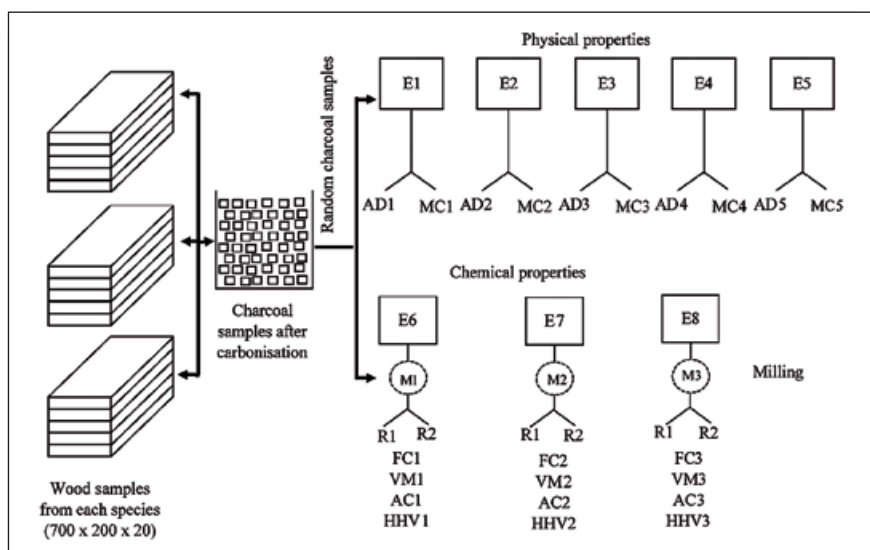
### Casamance Kiln (CK)

This kiln contains a funnel that can be made of metal barrels whose function is to improve the control of air flow. The heat flow does not escape completely from the kiln but is partially redirected to circulate within the kiln; hence the pyrolysis is ameliorated. Thanks to this “reintroduction” of heat, the charcoal-making is faster and more uniform than in traditional kiln. The main advantage of this type of kiln is its efficiency and the reduction in charcoal-making time due to its better heat circulation. The main disadvantage is the high cost of construction and running.

### Determination of moisture content and apparent density

The determination of the moisture content was carried out in accordance with the NF EN 14774 (AFNOR, 2010a). The five samples used to determine the moisture content were weighed to an accuracy of 0.01 g, dried during 48 h to a constant mass in a drying oven at 103 °C and reweighed.

The moisture content was determined based on dry mass. Apparent density was determined in accordance with the NBR 11941 (Brazilian Association of Technical Standards, 2003). The five samples prepared for this pur-



**Figure 1.**  
Schematic illustration of sampling design from the wood to charcoal to laboratory. E1 to E5 are the six samples selected for the analysis of physical properties; E6 to E8 are three samples selected for chemical properties analysis. AD1 to AD5; MC1 to MC5; FC1 to FC3; VM1 to VM3, AC1 to AC3 and HHV1 to HHV3 corresponding to samples used to measure Apparent density, Moisture content, Fixed carbon, Volatile matter, Ash content and Higher heating value respectively. M1 to M3 are the fraction of charcoal mill used for chemical analysis. R1 and R2 are the replicates of each sample used for chemical analysis.

for chemical analysis. For this purpose, each sample, which was previously grinded, was separated into two parts. All these samples were then labelled and stored in polyethylene bags for laboratory analysis.

The pyrolysis cycle lasted for 10 days in the traditional and improved traditional kilns, and 7 days in the Casamance kiln.

pose were first immersed in water for 24 h. The volume of each sample was then determined by using the hydrostatic method (Rosário da Silva e Silva *et al.*, 2018).

### Chemical composition of charcoal

The samples were crushed in the porcelain mortar using a pestle. A set of sieves from 2 to 200 µm was used for separation and classification. Charcoal fractions with diameters less than 0.2 mm were used for chemical analyses. These analyses were carried out with five replicates of each species. A 105 °C drying oven was used to dry samples and determine their moisture content and dry mass. The volatile matter content was determined according to the NFEN 15148 (AFNOR, 2010b) in a muffle furnace at 950 °C by placing the crucibles for 2 mn on the outer edge of the furnace (300 °C) and then for 3 mn on the edge of the furnace (500 °C). The crucibles were then moved to the back of the furnace for 6 mn with the muffle door closed. The ash content was quantified in accordance with the NFEN 14775 (AFNOR, 2010c) which requires that the crucibles be placed in the muffle furnace at 750 °C for 6 h. The fixed carbon content is derived after determining the moisture content of the charcoal, the volatile matter index and the ash content. All weights were taken with an accuracy of 0.01 g. The moisture content and chemical components were calculated based on the dry mass of the charcoal (Godjo *et al.*, 2015).

### Determination of the Higher Heating Value

The higher heating values (HHV) were measured according to ASTM D 5865 ASTM, 2012) using an XRY-1A+ brand electronic oxygen calorimeter bomb on 1 g of sample previously dried in the oven for 48 h to a constant mass in a oven at 103 °C.

After the firing and balancing of the assemblage, the temperature variation was measured using a thermocouple. Before the measurements, the calorimeter water value was calibrated with pure benzoic acid of known calorific value 26.463 MJ/kg. The HHV results are expressed in megajoules per kilogram of 100% dry charcoal.

### Statistical analysis

The collected data were tested for normality and homogeneity of variance by Shapiro-Wilks and F tests at 5% significance, respectively. Thereafter, effects of kiln type and wood species on each property was analysed using a two-way analysis of variance. Pairwise Wilcox test was then performed at 5% for comparison between the kiln type and wood species. Average values of the properties were compared to FAO standards (1985). According to Reynaud and Maley (1994), box plots are powerful graphical representations that give an overview and numerical summary of a data set distribution. Therefore, box plots were produced to support analyses of the charcoal variability among and within kiln and wood species. All statistical analyses were carried out using the R software (R Core Team, 2018).

## Results and discussion

### Influence of the species and carbonization technique on the physical properties of charcoal

#### Variability of moisture content

The moisture content of charcoal differ significantly among species and type of kilns used (table I). Charcoal from Movingui produced in the Casamance kiln had the lowest moisture content (4.03%). Likewise, in the other kilns its moisture content was the lowest (table II, figure 2). All the values of moisture content of charcoal investigated remained below 10%, which is the maximum threshold for charcoal intended for domestic use according to the FAO standards (FAO, 1985). The differences observed between the wood species could be related by their anatomical characteristics (table III). The lower the density, the higher the moisture content. Nko'o Abuiboto (2015) showed that charcoals produced experimentally from three African species, namely Dibetou (*Lovoa trichilioides* Harms: 0.53 g/cm<sup>3</sup>), Iroko (*Milicia excelsa*: 0.64 g/cm<sup>3</sup>) and Moabi (*Baillonella toxisperma*: 0.87 g/cm<sup>3</sup>), have moisture contents of 7%, 6% and 4%, respectively. In fact, when the charring is well

**Table I.**

Results of the homogeneity test of the variances of average moisture contents and apparent densities of charcoals between the three wood species and the three types of kilns.

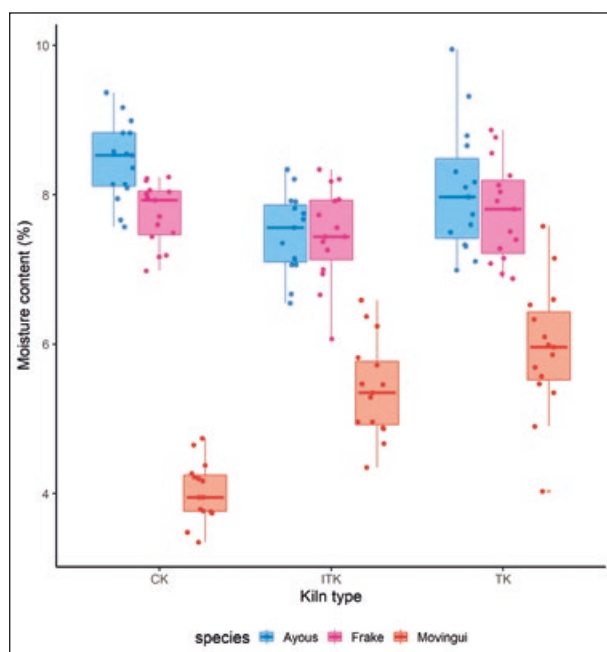
Study properties	Sources of variation	Degree of freedom	F-value	P-value
Moisture content	Kilns	2	9.17	0.000191 ***
	Species	2	276.63	< 2e-16 ***
	Kilns x species	4	18.57	5.1e-12 ***
	Residues	126		
Apparent density	Kilns	2	7.55	0.000798 ***
	Species	2	261.24	< 2e-16 ***
	Kilns x species	4	1.487	0.210073
	Residues	126		

P-value\*: test significant at 5 %.

**Table II.**

Physical and chemical properties of charcoal produced from three selected wood species, Ayous (*Triplochiton scleroxylon*), Frake (*Terminalia superba*) and Movingui (*Distemonanthus benthamianus*) residues in the three types of kilns (TK, ITK and CK mean: traditional kiln, improved traditional kiln and Casamance kiln).

Properties	Type of kiln	Number of samples	Wood species		
			Ayous <i>Triplochiton scleroxylon</i>	Frake <i>Terminalia superba</i>	Movingui <i>Distemonanthus benthamianus</i>
Moisture content (%)	TK	15	8.06 ± 0.84 <sup>Aa</sup>	7.77 ± 0.66 <sup>Aa</sup>	5.94 ± 0.87 <sup>Ba</sup>
	ITK	15	7.48 ± 0.53 <sup>Ab</sup>	7.47 ± 0.63 <sup>Aa</sup>	5.40 ± 0.65 <sup>Ba</sup>
	CK	15	8.45 ± 0.53 <sup>Aa</sup>	7.75 ± 0.40 <sup>Ba</sup>	4.03 ± 0.40 <sup>Cb</sup>
Apparent density (g/cm <sup>3</sup> )	TK	15	0.25 ± 0.02 <sup>Aa</sup>	0.29 ± 0.02 <sup>Ba</sup>	0.38 ± 0.04 <sup>Ca</sup>
	ITK	15	0.25 ± 0.02 <sup>Aa</sup>	0.29 ± 0.03 <sup>Ba</sup>	0.42 ± 0.05 <sup>Cb</sup>
	CK	15	0.27 ± 0.02 <sup>Aa</sup>	0.31 ± 0.01 <sup>Ba</sup>	0.42 ± 0.05 <sup>Cb</sup>
Volatile Matter content (%)	TK	18	49.39 ± 1.65 <sup>Aa</sup>	38.31 ± 1.65 <sup>Ba</sup>	34.69 ± 1.62 <sup>Ca</sup>
	ITK	18	36.07 ± 3.23 <sup>Aa</sup>	30.54 ± 3.84 <sup>Bb</sup>	22.50 ± 3.00 <sup>Cb</sup>
	CK	18	29.46 ± 1.71 <sup>Aa</sup>	24.84 ± 2.52 <sup>Bb</sup>	20.32 ± 1.03 <sup>Bc</sup>
Fixed Carbon content (%)	TK	18	39.00 ± 1.7 <sup>Aa</sup>	50.30 ± 1.72 <sup>Ba</sup>	57.25 ± 1.65 <sup>Ca</sup>
	ITK	18	52.66 ± 3.09 <sup>Ab</sup>	58.39 ± 3.79 <sup>Bb</sup>	70.97 ± 2.00 <sup>Cb</sup>
	CK	18	59.12 ± 2.07 <sup>Ac</sup>	63.63 ± 3.44 <sup>Bc</sup>	74.95 ± 0.31 <sup>Cc</sup>
Ash content (%)	TK	18	3.55 ± 0.69 <sup>Aa</sup>	3.61 ± 0.73 <sup>Aa</sup>	2.12 ± 0.67 <sup>Ba</sup>
	ITK	18	3.46 ± 0.99 <sup>Aa</sup>	3.58 ± 0.93 <sup>Aa</sup>	2.07 ± 0.55 <sup>Ba</sup>
	CK	18	3.17 ± 1.04 <sup>Aa</sup>	3.78 ± 1.58 <sup>Aa</sup>	1.27 ± 0.16 <sup>Bb</sup>
Higher Heating Value (MJ/kg)	TK	18	27.95 ± 3.12 <sup>Aa</sup>	23.02 ± 4.01 <sup>Ba</sup>	26.20 ± 0.43 <sup>Aa</sup>
	ITK	18	30.03 ± 0.94 <sup>Ab</sup>	26.62 ± 3.52 <sup>Bb</sup>	28.99 ± 0.49 <sup>Ab</sup>
	CK	18	32.51 ± 1.25 <sup>Ac</sup>	28.85 ± 4.31 <sup>Bc</sup>	30.02 ± 0.10 <sup>Bb</sup>

**Figure 2.**

Variation of moisture content of charcoal among the three wood species and three types of kiln. TK, ITK and CK mean the following: traditional kiln, improved traditional kiln and Casamance kiln, respectively.

controlled, charcoal contains about 1% of moisture when it leaves the kiln (Avom, 2004). Due to its hydrophilic nature, it can quickly reabsorb moisture from the atmosphere, resulting in an irreversible water absorption that ranges from 5 to 10% depending on the species (FAO, 1985). In addition, the lowest moisture content obtained in the Casamance kiln could be explained by the quality of carbonization, which is faster and more uniform in this type of kiln, due to better air circulation in the combustion chamber, than in the two other types of kilns (Júnior *et al.*, 2015; GIZ-HERA, 2020).

#### Variability of apparent densities

As for moisture content, the apparent densities of charcoal differ significantly among species and kiln type (table I). Comparatively, charcoal from Movingui is denser (table II, figure 3). This result could be explained by its anatomical structure (Gomes *et al.*, 2007; Brand *et al.*, 2015), as Movingui is a medium-heavy wood with a density of 0.7 g/cm<sup>3</sup> compared to the other two woods species which are light woods (table III). In addition, the highest density (0.42 g/cm<sup>3</sup>) of charcoal produced in the Casamance kiln and the improved traditional kiln, suggests a significant effect of the carbonization technique, which are faster and more uniform in these two types of kilns (GIZ-HERA, 2020). Similar differences were also found in Senegal with charcoal from Eucalyptus produced in the Casamance kiln and the metal kiln (Ndour, 1986).

**Table III.**  
 Characteristics of the wood species used for charcoal production.

Commercial name	Scientific name	Wood density (g/cm <sup>3</sup> )	Qualification
Ayous	<i>Triplochiton scleroxylon</i>	0.38 ± 0.05	Very light wood
Frake	<i>Terminalia superba</i>	0.54 ± 0.07	Light wood
Movingui	<i>Distemonanthus benthamianus</i>	0.73 ± 0.06	Medium wood

species, particularly their level of liquid and tarry residues. Indeed, it has been shown that the denser the wood, the lesser its volatile matter content (Nko'o Abuiboto, 2015). The differences observed between the kilns could therefore be attributed to the degree of burning, precisely the final temperatures reached during the pyrolysis reaction (Assis *et al.*, 2016). Ndour (1986) found similar results on charcoal from Eucalyptus produced from the Casamance kiln (22.9%) and the metal kiln (30.1%). In addition, for domestic use it is only the charcoal produced in the Casamance kiln that satisfy FAO's standards (FAO, 1985).

In addition, charcoals produced in the Casamance kiln are the only ones that satisfy FAO's standards (FAO, 1985), from good charcoal for domestic use.

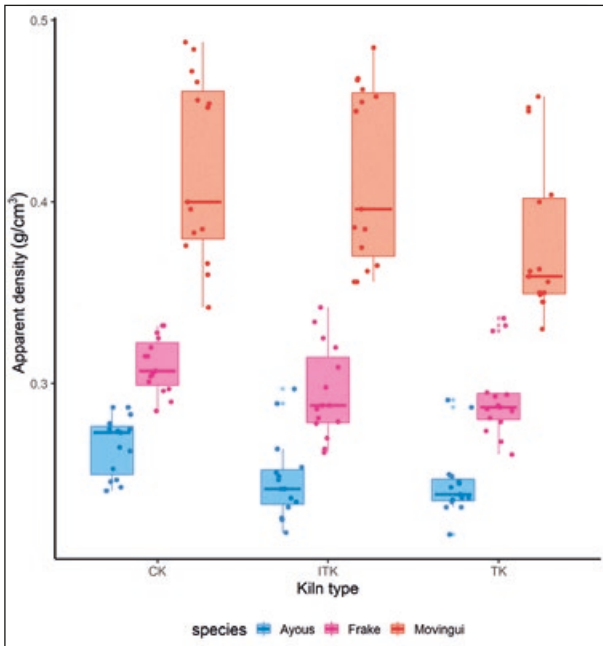
**Variability of the ash content**  
 The results from the various ash content test show that Movingui charcoal produced in the Casamance kiln has the lowest ash content (1.27%). These differences can be explained by the proportion of inorganic compounds in each species (Badea *et al.*, 2008). This finding is supported by Mensah *et al.* (2017) who found ash contents of 2.1% to 2.9% in charcoals produced from some plantation species in Ghana. Girard (2002) also found an average ash content between 3.1 to 5.8% with charcoal from Eucalyptus produced with the traditional kiln and Nko'o Abuiboto (2015) found that the average ash contents are between 1.4% and 8.8% in three African species (Dibetou, *L. trichilioides* Harms, Iroko, *M. excelsa* and Moabi, *B. toxisperma*).

**Variability of the ash content**

**Variability of fixed carbon content**  
 The highest fixed carbon content (74.95%) was obtained with charcoal from Movingui produced in the Casamance kiln (table II, figure 4). This result highlights the influence of the carbonization process on the residual fixed carbon content of charcoal (Ndour, 1986). Briane and Haberman (1984) also showed that the fixed carbon content of charcoals increases with the carbonization temperature. This parameter is also influenced by the species (Nko'o Abuiboto, 2015).

**Variability of fixed carbon content**

**Variability of the Higher Heating Value**  
 The higher heating value (HHV) of the charcoal differs significantly between woods species and kiln types (table II). On comparing the kilns, the highest HHV value (32.51 MJ/Kg) was obtained with charcoal from Ayous. In addition, this value was observed in the Casamance kiln. Although there are no standards that specify the HHVs of commercial charcoals, Girard (2002) showed that the higher heating values of Eucalyptus vary between 28.6 and 32.6 MJ/kg. Ndour (1986) obtained similar results for this species with charcoal produced in the metal and the Casamance kilns: 26.6 and 31.8 MJ/kg. The HHV obtained with charcoal from Ayous, a lightwood species, in the Casamance kiln reflects its abi-



**Figure 3.**  
 Variation of apparent density of charcoal among the wood species and the three types of kiln. TK, ITK and CK mean the following: traditional kiln, improved traditional kiln and Casamance kiln, respectively.

**Influence of carbonization technique and the species on chemical properties of charcoal**

Table IV shows that the volatile matter content, ash content and fixed carbon content vary significantly among wood species and types of kilns. In table II, the lowest volatile matter content (20.32%), ash content (1.27%) and the highest fixed carbon content (74.95%) are obtained with charcoal from Movingui produced in the Casamance kiln. The differences between species and kiln types can also be explained by the anatomical characteristics of the wood used (Gomes *et al.*, 2007; Brand *et al.*, 2015) and the quality of the pyrolysis in the kiln (GIZ-HERA, 2020).

**Variability of volatile matter content**

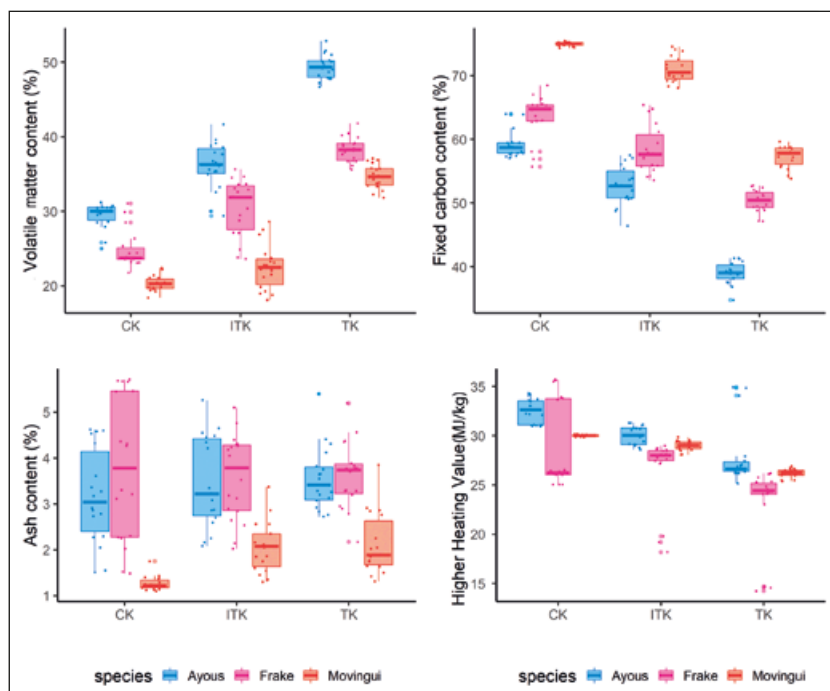
Among the three wood species, Movingui charcoal obtained from Casamance kiln had the lowest volatile matter content (20.32 %). The most possible explanation could be related to the chemical composition of the wood of these

**Table IV.**

Results of the ANOVA test on the chemical properties and the higher heating value of the charcoal obtained among the three types of kilns and the studied wood species.

Study properties	Sources of variation	Degree of freedom	F-value	P-value
Volatile Matter content	Kilns	2	615.2	< 2e-16 ***
	Species	2	361.0	< 2e-16 ***
	Kilns x species	4	13.5	1.9e-09 ***
	Residues	153		
Fixed Carbon content	Kilns	2	701.86	< 2e-16 ***
	Species	2	708.43	< 2e-16 ***
	Kilns x species	4	12.18	1.27e-08 ***
	Residues	126		
Ash content	Kilns	2	2.471	0.0879
	Species	2	66.966	< 2e-16 ***
	Kilns x species	4	1.912	0.1112
	Residues	126		
Higher Heating Value (HHV)	Kilns	2	46.248	< 2e-16 ***
	Species	2	32.752	1.45e-12 ***
	Kilns x species	4	0.989	0.416
	Residues	126		

*P-value\**: test significant at 5 %.

**Figure 4.**

Variation of chemical content and higher heating value (HHV) of charcoal among the three wood species and the three types of kiln. Ayo, Fra and Mov mean: Ayous, Frake and Movingui and TK, ITK and CK mean: traditional kiln, improved traditional kiln and Casamance kiln, respectively.

lity to release a large amount of thermal energy by combustion as a hardwood. Adegoke *et al.* (2014) found similar results with this species (32.79 MJ/kg) as well as for another light-wood species namely Frake (*T. superba*, 32.69 MJ/kg). These results indicate that the HHV of charcoal is mainly influenced by the type of kiln used, rather than the wood species (Ndour, 1986).

#### The singularity of Ayous charcoal

Charcoal from Ayous (*T. scleroxylon*) has the lowest density (0.25 g/cm<sup>3</sup>) and the highest HHV (32.51 MJ/kg). This HHV could be related to its porous structure and chemical composition. Zeng *et al.* (2015) found that large pores are associated with a high reactivity, or combustibility and thus the best combustion performance. Similarly, these authors noted that the volatile matter is a significant fraction of the higher heating value of charcoal. Tillman (2000) also showed that the ratio of the volatile matter to fixed carbon (VM/FC) is a good indicator of the charcoal reactivity. According to this author, a charcoal with good reactivity has a VM/FC ratio greater than 1. The maximum value obtained with charcoal from Ayous is 1.29, which reflects its a very good reactivity.



## Conclusion

The objective of this study was to assess the variability of the physical and chemical properties of charcoals produced from industrial sawmill residues in the eastern region of Cameroon using three different carbonization technologies (traditional kiln, improved traditional kiln and Casamance kiln) and three wood species namely: *Ayous* (*Triplochiton scleroxylon*), *Frake* (*Terminalia superba*) and *Movingui* (*Distemonanthus benthamianus*). Physical and chemical properties determined are moisture content, apparent density, volatile matter content, fixed carbon content, ash content and Higher Heating Value. Our results show that properties of charcoal are strongly influenced by the species and the type of kiln used. *Movingui*, with the highest density (0.73 g/cm<sup>3</sup>), provided charcoal with the lowest moisture content (4.03%) and a highest apparent density (0.42 g/cm<sup>3</sup>). The lowest volatile matter (20.32%), the lowest ash content (1.27%) and the highest fixed carbon content (74.95%) were also obtained with this species. All the properties of charcoals investigated are better in the Casamance kiln, certainly due to the quality of pyrolysis, which is faster and more uniform in this kiln than in the other types.

The singularity of charcoal from *Ayous*, which shows a highest HHV (32.5 MJ/kg), reflects its ability to release a large amount of thermal energy by combustion. This high reactivity offers good energy expectation of this species for cooking and establishes the energy efficiency of some lightwoods, which are sometimes wrongly considered inappropriate for the production of charcoal. This result is also very interesting in the current context of Cameroon because *Ayous* is the most exploited species in the country, with annual log volumes of more than 800,000 m<sup>3</sup>/year, representing 34.84% of national log production. As the yield material of the sawmills in Cameroon is 30%, the valorization of the large residual biomass generated by this species as biofuel could represent an enormous energy potential, which could contribute to reduce the pressure on forest ecosystems.

In addition, the results obtained in this study also support the government's position that promotes the use of sustainably produced charcoal from industrial sawmill residues instead of charcoal from felling trees, and reassure consumers about their technological characteristics. Indeed, in 2012, the Government of Cameroon took a decision (Decision No. 2032/D/MINFOF of 22 August 2012) that specifies special products of economic interest to the country whose commercial exploitation is conditional on obtaining a prior operating permit. In order to encourage the use of sustainably produced charcoal, exemption from the scope of this decision and from prior authorisation for its production and marketing is given to charcoal from sawmill residues.

Finally, the present study thus opens interesting perspectives to investigate other tropical woods that are currently exploited to promote their potentials for the production of charcoal.

## Acknowledgement

The authors are grateful to all the charcoal producers of the Eastern Cameroon and Dieudonné Kemmegne for his help in gathering the extensive data sets used in this manuscript.

## References

- Adegoke O. A., Fuwape J. A., Fabiyi J. S., 2014. Combustion properties of some tropical wood species and their pyrolytic products characterization. *Energy and Power*, 4 (3): 54-57. <http://article.sapub.org/10.5923.j.ep.20140403.02.html>
- AFNOR, 2010a. Bois combustibles solides. Méthode de détermination de la teneur en humidité (NF EN 14774).
- AFNOR, 2010b. Bois combustibles solides. Méthode de détermination de la teneur en matières volatiles (NF EN 15148).
- AFNOR, 2010c. Bois combustibles solides. Méthode de détermination de la teneur en cendres (NF EN 14775).
- Assis M. R., Brancheriau L., Napoli A., Trugilho P. F., 2016. Factors affecting the mechanics of carbonized wood: literature review. *Wood Science and Technology*, 50: 519-536. <https://doi.org/10.1007/s00226-016-0812-6>
- ASTM, 2012. Standard test method for gross calorific value of coal and coke (D5865). <https://www.astm.org/Standards/D5865.htm>
- Avom J., 2004. Contribution de la valorisation de l'*Ayous*, de l'*Akom* et des rafles de régimes de palme : carbonisation-activation-propriétés absorbantes-application au traitement des eaux. Thèse de doctorat d'État, Faculté des sciences de l'Université de Yaoundé I, Cameroun, 220 p.
- Badea A., Gheorghe C., Mărculescu C., Apostol T., 2008. L'influence des propriétés physiques et des paramètres du processus sur les produits de pyrolyse. *Scientific Bulletin-University Politehnica of Bucharest, Series C*. 70 (2) : 103-110. [https://www.scientificbulletin.upb.ro/rev\\_docs\\_arhiva/full28190.pdf](https://www.scientificbulletin.upb.ro/rev_docs_arhiva/full28190.pdf)
- Brand M., Rodrigues A., Oliveira Árvore A., Machado M., 2015. Quality of charcoal for domestic consumption marketed in the Southern Highlands Region of Santa Catarina. *Revista Árvore* 39 (6). <https://doi.org/10.1590/0100-67622015000600020>
- Brazilian Association of Technical Standards (ABNT), 2003. Wood Determination of basic density (NBR 11941). Brasil, Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). <http://www.abnt.org.br/>
- Briane D., Haberman A., 1984. Base expérimentale de carbonisation de Saint-Martin de Londres : essais comparatifs de six systèmes de carbonisation artisanale. Paris, AFME, Aix-en-Provence, Association Bois de Feu, 188 p.
- Doat J., 1977. Le pouvoir calorifique des bois tropicaux. *Bois et Forêts des Tropiques*. 172 : 33-55. <https://revues.cirad.fr/index.php/BFT/article/view/19325>
- Eba'a Atyi R., Lescuyer G., Ngouhou Poufoun J., Moulendè Fouda T., 2013. Étude de l'importance économique et sociale du secteur forestier et faunique au Cameroun. Rapport final. Bogor, Indonésie, CIFOR, 315 p. [http://www.minfoc.cm/documentation/Etude\\_MINFOF\\_2013.pdf](http://www.minfoc.cm/documentation/Etude_MINFOF_2013.pdf)
- FAO, 1985. Industrial charcoal making-quality control of charcoal and by products. Rome, Italy, FAO, FAO Forestry Paper 63, 142 p. <http://www.fao.org/3/x5555e/x5555e.pdf>
- FAO, 2017. Incentivizing sustainable wood energy in Sub-Saharan Africa. Rome, Italy, FAO, 11 p. <http://www.fao.org/3/a-i6815e.pdf>
- FRM, 2018. Vision stratégique et industrialisation de la filière bois dans les 6 pays du Bassin du Congo, Horizon 2030. Rapport stratégique régional. Mauguio, France, Forêt Ressources Management, 226 p.
- Girard P., 2002. Quel futur pour la production et l'utilisation du charbon de bois en Afrique ? *Unasyva*, 211 (53) : 30-35. <http://www.fao.org/tempref/docrep/fao/005/y4450f/y4450f05.pdf>

GIZ-HERA, 2020. Cooking Energy Compendium, a practical guidebook for implementers of cooking energy interventions. [https://energypedia.info/wiki/La\\_Production\\_du\\_Charbon\\_de\\_Bois](https://energypedia.info/wiki/La_Production_du_Charbon_de_Bois)

Godjo T., Tagutchou J.-P., Naquin P., Gourdon R., 2015. Valorisation des coques d'anacarde par pyrolyse au Bénin. Déchets - Sciences et Techniques, 70 : 11-18. <https://doi.org/10.4267/dechets-sciences-techniques.3282>

Gomes M. J. M., Silva M. L., Valverde S. K., Jacovine L. A. G., Soares N. O. S., Pires V. A., 2007. Diagnostic of metallurgical industry in Minas Gerais. Cerne, 13: 60-66. <http://cerne.ufba.br/site/index.php/CERNE/article/view/342>

Júnior A. F. D., Andrade C. R., Brito J. O., Milan M., 2015. Desdobramento da função qualidade na avaliação da qualidade do carvão vegetal utilizado para cocção de alimentos. Floresta e Ambiente, 22: 262-270. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.105314>

Marien J.-N., Dubiez E., Louppe D., Larzillière A., 2013. Quand la ville mange la forêt : Les défis du bois-énergie en Afrique centrale. Versailles, France, Éditions Quæ, 238 p. [http://publications.cirad.fr/une\\_notice.php?dk=569497](http://publications.cirad.fr/une_notice.php?dk=569497)

Mensah L. D., Lamptey B. K., Kemausuor F., 2017. Experimental analysis of three common tree species in Ghana. International Journal of Engineering Sciences and Research Technology, 6: 133-141. <http://www.ijesrt.com/issues%20pdf%20file/Archive-2017/June-2017/18.pdf>

Miguirí B., Wirba I., Zaida J., Vondou D., Mouangue R., 2020. Thermal characterization of local tropical woods in view of their valorization. Journal of Materials and Environmental Science, 11 (5): 759-771. [https://www.jmaterenvironsci.com/Document/vol11/vol11\\_N5/IMES-2020-1168-Miguirí.pdf](https://www.jmaterenvironsci.com/Document/vol11/vol11_N5/IMES-2020-1168-Miguirí.pdf)

Mouangue R., Ngako S., Tégawendé Zaida J., Kuitche A., 2020. Heavy Fuel Oil Combustion in a Cement Rotary Kiln: Measurement and Modelling. Journal of the International Flame Research Foundation, Industrial Combustion, 17: 1-26. <https://ifrf.net/research/archive/heavy-fuel-oil-combustion-in-a-cement-rotary-kiln-measurement-and-modelling/>

Nasi R., Billand A., van Vliet N., 2012. Managing for timber and biodiversity in the Congo Basin. Forest Ecology and Management, 268: 103-111. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.04.005>

Ndour B., 1986. Essai de carbonisation du bois et de la tourbe en four métallique transportable. Analyse du produit final. Dakar, Sénégal, Institut sénégalais de recherches agricoles, Centre national de recherches forestières, 80 p. <http://intranet.isra.sn/greenstone/collect/tmisra/index/assoc/HASH0185.dir/doc.pdf>

Nguenang G. M., Ngo Badjeck M., 2013. Valorisation énergétique par la carbonisation des rebuts d'exploitation. Expériences menées dans deux sites forestiers à l'Est-Cameroun : SFID et GRUMCAM. Conférence Gestion durable de la ressource bois énergie en RDC et au Congo Brazzaville, 11-13 juin 2013, Kinshasa (RDC). [http://projets.cirad.fr/content/download/12502/75099/file/Carbonisation%20des%20rebut%20d'exploitation%20\(Cameroun\)%20\(M.%20Ngo%20Badjeck%20&%20G.%20M.%20Nguenang\).pdf](http://projets.cirad.fr/content/download/12502/75099/file/Carbonisation%20des%20rebut%20d'exploitation%20(Cameroun)%20(M.%20Ngo%20Badjeck%20&%20G.%20M.%20Nguenang).pdf)

Nko'o Abuiboto M., 2015. Étude des propriétés physico-chimiques des charbons obtenus après activation chimique des résidus ligneux du Dibetou, de l'Iroko et du Moabi. Thèse de doctorat, Faculté des sciences de l'Université de Yaoundé I, Cameroun, 125 p.

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

Reynaud I., Maley J., 1994. Histoire récente d'une formation forestière du Sud-Ouest-Cameroun à partir de l'analyse pollinique. Comptes-Rendus de l'Académie des Sciences, Série 3, Sciences de la vie, 317 : 575-580.

Rosa R. U. A., Arantes M. D. C., Paes J. B., Andrade W. S. D. P., Moulin J. C., 2012. Quality of charcoal for domestic consumption. Revista Árvore, 3: 41-48.

Rosário da Silva e Silva M., Dos Santos Ribeiro E. A., Barbosa J. P., Alves Júnior F. T., Guedes M. C., Pinheiro P. G., et al., 2018. Quality attributes of commercial charcoals produced in Amapá, a Brazilian state located in the Amazonia. Environment, Development and Sustainability, 22: 719-732. <https://doi.org/10.1007/s10668-018-0216-x>

Schure J., Marien J.-N., De Wasseige C., Drigo R., Salbinato F., Dirou S., et al., 2012. Contribution du bois énergie à la satisfaction des besoins énergétiques des populations d'Afrique centrale : perspectives pour une gestion durable des ressources disponibles. In : De Wasseige C., De Marcken P., Bayol N., Hiol Hiol F., Mayaux P., Desclée B., et al. (éds). Les forêts du Bassin du Congo : État des forêts 2010. Luxembourg, Office des publications de l'Union européenne, 109-122. [https://www.observatoire-comifac.net/docs/edf2010/FR/Etat-des-forets\\_2010.pdf](https://www.observatoire-comifac.net/docs/edf2010/FR/Etat-des-forets_2010.pdf)

Schure J., Assembe-Mvondo S. A., Awono A., Ingram V., Lescuyer G., Sonwa D., Somorin O., 2010. L'état de l'art du bois énergie en RDC : Analyse institutionnelle et socio-économique de la filière bois énergie. Yaoundé, Cameroun, Cifor, 103 p. <https://agritrop.cirad.fr/566698/>

Tchouanti Nzali B., Onguene Mvogo P., Ali A., Mouangue R., 2019. Effect of particle size on syngas production using sawdust of Cameroon Triplochiton scleroxylon. Scientific African, 12 p. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2019.e00182>

Tillman D. A., 2000. Biomass cofiring: The technology, the experience, the combustion consequences. Biomass and Bioenergy, 19: 365-384. [http://doi.org/10.1016/S0961-9534\(00\)00049-0](http://doi.org/10.1016/S0961-9534(00)00049-0)

Zeng K., Minh D. P., Gauthier B., Weiss-Hortala E., Nzihou A., Flamant G., 2015. The effect of temperature and heating rate on char properties obtained from solar pyrolysis of beech wood. Biore-source Technology, 182: 114-119. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.01.112>

### Zobo Mfomo et al. – Contribution des auteurs

Rôle du contributeur	Noms des auteurs
Conceptualisation	J. Zobo Mfomo, A. B. Biwolé, E. F. Fedoung
Gestion des données	J. Zobo Mfomo, A. B. Biwolé, E. F. Fedoung
Analyse formelle	J. Zobo Mfomo, A. B. Biwolé
Acquisition du financement	D. Hubert, H. Ducenne
Enquête et investigation	G. T. Ekassi
Méthodologie	J. Zobo Mfomo, A. B. Biwolé
Gestion de projet	J. Zobo Mfomo
Ressources	D. Hubert, H. Ducenne, R. Mouangue, A. B. Biwolé
Logiciels	A. B. Biwolé
Supervision	J. Zobo Mfomo
Validation	J. Zobo Mfomo, A. B. Biwolé, E. F. Fedoung
Visualisation	J. Zobo Mfomo, A. B. Biwolé
Écriture – Préparation de l'ébauche originale	J. Zobo Mfomo
Écriture – Révision et édition	J. Zobo Mfomo, A. B. Biwolé, E. F. Fedoung, G. T. Ekassi, D. Hubert, H. Ducenne, R. Mouangue

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

# Variabilité démographique de *Saba senegalensis* (A. DC.) Pichon suivant le gradient climatique au Burkina Faso

**Blaise KABRÉ<sup>1</sup>**  
**Mamounata BELEM/OUÉDRAOGO<sup>2</sup>**  
**Benjamin LANKOANDÉ<sup>3</sup>**  
**Amadé OUÉDRAOGO<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> Université Joseph Ki-Zerbo  
Laboratoire de biologie  
et écologie végétales  
Département de biologie végétale  
et physiologie végétale  
Unité de formation et de recherche  
en Sciences de la vie et de la Terre  
(UFR/SVT)  
03 BP 7021, Ouagadougou 03  
Burkina Faso

<sup>2</sup> Centre national de recherche  
scientifique et technologique  
Institut national de l'environnement  
et de recherches agricoles  
Département Environnement et Forêt  
03 BP 7047, Ouagadougou 03  
Burkina Faso

<sup>3</sup> Université de Fada N'Gourma  
BP 54  
Fada N'Gourma  
Burkina Faso

**Auteur correspondant /**  
**Corresponding author:**  
Blaise KABRÉ  
– [kabreblaisetin@gmail.com](mailto:kabreblaisetin@gmail.com)



**Photo 1.**  
Population de *Saba senegalensis* dans une savane de la zone sahélienne.  
Photo B. Kabré.

**Doi :** 10.19182/bft2020.345.a31930 – Droit d'auteur © 2020, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 15 mars 2019 ;  
date d'acceptation : 13 mai 2020 ; date de publication : 1<sup>er</sup> novembre 2020.



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

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

Kabré B., Belem/Ouédraogo M., Lankoandé B., Ouédraogo A., 2020.  
Variabilité démographique de *Saba senegalensis* (A. DC.) Pichon suivant  
le gradient climatique au Burkina Faso. Bois et Forêts des Tropiques, 345 :  
73-83. Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2020.345.a31930>

## RÉSUMÉ

### Variabilité démographique de *Saba senegalensis* (A. DC.) Pichon suivant le gradient climatique au Burkina Faso

*Saba senegalensis* (A. DC.) Pichon est une liane ligneuse de la famille des Apocynaceae. Elle est aussi appelée liane goïne. Les produits forestiers non ligneux obtenus à partir de cette espèce ont une grande importance socio-économique au Burkina Faso. Cependant, les caractéristiques démographiques de l'espèce sont peu connues bien que nécessaires pour mettre en place des programmes de gestion durable. La présente étude a pour objectif d'évaluer les caractéristiques démographiques de *S. senegalensis* suivant le gradient climatique au Burkina Faso. Un échantillonnage aléatoire orienté a conduit à installer des placeaux de 1 000 m<sup>2</sup> pour l'inventaire des populations. Les mesures dendrométriques ont concerné le diamètre de la tige au collet et à 1,30 m du sol pour les individus adultes et les diamètres à 20 cm du sol et au collet, respectivement pour les jeunes plants et les plantules. L'indice de Green, la densité, le diamètre moyen des tiges et la surface terrière ont été calculés et comparés entre les zones climatiques. Les résultats ont montré une distribution agrégative de *S. senegalensis* révélée par l'indice de Green. La densité, le diamètre moyen et la surface terrière ont varié significativement ( $p < 0,05$ ) entre les zones climatiques. Les fortes densités des sujets adultes de *S. senegalensis* se trouvent dans les zones sahélienne et soudanienne. Le modèle linéaire généralisé montre que la température et les précipitations ont une influence sur l'établissement de la régénération de *S. senegalensis*. La structure démographique a révélé une abondance de juvéniles qui représentent un important potentiel de renouvellement des populations. *S. senegalensis* montre une certaine résilience de ses populations ; mais, du fait de la péjoration climatique et de la pression anthropique, la conservation de l'espèce dans son habitat naturel reste aléatoire.

**Mots-clés :** distribution spatiale, fruitier sauvage, liane goïne, structure des populations, zone semi-aride, Burkina Faso.

## ABSTRACT

### Demographic variability of *Saba senegalensis* (A. DC.) Pichon according to the climate gradient in Burkina Faso

*Saba senegalensis* (A. DC.) Pichon, also known as the *weda* vine, is a woody vine from the Apocynaceae family. The non-timber forest products obtained from this species are of major socio-economic importance in Burkina Faso, but its demographic characteristics are little known despite their importance for the implementation of sustainable management programmes. This study assessed the demographic characteristics of *S. senegalensis* according to the climate gradient in Burkina Faso. Targeted random sampling was used to establish 1,000 m<sup>2</sup> plots for a population inventory. Dendrometric measurements of stem diameter were made at the root collar and at 1.30 m above the ground for adult individuals, 20 cm from the ground for young plants and at the root collar for seedlings. The Green index, density, average stem diameter and basal area were calculated and comparisons made between climatic zones. The results showed a clumped distribution of *S. senegalensis* according to the Green index. Density, average diameter and basal area varied significantly ( $p < 0.05$ ) between climatic zones. High densities of adult *S. senegalensis* are found in the Sahelian and Sudanian zones. The general linear model shows that temperature and precipitation have an influence on the establishment and regeneration of *S. senegalensis*. The demographic structure shows an abundance of juvenile plants with high potential for the renewal of populations. Although *S. senegalensis* populations show a degree of resilience, the deteriorating climate and human pressures are jeopardising the conservation of the species in its natural habitat.

**Keywords:** spatial distribution, wild fruit tree, *weda* vine, population structure, semi-arid zone, Burkina Faso.

## RESUMEN

### Variabilidad demográfica de *Saba senegalensis* (A. DC.) Pichon según el gradiente climático en Burkina Faso

*Saba senegalensis* (A. DC.) Pichon es una liana leñosa de la familia de las Apocynaceae. También se conoce como liana de Goin. Los productos forestales no leñosos obtenidos a partir de esta especie tienen una gran importancia socioeconómica en Burkina Faso. Sin embargo, las características demográficas de la especie son poco conocidas, aunque necesarias para implantar programas de gestión sostenible. El presente estudio tiene como objetivo evaluar las características demográficas de la *S. senegalensis* según el gradiente climático en Burkina Faso. Una muestra aleatoria orientada lleva a instalar parcelas de 1 000 m<sup>2</sup> para inventariar las poblaciones. Las medidas dendrométricas estudiaron el diámetro del tallo en el cuello de la raíz y a 1,30 m del suelo para los individuos adultos, y los diámetros a 20 cm del suelo y en el cuello de la raíz, respectivamente para las plantas jóvenes y las plántulas. Se calculó el índice de Green, la densidad, el diámetro medio de los tallos y el área basal, y se compararon entre las zonas climáticas. Los resultados mostraron una distribución agregativa de *S. senegalensis* revelada por el índice de Green. La densidad, el diámetro medio y el área basal variaron significativamente ( $p < 0,05$ ) entre las zonas climáticas. Las fuertes densidades de sujetos adultos de *S. senegalensis* se encuentran en las zonas saheliana y sudanesa. El modelo lineal generalizado muestra que la temperatura y las precipitaciones influyen en la regeneración de la *S. senegalensis*. La estructura demográfica reveló la abundancia de ejemplares jóvenes, que representan un importante potencial de renovación de las poblaciones. *S. senegalensis* muestra una cierta resiliencia en sus poblaciones, pero a causa del empeoramiento climático y de la presión antrópica, la conservación de la especie en su hábitat natural resulta aleatoria.

**Palabras clave:** distribución espacial, frutal salvaje, liana de Goin, estructura de las poblaciones, zona semiárida, Burkina Faso.

## Introduction

En Afrique subsaharienne, de nombreuses espèces ligneuses fournissent des produits forestiers non ligneux (PFNL) qui représentent une contribution substantielle à la sécurité alimentaire et nutritionnelle et à l'amélioration des conditions de vie des populations locales (Lykke et Pado-nou, 2019). L'exploitation des PFNL génère des revenus qui concourent à l'amélioration des conditions socio-économiques des ménages ruraux et à la croissance des économies nationales (Assogbadjo *et al.*, 2012 ; Vodouhê *et al.*, 2009).

Durant les dernières décennies, les zones semi-arides ont été marquées par une dégradation accélérée des conditions environnementales, rendant fragile l'équilibre des écosystèmes naturels (Rabiou *et al.*, 2016). Le Burkina Faso, de par sa position géographique, se trouve dans ces conditions d'instabilité écologique auxquelles s'ajoutent des pressions anthropiques (Kaboré *et al.*, 2017). Ces pressions conduisent à la dégradation accélérée des formations végétales naturelles, entraînant la régression et la disparition de nombreuses espèces ligneuses utilisées par les populations locales (Traoré *et al.*, 2019 ; Ganamé *et al.*, 2020). Depuis la Conférence de Rio en 1992, la dégradation des ressources naturelles est affichée comme une préoccupation majeure car elle constitue une menace pour l'humanité. La mise en œuvre d'un programme de gestion forestière axé sur les espèces pourvoyeuses de PFNL, dans un contexte de variabilité climatique et d'anthropisation des habitats naturels, s'avère nécessaire et doit passer par une connaissance approfondie des espèces dans leur milieu naturel.

Au Burkina Faso, de nombreuses espèces ligneuses sont pourvoyeuses de PFNL et sont exploitées pour la transformation agroalimentaire (MEEVCC, 2017), notamment *Adansonia digitata* L., *Balanites aegyptiaca* (L.) Delile, *Bombax costatum* Pellegr. & Vuillet, *Parkia biglobosa* (Jacq.) G. Don, *Saba senegalensis* (A. DC.) Pichon, *Senegalia macrostachya* (Rchb. ex DC.) Kyal. & Boatwr., *Tamarindus indica* L., *Vitellaria paradoxa* C.F. Gaertn. et *Ziziphus mauritiana* Lam. Parmi ces espèces, certaines demeurent encore peu connues et sous-valorisées, notamment *S. senegalensis*.

Originaire d'Afrique subsaharienne, *S. senegalensis* (famille des Apocynaceae) est une liane ligneuse à latex blanc et à vrilles. Elle se rencontre dans les forêts, les savanes (photo 1), sur les plateaux, les collines rocheuses et les rives des cours d'eau. Elle est adaptée à différents types de sols et tolère les feux de végétation peu violents (Arbonnier, 2019). Toutes les parties de la plante sont utilisées par les populations locales pour des besoins divers (Ouédraogo *et al.*, 2017 ; Traoré *et al.*, 2019). Ses

fruits riches en vitamines et en protéines (Sarr *et al.*, 2018) sont utilisés comme compléments alimentaires et font l'objet d'un commerce important (Lamien *et al.*, 2018). Malgré son importance socio-économique, cette espèce n'a fait l'objet que de peu d'investigations. La plupart des études disponibles concernent sa biologie de reproduction (Traoré, 2000), les valeurs nutritionnelle et socio-économique de ses produits (Lamien *et al.*, 2010 ; Sarr *et al.*, 2018), la perception des populations locales sur sa vulnérabilité (Ouédraogo *et al.*, 2017) et sa variabilité morphologique (Diouf *et al.*, 2019). L'état des populations de l'espèce demeure mal connu. Au regard de cette situation et des pressions anthropiques en forte croissance, la présente étude s'intéresse à l'évaluation des caractéristiques démographiques de *S. senegalensis* suivant le gradient climatique afin d'orienter des stratégies adaptées pour en assurer une gestion rationnelle et durable au Burkina Faso. Les objectifs spécifiques de l'étude sont de déterminer la structure spatiale et décrire l'habitat de *S. senegalensis*, d'évaluer les paramètres structuraux de ses populations en fonction de la zone climatique et, enfin, d'estimer l'influence des variables environnementales sur la régénération de l'espèce.

## Matériel et méthodes

### Zone d'étude

L'étude a été menée dans trois provinces du Burkina Faso réparties sur trois zones climatiques que sont la zone sahélienne (Yatenga), la zone soudano-sahélienne (Mouhoun) et la zone soudanienne (Kéné Dougou) (figure 1). Les conditions climatiques des zones d'étude sont marquées de façon générale par une alternance de deux saisons contrastées, une saison sèche et une saison pluvieuse. Toutefois, les paramètres climatiques et environnementaux varient en fonction des trois zones climatiques (tableau I). Les principales activités économiques des populations locales sont l'agriculture, l'élevage, le commerce, l'artisanat et l'exploitation des produits forestiers non ligneux.

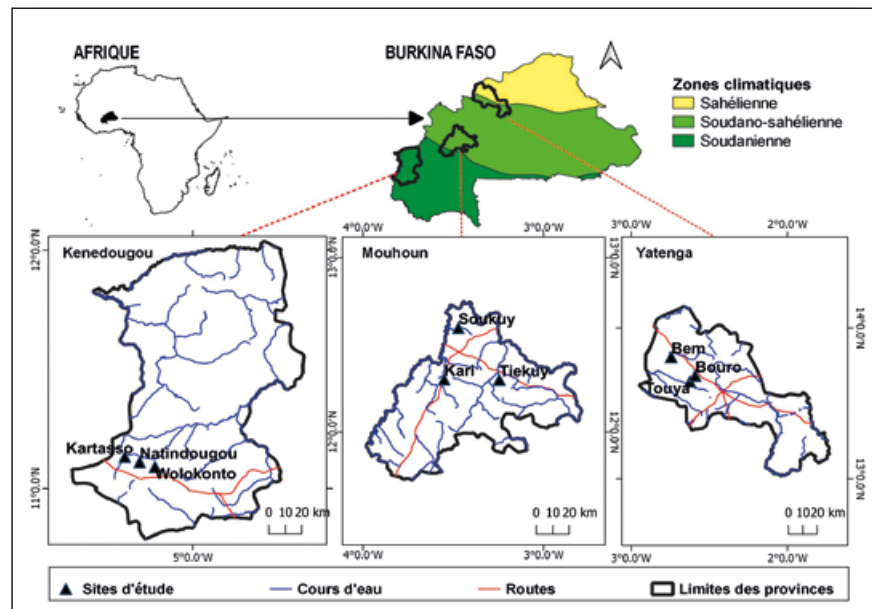


Figure 1.  
Localisation de la zone d'étude.

**Tableau I.**

Variations des paramètres environnementaux en fonction des zones climatiques.

Paramètres environnementaux	Zones climatiques		
	Sahélienne	Soudano-sahélienne	Soudanienne
Saison pluvieuse	Juin-septembre	Juin-octobre	Avril-octobre
Pluviométrie	< 600 mm	600-900 mm	> 1 000 mm
Température	30 °C	20-30 °C	20-25 °C
Réseau hydrographique	Sources des rivières Sourou, Nakambé	Fleuve Mouhoun et ses affluents	Fleuve Comoé et son affluent Léraba
Types de sols	Minéraux, ferrugineux, hydromorphes	Vertisols, ferrugineux, hydromorphes	Hydromorphes, ferrallitiques
Types de végétation	Savanes, steppes	Savanes, forêts-galeries	Savanes, forêts claires, forêts-galeries

Variables climatiques (Fontès et Guinko, 1995) ; Réseau hydrographique (BUNASOLS, 2004 ; 2006) ; Végétation (Fontès et Guinko, 1995).

### Échantillonnage et collecte de données

Dans chaque zone climatique, trois sites ont été retenus suivant un échantillonnage aléatoire (Kakai *et al.*, 2015), orienté sur la présence de *Saba senegalensis*. À la fin de la saison des pluies (octobre-novembre 2017), des inventaires forestiers ont été réalisés sur 10 placeaux de 50 m x 20 m par site, soit 30 placeaux par zone climatique. Les données collectées ont concerné les paramètres dendrométriques, les coordonnées géographiques et les caractéristiques du milieu (type de végétation, topographie, taux de recouvrement des ligneux, texture du sol) de chaque placeau et les variables climatiques des sites. Les mesures des paramètres dendrométriques ont porté sur le diamètre de la tige au collet et à 1,30 m du sol (dbh) pour les sujets adultes (dbh  $\geq$  2 cm) (Gerwing *et al.*, 2006). L'état sanitaire de chaque individu adulte a été noté selon la codification suivante : 1 = individu sain, 2 = individu malade (individu attaqué, parasité ou partiellement endommagé) et 3 = individu mort.

L'inventaire de la régénération naturelle a été effectué sur les mêmes placeaux de 50 m x 20 m. Il a concerné les individus juvéniles (dbh < 2 cm) regroupés en plantules (hauteur < 0,5 m) et en jeunes plants (hauteur  $\geq$  0,5 m) (Gao *et al.*, 2017). Les diamètres de la tige au collet et à 20 cm du sol ont été mesurés, respectivement chez les plantules et les jeunes plants, à l'aide d'un pied à coulisse (précision 0,01 mm).

Pour les besoins d'évaluation de l'effet des précipitations et de la température sur la régénération naturelle de *S. senegalensis*, des données climatiques des sites ont été téléchargées à partir de WorldClim version 2 (Fick et Hijmans, 2017) avec une résolution spatiale de 30 s d'arc (environ 1 km à l'équateur).

### Analyse des données

#### Distribution spatiale et caractérisation des habitats de *Saba senegalensis*

Pour apprécier la distribution spatiale de l'espèce, l'Indice de Green (IG) a été calculé à l'aide de la formule suivante (Jayaraman, 1999) :

$$IG = \frac{IB - 1}{n - 1} \text{ (équation 1)}$$

avec  $IB = \frac{\sigma^2}{N}$ , indice de Blackman, où  $\sigma^2$  et  $N$  sont respectivement, la variance et la densité moyenne des individus adultes, et  $n$  le nombre total d'individus adultes dans le placeau. La valeur de l'IG varie entre 0 (distribution aléatoire) et 1 (distribution agrégative).

Les habitats naturels de l'espèce ont été caractérisés à partir des données de la topographie, du type de végétation et de la texture du sol.

#### Caractéristiques dendrométriques et démographiques

Les paramètres suivants ont été calculés pour décrire les caractéristiques dendrométriques et démographiques de l'espèce.

- La densité moyenne ( $D_m$ ) des individus de *S. senegalensis* :

$$D_m = \frac{k}{s} \text{ (équation 2)}$$

où  $k$  est le nombre total d'individus (adultes, jeunes plants ou plantules) dans le placeau et  $s$  la superficie du placeau ( $s = 0,1$  ha).

- Le diamètre moyen ( $D_g$ ) des individus, exprimé en cm pour les adultes et les jeunes plants et en mm pour les plantules :

$$Dg = \left(\frac{1}{k} \sum_{i=1}^k di^2\right)^{1/2} \text{ (équation 3)}$$

où k est défini comme dans l'équation (2) et di le diamètre de l'individu i. Pour un individu i, ramifié en n tiges en dessous du niveau de mesure, le diamètre quadratique a été calculé comme suit :

$$Dq = \left(\sum_{i=1}^n ds^2\right)^{1/2} \text{ (équation 4)}$$

- La surface terrière des individus adultes par placeau (G, en m<sup>2</sup>/ha) :

$$G = \frac{\pi}{4s} \sum_{i=1}^k 10^{-4} di^2 \text{ (équation 5)}$$

avec di le diamètre de l'individu i du placeau, s = 0,10 ha.

Le test de comparaison non paramétrique de Wilcoxon au seuil de 5 % a été utilisé pour comparer les valeurs des paramètres calculés entre les zones climatiques. Les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel R version 3.6.0 (R Core Team, 2019).

### Structure des populations de *Saba senegalensis*

La structure des populations de *S. senegalensis* a été analysée grâce à la distribution des individus en classes de diamètre d'amplitude 3 cm. Les structures ont été ajustées par une surimposition de la distribution théorique de Weibull à trois paramètres (Husch *et al.*, 2003) à l'aide du logiciel Minitab14. La fonction de probabilité de Weibull (f) est exprimée selon la formule :

$$f(x) = \frac{c}{b} \left(\frac{x-a}{b}\right)^{c-1} \exp \left\{-\left(\frac{x-a}{b}\right)^c\right\} \text{ (équation 6)}$$

avec : x = diamètre de la tige ; a = paramètre de seuil ; b = paramètre de taille ; c = paramètre de forme. Un test d'ajustement basé sur une analyse log-linéaire a été effectué pour assurer un ajustement approprié de la structure observée à la distribution théorique à l'aide du logiciel SAS version

10.2. Les structures en classes de diamètre ajustées à la distribution de Weibull à deux paramètres (le paramètre « a » étant nul) ont été analysées pour cerner la tendance démographique de la régénération naturelle.

### Paramètres affectant la régénération de *Saba senegalensis*

L'analyse des variables climatiques a concerné la température et les précipitations. Pour tester l'effet de ces deux variables climatiques et du taux de recouvrement des ligneux sur la régénération, le modèle linéaire généralisé (GLM) (Crawley, 2007) a été utilisé avec une distribution de Poisson à un seuil de significativité de 5 % à l'aide du logiciel R version 3.6.0 (R Core Team, 2019).

## Résultats

### Distribution spatiale et caractéristiques des habitats de *Saba senegalensis*

Les valeurs de l'indice de Green indiquent une répartition spatiale agrégative des individus de *S. senegalensis* dans les populations. Cette répartition agrégative est plus prononcée dans la zone soudano-sahélienne que dans les deux autres zones climatiques (tableau II). Les données situationnelles des habitats naturels de *S. senegalensis* ont révélé que l'espèce colonise une large gamme de milieux avec des taux d'occurrence variables (tableau II).

### Caractéristiques démographiques des populations de *Saba senegalensis*

Les populations de *S. senegalensis* révèlent une densité globale moyenne de 48,1 individus adultes à l'hectare. Les variations entre les zones climatiques sont significatives ( $p < 0,05$ ), avec la densité la plus faible observée dans la zone soudano-sahélienne (tableau III). Les valeurs de la surface terrière sont comparables entre les zones sahélienne et soudano-sahélienne mais significativement plus faibles dans la zone soudanienne. Pour l'état sanitaire, le taux le

**Tableau II.**  
 Caractéristiques de la distribution spatiale et des habitats de *Saba senegalensis*.

Paramètres de la distribution des individus et caractéristiques des habitats		Zones climatiques		
		Sahélienne	Soudano-sahélienne	Soudanienne
Indice de Green		0,22	0,43	0,28
Occurrence de <i>S. senegalensis</i> en fonction des types d'occupation des terres (%)	Savane	63,33	33,33	38,10
	Forêt	0,00	10,00	42,86
	Jachère	16,67	20,00	11,90
	Champ	20,00	36,67	7,14
Occurrence de <i>S. senegalensis</i> en fonction des types de texture des sols des habitats (%)	Sableux	13,33	10,00	4,76
	Argileux	16,67	16,66	11,90
	Limoneux	46,67	46,66	35,71
	Gravillonnaire	23,33	26,67	47,62

**Tableau III.**Paramètres démographiques et structuraux (moyenne  $\pm$  écart-type) de *Saba senegalensis* en fonction des zones climatiques.

Paramètres structuraux et démographiques	Zones climatiques			p-value
	Sahélienne	Soudano-sahélienne	Soudanienne	
<b>Adultes</b>				
Densité (individus/ha)	65,3 $\pm$ 53,5 <sup>b</sup>	22,2 $\pm$ 24,2 <sup>a</sup>	56,8 $\pm$ 57,9 <sup>b</sup>	< 0,001
Dbh (cm)	11,4 $\pm$ 5,9 <sup>a</sup>	19,9 $\pm$ 11,6 <sup>b</sup>	9,0 $\pm$ 4,4 <sup>a</sup>	0,04
Surface terrière (m <sup>2</sup> /ha)	0,5 $\pm$ 0,45 <sup>b</sup>	0,6 $\pm$ 0,7 <sup>b</sup>	0,30 $\pm$ 0,3 <sup>a</sup>	< 0,001
individus sains (%)	28,8 $\pm$ 33,1 <sup>a</sup>	54,3 $\pm$ 47 <sup>b</sup>	53,2 $\pm$ 36,3 <sup>b</sup>	0,01
<b>Jeunes plants</b>				
Densité (individus/ha)	27,2 $\pm$ 23,3 <sup>a</sup>	42 $\pm$ 26,8 <sup>a</sup>	100,6 $\pm$ 91,4 <sup>b</sup>	< 0,001
Diamètre à 20 cm du sol (cm)	0,8 $\pm$ 0,6 <sup>b</sup>	3,80 $\pm$ 3,7 <sup>a</sup>	0,7 $\pm$ 0,6 <sup>b</sup>	< 0,001
<b>Plantules</b>				
Densité (individus/ha)	609 $\pm$ 575,5 <sup>a</sup>	1 093,3 $\pm$ 1 124,8 <sup>b</sup>	573,9 $\pm$ 456,1 <sup>a</sup>	0,01
Diamètre au collet (cm)	0,4 $\pm$ 1,1 <sup>ab</sup>	0,3 $\pm$ 0,2 <sup>a</sup>	0,4 $\pm$ 0,2 <sup>b</sup>	< 0,001

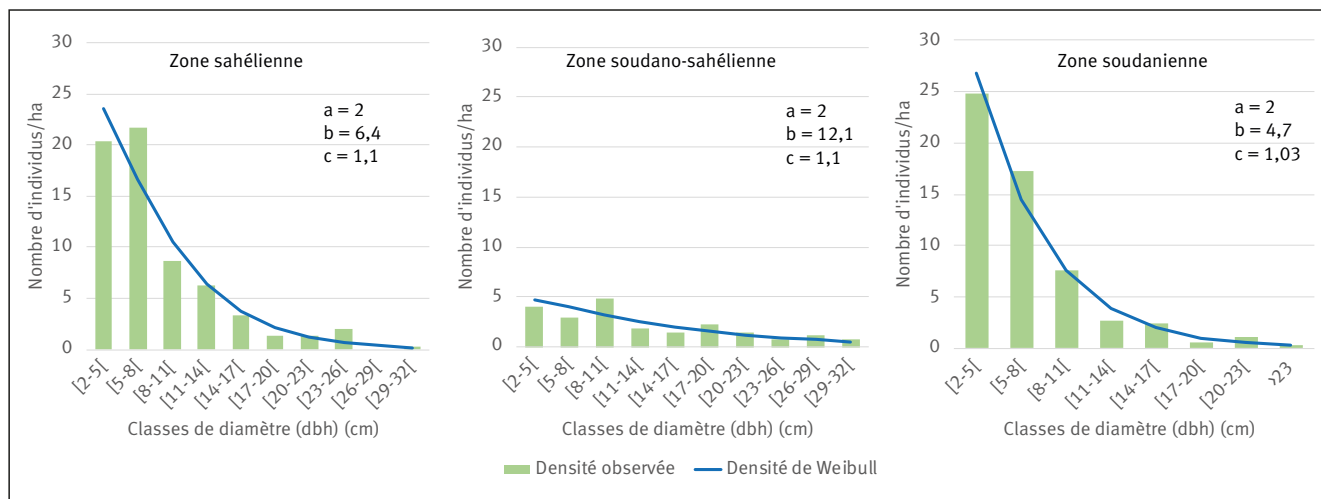
Les lettres différentes sur les valeurs moyennes indiquent des différences significatives entre les zones climatiques selon le test de Wilcoxon à 5 %.

plus élevé de pieds sains de *S. senegalensis* a été observé dans la zone soudano-sahélienne, taux comparable à celui de la zone soudanienne (tableau III).

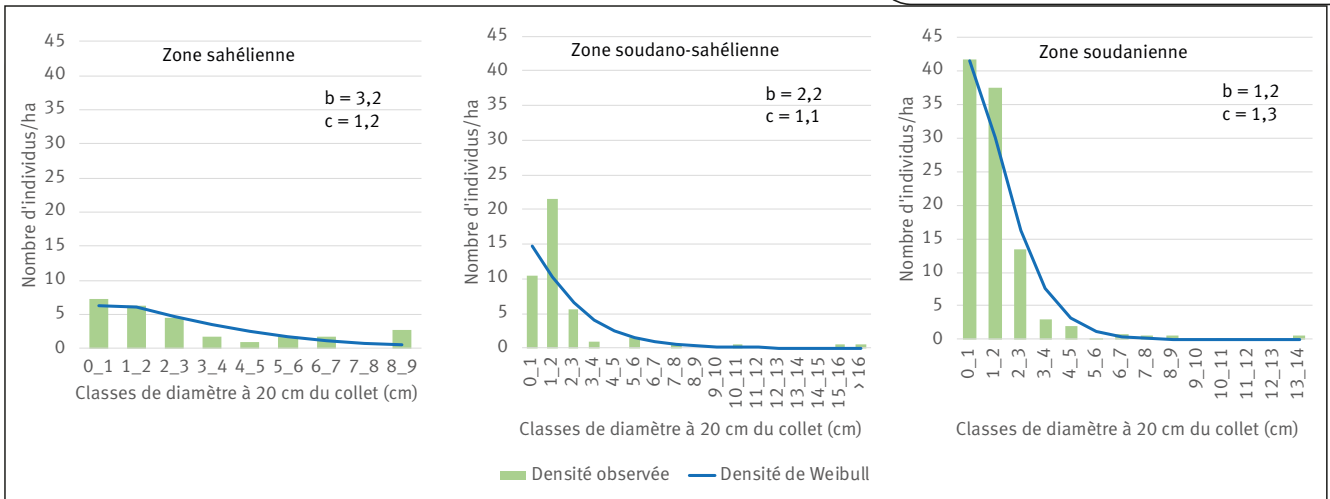
En ce qui concerne la régénération, la densité moyenne globale des jeunes plants de *S. senegalensis* est de 57 individus à l'hectare. La variation en fonction des zones climatiques révèle une densité significativement plus élevée dans la zone soudanienne (tableau III). La densité des plantules montre un potentiel de régénération élevé avec une valeur moyenne globale de 759 individus à l'hectare. La densité des plantules est significativement plus élevée dans la zone soudano-sahélienne (tableau III).

### Structure en classes de diamètre

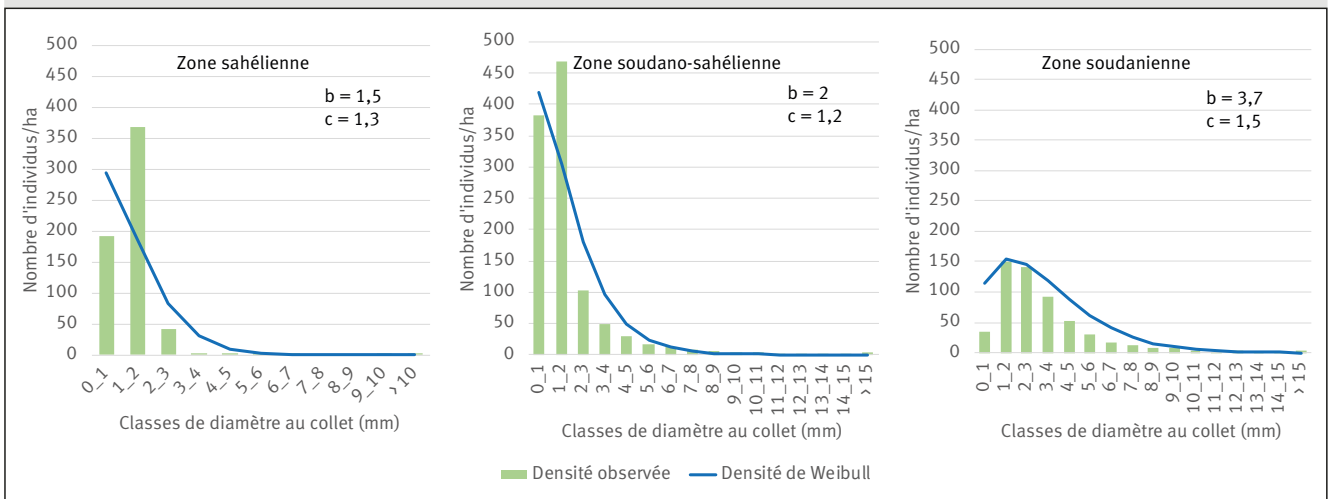
Dans chacune des trois zones climatiques, la structure de la distribution des individus adultes en classes de diamètre présente une allure en J-renversée (figure 2). La valeur du paramètre de forme « c » de la distribution de Weibull comprise entre 1 et 3,6 est caractéristique d'une population à prédominance d'individus jeunes. Toutefois, il apparaît une irrégularité de la succession des effectifs dans les classes de diamètre, surtout marquée dans la zone soudano-sahélienne (figure 2). L'analyse log-linéaire montre que la distribution observée s'ajuste bien à la distribution théorique de Weibull.

**Figure 2.**Structure de la distribution en classes de diamètre (Dbh) des individus adultes de *Saba senegalensis* dans les trois zones climatiques. a = paramètre de seuil ; b = paramètre de taille ; c = paramètre de forme.





**Figure 3.** Structure de la distribution en classes de diamètre (à 20 cm du collet) des jeunes plants de *Saba senegalensis* dans les trois zones climatiques. b = paramètre de taille ; c = paramètre de forme.



**Figure 4.** Structure de la distribution en classes de diamètre (au collet) des plantules de *Saba senegalensis* dans les trois zones climatiques. b = paramètre de taille ; c = paramètre de forme.

Les structures démographiques de la strate de la régénération montrent aussi une allure en forme de J-renversée, traduisant des effectifs plus élevés dans les petites classes de diamètre des jeunes plants (figure 3). Cette allure est caractéristique d'un bon potentiel de renouvellement des populations. Cependant, la baisse drastique des effectifs dans les classes de plus de 3 cm de diamètre révèle sans doute des difficultés de survie des jeunes plants.

Les structures en classes de diamètre au collet des plantules montrent une allure en forme de J-renversée avec une valeur du paramètre « c » de Weibull comprise entre 1 et 3,6. Les petites classes (0-4 mm) contiennent les effectifs les plus élevés, indiquant un fort potentiel de recrutement dans les populations. Toutefois, la chute brutale des effectifs des petites classes vers les grandes classes de diamètre révèle des difficultés de survie des plantules. Dans la zone sahélienne, l'effectif de plantules de diamètre supérieur à 4 mm est quasi nul (figure 4).

### Paramètres environnementaux affectant la régénération de *Saba senegalensis*

Le modèle linéaire généralisé (GLM) correspond à une équation de la forme :

$$\ln(Y) = \beta_0 + \beta_1 \text{précipitations} + \beta_2 \text{taux de recouvrement} + \beta_3 \text{température}$$

avec  $\beta_0$  = intercepte (constante) ;  $\beta_1$ ,  $\beta_2$  et  $\beta_3$  des estimateurs du modèle.

Ce modèle indique que les valeurs élevées de la température et des précipitations contribuent de manière positive à l'établissement de la régénération de *S. senegalensis* ( $z > 0$ ). En revanche, une valeur élevée du taux de recouvrement qui représente la proportion de la couverture végétale dans les placeaux ne favorise pas une forte densité de la régénération de *S. senegalensis* ( $z < 0$ ) (tableau IV). En effet, les faibles densités de régénération de *S. senegalensis* s'observent dans les milieux très boisés.

**Tableau IV.**Niveau d'influence des paramètres environnementaux sur la régénération de *Saba senegalensis*.

Variables	Estimateur	Erreur standard	Z value	Pr (>  Z )
Intercepte	- 1,021E + 01	2,673E - 01	- 38,19	< 0,001
Précipitations	2,526E - 03	4,411E - 05	57,26	< 0,001
Taux de recouvrement	- 2,407E - 03	2,222E - 04	- 10,83	< 0,001
Température	5,338E - 02	8,338E - 04	64,03	< 0,001

### Paramètres structuraux des populations de *Saba senegalensis*

La faible densité des individus adultes de *S. senegalensis* des populations de la zone soudano-sahélienne pourrait s'expliquer par la forte pression anthropique à travers la coupe et les défriches agricoles (photos 2). Ces pratiques contribuent à la dégradation des formations végétales, conduisant à la fragmentation des habitats naturels. Les résultats de la présente étude corroborent ceux de Zampaligre *et al.* (2019) et de Abdourhamane *et al.* (2017) qui ont montré que la pression anthropique réduit la densité des individus adultes dans les populations végétales.

Les valeurs faibles du diamètre moyen et de la surface terrière des individus de *S. senegalensis* dans les zones sahélienne et soudanienne montrent qu'il y a peu d'individus âgés. La surexploitation à laquelle *S. senegalensis* est soumise et qui cause sa vulnérabilité (Ouédraogo *et al.*, 2017) touche principalement les sujets adultes et peut aussi expliquer les faibles valeurs des diamètres moyens et de la surface terrière obtenues dans les zones sahélienne et soudanienne. En effet, plusieurs auteurs tels que Gaoué et Ticktin (2010) ont montré que l'exploitation irrationnelle des fruits et des branches des ligneux est susceptible d'affecter négativement leur surface terrière.

## Discussion

### Distribution spatiale et habitats de *Saba senegalensis*

La tendance agrégative des populations naturelles de *S. senegalensis* dans les trois zones climatiques traduit la capacité de l'espèce à coloniser son environnement grâce à ses aptitudes au drageonnage et au rejet de souche, comme cela a été rapporté pour *Isoberlinia doka* (Bationo *et al.*, 2005). En effet, le drageonnage est une stratégie de reproduction asexuée qui favorise la distribution grégaire des peuplements (Bellefontaine *et al.*, 2000). Ce mécanisme de reproduction est développé par certaines espèces pour compenser les limites de la reproduction sexuée dans les milieux perturbés (Bellefontaine *et al.*, 2000 ; Bationo *et al.*, 2005). Le drageonnage constitue une stratégie alternative pour la régénération naturelle des espèces de savane qui sont annuellement confrontées à la sécheresse et aux feux de végétation, face auxquels les semis résistent peu (Bognounou *et al.*, 2010 ; Ouédraogo et Thiombiano, 2012).

**Photos 2.**

Manifestations de la pression anthropique à travers la coupe des sujets adultes (a) et les défriches-brûlis (b) dans les peuplements de *Saba senegalensis* en zone soudano-sahélienne.

Photos B. Kabré.

La faible densité des jeunes plants observée dans la zone sahélienne révèle l'effet des facteurs de perturbation (surpâturage, feux de végétation et sécheresses récurrentes) sur les populations de *S. senegalensis*, tout comme cela a été rapporté pour d'autres espèces ligneuses en zone semi-aride (Bognounou *et al.*, 2010). De même, les plantules résistent peu aux facteurs de dégradation du milieu. La plus faible densité des plantules a été observée dans la zone soudanienne qui est pourtant la plus humide du Burkina Faso. Les inondations causées par la forte pluviosité de cette zone pourraient être un facteur limitant de la régénération de *S. senegalensis*. Les résultats de cette étude corroborent ceux de Assédé *et al.* (2015) qui ont montré que les inondations compromettent le développement de la strate juvénile des ligneux après la germination. La forte densité des sujets adultes de *S. senegalensis* dans certaines populations pourrait conduire à une intense compétition intra-spécifique pour les éléments nutritifs et être également source d'une faible régénération naturelle. Cela a été rapporté par Atanasso *et al.* (2019) qui montrent que la densité de la strate juvénile est négativement influencée par celle des adultes.

#### État des populations de *Saba senegalensis*

Dans les trois zones climatiques, la distribution en classes de diamètre des individus adultes de *S. senegalensis* révèle globalement une stabilité des populations. L'abondance des individus dans les classes de petit diamètre traduit un potentiel de renouvellement des populations. Cependant, l'irrégularité de la succession des effectifs dans les classes de diamètre révèle l'effet des perturbations qui affectent la survie et le bon développement des individus. Cela est dû aux pressions humaines à travers la pratique de l'agriculture et le prélèvement des différentes parties des individus adultes de *S. senegalensis*. En effet, ces prélèvements par les populations locales pour leurs besoins en pharmacopée, en énergie et en artisanat (Ouédraogo *et al.*, 2017 ; Traoré *et al.*, 2019) constituent une menace pour la survie de cette espèce. L'exploitation des différentes parties de l'arbre se manifeste souvent par des dégâts de diverses formes généralement observés sur les tiges et qui conduisent à la mort des individus (Zampaligré *et al.*, 2019).

Pour les jeunes plants de *S. senegalensis*, l'irrégularité de la succession des effectifs entre les classes de diamètre montre que les individus rencontrent des problèmes de survie dans les trois zones climatiques. Ces difficultés sont relatives aux perturbations des habitats par les activités agricoles, les feux et le pâturage (Sewade *et al.*, 2016 ; Assogbadjo *et al.*, 2017).

Concernant les plantules de *S. senegalensis*, l'abondance des individus dans les petites classes de diamètre dans les trois zones climatiques révèle un important potentiel de régénération (Lankoandé *et al.*, 2019 ; Ganamé *et al.*, 2020) tributaire de sa grande reproduction fructifère. La baisse brutale des effectifs dans les classes de diamètre supérieur à 4 mm dans la zone sahélienne est probablement due au stress hydrique (Kozlowski, 2002).

#### Paramètres environnementaux affectant la régénération de *Saba senegalensis*

Contrairement à la température et aux précipitations, l'augmentation du taux de recouvrement des ligneux influence négativement le potentiel de régénération de *S. senegalensis*. Ces résultats sont similaires à ceux de Gao *et al.* (2017) qui ont souligné que le taux de recouvrement élevé réduit la densité de la régénération des ligneux. L'ombrage est un facteur limitant pour la croissance des plantules de *S. senegalensis* qui est une plante héliophile (Traoré, 2000). Certaines espèces d'herbacées et d'arbustes sont adaptées à ces conditions de luminosité réduites alors que les lianes s'y développent mal (Hallé *et al.*, 1978). La température et la pluviométrie, en intervenant dans la nutrition minérale et l'activité photosynthétique de la plante (Bloesch *et al.*, 2009), influencent l'établissement de la strate juvénile de *S. senegalensis*.

### Conclusion

Cette étude a montré que les populations de *Saba senegalensis* présentent une distribution agrégative avec des structures relativement stables dans les trois zones climatiques. Cependant, la faiblesse du taux d'individus sains dans les populations de la zone sahélienne et de la densité des individus adultes dans la zone soudano-sahélienne compromet la disponibilité de la ressource. L'espèce présente un potentiel de régénération élevé dans les trois zones climatiques. Bien que *S. senegalensis* montre une certaine résilience à travers ses populations stables et une bonne capacité de recrutement, elle demeure vulnérable au regard des difficultés apparentes d'affranchissement des plantules. L'effet combiné de la péjoration climatique et de la pression anthropique compromet la conservation de la plante dans son habitat naturel. Cette situation révèle l'urgence de la mise en place d'une planification de sa gestion durable telle que son intégration dans les programmes de domestication des plantes locales.

#### Remerciements

Les auteurs de ce présent article remercient le projet Tree-Food n° 1507-143 d'Agropolis Fondation pour le soutien financier qui a permis la conduite de cette étude. Ils expriment également leur reconnaissance aux populations locales des provinces du Yatenga, du Mouhoun et du Kéné-dougou pour leur collaboration.

## Références

- Abdourhamane H., Rabiou H., Diouf A., Morou B., Mahamane A., Bellefontaine R., 2017. Structure démographique et répartition spatiale des populations de *Sclerocarya birrea* (A. Rich.) Hochst. du secteur sahélien du Niger. Bois et Forêts des Tropiques, 333 (3) : 55-66. <https://revues.cirad.fr/index.php/BFT/article/view/ID-BFT-161121>
- Arbonnier M., 2019. Arbres, arbustes et lianes des zones sèches d'Afrique de l'Ouest. Versailles, France, Éditions Quæ, 776 p.
- Assédé E. S. P., Azihou F. A., Adomou A. C., Oumoro M., Sinsin B., 2015. Effet du relief sur la régénération des espèces ligneuses en zone soudanienne du Bénin. Bois et Forêts des Tropiques, 326 (4) : 15-24. <https://doi.org/10.19182/bft2015.326.a31280>
- Assogbadjo A. E., Glèlè Kakaï R., Vodouhè F. G., Djagoun C. A. M. S., Codjia J. T. C., Sinsin B., 2012. Biodiversity and socioeconomic factors supporting farmers' choice of wild edible trees in the agroforestry systems of Benin (West Africa). Forest Policy and Economics, 14: 41-49. <http://doi.org/10.1016/j.forpol.2011.07.013>
- Assogbadjo A. E., Mensah S., Kakaï R. G., 2017. The relative importance of climatic gradient versus human disturbance in determining population structure of *Azelia africana* in the Republic of Benin. Southern Forests: a Journal of Forest Science, 79: 125-132. <http://dx.doi.org/10.2989/20702620.2016.1255406>
- Atanasso J. A., Mensah S., Azihou A. F., Djossa B. A., Kakaï R. G., Assogbadjo A. E., 2019. Heterospecific Tree Density and Environmental Factors Affect *Azelia africana* Sm. Population Structure in the Pendjari Biosphere Reserve, West Africa: Implications for Management and Restoration. Tropical Conservation Science, 12: 1-12. <http://doi.org/10.1177/1940082918822604>
- Bationo B. A., Ouédraogo S. J., Somé A. N., Pallo F., Boussim I. J., 2005. Régénération naturelle d'*Isobertinia doka* Craib. et Stapf. dans la forêt classée du Nazinon (Burkina Faso). Cahiers Agricultures, 14 (3) : 297-304. <https://revues.cirad.fr/index.php/cahiers-agricultures/article/view/30522>
- Bellefontaine R., Edelin C., Ichaou A., du Laurens D., Monsarrat A., Loquai C., 2000. Le drageonnage, alternative aux semis et aux plantations de ligneux dans les zones semi-arides : protocole de recherches. Sécheresse, 11 : 221-226.
- Bloesch B., Viret O., Fabre A. L., Spring J. L., 2009. Évolution climatique et phénologie de la vigne de 1958 à nos jours. Revue Suisse de Viticulture, d'Arboriculture et d'Horticulture, 41 (3) : 143-149. [https://www.revuevitiarbohorti.ch/wp-content/uploads/2009\\_03\\_f\\_734.pdf](https://www.revuevitiarbohorti.ch/wp-content/uploads/2009_03_f_734.pdf)
- Bognounou F., Tigabu M., Savadogo P., Thiombiano A., Boussim I. J., Oden P. C., et al., 2010. Regeneration of five Combretaceae species along a latitudinal gradient in Sahele-Sudanian zone of Burkina Faso. Annals of Forest Science, 67 (306): 1-10. <https://doi.org/10.1051/forest/2009119>
- BUNASOLS (Bureau national des sols), 2004. Étude morpho-pédologique des provinces du Yatenga, du Loroum et du Zandama. Ouagadougou, Burkina Faso, BUNASOLS, Rapport technique n° 2, 142 p.
- BUNASOLS (Bureau national des sols), 2006. Étude morpho-pédologique des provinces du Mouhoun et des Balés. Ouagadougou, Burkina Faso, BUNASOLS, Rapport technique n° 135, 82 p.
- Crawley M. J., 2007. The R Book. Chichester, United Kingdom, John Wiley, 940 p.
- Diouf P., Diedhiou S., Goudiaby A. O. K., Ndoye I., Koïta B., 2019. Étude de la variabilité morphologique de *Saba senegalensis* (A. DC.) Pichon en Casamance (Sénégal). European Scientific Journal, 15 (9): 500-517. <http://dx.doi.org/10.19044/esj.2019.v15n9p500>
- Fick S. E., Hijmans R. J., 2017. Worldclim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. International Journal of Climatology, 37 (12): 4302-4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Fontès J., Guinko S., 1995. Carte de végétation et d'occupation des sols du Burkina Faso. Notice explicative. Toulouse, France, ministère de la Coopération français, projet Campus, 68 p.
- Ganamé M., Bayen P., Ouédraogo I., Dimobe K., Thiombiano A., 2020. Woody species composition, diversity and vegetation structure of two protected areas along a climatic gradient in Burkina Faso (West Africa). Journal of the Institute of Botany, Academy of Sciences of the Czech Republic, 54: 163-175. <https://doi.org/10.1007/s12224-019-09340-9>
- Gao W. Q., Ni Y. Y., Xue Z. M., Wang X. F., Kang F. F., Hu J., et al., 2017. Population structure and regeneration dynamics of *Quercus variabilis* along latitudinal and longitudinal gradients. Ecosphere, 8 (4): 1-15. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1737>
- Gaoué O. G., Ticktin T., 2010. Effects of harvest of non-timber forest products and ecological differences between sites on the demography of African mahogany. Conservation Biology, 24 (2): 605-614. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01345.x>
- Gerwing J. J., Schnitzer S. A., Burnham R. J., Bongers F., Chave J., Dewalt S. J., et al., 2006. A standard Protocol for Liana Censuses. Biotropica, 38 (2): 256-261. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00134.x>
- Hallé F., Oldeman R. A. A., Tomlinson P. B., 1978. Tropical trees and forests: An architectural analysis. Springer-Verlag, 441 p.
- Husch B., Beers T. W., Kershaw J. A. Jr., 2003. Forest Mensuration. 4<sup>th</sup> Ed. Hoboken, NJ, USA, John Wiley, 343 p.
- Jayaraman K., 1999. A statistical manual for forestry research. Bangkok, Thailand, FAO, 231 p.
- Kaboré P. N., Ouédraogo A., Sanon M., Yaka P., Somé L., 2017. Caractérisation de la variabilité climatique dans la région du Centre-Nord du Burkina Faso entre 1961 et 2015. Climatologie, 14 : 82-95. <http://dx.doi.org/10.4267/climatologie.1268>

Kakaï R. G., Salako V. K., Lykke A. M., 2015. Techniques d'échantillonnage en études de la végétation. *Annales des Sciences Agronomiques*, 19 : 1-14.

Kozłowski T. T., 2002. Physiological ecology of natural regeneration of harvested and disturbed forest stands: implications for forest management. *Forest Ecology and Management*, 158: 195-221. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00712-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00712-X)

Lamien N., Ouédraogo S. J., Sanogo D., Kouyate A. M., Tougiani A., Vognan G., *et al.*, 2018. Catalogue régional des arbres et arbustes alimentaires des terroirs sahéliens et soudanais d'Afrique de l'Ouest : vers une meilleure valorisation de leurs potentiels nutritionnels. Bamako, Mali, INSAH, 79 p.

Lamien N., Traoré S., Kini F., 2010. Potentialités productive, nutritive et économique de la liane goïne (*Saba senegalensis* A. DC. Pichon) dans le Sahel Burkinaabè. *Études et Recherches Sahéliennes*, 14-15 : 115-127.

Lankoandé B., Lykke A. M., Boussim J. I., Ouédraogo A., 2019. Structure, plant diversity and future management of *Pentadesma butyracea* stands, an endangered oil tree species in Burkina Faso, West Africa. *Forestry*, 92 (5): 591-598. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpz034>

Lykke A. M., Padonou E. A., 2019. Carbohydrates, proteins, fats and other essential components of food formative trees in West Africa. *Heliyon*, 5 (5): e01744. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e01744>

MEEVCC (Ministère de l'Environnement, de l'Économie Verte et du Changement Climatique), 2017. Étude sur les aspects socioéconomiques des filières prioritaires des produits forestiers non ligneux : *Adansonia digitata* L., *Balanites aegyptiaca* (L.) Delile, *Bombax costatum* Pellegr. & Vuillet, *Parkia biglobosa* (Jacq.) G. Don, *Saba senegalensis* (A. DC.) Pichon, *Senegalia macrostachya* (Rchb. ex DC.) Kyal. & Boatwr., *Tamarindus indica* L., *Vitellaria paradoxa* C.F. Gaertn. et *Ziziphus mauritiana* Lam. Rapport final, Burkina Faso, 81 p.

Ouédraogo A., Thiombiano A., 2012. Regeneration pattern of four threatened tree species in Sudanian savannas of Burkina Faso. *Agroforestry Systems*, 86: 35-48. <https://doi.org/10.1007/s10457-012-9505-9>

Ouédraogo P., Bationo B. A., Sanou J., Traoré S., Barry S., Dayamba S. D., *et al.*, 2017. Uses and vulnerability of ligneous species exploited by local population of northern Burkina Faso in their adaptation strategies to changing environments. *Agriculture and Food Security*, 6 (15): 1-16. <https://doi.org/10.1186/s40066-017-0090-z>

Rabiou H., Dan Guimbo I., Bationo A. B., Issaharou-Matchi I., Mahamane A., 2016. État des populations naturelles de *Vitellaria paradoxa* C.F. Gaertn. dans la zone soudanienne du Niger et du Burkina Faso (Afrique de l'Ouest). *Revue Ivoirienne des Sciences et Technologie*, 28 : 428-441. [https://revist.net/REVIST\\_28/REVIST\\_28\\_26.pdf](https://revist.net/REVIST_28/REVIST_28_26.pdf)

R Core Team, 2019. A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria, R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org>

Sarr M. G., Ayessou N. C. M., Cissé M., Mar C., Sakho M., 2018. Optimisation de la pasteurisation du nectar de *Saba senegalensis*. *International Journal of Innovation and Scientific Research*, 39 (2) : 240-251. <http://www.ijisr.issr-journals.org/abstract.php?article=IJISR-18-227-04>

Sewade C., Azihou A. F., Fandohan A. B., Houehanou T. D., Houinato M., 2016. Diversité, priorité pastorale et de conservation des ligneux fourragers des terres de parcours en zone soudano-guinéenne du Bénin. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 20 (2) : 113-129. <https://doi.org/10.25518/1780-4507.12823>

Traoré A., 2000. Reproduction et développement de *Saba senegalensis* (A.DC.) Pichon au Sénégal. Thèse de doctorat, Université Cheick Anta Diop, Sénégal, 200 p.

Traoré G. H., Sanou L., Koala J., 2019. Diversité d'utilisations et de connaissances des espèces locales préférées dans le corridor forestier de la Boucle du Mouhoun, Burkina Faso. *Science et Technique, Sciences Naturelles et Appliquées*, 38 (1) : 101-117.

Vodouhê F., Coulibaly O., Greene C., Sinsin B., 2009. Estimating the Local Value of Non-Timber Forest Products to Pendjari Biosphere Reserve Dwellers in Benin. *Economic Botany*, 63: 397-412. <https://doi.org/10.1007/s12231-009-9102-7>

Zampaligré N., Kagambega W. F., Sanou L., Sawadogo 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>

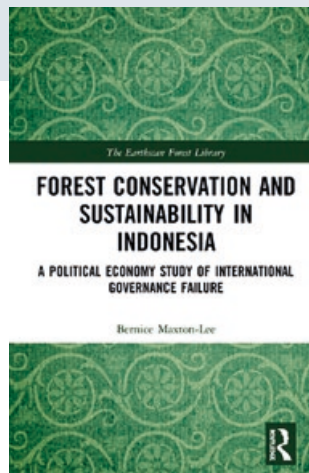
### Kabré *et al.* – Contribution des auteurs

Rôle du contributeur	Noms des auteurs
Analyse formelle	B. Kabré
Enquête et investigation	B. Kabré
Méthodologie	B. Kabré, M. Belem/Ouédraogo, B. Lankoandé, A. Ouédraogo
Gestion de projet	A. Ouédraogo
Supervision	M. Belem/Ouédraogo, A. Ouédraogo
Validation	M. Belem/Ouédraogo, B. Lankoandé, A. Ouédraogo
Écriture – Préparation de l'ébauche originale	B. Kabré
Écriture – Révision et édition	B. Kabré, M. Belem/Ouédraogo, B. Lankoandé, A. Ouédraogo

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

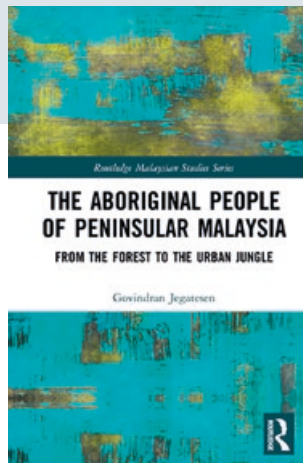


MAXTON-LEE B., 2020. **FOREST CONSERVATION AND SUSTAINABILITY IN INDONESIA – A POLITICAL ECONOMY STUDY OF INTERNATIONAL GOVERNANCE FAILURE.** USA, ROUTLEDGE, 226 P.

Despite carefully constructed conservation interventions, deforestation in Indonesia is not being stopped. This book identifies why large-scale international forest conservation has failed to reduce deforestation in Indonesia and considers why key stakeholders have not responded as expected to these conservation interventions. The book maps the history of deforestation in Indonesia in the context of global political economy, exploring the relationship between international trade, the interests and ideology behind global sustainability programmes and the failures of forest conservation in Indonesia. Global economic and political ideologies are shown to have profoundly shaped deforestation. The author argues that the same forces continue to prevent positive outcomes. Case study chapters analyse three major international programmes: Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation (REDD+), the Norway-Indonesia bilateral partnership, and the Roundtable on Sustainable Palm Oil (RSPO) in Indonesia. The findings provide insight into the failures of global climate change policy and suggest how the book's theoretical model can be used to analyse other complex environmental problems. The book is a useful reference for students of environmental science and policy, political theory, international relations, development and economics. It will also be of interest to forestry professionals and practitioners working in NGOs.

*Adapted from the publisher's summary.*

Taylor and Francis, 5550 W 74th Street,  
Indianapolis, IN 46268, USA.  
[www.routledge.com](http://www.routledge.com)

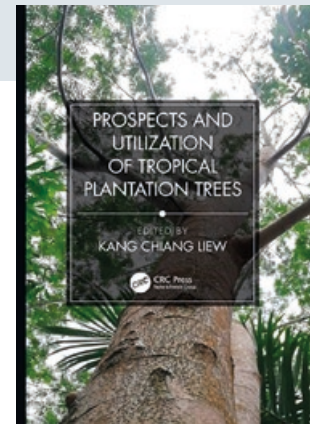


JEGATESEN G., 2019. **THE ABORIGINAL PEOPLE OF PENINSULAR MALAYSIA – FROM THE FOREST TO THE URBAN JUNGLE.** USA, ROUTLEDGE, 142 P.

To date, most studies of Malaysia's aboriginal people, the Orang Asli, have studied the community in either the rural or forest settings. This book, however, outlines the dynamics of Orang Asli migration to Kuala Lumpur – Malaysia's most urbanised region – and explores the lived experiences of these individuals in the urban space. The book begins by charting the history of the Orang Asli under British colonial rule followed by the community's experiences under the Malaysian government, in an attempt to provide a deeper understanding of the economic and social complexities facing the Orang Asli today. Based on extensive original research, the book goes on to discuss the interesting changes taking place among urban Orang Asli migrants with regards to gender dynamics, while exploring the unique ways in which these urban indigenous migrants maintain close links with their home communities in the rural spaces of Peninsular Malaysia. The book concludes by assessing how research on the urban Orang Asli fits into broader studies of urban and contemporary indigeneity in both Malaysia and abroad.

*Adapted from the publisher's summary.*

Taylor and Francis, 5550 W 74th Street,  
Indianapolis, IN 46268, USA.  
[www.routledge.com](http://www.routledge.com)



LIEW K. C. (ED.), 2019. **PROSPECTS AND UTILIZATION OF TROPICAL PLANTATION TREES.** USA, CRC PRESS, 336 P.

Large numbers of tropical trees from natural forests or plantation forest are available for human consumption and management. This book focuses on the prospects and utilization of tropical plantation trees in context of economic and business, planting, managing stocks, and uses of trees converted to various wood-based products. It provides information on key areas of tropical plantation trees including growth performance, nursery practices, soil properties, planting stock production, raw material cellulose, anatomy, pulping and papermaking, fiber modification, and properties of wood composites. This book introduces information for entrepreneurs or researchers before undertaking work with these tree species illustrating technical methodologies allowing for repetition or previous successful works. This information proves valuable to researchers if further work is needed for improvement on these plant-derived products.

*Adapted from the publisher's summary.*

Taylor and Francis, 5550 W 74th Street,  
Indianapolis, IN 46268, USA.  
[www.routledge.com](http://www.routledge.com)

# Phytodiversité et services écosystémiques associés aux plantations d'alignement des rues aménagées de la ville de Grand-Popo au Bénin

Abdel Aziz OSSENI<sup>1</sup>  
Gbodja Houéhanou François GBESSO<sup>1</sup>  
Karl Martial NANSI<sup>1</sup>  
Agossou Brice Hugues TENTE<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Université nationale d'agriculture (UNA)  
École d'horticulture et d'aménagement  
des espaces verts (EHAEV)  
Unité de recherche horticole  
et d'aménagement des espaces verts  
Laboratoire des sciences végétales,  
horticoles et forestières (LaSVHF)  
BP 43, Kétou  
Bénin

<sup>2</sup> Université d'Abomey-Calavi  
Faculté des sciences humaines  
et sociales  
Laboratoire de biogéographie  
et expertise environnementale  
BP 677, Abomey-Calavi  
Bénin

**Auteur correspondant /**  
**Corresponding author:**  
Abdel Aziz OSSENI  
– [abdelossen@yahoo.fr](mailto:abdelossen@yahoo.fr)



**Photo 1.**  
Alignement d'individus de *Khaya senegalensis* avec des troncs écorcés.  
Photo A. A. Osseni.

Doi : 10.19182/bft2020.345.a31808 – Droit d'auteur © 2020, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 10 novembre 2019 ; date d'acceptation : 13 mai 2020 ; date de publication : 1<sup>er</sup> novembre 2020.



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

## Citer l'article / To cite the article

Osseni A. A., Gbesso G. H. F., Nansi K. M., Tente A. B. H., 2020. Phytodiversité et services écosystémiques associés aux plantations d'alignement des rues aménagées de la ville de Grand-Popo au Bénin. Bois et Forêts des Tropiques, 345 : 85-97. Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2020.345.a31808>

## RÉSUMÉ

### Phytodiversité et services écosystémiques associés aux plantations d'alignement des rues aménagées de la ville de Grand-Popo au Bénin

L'importance de la végétation urbaine dans la production des services écosystémiques en général est largement démontrée. Au Bénin, en plus des avantages socio-écologiques attribués aux arbres d'alignement, ils contribuent considérablement à la fourniture de services d'approvisionnement et socioculturels, du fait de leur utilisation locale par les populations. Le présent travail évalue la contribution de la diversité floristique des rues dans la fourniture des biens et services aux habitants de la ville de Grand-Popo au Bénin. La démarche méthodologique adoptée a permis de dénombrer les arbres plantés sur dix kilomètres de rues aménagées et de questionner 164 ménages sur les services rendus par ces arbres. Les paramètres de diversité sont calculés pour apprécier la phytodiversité des axes routiers. La matrice des formes d'usage des organes est établie, en correspondance avec les catégories de services écosystémiques existantes. Les résultats obtenus révèlent 540 arbres, répartis en 26 espèces et 17 familles le long des principaux axes routiers de la ville. L'indice moyen de diversité de Shannon ( $3,61 \pm 0,14$  bits) et l'équitabilité de Pielou ( $0,76 \pm 0,06$ ) démontrent un phénomène de dominance de quelques espèces, dont la plus représentative est *Cocos nucifera* avec 20 % de l'effectif total des individus. Les arbres d'alignement ont été plantés majoritairement par les autorités pour leur ombrage, l'esthétique du paysage et la séquestration de carbone. Alors qu'en pratique, de par leur usage et l'introduction de nouvelles espèces utiles par les populations riveraines, les plantations fournissent plus de neuf services écosystémiques avec une grande importance accordée à la fourniture de l'ombrage et de l'alimentation. Pour une valorisation de la foresterie urbaine, la prise en compte de ces informations pourrait servir à promouvoir les services écosystémiques sans compromettre la viabilité des arbres en plantations dans la ville.

**Mots-clés :** aménagement urbain, diversité floristique, plantations d'alignement, services écosystémiques, Grand-Popo, Bénin.

## ABSTRACT

### Phytodiversity and ecosystem services associated with avenue trees planted along managed roadways in the city of Grand-Popo in Benin

The importance of urban vegetation in generating ecosystem services in general has been widely demonstrated. In Benin, as well as the social and ecological benefits attributed to avenue trees, they also contribute significantly to the provision of supply and socio-cultural services via a range of uses by the population. This study assesses the contribution of plant biodiversity in city streets to the supply of goods and services to residents of Grand-Popo in Benin. The methodological approach used involved counting the number of trees planted along ten kilometres of managed roadways and conducting interviews with 164 households on the services provided by these trees. The diversity parameters were calculated to assess phytodiversity along these roadways. A table was compiled to show the types of uses of tree organs in relation to existing ecosystem service categories. A total of 540 trees, belonging to 26 species and 17 families, were counted along the main streets of the city. Shannon's average biodiversity index ( $3.61 \pm 0.14$  bits) and the Pielou index of evenness ( $0.76 \pm 0.06$ ) show that some species are dominant, the most representative of these being *Cocos nucifera* with 20 % of total individuals. These avenue trees were mainly planted by the public authorities for shade, ornamental and carbon sequestration purposes. In practice, the uses made of these trees and the introduction of new species that are useful to the adjacent populations equate to the provision of more than nine ecosystem services, with shade and food rated as particularly important. To develop urban forestry, this kind of information would help to promote ecosystem services without compromising the viability of urban tree plantations.

**Keywords:** urban planning, plant diversity, avenue trees, ecosystem services, Grand-Popo, Benin.

## RESUMEN

### Fitodiversidad y servicios ecosistémicos asociados a las plantaciones de alineamiento de las calles parceladas de la ciudad de Grand-Popo, en Benín

La importancia de la vegetación urbana en la producción de servicios ecosistémicos en general se ha demostrado ampliamente. En Benín, además de las ventajas socioecológicas que se les atribuyen, los árboles de alineamiento contribuyen considerablemente al aprovisionamiento y los servicios socioculturales, por la utilización local de las poblaciones. El presente trabajo evalúa la contribución de la diversidad florística de las calles en la provisión de bienes y servicios a los residentes de la ciudad de Grand-Popo, en Benín. El procedimiento metodológico utilizado permitió computar los árboles plantados en diez kilómetros de calles parceladas y preguntar en 164 hogares sobre los servicios proporcionados por estos árboles. Se han calculado los parámetros de diversidad para apreciar la fitodiversidad de los ejes viales. La matriz de formas de uso de los órganos se establece en correspondencia con las categorías de servicios ecosistémicos existentes. Se obtuvo el resultado de 540 árboles, de 26 especies y 17 familias, a lo largo de los principales ejes viales de la población. El índice medio de diversidad de Shannon ( $3,61 \pm 0,14$  bits) y la equitabilidad de Pielou ( $0,76 \pm 0,06$ ) demuestran el fenómeno de dominancia de algunas especies, entre las cuales la más representativa es la *Cocos nucifera*, con el 20 % del efectivo total de los individuos. Las autoridades plantaron los árboles de alineamiento mayoritariamente por su sombra, la estética del paisaje y la captación de carbono. En la práctica, el uso de las plantaciones y la introducción de nuevas especies útiles por las poblaciones locales, proporcionan más de nueve servicios ecosistémicos. Se reconoce una gran importancia a la provisión de sombra y de alimento. En una valorización de la arboricultura urbana, tener en cuenta esta información podría servir para promover los servicios ecosistémicos, sin comprometer la viabilidad de los árboles de plantaciones en la ciudad.

**Palabras clave:** parcelación urbana, diversidad floral, plantaciones de alineamiento, servicios ecosistémicos, Grand-Popo, Benín.



## Introduction

Le règne végétal occupe une place de choix dans les pratiques humaines, et fait de l'arbre un marqueur territorial (Pardo, 2005). En milieu urbain, l'arbre contribue à la purification de l'air par la séquestration du dioxyde de carbone (McHale *et al.*, 2007), à la création de microclimat, à l'équilibre naturel et à l'attractivité du territoire (Behrens, 2011). Ces avantages attribuent à l'arbre des fonctions aux plans social, économique et environnemental (Kadir et Othman, 2012), dont l'importance est traduite par les services écosystémiques. En effet, le concept des services écosystémiques est défini par le *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA) comme les bénéfices que les sociétés humaines retirent des écosystèmes (MEA, 2005). Ces services maintiennent la production des biens et services tels que les fruits, le bois, les biocarburants, les fibres naturelles et de nombreux produits pharmaceutiques, industriels ou leurs précurseurs (Daily, 1992 ; cité par Maris, 2014). Dès lors, il est établi que les ressources forestières, en l'occurrence les plantes, jouent un rôle central dans la satisfaction des besoins en nourriture, en soins de santé, en construction et en énergie des populations locales (Heubes, 2012). Ce concept a fait l'objet de plusieurs recherches, parmi lesquelles celles réalisées sur les végétaux urbains sont généralement orientées vers l'appréciation du confort thermique (Livesley *et al.*, 2016), l'offre et la demande des avantages sociaux (Beichler, 2015), la valeur économique des bénéfices procurés par les arbres et le bien-être des populations (Fisher *et al.*, 2008 ; Gómez-Baggethun *et al.*, 2010). En Afrique de l'Ouest, les recherches effectuées sur les services écosystémiques fournis par les arbres d'alignement portent sur la diversité floristique et l'évaluation de la biomasse ou du stock de carbone séquestré (Vroh *et al.*, 2014 ; Kouadio *et al.*, 2016 ; Kouassi *et al.*, 2018 ; Nomel *et al.*, 2019). En termes de services d'approvisionnement et socioculturels fournis par les arbres urbains aux communautés, on peut citer les travaux de Amontcha *et al.* (2015) et de Lougbégnon (2013) qui démontrent l'utilité de l'arbre dans les pratiques quotidiennes à travers les relations entre la diversité végétale des villes et les formes d'utilisation par les populations urbaines. De ces travaux, il ressort que, dans les pays en développement, une part substantielle de la demande citadine en produits alimentaires, de construction, de gestion environnementale et de loisirs est supportée par les ressources végétales, et notamment celles plantées. Cet enjeu fait de l'aménagement urbain une préoccupation vis-à-vis de l'intégration des services écosystémiques en ville (Balez et Reunkrilerk, 2013). Ainsi, leur prise en compte peut contribuer à orienter le choix des espèces plantées (Raupp *et al.*, 2006), afin d'accroître la valeur socio-écologique des infrastructures vertes dans les programmes de développement durable des territoires urbains.

Dans les villes du Bénin, les arbres d'alignement participent à l'attractivité du paysage et leur promotion est faite pendant les campagnes de reboisement où les espèces adaptées sont utilisées. Mais l'insuffisance d'entretien et de suivi

des arbres plantés engendrent leur dégradation et donne l'impression qu'ils sont négligés. Les populations riveraines profitent de cette situation pour en faire parfois une utilisation abusive. Ces pratiques affectent la dimension socio-écologique de leur gestion, et par conséquent compromettent leur fonction de production de biens et services à l'échelle municipale (Calaza *et al.*, 2018). C'est le cas de la commune de Grand-Popo qui est un espace multifonctionnel, caractérisé par ses vestiges coloniaux, ses plages ouvertes sur l'océan et son statut de ville frontalière avec la République du Togo. Malgré ces atouts qui favorisent le tourisme et le transit, peu d'intérêt est porté sur l'aménagement paysager de l'agglomération urbaine de cette ville et particulièrement sur ses espaces publics, tant par les gestionnaires urbains que par les populations. Ce constat s'illustre par la rareté d'espaces verts publics dans cette ville, mis à part les plantations d'alignement qui sont remarquables et constituées en majorité d'espèces telles que *Cocos nucifera* Linn., *Terminalia catappa* Linn., *Azadirachta indica* Juss., *Casuarina equisetifolia* Linn. et *Coccoloba uvifera* Linn. Mais l'accès incontrôlé aux organes des arbres d'alignement accroît l'intérêt des populations riveraines à leur utilisation abusive et à leur diversification. Ainsi, on y observe des espèces préférées introduites dans ces plantations par les populations, qui exploitent les produits végétaux issus des arbres dans les usages domestiques en raison de leur proximité. Ces pratiques, qui semblent profitables aux communautés riveraines, modifient la composition floristique des plantations, perturbent la viabilité des arbres du fait des mutilations et compromettent l'attractivité du paysage. Or, au plan réglementaire, l'exploitation ou l'utilisation des produits issus de ces végétaux restent soumises à l'autorisation de l'administration forestière, selon le Décret n° 96-271 du 2 juillet 1996, portant code forestier béninois, car ils constituent le patrimoine végétal de la ville. En conséquence, ces formes d'usage des arbres urbains comme service écosystémique ne constituent pas d'office un droit, mais plutôt une infraction selon les articles 20 et 64 du même code forestier. Ainsi, les populations de Grand-Popo, certainement par ignorance du code forestier béninois, accroissent la disponibilité des services écosystémiques fournis par les arbres d'alignement pour répondre aux besoins quotidiens.

Face à cette situation, la connaissance des bienfaits fournis par les arbres d'alignement aux citoyens et les types d'espèces qui les fournissent est nécessaire pour l'intégration de la foresterie urbaine dans l'aménagement du territoire (Niemelä *et al.*, 2010) à travers la valorisation de la biodiversité et des services écosystémiques (Raymond et Simon, 2012), et pour le contrôle des formes d'utilisation afin d'assurer la viabilité des plantations urbaines. C'est dans cette perspective qu'est réalisée cette étude sur la phytodiversité et les services écosystémiques associés aux plantations d'alignement de la ville de Grand-Popo.

## Matériel et méthodes

### Milieu d'étude

La commune de Grand-Popo est située au sud-ouest du Bénin entre 6°14' et 6°28' de latitude Nord, et entre 1°38 et 2°00 de longitude Est. Elle est limitée au nord par les communes d'Athiémè et de Houéyogbé, au sud par l'océan Atlantique, à l'est par les communes de Comé, Ouidah et de Kpomassè, et à l'ouest par la République du Togo. Elle compte sept arrondissements et s'étend sur une superficie de 289 km<sup>2</sup> (figure 1).

D'après le dernier recensement, la population de la commune est estimée à 57 636 habitants dont 51 % de femmes (INSAE, 2016). Cette population est composée en majorité des Xwla, des Pédahs et les Gins, tous issus du grand groupe ethnique Adja Tado. Selon le Plan de développement communal de Grand-Popo (Mairie - Grand-Popo, 2019), le relief dans la commune de Grand-Popo est constitué d'un cordon littoral sablonneux au sud, d'un plateau continental terminal, et en grande partie de dépressions marécageuses. Il y règne un climat subéquatorial de type guinéen avec quatre saisons plus ou moins marquées (deux saisons pluvieuses et deux saisons sèches). La pluviométrie moyenne annuelle est estimée à 930,5 mm. Le réseau hydrographique est constitué du fleuve Mono et de ses affluents dont le plus important est le Sazué, de la lagune de Grand-Popo d'une longueur de 15 km et qui débouche sur le chenal du lac Aho, du chenal Gbaga qui sert de couloir entre le fleuve Mono et le lac Aného au Togo, enfin l'océan Atlantique. Le paysage végétal de Grand-Popo est constitué de formations naturelles comprenant des savanes arborées sur sol ferrugineux, des prairies marécageuses et des

formations de mangroves sur sol hydromorphe, ainsi que quelques reliques forestières. On y rencontre également les plantations familiales de *Cocos nucifera* et d'*Elaeis guineensis* et les arbres d'alignement le long des principaux axes routiers de la ville. Ce sont ces derniers qui ont fait l'objet de cette étude sur 10 km linéaires répartis en quatre axes routiers :

- la rue pavée allant du carrefour Grand-Popo à Honssoukoué (Rue 1), qui traverse l'ancienne cité de la ville sur 3 622 m linéaires ;
- la section de la Route nationale inter-États 1 (Rue 2), bitumée, d'une longueur de 1 590 m linéaires et allant du carrefour Grand-Popo au pont érigé sur le fleuve Mono à Onkoui-houé ;
- la section de la Route nationale inter-États 1 (Rue 3), bitumée, d'une longueur de 4 164 m linéaires et allant du carrefour Grand-Popo à la périphérie ouest de la ville au quartier Zogbédji ;
- la rue de la Mairie (Rue 4), qui relie la route inter-États 1 et la rue pavée de l'ancienne cité. Elle est longue de 624 m linéaires dont une partie est pavée et l'autre en constant reprofilage.

### Méthodes d'échantillonnage et de collecte des données

Les axes routiers sont choisis en fonction de leur armature et de leur position dans l'agglomération urbaine de Grand-Popo. En effet, les plantations étudiées sont celles se trouvant le long des rues aménagées (bitumées ou pavées) et qui font officiellement l'objet de reboisement par les autorités locales ou déconcentrées chaque année. Ainsi, sur un total de 10 km de rues aménagées, les espèces d'arbres en alignement sont recensées sur les deux côtés, et à partir d'une fiche d'inventaire ayant permis de dénombrer les effectifs associés à chaque espèce identifiée. Ensuite, une enquête a été réalisée auprès des ménages pour comprendre les usages, ainsi que les biens et services que fournissent les arbres urbains aux populations. Les localités considérées sont celles de Apoutagbo, Ewé, Onkoui-houé, Yodo-Kondji et Houssoukou qui sont traversées par les axes routiers considérés. Sur la base des statistiques du dernier recensement général de la population et de l'habitat (INSAE, 2016), un échantillonnage à choix raisonné a permis de sélectionner 164 individus, représentant 8 % des ménages de ces localités et qui sont soumis au questionnaire. L'effectif des enquêtés est proportionnel à la longueur de chaque plantation étudiée et le profil des enquêtés est constitué du chef de ménage ou son représentant ayant au moins l'âge de la majorité.

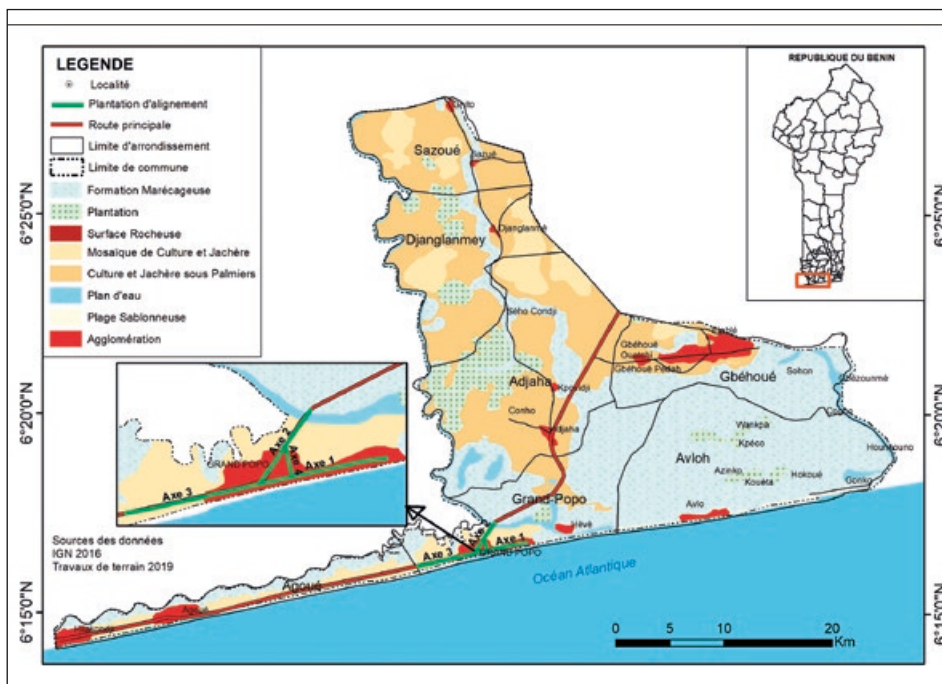


Figure 1.  
Situation géographique de la commune de Grand-Popo.

## Méthodes de traitement et d'analyse des données

Les données inscrites sur les fiches d'inventaire sont transférées dans une base de données pour être traitées au moyen du tableur Excel de Microsoft Office et à l'aide du logiciel R. L'identification taxonomique des espèces végétales collectées a été réalisée à partir de la flore analytique du Bénin (Akoègninou *et al.*, 2006) et avec les bases de données mises à disposition par les conservatoires botaniques sur Internet. L'identification a consisté en la détermination du nom scientifique de chaque plante ainsi que de sa famille d'appartenance. Ensuite, pour rendre compte de la diversité floristique des axes routiers étudiés, la fréquence relative, la richesse spécifique, l'indice de diversité de Shannon et d'équitabilité de Piélu ont été calculés et adaptés au contexte urbain. Les différents paramètres calculés sont décrits comme suit.

- La richesse spécifique (S) est le nombre d'espèces présentes le long d'un axe de rue étudié.
- La richesse spécifique relative est le nombre d'espèces rapporté à une unité de distance (1 km) ; elle permet de comparer la richesse spécifique des différentes plantations étudiées.
- La fréquence relative (FR) est calculée pour rendre compte du rapport du nombre d'individus d'une espèce ou de réponses (n) par rapport à l'effectif total des espèces recensées ou de réponses obtenues pour une variable (N) :  $FR = (n \times 100) / N$ .
- L'indice de diversité de Shannon (H) est le plus couramment utilisé dans la littérature :  $H = - \sum p_i \log_2 p_i$  ; il varie en fonction à la fois du nombre d'espèces présentes et de la proportion relative des individus des diverses espèces, généralement entre 0 et  $H_{\max} \approx 5$  bits, et parfois au-delà ;  $p_i$  (compris entre 0 et 1) est la proportion relative de l'effectif des individus d'une espèce i dans l'ensemble des individus de toutes les espèces concernées ( $p_i = n_i / \sum n_i$  avec  $n_i$  comme effectif des individus de l'espèce i et  $\sum n_i$  comme l'ensemble des individus de toutes les espèces).
- L'équitabilité de Piélu (R) accompagne souvent l'indice de diversité de Shannon pour apprécier l'équirépartition des espèces. Cet indice traduit le degré de diversité atteint par une plantation, et correspond au rapport entre la diversité effective (H) et la diversité maximale théorique ( $H_{\max}$ ) :  $R = \frac{H}{\log_2 S}$ . L'équitabilité varie entre 0 et 1 ; elle tend vers 0 quand la quasi-totalité des effectifs correspond à une seule espèce du peuplement, et tend vers 1 lorsque chacune des espèces est représentée par le même nombre d'individus.

Pour apprécier les services écosystémiques associés à la diversité floristique des rues, les formes d'usage des organes de chaque espèce sont déterminées, puis intégrées dans la matrice de la classification fonctionnelle des services écosystémiques proposée par Kosmus *et al.* (2013). Ensuite, l'importance relative des formes d'utilisation des organes des arbres d'alignement est déterminée à partir de la formule de la valeur

ethnobotaniques (Houéhanou *et al.*, 2016 ; Ong et Kim, 2014). Cette valeur est basée sur le nombre d'utilisations des organes et le nombre de personnes ayant cité une forme d'utilisation pour un organe. Elle est notée VU et varie de 0 à 1. Sa formule est :

$$VU = (\sum ni) / N$$

avec  $n_i$  le nombre de personnes ayant cité une forme d'utilisation pour un organe et N le nombre total d'enquêtés.

Le tableau des fréquences de citation des formes d'usage par organe utilisé par les populations sur chaque espèce est soumis à un test de  $\chi^2$ , puis à une analyse factorielle des correspondances (AFC) pour apprécier la carte factorielle de la richesse spécifique en fonction des organes ou parties des plantes utilisées.

## Résultats

### Composition floristique et diversité spécifique des plantations d'alignement de l'agglomération de Grand-Popo

L'inventaire floristique a permis de dénombrer 540 individus répartis en 26 espèces et 17 familles le long des principaux axes routiers de la ville de Grand-Popo. La répartition des effectifs par plantation et par espèce est présentée dans la figure 2.

Les espèces sont d'origines diverses, avec 69,23 % de type exotique et 30,77 % de type indigène. Elles sont introduites dans les plantations d'alignement de la ville soit par les campagnes de reboisement, soit par la volonté des riverains ou encore par les phénomènes de dissémination natu-

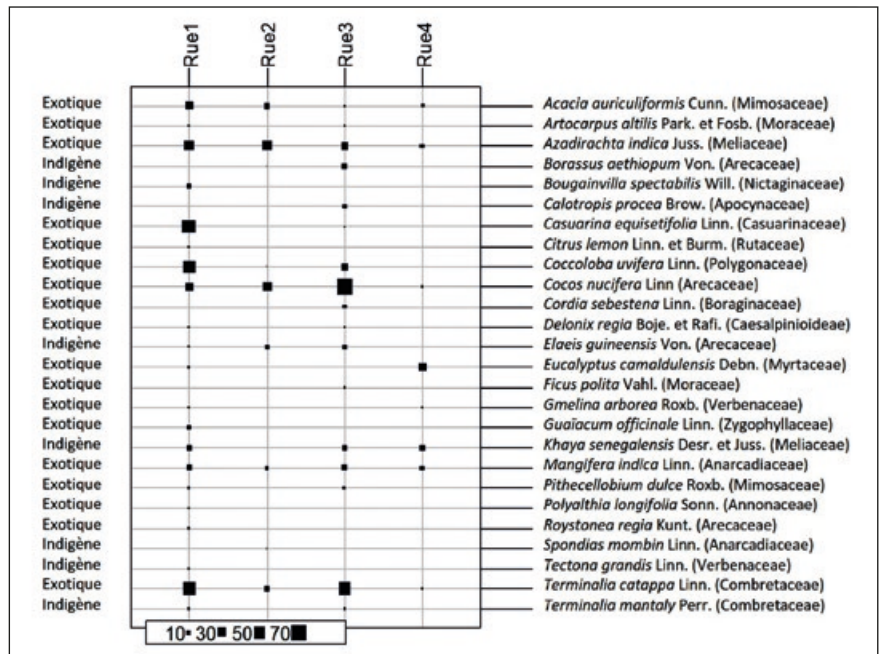
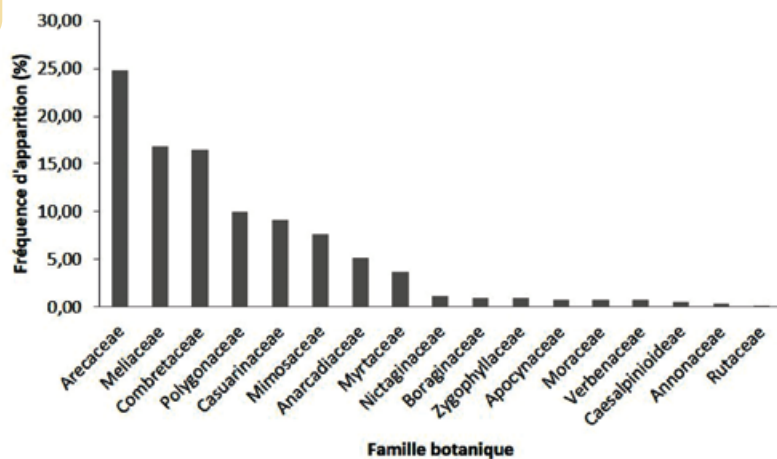


Figure 2.

Composition floristique des plantations d'alignement sur les principaux axes routiers de la ville de Grand-Popo. Rue 1 = carrefour Grand-Popo à Honssoukouè ; Rue 2 = carrefour Grand-Popo au pont sur le fleuve Mono à Onkouhoué ; Rue 3 = carrefour Grand-Popo et Zogbédji à la périphérie ouest de la ville ; Rue 4 = rue de la Mairie. Sources : travaux de terrain, 2019.



**Figure 3.**  
Répartition du nombre d'espèces par famille botanique.  
Sources : travaux de terrain, 2019.

relle. En effet, selon l'enquête réalisée auprès des ménages, 19 de ces espèces sont introduites par les populations, et 10 sont introduites lors des campagnes de reboisement. Une seule espèce provient de la dissémination (*Borassus aethiopicum*). Par ailleurs, il est mentionné que trois de ces espèces (*Cocos nucifera*, *Azadirachta indica*, *Ficus polita*) sont introduites à la fois lors des reboisements et par les populations.

Les rues 1 et 3 présentent les plus grands effectifs et les plus grandes richesses spécifiques. Ce constat s'explique par le fait que les plantations sur ces rues sont les plus longues et traversent les quartiers anciens ayant connu plusieurs reboisements. En revanche, la richesse spécifique relative indique 12 espèces/km pour la rue 4, contre 5 espèces/km respectivement pour les rues 1 et 2, et 4 espèces/km pour la rue 3. Ce qui montre que la probabilité de rencontrer un nombre important d'espèces à chaque kilomètre de rue est plus élevée sur la rue 4 que sur les autres axes routiers. Dans l'ensemble, cinq espèces sont plus représentatives avec 67,41 % des individus. Il s'agit de *Cocos nucifera* (20 %) avec 108 individus, *Terminalia catappa* (15,74 %) avec 85 individus, *Azadirachta indica* (12,59 %) avec 68 individus, *Coccoloba uvifera* (10 %) avec 54 individus et *Casuarina equisetifolia* (9,04 %) avec 49 individus. Il est également observé que 15 espèces, correspondant à 57,67 % de la richesse spécifique totale, sont à faibles effectifs et sont représentées par moins de 10 individus. Parmi les 17 familles (figure 3), les

plus représentatives sont Arecaceae (24,81 %), Meliaceae (16,85 %), Combretaceae (16,48 %), Polygonaceae (10 %) et Casuarinaceae (9,07 %).

Du point de vue de la diversité, l'examen du tableau I indique que l'indice de Shannon calculé pour les plantations d'alignement des rues étudiées est de  $3,61 \pm 0,14$  bits et l'équitabilité de Pielou est de  $0,76 \pm 0,06$ . Ces valeurs sont au-dessus de la moyenne et expliquent un phénomène de dominance de quelques espèces au sein des plantations d'alignement étudiées. On note également que les valeurs de l'indice de diversité de Shannon des rues 1, 2 et 3 varient entre  $2,53 \pm 0,17$  et  $3,37 \pm 0,15$  bits, tandis que leur valeur d'équitabilité varie entre 0,74 et  $0,77 \pm 0,03$ . Ce qui explique à la fois une dominance et une absence d'équité de certaines espèces dans ces alignements. Les fortes valeurs de diversité et d'équitabilité observées au niveau de la rue 1 s'expliquent par le fait qu'elle a été l'objet de plus de reboisement, car

elle constitue l'une des plus anciennes routes aménagées, qui traverse les anciens quartiers et le long de laquelle sont installées les infrastructures sociocommunautaires et décentralisées (mairie, stade omnisports, base navale, édifices coloniaux et hôtels). Par contre, la rue 4 présente un indice de diversité faible ( $1,96 \pm 0,15$  bits) et une valeur d'équitabilité de  $0,65 \pm 0,06$ . En fonction de cette diversité et de la répartition des espèces, les populations profitent des biens et services fournis par les arbres d'alignement de la ville.

#### Bilan des services écosystémiques associés à la phytodiversité des rues de l'agglomération de Grand-Popo

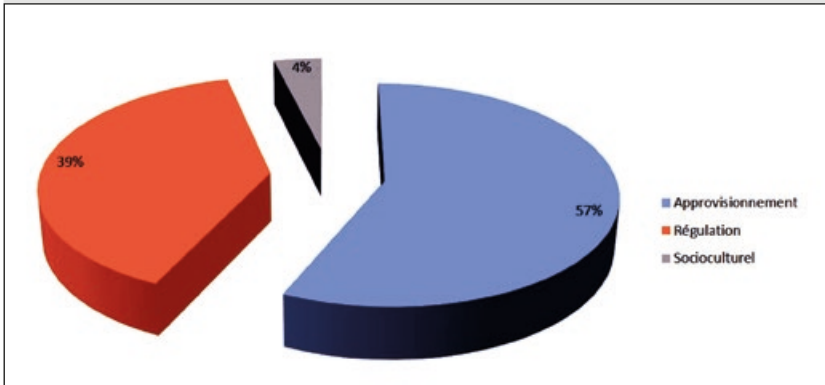
De nombreux services ou bienfaits sont offerts par les arbres d'alignement aux populations riveraines des rues étudiées. Les proportions des répondants pour chaque catégorie de services écosystémiques sont données en figure 4.

La figure 4 présente les proportions de réponses relatives aux catégories de services écosystémiques reconnus par les populations sur les arbres d'alignement. Il en résulte que 57 % des répondants bénéficient des services d'approvisionnement contre 45 % des répondants pour les services de régulation et 4 % pour les services socioculturels. Toutefois, il est à noter que certains répondants font référence

**Tableau I.**  
Diversité spécifique des plantations d'alignement de la ville de Grand-Popo.

Indices	Rue 1	Rue 2	Rue 3	Rue 4	Ensemble
Richesse spécifique (S)	21	9	17	8	26
Indice de Shannon (H)	$3,37 \pm 0,15$	$2,53 \pm 0,17$	$3,02 \pm 0,14$	$1,96 \pm 0,15$	$3,61 \pm 0,14$
Équitabilité de Pielou (R)	$0,77 \pm 0,03$	$0,80 \pm 0,09$	0,74	$0,65 \pm 0,06$	$0,76 \pm 0,06$

Rue 1 = carrefour Grand-Popo à Honssoukoué ; Rue 2 = carrefour Grand-Popo au pont sur le fleuve Mono à Onkouhoué ; Rue 3 = carrefour Grand-Popo et Zogbédi à la périphérie ouest de la ville ; Rue 4 = rue de la Mairie.  
Source : travaux de terrain, 2019.



**Figure 4.**  
 Proportion des répondants sur les catégories de services écosystémiques. Sources : travaux de terrain, 2019.

d’usage la plus forte est observée sur l’ombrage (VU = 0,90) qui est un service de régulation. En effet, les arbres d’alignement sont appréciés par la majorité des enquêtés pour leur capacité à fournir de l’ombre pour l’amélioration du climat local. Les autres valeurs d’usage les plus élevées varient entre 0,64 et 0,78 et sont observées au sein des services d’approvisionnement. Ce constat s’explique par le fait que les services d’approvisionnement sont constitués des produits alimentaires et médicinaux, puis du bois de feu et sont sollicités quotidiennement dans les usages domestiques par les riverains. En revanche, les valeurs d’usage les plus faibles varient entre 0,006 et 0,11 et sont observées au sein des services socioculturels

à deux ou plusieurs services écosystémiques. Ces services proviennent des formes d’usage des organes ou parties des plantes. La classification des formes d’usage dans les catégories de services écosystémiques est présentée dans le tableau II.

On note dans le tableau II que neuf formes d’usage sont signalées par les populations riveraines et peuvent être classées en trois catégories de services écosystémiques. Il s’agit des services d’approvisionnement, avec quatre formes d’usage dont l’alimentation, le bois énergie, la pharmacopée et l’utilisation sous forme de palissades. Ces formes d’usage proviennent de 1 à 4 organes et de 7 à 10 espèces selon le cas. Les services de régulation regroupent deux formes d’usage constituées de l’ombrage et du brise-vent contre les courants marins. C’est le houppier des arbres qui est sollicité pour assurer ce service et 17 espèces sont signalées pour fournir l’ombrage. Du point de vue services socioculturels, on dénombre trois formes d’usage dont la valeur esthétique du paysage, l’artisanat et la fabrication d’emballages alimentaires. Un à deux organes interviennent dans la fourniture de ce service et une dizaine d’espèces sont sollicitées pour améliorer la valeur esthétique du paysage. En termes d’importance, il ressort que la valeur

Les formes d’usage des organes sollicités en fonction des espèces sont détaillées dans le tableau III.

Il ressort de la lecture du tableau III que *Cocos nucifera* est le plus grand fournisseur de bienfaits aux citoyens de la ville de Grand-Popo, avec cinq formes d’utilisation (alimentation, pharmacopée, bois énergie, palissade et ombrage) quotidiennement sollicitées par les populations. De façon spécifique, l’usage alimentaire provient des arbres fruitiers tels que *Coccoloba uvifera*, *Terminalia catappa* (introduites par les campagnes de reboisement), *Cocos nucifera* (introduite à la fois par les campagnes de reboisement et les populations), *Mangifera indica*, *Eleais guineensis*, *Citrus lemon* (introduites par les populations) et *Borassus aethiopicum* (introduit par le phénomène de dissémination). L’usage médicinal ou la pharmacopée est fourni par les espèces telles que *Cocos nucifera*, *Azadirachta indica*, *Coccoloba uvifera*, *Acacia auriculiformis*, *Mangifera indica*, *Eucalyptus camaldulensis*, *Calotropis procea* et *Citrus lemon*. Quant à l’ombrage, il constitue un avantage commun que procurent la plupart des arbres en plantation, en fonction de leur taille et de la forme de leur houppier. L’exploitation du bois énergie est une opportunité provenant de l’abattage ou de l’élagage des arbres. En effet, selon la réglementation forestière

**Tableau II.**  
 Classification des formes d’utilisation en services écosystémiques et leurs valeurs d’usage.

Catégories de services écosystémiques	Formes d’usage	Nombre d’organes ou parties de la plante	Nombre d’espèces	Nombre d’utilisations	Valeur d’usage
Approvisionnement	Alimentation	1	10	10	0,79
	Bois énergie	3	8	10	0,77
	Pharmacopée	4	7	11	0,64
	Palissade	1	2	2	0,44
Régulation	Ombrage	1	17	17	0,90
	Brise-vent	1	1	1	0,01
Socioculturel	Esthétique	2	7	10	0,11
	Artisanat	1	1	1	0,01
	Emballage	1	1	1	0,006

Sources : travaux de terrain, 2019.

Tableau III.

Organes ou parties de la plante utilisés par les populations urbaines en fonction des espèces.

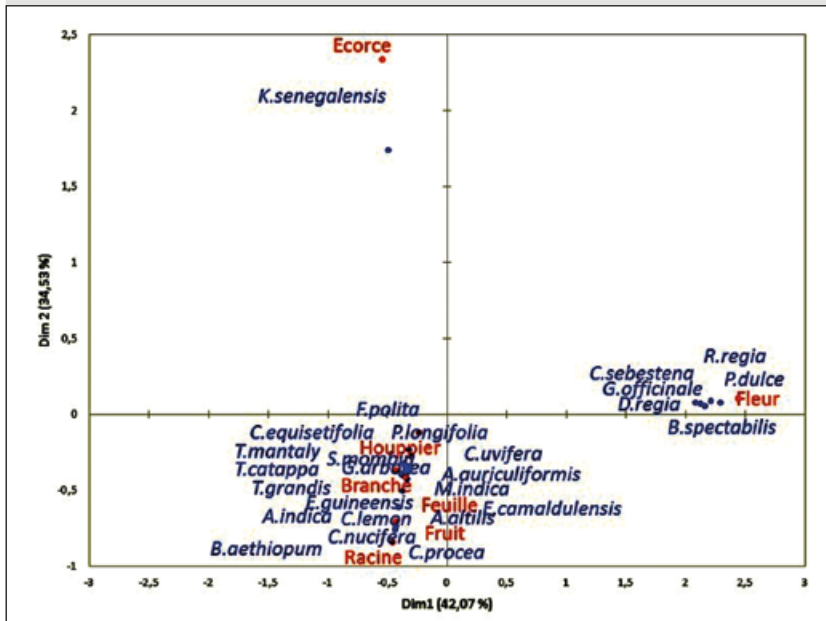
Espèces	Formes d'utilisation des organes ou parties de la plante						
	Branche et tronc	Fleur	Feuille	Fruit	Écorce	Houppier	Racine
<i>Cocos nucifera</i>	Bois énergie		Palissade	Alimentation		Ombrage	Pharmacopée
<i>Terminalia catappa</i>	Bois énergie			Alimentation		Ombrage	
<i>Azadirachta indica</i>	Bois énergie		Pharmacopée	Pharmacopée		Ombrage	
<i>Coccoloba uvifera</i>	Bois énergie		Pharmacopée	alimentation		Ombrage	
<i>Casuarina equisetifolia</i>						Brise vent	
<i>Acacia auriculiformis</i>	Bois énergie		Pharmacopée			Ombrage	
<i>Mangifera indica</i>	Bois énergie		Alimentation du bétail	Alimentation		Ombrage	
<i>Khaya senegalensis</i>	Bois énergie		Pharmacopée		Pharmacopée	Ombrage	
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	Bois énergie		Pharmacopée				
<i>Elaeis guineensis</i>	Bois énergie		Palissade	Alimentation		Ombrage	
<i>Borassus aethiopum</i>			Artisanat	Alimentation			Alimentation
<i>Bougainvillea spectabilis</i>		Esthétique				Ombrage	
<i>Cordia sebestena</i>		Esthétique	Esthétique				
<i>Guaiacum officinale</i>		Esthétique	Esthétique			Ombrage	
<i>Calotropis procea</i>			Pharmacopée				Pharmacopée
<i>Pithecellobium dulce</i>		Esthétique					
<i>Terminalia mantaly</i>	Bois énergie					Ombrage	
<i>Delonix regia</i>		Esthétique				Ombrage	
<i>Gmelina arborea</i>						Ombrage	
<i>Artocapus altilis</i>				Alimentation		Ombrage	
<i>Ficus polita</i>						Ombrage	
<i>Polyalthia longifolia</i>			Esthétique				
<i>Roystonea regia</i>		Esthétique	Esthétique				
<i>Citrus lemon</i>			Pharmacopée	Alimentation			
<i>Spondias mombin</i>						Ombrage	
<i>Tectona grandis</i>			Emballage			Ombrage	

Source : enquêtes de terrain, 2019.

en vigueur au Bénin, les formes de mutilations telles que l'abattage ou l'élagage ne sont pas autorisées directement sur le patrimoine végétal public. Mais cela s'avère parfois nécessaire pour entretenir les réseaux aériens ou enterrés, ou pour éviter les risques de chute potentielle. C'est dans ces cas que les communautés se livrent à l'exploitation du bois énergie sur les arbres d'alignement. La valeur esthétique est assurée par les espèces à fleur ou à houppier attrayant telles que *Bougainvillea spectabilis*, *Cordia sebestena*, *Guaiacum officinale*, *Delonix regia*, *Polyalthia longifolia* et *Roystonea regia*.

L'analyse quantitative des taux de réponses indique que la probabilité associée au test de  $\chi^2$  entre les organes utilisés et les espèces recensées est inférieure au seuil de significativité (p-value < 0,0001). Ce qui suggère une dépendance entre ces deux variables, qui est illustrée à travers l'analyse factorielle des correspondances (AFC) présentée sur la figure 5.

La figure 5 montre la carte factorielle des organes utilisés sur les arbres d'alignement en fonction de la diversité spécifique des rues aménagées dans la ville de Grand-Popo. Les valeurs propres extraites par les deux premiers axes factoriels sont respectivement de 42,07 % et 34,53 %, correspondant à une inertie totale de 76,60 %, ce qui permet d'exploiter les résultats pour tirer des conclusions valables. L'interprétation de cette figure permet de noter sur l'axe factoriel 1 (Dim 1) une forte contribution des fleurs comme organe utilisé par les populations. Sur l'axe factoriel 2 (Dim 2), on note une forte contribution des fruits, des feuilles, des racines, du tronc et du houppier comme organes et parties des plantes fournisseurs de biens et services aux populations en opposition à l'utilisation de l'écorce. La projection des coordonnées dans le système d'axes factoriels informe sur trois grands groupes d'usages des organes des arbres d'alignement, dont deux sont spécifiques. Parmi les groupes d'usages spécifiques, il y a l'ex-



**Figure 5.**  
Regroupement des espèces en fonction des organes  
ou parties des plantes qui procurent les services  
écosystémiques. Sources : enquêtes de terrain, 2019.

exploitation de l'écorce, majoritairement sollicitée sur *Khaya senegalensis* dans le domaine de la pharmacopée, et l'utilisation des fleurs et formes du houppier des espèces telles que *Bougainvillea spectabilis*, *Cordia sebestena*, *Guaiacum officinale*, *Delonix regia*, et *Roystonea regia* pour la valorisation de l'esthétique du paysage. Mis à part ces particularités, l'utilisation des organes est partagée entre les autres espèces pour fournir les bienfaits tels que l'ombrage, l'alimentation, le bois énergie et le brise-vent.

## Discussion

### Préférences citadines : un facteur de conditionnement de la diversité floristique le long des rues de Grand-Popo

Bien que la commune de Grand-Popo soit une ville touristique et un espace de transit, peu d'attention est portée sur sa foresterie urbaine pour rendre son paysage attractif. Cette étude a montré que les plantations d'alignement de la ville présentent une diversité floristique constituée d'espèces à majorité exotiques. Le même constat a été fait par Vroh *et al.* (2014) sur les arbres plantés le long des boulevards de la commune du Plateau en Côte d'Ivoire. Les espèces les plus représentatives le long des rues étudiées dans l'agglomération de Grand-Popo sont : *Cocos nucifera* (20 %), *Terminalia catappa* (15,74 %), *Azadiracta indica* (12,59 %) et *Coccoloba uvifera* (10 %). Ces quatre espèces regroupent 58,33 % des individus des plantations d'alignement. Du point de vue statistique, Kouadio *et al.* (2016), dans une étude sur les plantations d'alignement des communes du Plateau et de Cocody dans la ville d'Abidjan, avaient aussi observé une dominance de quatre espèces représentant 64 % des indivi-

us recensés, mais ces espèces ne sont pas toujours les mêmes que celles identifiées dans la ville de Grand-Popo. Il en est ainsi pour Kouassi *et al.* (2018) qui ont constaté une forte fréquence de cinq espèces sur une vingtaine dénombrées dans les plantations d'alignement de la ville de Daloua.

Ces constats s'expliquent par le fait que ces espèces majoritaires sont celles prisées dans les reboisements pour les fonctions d'ombrage et d'esthétique du paysage et de séquestration de carbone (Vroh *et al.*, 2014). En plus de ces fonctions, certaines espèces constituent un potentiel pour des usages domestiques par les populations de la ville de Grand-Popo. Et pour mieux exploiter ce potentiel, ces espèces sont introduites par les populations dans les alignements, dans le but d'utiliser les organes plus tard. Il en résulte une diversification liée au choix des riverains, auxquels une attention plus grande devrait être accordée. En effet, les plantations d'alignement constituent un patrimoine public géré à la fois par la municipalité et les unités forestières communales.

Ainsi, elles ne devraient pas faire l'objet de perturbations par les communautés, comme c'est le cas à Grand-Popo. Car l'usage des arbres du domaine public comme celui du privé est réglementé selon le Décret n° 96-271 du 2 juillet 1996, portant code forestier du Bénin.

Pour éviter ces formes d'utilisation illicites des arbres d'alignement à des fins privées, la mise en place des plantations communautaires constituées d'espèces préférées peut être envisagée, compte tenu de leur importance pour les communautés (Raymond et Simon, 2012). Le contexte socioculturel de l'agglomération de Grand-Popo illustre bien cette nécessité de diversification des plantations, car il montre l'influence de l'introduction d'espèces au bénéfice des populations, notamment au niveau de l'axe de rue 1 (carrefour Grand-Popo à Honssoukouè). Cette alternative est jugée utile selon Morgenroth *et al.* (2015), pour qui l'un des moyens d'assurer le bien-être des populations est l'intégration de la végétation qui prend en compte les préférences humaines. Cette pratique permet aussi d'augmenter la valeur socio-écologique du paysage, considérée comme élément indispensable au mieux-être des citoyens. Par ailleurs, la diversification spécifique en milieu urbain est un avantage contre les invasions de nuisibles, selon une étude réalisée par Raupp *et al.* (2006) dans certaines villes au nord-est des États-Unis d'Amérique. Pour permettre aux arbres d'alignement d'assurer pleinement leurs fonctions socio-écologiques, nous suggérons aux gestionnaires de la ville de Grand-Popo de créer des plantations à usage domestique pour les populations. Cette alternative permettra d'éviter une utilisation abusive des arbres d'alignement.



**Photo 2.**  
*Azadirachta indica* abattu et en récupération  
pour servir de bois énergie.  
Photo A. A. Osseni.

### Vers une considération des services écosystémiques fournis par les plantations urbaines dans la ville de Grand-Popo

La typologie des services écosystémiques selon les avantages et bienfaits que les populations tirent des arbres d'alignement de la ville de Grand-Popo, est basée sur la combinaison de différentes approches méthodologiques adoptées sur la thématique, qui ont permis d'identifier trois catégories de services écosystémiques, selon la classification fonctionnelle proposée par Kosmus *et al.* (2013). La plupart des usages attribués aux espèces identifiées en milieu urbain sont conformes aux préférences sociales des ressources végétales identifiées en milieu rural par Diop *et al.* (2011). Ces formes d'utilisation confirment que les plantations d'alignement assurent une part non négligeable des fonctions sociale, économique et environnementale, en complément aux autres formations végétales des milieux urbains (Kadir et Othman, 2012). Partant de ce constat, les arbres d'alignement peuvent servir à structurer des projets d'aménagement dans un contexte de ville durable (Balez et Reunkrilerk, 2013). En effet, le recours aux arbres urbains dans les usages quotidiens est un fait socioculturel qui est influencé par la présence et la proximité des espèces utiles, ainsi que les connaissances en ethnobotanique des popu-

lations (Dandy, 2010). Les mêmes constats sont faits par Amontcha *et al.* (2015) dans la ville d'Abomey-Calavi au Bénin. Ainsi, du point de vue des services d'approvisionnement, les usages alimentaire, médicinal et sous forme de bois énergie sont les mieux connus par les populations. Par exemple, l'utilisation des fruits comme aliment est très répandue et ancrée dans les habitudes quotidiennes aussi bien à Grand-Popo que dans d'autres villes côtières du Bénin et d'Afrique de l'Ouest (Nero *et al.*, 2018). Parmi les espèces qui fournissent le plus de services d'approvisionnement figure *Cocos nucifera*, qui est aussi bien utilisée dans les alignements que dans les plantations familiales. Il s'agit d'une espèce à la fois préférée par les populations pour ses multiples usages et adaptée au milieu. Ainsi, les campagnes de reboisement en tiennent compte, ce qui permet d'observer plusieurs générations de cette espèce dans les plantations urbaines de Grand-Popo. Pour les usages médicaux, *Khaya senegalensis* est très prisée et les observations sur le terrain ont montré que tous les individus de cette espèce ont leur tronc écorcé (photo 1).

Un autre service d'approvisionnement très sollicité dans l'agglomération de Grand-Popo est la fourniture du bois énergie, rendu disponible par les opérations d'élagage et d'abattage. Ce qui donne l'opportunité aux riverains de conditionner les branches et les troncs pour en faire du bois de feu pour la cuisson des repas (photo 2). Mais, en l'absence de contrôle, il arrive que les populations tentent d'abuser de ce service en abattant volontairement les arbres urbains. Dans ces conditions, l'utilisation du bois énergie comme service écosystémique provenant des arbres urbains constitue un problème pour la conservation de la végétation urbaine en général (Bangirinama *et al.*, 2016) et pour la viabilité des plantations d'alignement en particulier. Quant aux services de régulation, la fourniture d'ombrage est en tête et la plupart des espèces en plantation participent à ce service, fortement apprécié pour sa contribution à l'amélioration du microclimat pendant les heures de repos ou de récréation (photo 3). Cet aspect revêt un intérêt pour les citoyens qui cherchent à optimiser le confort et à minimiser l'utilisation de l'énergie dans les bâtiments (Rodriguez-Potes, 2012).

Cependant, on note dans la catégorie des services de régulation que la séquestration du carbone atmosphérique par les arbres d'alignement n'est pas citée par les populations, alors que ce service apparaît comme une évidence selon des études de Vroh *et al.* (2014), Kouassi *et al.* (2018) et Nomel *et al.* (2019). Cela pourrait s'expliquer par la méconnaissance de ce type de service ou encore par son caractère immatériel qui ne permettent pas aux communautés de l'apprécier.

Par ailleurs, l'ombrage et les branches des arbres servent également de galerie commerciale aux populations pour l'exposition des objets d'art vendus aux touristes (photos 4a et 4b), et dont la vente génère des revenus substantiels. En outre, une espèce spontanée telle que *Borassus aethiopum* est retrouvée dans les alignements de la ville du fait des phénomènes de dissémination naturelle (photo 5).





**Photo 3.**  
Repos et récréation au pied de *Coccoloba uvifera* ombragé.  
Photo A. A. Osseni.



**Photos 4.**  
a) Exposition de produits artisanaux sous un pied de *Coccoloba uvifera*. b) Alignement de *Coccoloba uvifera* et son utilisation sous forme de stands artisanaux.  
Photo A. A. Osseni.

Cette espèce dont les organes, notamment les fruits, sont utilisés dans l'alimentation et les feuilles dans l'artisanat est conservée par les populations. Ainsi, sa protection est assurée et, par conséquent, sa présence et sa multiplication représentent une opportunité de diversification spécifique des plantations, d'une part, et assurent la disponibilité des services écosystémiques, d'autre part. Bien qu'il ait été observé une certaine faune, notamment les oiseaux en migration dans la localité sur les arbres, aucun service de soutien n'a été signalé, ni déclaré par les populations. La non-reconnaissance des services de soutien peut se justifier par le niveau de connaissance des enquêtés sur les services écosystémiques et le fait que l'habitat écologique soit un service non marchand (Laille *et al.*, 2015) dont les bénéfices n'impactent pas directement les riverains.

Au final, on retiendra que les arbres urbains sont d'une importance capitale pour la ville et participent au bien-être des populations. Mais leur utilisation sans autorisation préalable, surtout en matière de prélèvement d'organes, constitue une infraction au plan réglementaire, conformément à la Loi n° 93-009 du 2 juillet 1993, portant régime des forêts en République du Bénin. Sur le plan écologique, cela constitue une contrainte à la viabilité des plantations, posant ainsi la problématique du contrôle de l'accès aux services écosystémiques (Maris, 2014).

## Conclusion

Cette recherche a permis de mettre en évidence l'importance de la diversité spécifique des plantations d'arbres le long des axes routiers aménagés dans les pratiques quotidiennes des populations de la ville de Grand-Popo. Les résultats ont permis de comprendre que les arbres d'alignement contribuent à la disponibilité des services écosystémiques, dont la variété est fonction de la diversité des espèces plantées. Les espèces dénombrées sont pour la plupart exotiques et appartiennent en majorité aux familles des Arecaceae, Meliaceae, Combretaceae et Polygonaceae. La richesse spécifique élevée observée est la conséquence de l'introduction des espèces préférées par les riverains dans les alignements pour en tirer des bénéfices et bienfaits à travers l'exploitation des organes ou parties des plantes. Ce faisant, les plantations d'alignement participent au bon fonctionnement du milieu urbain, notamment dans ses composantes environnementales et sociales. Au regard de ces considérations, l'intégration des services écosystémiques dans la planification urbaine est nécessaire pour appuyer les actions de développement durable dans la ville de Grand-Popo. Les résultats de



**Photo 5.**  
Développement spontané de *Borassus aethiopum* au bord d'une voie bitumée.  
Photo A. A. Ossenii.

cette étude constituent une banque d'informations pour les décideurs municipaux, dans la mesure où la problématique des services écosystémiques est rarement évoquée au cours des réflexions pour le choix des espèces plantées, ou avant la mise en œuvre des options d'aménagement des espaces verts dans la ville de Grand-Popo.

### Remerciements

Les auteurs remercient la Mairie et la population de la ville de Grand-Popo, notamment les agents municipaux, qui ont facilité les prises de contact et la collecte des données, et les personnes enquêtées qui se sont prêtées au jeu du questionnaire.

## Références

Akoègninou A., Van der Burg W. J., Van der Maesen L. J. G., 2006. Flore analytique du Bénin. Kerkwerve, Pays-Bas, Backhuys Publishers, 1 034 p.

Amontcha A. A. M., Loubegnon O. T., Tenté B., Djego J., Sinsin B. A., 2015. Aménagements urbains et dégradation de la phytodiversité dans la Commune d'Abomey-Calavi (Sud-Bénin). Journal of Applied Biosciences, 91 : 8519-8528. <http://dx.doi.org/10.4314/jab.v91i1.9>

Balez A., Reunkrilerk J., 2013. Écosystèmes et territoires urbains : impossible conciliation ? Développement Durable et Territoires, 4 (2) : 1-18. <https://doi.org/10.4000/developpementdurable.9853>

Bangirirama F., Nzitwanayo B., Hakizimana P., 2016. Utilisation du charbon de bois comme principale source d'énergie de la population urbaine : un sérieux problème pour la conservation du couvert forestier au Burundi. Bois et Forêts des Tropiques, 328 (2) : 45-53. <https://doi.org/10.19182/bft2016.328.a31301>

Behrens F. M. L., 2011. Selecting public street and park trees for urban environments: the role of ecological and biogeographical criteria. PhD Thesis, Lincoln University, USA, 266 p.

Beichler S. A., 2015. Exploring the link between supply and demand of cultural ecosystem services towards an integrated vulnerability assessment. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management, 11 (3): 250-263. <http://dx.doi.org/10.1080/21513732.2015.1059891>

Calaza P., Cariñanos P., Escobedo F. J., Schwab J., Tovar G., 2018. Bâtir une infrastructure verte et des paysages urbains. Unasylva, 69 : 11-21. <http://www.fao.org/3/l8707FR/l8707fr.pdf>

Daily G., 1992. Nature's services: societal dependence on natural ecosystems. Washington, DC, USA, Island Press, 392 p.

Dandy N., 2010. Climate change and street trees project. The social and cultural values, and governance, of street trees. Social Research Report. Research Agency of the Forestry Commission, UK, 39 p.

Décret n° 96-271 du 2 juillet 1996 portant code forestier béninois, 1996. Bénin, Décret d'application du régime forestier. Droit-Afrique.com, 12 p. <http://www.droit-afrique.com/upload/doc/benin/Benin-Decret-1996-271-application-regime-forestier.pdf>

Diop M., Sambou B., Goudiaby A., Guiro I., Niang-Diop F., 2011. Ressources végétales et préférences sociales en milieu rural sénégalais. Bois et Forêts des Tropiques, 310 (4) : 57-68. <https://doi.org/10.19182/bft2011.310.a20459>

Fisher B., Turner K., Zylstra M., Brouwer R., De Groot R., Farber S., et al., 2008. Ecosystem services and economic theory: Integration for policy-relevant research. Ecological Applications, 18 (8): 2050-2067. <https://doi.org/10.1890/07-1537.1>

Gómez-Baggethun E., de Groot R., Lomas P. L., Montes C., 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. Ecological Economics, 69: 1209-1218. <http://doi:10.1016/j.ecolecon.2009.11.007>

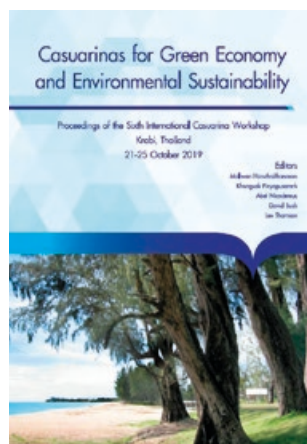
Heubes J., 2012. Modelling the impact of future climate and land use change on vegetation patterns, plant diversity and provisioning ecosystem services in West Africa. PhD Thesis, Johann Wolfgang Goethe Universität, Germany, 109 p.

Houéhanou D. T., Assogbadjo A. E., Chadare F. J., Zanzo S., Sinsin B., 2016. Approches méthodologiques synthétisées des études d'ethnobotanique quantitative en milieu tropical. Annales des Sciences Agronomiques, 20 : 187-205.

INSAE, 2016. Cahier des villages et quartiers de ville du département du Mono. RGPH 4, 31 p.

Kadir M. A. A., Othman N., 2012. Towards a better tomorrow: Street trees and their values in urban areas. Procedia - Social and Behavioral Sciences, 35: 267-274. <http://dx.doi.org/10.1016/j.sbspro.2012.02.088>

Kosmus M., Renner I., Ullrich S., 2013. Intégration des services écosystémiques dans la planification du développement : Une approche graduelle destinée aux praticiens et basée sur l'approche TEEB. Bonn, Allemagne, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ), 94 p.



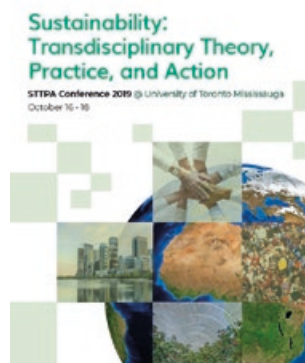
HARUTHAITHANASAN M., PINYOPUSARERK K., NICODEMUS A., BUSH D., THOMSON L. (EDS), 2019. **CASUARINAS FOR GREEN ECONOMY AND ENVIRONMENTAL SUSTAINABILITY**. KRABI, THAILAND, 21-25 OCTOBER 2019. THAILAND, KASSETSART UNIVERSITY, IUFRO, 319 P.

Extensive plantings of casuarinas have been developed throughout the tropics, including highlands, humid and semi-arid zones, by smallholders and Governments and increasingly by private forestry corporations. The continued successful development of casuarina forests and agroforests is dependent on research and development to provide improved and diverse germplasm, including for improved agroforestry systems, integrated pest and disease management, understanding of their tolerance to physiological stresses and climate change, and their wood properties including for pulpwood, in biorefineries and as biofuels. International meetings of casuarina scientists are vital to develop a strong network of researchers in order to share ideas, information, germplasm and new technologies. Previous and highly successful international casuarina meetings have been held in Canberra, Australia in 1981; Cairo, Egypt in 1990; Danang, Vietnam in 1996; Hainan, China in 2010 and Chennai, India in 2014. These proceedings report on the sixth international casuarina workshop held at Krabi, Thailand during 21-25 October 2019. In line with the theme of the Workshop, 'Casuarinas for green economy and environmental sustainability' the papers and discussions during the meeting were focused on assessing the impact of casuarina planting in meeting the industrial biomass raw material demand and improving edaphic and climatic conditions. In particular the additional benefits derived due to the research and development work carried out so far and increasing the accessibility of such new findings to all those involved in casuarina planting were reviewed. The workshop was supported by Kasetsart University and the International Union of Forest Research Organizations (IUFRO), with crucial organizational support provided by the Kasetsart Agricultural and Agro-Industrial Product Improvement Institute (KAPI). Key international partners were the CSIRO (Australia) and IRD (France), and key national partners in Thailand were the Department of Marine and Coastal Resources, Royal Forest Department, and Forest Industry Organization. Regional and international collaborations were proposed to share the expertise and germplasm from countries that have already made substantial genetic and economic gains through long-term research programmes with those that are beginning or in early stages of improving the species. Strategies for conservation of available genetic resources in the natural range and broadening of the genetic base and overcoming the biotic and climate change induced threats in the cultivated stands were proposed for long term securing of casuarina utilization.

*Adapted from the publisher's summary.*

Internet access:

<https://www.iufro.org/fileadmin/material/publications/proceedings-archiv/20802-t30-bangkok19.pdf>



ALDAZ D., KANT S. (EDS), ET AL., 2019. **SUSTAINABILITY: TRANSDISCIPLINARY THEORY, PRACTICE, AND ACTION (STTPA CONFERENCE 2019)**. TORONTO, CANADA, 16-18 OCTOBER 2019. UNIVERSITY OF TORONTO MISSISSAUGA, IUFRO, 282 P.

Sustainability rests on the principle that the biosphere is the foundation for all human activities, and our wellbeing depends on the health of our shared ecosystems. The path towards sustainability is possible only through a culture of sustainability that promotes the wellbeing of all generations, maintains healthy ecosystems, and fosters regenerative relations between natural, social, and technological systems. Nurturing a culture of sustainability requires acknowledging that mankind's long-term plunder of natural and environmental resources has brought us to this point, and that we must develop new strategies in theory, practice, and action for engendering our wellbeing and shared ecosystems. Such an ambitious agenda can only be achieved through critical, holistic, and integrative thinking that draws upon – but also moves across – the insights and knowledge produced through traditional academic disciplines (such as natural sciences, social sciences, humanities, management, and engineering), transdisciplinary and emerging academic fields, and areas of specialization as well as through practices and actions. This inaugural STTPA conference, in collaboration with all who are committed to sustainability, seeks to bring together academics and students across all disciplines, Aboriginal leaders and scholars, business executives, civil society, policymakers, sustainability professionals and other sustainability lovers to explore innovative forms of theory, practice, and action that can help craft a path towards sustainability. As a path towards sustainability requires mutual respect and learning from each other, the organizing committee planned to organize three days of innovative, interactive, and unique program designed to create a community of engaged conference participants. The conference program includes plenary sessions, panel discussions, integrated (theory, practice, and action) sessions, concurrent sessions, workshops, poster (research and practice) presentations, exhibits and other formats of communication enabling all stakeholders to learn and contribute meaningfully to the path towards sustainability.

*Adapted from the publisher's summary.*

Internet access:

[https://www.iufro.org/fileadmin/material/publications/proceedings-archiv/90400-STTPA\\_Booklet\\_Oct8\\_2.pdf](https://www.iufro.org/fileadmin/material/publications/proceedings-archiv/90400-STTPA_Booklet_Oct8_2.pdf)

Kouadio Y. J. C., Vroh B. T. A., Goné Bi Z. B., Adou Yao C. Y., N'guessan K. E., 2016. Évaluation de la diversité et estimation de la biomasse des arbres d'alignement des communes du Plateau et de Cocody (Abidjan - Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*, 97 : 9141-9151. <http://dx.doi.org/10.4314/jab.v97i1.1>

Kouassi J. K., Kouassi H. K., Kouassi H. R., 2018. Évaluation de la diversité floristique et estimation du taux de séquestration de carbone des arbres en alignement de voies de la commune de Daloa (Côte d'Ivoire), *International Journal of Biological and Chemical Science*, 12 (4) : 1876-1886. <http://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v12i4.28>

Laille P., Provendier D., Colson F., 2015. Effets du végétal sur le cadre de vie et la santé humaine. *Innovations Agronomiques*, 45 : 47-60.

Livesley S. J., McPherson E. G., Calafapietra C., 2016. The Urban Forest and Ecosystem Services: Impacts on Urban Water, Heat, and Pollution Cycles at the Tree, Street, and City Scale. *Journal of Environmental Quality*, 45 (1) : 119-124. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.11.0567>

Loi n° 93-009 du 2 juillet 1993 portant régime des forêts, 1993. Bénin, Régime forestier. *Droit-Afrique*, 12 p. <http://www.droit-afrique.com/upload/doc/benin/Benin-Loi-1993-09-regime-des-forets.pdf>

Lougbégnon T. O., 2013. Évaluation de la diversité des essences forestières urbaines de la ville de Porto-Novo et leurs utilisations par les populations locales. *Revue de Géographie du Laboratoire Leïdi*, 11 : 326-341. <https://docplayer.fr/58324465-Evaluation-de-la-diversite-des-essences-forestieres-urbaines-de-la-ville-de-porto-novo-et-leurs-utilisations-par-les-populations-locales.html>

Mairie – Grand-Popo, 2019. Plan de développement communal de Grand-Popo 2019-2023. Mairie de Grand-Popo, 254 p.

Maris V., 2014. *Nature à vendre : Les limites des services écosystémiques pour protéger la biodiversité*. Versailles, France, Éditions Quæ, 96 p.

McHale M. R., McPherson E. G., Burke I. C., 2007. The potential of urban tree plantings to be cost effective in carbon credit markets. *Urban Forestry & Urban Greening*, 6 (1): 49-60. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2007.01.001>

MEA (Millennium Ecosystem Assessment), 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, DC, USA, Island Press, 266 p. <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>

Morgenroth J., Ostberg J., Konijnendijk C., Nielsen A. B., Hauer R., Sjomann H., *et al.*, 2015. Urban tree diversity: Taking stock and looking ahead. *Urban Forestry & Urban Greening*, 15: 1-5. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2015.11.003>

Nero B F., Nana A. K. R., Fatunbi O., 2018. Tree Species Diversity and Socioeconomic Perspectives of the Urban (Food) Forest of Accra, Ghana. *Sustainability*, 10 : 3417-3436. <https://doi.org/10.3390/su10103417>

Niemelä J., Saarela S.-R., Söderman T., Kopperoinen L. Yli-Pelkonen V., Vare S., *et al.*, 2010. Using the ecosystem services approach for better planning and conservation of urban green spaces: A Finland case study. *Biodiversity Conservation*, 19: 3225-3243. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9888-8>

Nomel G. J. R., Kouassi R. H., Augustin A. S., N'guessan K. E., 2019. Diversité et stock de carbone des arbres d'alignement : cas d'Assabou et Dioulakro de la ville de Yamoussoukro (Centre de la Côte d'Ivoire). *Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology*, 13 (4) : 84-89. <http://iosrjournals.org/iosr-jestft/papers/Vol13-%20Issue%204/Series-1/K1304018489.pdf>

Ong H. G., Kim Y. D., 2014. Quantitative ethnobotanical study of the medicinal plants used by the Ati Negrito indigenous group in Guimaras island, Philippines. *Journal of Ethnopharmacology*, 157: 228-242. <https://doi.org/10.1016/j.jep.2014.09.015>

Pardo C., 2005. Du rural à l'urbain : Intégrations, usages et gestions de l'arbre dans les paysages de la méditerranée nord-occidentale. Thèse de doctorat de géographie, Université Paul Valéry - Montpellier III, France, 614 p. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00370852>

Raupp M. J., Cumming A. B., Raupp E. C., 2006. Street tree diversity in Eastern North America and its potential for tree loss to exotic borers. *Arboriculture & Urban Forestry*, 32 (6): 297-304. <https://naldc.nal.usda.gov/download/27863/PDF>

Raymond R., Simon L., 2012. Biodiversité : les services écosystémiques et la nature en ville. *Revue Forestière Française*, 3 : 339-350. <https://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-01592204>

Rodriguez-Potes L. M., Hanrot S., Dabat M. A., Izard J. L., 2012. Variation des paramètres de plantation des arbres d'alignement dans un milieu urbain et son influence sur la température de l'air : cas d'Aix-en-Provence, France. In : Thibaud J.-P., Siret D. (éds). *Ambiances in action / Ambiances en acte(s)*. Actes du 2<sup>nd</sup> Congrès international sur les Ambiances (Montréal, Canada, 19-22 septembre 2012). Grenoble, France, Réseau international Ambiances, 261-266.

Vroh B. T. A., Tiébré M. S., N'guessan K. E., 2014. Diversité végétale urbaine et estimation du stock de carbone : cas de la commune du Plateau, Abidjan, Côte d'Ivoire. *Afrique Science*, 10 (3) : 329-340. <https://www.ajol.info/index.php/afsci/article/download/109751/99499>

**Osseni *et al.* – Contribution des auteurs**

Rôle du contributeur	Noms des auteurs
Conceptualisation	A. B. H. Tente
Gestion des données	A. A. Osseni
Analyse formelle	A. A. Osseni
Acquisition du financement	A. A. Osseni, G. F. Gbesso, K. M. Nassi
Enquête et investigation	A. A. Osseni, G. F. Gbesso, K. M. Nassi
Méthodologie	A. A. Osseni, G. F. Gbesso, K. M. Nassi
Gestion de projet	A. B. H. Tente
Ressources	A. A. Osseni
Logiciels	A. H. B. Tente
Supervision	A. A. Osseni, G. F. Gbesso, K. M. Nassi
Validation	A. A. Osseni, G. F. Gbesso, K. M. Nassi
Visualisation	A. A. Osseni
Écriture – Préparation de l'ébauche originale	A. A. Osseni, G. F. Gbesso, K. M. Nassi

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

RÉSUMÉ DE THÈSE /  
ACADEMIC THESIS ABSTRACT / RESUMEN DE TESIS ACADÉMICAVers une meilleure estimation  
des stocks de carbone dans les forêts  
exploitées à Diptérocarpées  
de Bornéo

Andes Hamuraby ROZAK

## RÉSUMÉ

Les forêts tropicales constituent le principal réservoir de biodiversité et de carbone (C), jouant un rôle central dans le cycle du carbone, le maintien de la biodiversité, la régulation du climat et l'équilibre fonctionnel général de la biosphère. Cependant, la plupart des forêts tropicales, en particulier les forêts de Bornéo en Asie du Sud-Est, subissent une pression intense et sont menacées par des activités anthropiques telles que l'exploitation forestière, l'industrie minière, l'agriculture et la conversion en plantations industrielles. L'exploitation sélective réduit la biomasse aérienne et souterraine par l'élimination de quelques grands arbres, et augmente les stocks de bois mort par des dommages collatéraux et créant des trouées dans la canopée. L'importance des dégâts, de l'ouverture de la canopée et de la rapidité du rétablissement du C s'est avérée principalement liée à l'intensité de l'exploitation forestière. La présente thèse se concentre principalement sur l'évaluation de l'effet à long terme de l'intensité de l'exploitation forestière sur les cinq principaux réservoirs de C dans une forêt à Diptérocarpées de Nord-Bornéo (district de Malinau, Kalimantan Nord) le long d'un gradient d'intensité d'exploitation allant de 0 à 57 % de la biomasse initiale perdue en 1999/2000. Nos résultats ont montré que les stocks totaux de C, 16 ans après l'exploitation, variaient de 218 à 554 Mg C/ha avec une moyenne de 314 Mg C/ha. Une différence de 95 Mg C/ha a été observée entre une faible intensité d'exploitation forestière (< 2,1 % de la biomasse initiale perdue) et une intensité d'exploitation élevée (> 19 %). La plus grande partie du C (environ 77 %) était présente dans les arbres vivants, suivie par les stocks du sol (15 %), les stocks de bois mort (6 %) et une fraction mineure des stocks de litière (1 %). L'empreinte de l'intensité de l'exploitation forestière était encore détectable 16 ans après l'exploitation. L'intensité de l'exploitation forestière s'est donc avérée être le principal facteur expliquant la réduction de l'AGC<sub>20</sub>, de la BGC<sub>20</sub>, des stocks de bois mort et de C total et l'augmentation du bois mort. Nos résultats quantifient l'effet à long terme de l'exploitation forestière sur les stocks de C forestier, en particulier sur les AGC et les bois morts. L'intensité élevée de l'exploitation forestière (réduction de 50 % de la biomasse initiale) a réduit les stocks totaux de C de 27 %. La récupération de l'AGC était plus faible dans les parcelles d'intensité d'exploitation forestière élevée, ce qui suggère une résilience plus faible de la forêt à l'exploitation forestière. Par conséquent, une intensité d'exploitation forestière inférieure à 20 % devrait être envisagée afin de limiter l'effet à long terme sur les AGC et le bois mort.

**Mots-clés :** biomasse aérienne, biomasse souterraine, bois morts, forêt à Diptérocarpées, litière, forêts tropicales exploitées, carbone organique du sol, Bornéo.

Towards better estimates of carbon stocks  
in Borneo's logged-over Dipterocarp forests

## ABSTRACT

Tropical forests are a major reservoir of biodiversity and carbon (C), playing a pivotal role in global ecosystem function and climate regulation. However, most tropical forests, especially Borneo's forests in Southeast Asia, are under intense pressure and threatened by human activities such as logging, mining, agriculture and conversion to industrial plantations. Selective logging is known to reduce both above- and below-ground biomass by removing selected large trees, while increasing deadwood stocks through collateral logging damage and creating large gaps in the canopy. The extent of incidental damage, canopy opening and the rate of C recovery were shown to be primarily related to logging intensity. This thesis assesses the long-term effects of logging intensity on five main C pools in Dipterocarp forests in northern Borneo (Malinau District, North Kalimantan) along a logging intensity gradient ranging from 0 to 57% of initial biomass removed in 1999/2000. Our results showed that total C stocks 16 years after logging ranged from 218-554 Mg C/ha with an average of 314 Mg C/ha. A difference of 95 Mg C/ha was found between low logging intensity (< 2.1% of initial biomass lost) and high logging intensity (> 19%). Most C (approx. 77%) was found in living trees, followed by soil (15%), deadwood (6%) and a small fraction in litter (1%). The imprint of logging intensity was still detectable 16 years after logging. Logging intensity was thus shown to be the main driver explaining the reduction of AGC<sub>20</sub>, BGC<sub>20</sub>, in deadwood and total C stocks and an increase in deadwood. Our results quantify the long-term effects of logging on forest C stocks, especially in AGC and deadwood. High logging intensity (50% reduction of initial biomass) reduced total C stocks by 27%. AGC recovery was lower in high logging intensity plots, suggesting lowered forest resilience to logging. Our study showed that keeping logging intensity below 20% of the initial biomass can limit the long-term effects of logging on AGC and deadwood stocks.

**Keywords:** Above-ground biomass, below-ground biomass, deadwood, Dipterocarp forests, litter, tropical logged forests, soil organic carbon, Borneo.

Hacia mejores estimaciones de las reservas  
de carbono en los bosques de dipterocarpos  
de Borneo explotados

## RESUMEN

Los bosques tropicales son una importante reserva de biodiversidad y carbono (C), desempeñando un papel fundamental en la función de los ecosistemas mundiales y la regulación del clima. Sin embargo, la mayoría de los bosques tropicales, especialmente los bosques de Borneo en el sudeste asiático, están bajo una intensa presión y están amenazados por actividades antropogénicas como la tala, la industria minera, la agricultura y la conversión a plantaciones industriales. Se sabe que la tala selectiva reduce la biomasa por encima y por debajo del suelo mediante la eliminación de algunos árboles grandes, al tiempo que aumenta las reservas de madera muerta a través de daños colaterales y crear grandes huecos en el dosel forestal. Se ha demostrado que la magnitud de los daños incidentales, la apertura del dosel y la velocidad de recuperación de C, están relacionados principalmente con la intensidad de la tala. El objetivo de la presente tesis es evaluar el efecto a largo plazo de la intensidad de la tala en cinco repositorios principales de C en un bosque de Dipterocarpo del norte de Borneo (Distrito de Malinau, Kalimantan del Norte) a lo largo de un gradiente de intensidad de tala (del 0 al 57% de biomasa inicial extraída) talado en 1999/2000. Nuestros resultados muestran que la cantidad total de C 16 años después de la tala oscila entre 218-554 Mg C/ha, con 314 Mg C/ha de promedio. Se encontró una diferencia de 95 Mg C/ha entre la intensidad de tala baja (< 2,1 % de la pérdida de biomasa inicial) y la intensidad de tala alta (> 19 %). La mayor parte de C (aprox. 77 %) se encontró en árboles vivos, seguida de suelo (15 %), madera muerta (6 %) y una fracción mínima en la hojarasca (1 %). La huella de la intensidad del registro aún era detectable 16 años después del registro. Se demostró así que la intensidad de la tala era el principal factor que explicaba la reducción de AGC<sub>20</sub>, BGC<sub>20</sub>, de la madera muerta y del total de C y el aumento de la madera muerta. Nuestros resultados cuantifican el efecto a largo plazo de la tala en los repositorios forestales de C, especialmente en AGC y madera muerta. La alta intensidad de tala (reducción del 50 % de la biomasa inicial) redujo la cantidad total de C en un 27 %. La recuperación de AGC fue menor en las parcelas de alta intensidad de tala, lo que sugiere una menor resistencia de los bosques a la tala. Nuestro estudio demuestra que mantener la intensidad de tala por debajo del 20 % de la biomasa inicial limita el efecto a largo plazo de la tala en AGC y cantidad de madera muerta.

**Palabras clave:** biomasa por encima del suelo, biomasa por debajo del suelo, madera muerta, bosques de dipterocarpo, hojarasca, bosques tropicales talados, carbono orgánico del suelo, Borneo.

Doi : [10.19182/bft2020.345.a31940](https://doi.org/10.19182/bft2020.345.a31940)

Droit d'auteur © 2020, Bois et Forêts des Tropiques © Cirad

Date de publication : 1<sup>er</sup> novembre 2020

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

**Photo 1.**

A typical commercial tree species of Dipterocarps in Bornean lowland forests. The species can reach 2 m in diameter at breast height (DBH) or above the buttress, 100 m in height, and 40 m of crown diameter. Photo by A. H. Rozak (Berau, 2015).

**Photo 1.**

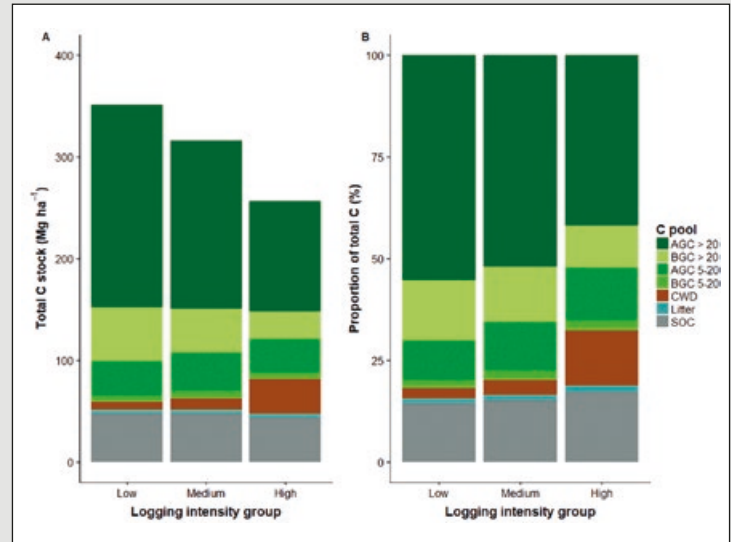
Une espèce d'arbre commerciale typique de diptérocarpes dans les forêts des basses terres de Bornéo. L'espèce peut atteindre 2 m de diamètre de hauteur de poitrine (DBH) ou au-dessus du contrefort, 100 m de hauteur, et 40 m de diamètre de houppier.

Photo par A. H. Rozak (Berau, 2015).

**Foto 1.**

Una especie arbórea comercial típica de diptérocarpos en los bosques de las tierras bajas de Borneo. La especie puede alcanzar los 2 m de diámetro de la altura del pecho (DBH) o por encima del contrafuerte, 100 m de altura y 40 m de diámetro de copa.

Foto de A.H. Rozak (Berau, 2015).

**Figure 1.**

Stocks of C totaux (A) et leur proportion (B) pour chaque réservoir de C dans différents groupes d'intensité d'exploitation 16 ans après exploitation. L'intensité d'exploitation forestière a été regroupée en 3 classes correspondant respectivement aux 0-33<sup>e</sup> (0-2,1%), 34-66<sup>e</sup> (2,1-19%) et 67-100<sup>e</sup> (19-57%) percentiles de la distribution d'intensité d'exploitation forestière. Les stocks et les proportions de AGC<sub>>20</sub>, BGC<sub>>20</sub>, AGC<sub>5-20</sub>, BGC<sub>5-20</sub>, de bois mort et de litière ont été établis à partir de la moyenne de 28 sous-parcelles, alors que le SOC a été établi à partir de 15 sous-parcelles. Les barres d'erreur indiquent un écart-type de la moyenne.

**Figure 1.**

Total C stocks (A) and their proportion (B) for each pool in different logging intensity groups 16 years after logging. Logging intensity was grouped into 3 classes corresponding to 0-33<sup>rd</sup> (0-2.1%), 34-66<sup>th</sup> (2.1-19%), and 67-100<sup>th</sup> (19-57%) percentiles of the logging intensity distribution, respectively. The stocks and proportions of AGC<sub>>20</sub>, BGC<sub>>20</sub>, AGC<sub>5-20</sub>, BGC<sub>5-20</sub>, deadwood, and litter were averaged from 28 subplots, and SOC from 15 subplots. Error bars indicate one standard error of the mean.

**Figura 1**

Cantidad total de C (A) y su proporción (B) para cada repositorio en diferentes grupos de intensidad de tala 16 años después de la tala. La intensidad de tala se agrupó en 3 clases correspondientes a los percentiles 0-33 (0-2.1%), 34-66 (2.1-19%) y 67-100 (19-57%) de la distribución de intensidad de tala, respectivamente. La cantidad y proporciones de AGC<sub>>20</sub>, BGC<sub>>20</sub>, AGC<sub>5-20</sub>, BGC<sub>5-20</sub>, madera muerta y hojarasca se promediaron para 28 subparcelas, y SOC para 15 subparcelas. Las barras de error indican el error estándar de la media.

**Publication :**

Rozak A. H., Rutishauser E., Raulund-Rasmussen K., Sist P., 2018. The imprint of logging on tropical forest carbon stocks: A Bornean case-study. *Forest Ecology Management*, 417: 154-166. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.03.007>

**Grade et diplôme :** Docteur en Écologie et Biodiversité

**Université :** AgroParisTech (France) et Université de Copenhague (Danemark)

**Date de soutenance :** 29 novembre 2018

**Direction :** Plinio SIST (Directeur de thèse, CIRAD, AgroParisTech) et Karsten RAULUND-RASMUSSEN (Co-directeur de thèse, Université de Copenhague)

**Composition du jury**

**Président :** Alexia STOKES (Directeur de Recherche, INRA, France)

**Rapporteurs :** Michelle Amy PINARD (Professeur, Université d'Aberdeen, Royaume-Uni), Yves LAUMONIER (Chercheur, CIFOR, Indonésie)

**Examineurs :** Markku KANNINEN (Professeur, Université de Helsinki, Finlande), Thomas NORD-LARSEN (Professeur Associé, Université de Copenhague, Danemark)

**Langue de rédaction :** Anglais

**Access au manuscrit :** <http://agritrop.cirad.fr/591115/>

**Contact :**

CIRAD, UR Forêts et Sociétés, TA C-105 Campus International de Baillarguet, 34398 Montpellier Cedex 5, France  
Research Center for Plant Conservation and Botanic Gardens, Indonesian Institute of Sciences (LIPI), Cibodas Botanic Gardens, Jl. Kebun Raya Cibodas, Cipanas, Cianjur, West Java 43253, Indonesia  
**E-mail :** [andes.hamuraby.rozak@lipi.go.id](mailto:andes.hamuraby.rozak@lipi.go.id)

RÉSUMÉ DE THÈSE /  
ACADEMIC THESIS ABSTRACT / RESUMEN DE TESIS ACADÉMICAContrôle du processus décisionnel  
au sein de huit grandes entreprises  
productrices d'huile de palme  
en Malaisie

Norfaryanti KAMARUDDIN

## RÉSUMÉ

Les mosaïques agricoles et forestières du Sud-Est asiatique ont été largement façonnées par l'emprise progressive de plantations industrielles depuis l'ère coloniale jusqu'à nos jours, contexte qui suscite de nombreuses controverses quant à la déforestation et la compatibilité environnementale des plantations de palmiers à huile. Les entreprises de production industrielle d'huile de palme ont opéré de nombreux changements d'utilisation des sols, tout en diversifiant leurs activités pour devenir des géants industriels dans des secteurs allant de la construction automobile aux services bancaires en passant par les télécommunications. Les solutions proposées actuellement en vue de freiner la déforestation pour des plantations de palmiers à huile sont des instruments de marché sectoriels tels que des interdictions ou réglementations commerciales ou encore des certifications, censées influencer les décisions économiques des entreprises privées. Cependant, les grandes entreprises productrices d'huile de palme sont à tel point diversifiées et ancrées dans les économies des pays concernés que bien d'autres facteurs peuvent influencer leurs prises de décision. Des études menées depuis Porter et La Porta suggèrent que la structure du réseau financier des actionnaires pourrait avoir plus d'influence sur les décisions d'entreprise que le marché lui-même, autrement dit, que la nature de l'actionnariat (public ou privé) serait le vrai moteur du processus décisionnel de ces entreprises. Cette thèse se penche sur les manières dont ces moteurs structurels entrent en jeu au sein des grandes entreprises productrices d'huile de palme. À l'aide d'analyses de réseau, nous avons quantifié et analysé l'actionnariat des principales entreprises du secteur de l'huile de palme en Malaisie, en recueillant des données sur 4 331 participations à dix niveaux. L'étude décrit les topologies financières pour les confronter à la nature de l'actionnariat et aux processus décisionnels mesurables, tels que le contrôle structurel et la charge de décision. Nos résultats montrent que la prise de décision n'est pas influencée par la nature de l'actionnariat mais qu'elle est très conditionnée par la structure financière des entreprises. Ils montrent également que la charge de décision et le contrôle structurel semblent annoncer une flexibilité structurelle inhérente à ces entreprises. Les implications de ces constats pourraient contribuer à repenser la gouvernance politique de la déforestation et ouvrir un nouveau champ de recherche axé sur la description et l'analyse de la structuration financière profonde qui régit le comportement des entreprises. En premier lieu, la compréhension des forces financières qui façonnent ces entreprises est indispensable pour assurer la viabilité des forêts et du secteur de l'huile de palme. Ensuite, il est désormais possible d'identifier et de prioriser les entreprises les plus résilientes dans une optique de développement de pratiques durables à long terme.

**Mots-clés :** finance, déforestation, palmiers à huile, structure de l'actionnariat, analyse de réseaux, processus décisionnel des entreprises, contrôle de l'entreprise, Malaisie.

Control over decision-making in eight major oil  
palm plantation companies in Malaysia

## ABSTRACT

Southeast Asia's mosaics of agricultural and tropical forest landscapes have been significantly shaped by the advance of industrial plantations from colonial times to the present. Controversies over deforestation and oil palm sustainability have emerged in this context. Significant land use changes have been made by industrial plantation companies, which have diversified their activities to sectors ranging from automobiles to banking and telecoms to become corporate giants. The solutions proposed today to curb deforestation for oil palm plantations consist of sectoral market tools such as trade bans, regulations or certification schemes that are supposed to influence the economic decisions of private companies. However, oil palm corporations are so diversified and deeply embedded in national economies that many other factors could influence their corporate decision-making. Studies since Porter and La Porta suggest that the structure of the financial network of company shareholders may have more influence on corporate decisions than the market itself, in other words that the nature of company ownership (government versus private sector) is the essential driver in corporate decision-making. This thesis explores how these structural drivers play out in major oil palm corporations. Using network analysis, we quantified and analysed shareholdings in the main oil palm corporations in Malaysia. We gathered data on 4,331 shareholdings at ten different levels. The study describes the financial topologies and compares them with the nature of company ownership and with measurable decision-making processes, such as structural control and decision loads. We found that decision-making was not influenced by the nature of ownership but was very much influenced by the financial structure of the corporations. We also found that decision loads and structural control seem to predict a structural flexibility which is intrinsic to these corporations. The implications of these findings could help to rethink the political governance of deforestation and open up a new field of research concerned with describing and analysing the deep financial structures that govern the behaviour of corporations. Firstly, understanding the financial forces that shape plantation companies is critical to oil palm and forest sustainability. Secondly, we can now identify and prioritize the most resilient corporations with a view to developing sustainable practices for the long term.

**Keywords:** finance, deforestation, oil palm, ownership structure, network analysis, corporate decision making, corporate control, Malaysia.

Control de la toma de decisiones en el seno  
de ocho grandes empresas productoras de aceite  
de palma en Malasia

## RESUMEN

Los mosaicos de paisajes agrícolas y forestales tropicales del sudeste asiático se han modificado significativamente mediante el avance de las plantaciones industriales desde las épocas coloniales hasta la actualidad. En este contexto se han generado controversias sobre la deforestación y la sostenibilidad de la palma para producción de aceite. Las empresas de plantación han introducido cambios significativos en el uso del suelo. Estas empresas han diversificado sus actividades hacia sectores que van desde la automoción hasta la banca y las telecomunicaciones para convertirse en gigantes corporativos. Las soluciones propuestas actualmente para frenar la deforestación para plantaciones de palma consisten en herramientas sectoriales como las prohibiciones comerciales, regulaciones o esquemas de certificación que se supone que influirán en las decisiones económicas de las empresas privadas. Sin embargo, las corporaciones del aceite de palma están tan diversificadas y profundamente encajadas en las economías nacionales que muchos otros factores podrían influir en sus tomas de decisiones corporativas. Estudios como los de Porter y La Porta sugieren que la estructura de la red financiera de los accionistas de las compañías podría influir más en las decisiones corporativas que el propio mercado, en otras palabras, que el tipo de propiedad de la compañía (pública o privada) sería el motor esencial en la toma de decisiones de la corporación. Esta tesis explora como estos motores estructurales participan en las principales corporaciones de aceite de palma. Mediante análisis de redes, hemos cuantificado y analizado el accionariado de las principales corporaciones de aceite de palma de Malasia. Hemos recopilado datos de 4,331 accionistas de empresas en diez niveles diferentes. Esta tesis describe las topologías financieras y las compara con el tipo de accionistas y con procesos de toma de decisión medibles, como el control estructural y las responsabilidades en la toma de decisiones. Hemos observado que la propiedad de las acciones no influye en la toma de decisiones, mientras que la estructura económica de las corporaciones influye mucho más. También hemos visto que las responsabilidades en la toma de decisiones y el control estructural parecen predecir una flexibilidad estructural intrínseca a estas empresas. Estos descubrimientos podrían ayudar a rediseñar la gobernanza política de la deforestación y abrir un nuevo campo de investigación relacionado con la descripción y el análisis de las estructuras financieras que gobiernan el comportamiento de las corporaciones. En primer lugar, comprender las fuerzas financieras que conforman las empresas de plantación es crucial para la sostenibilidad del aceite de palma y del bosque. En segundo lugar, ahora podemos identificar y priorizar las corporaciones más resilientes en vistas a desarrollar prácticas sostenibles a largo plazo.

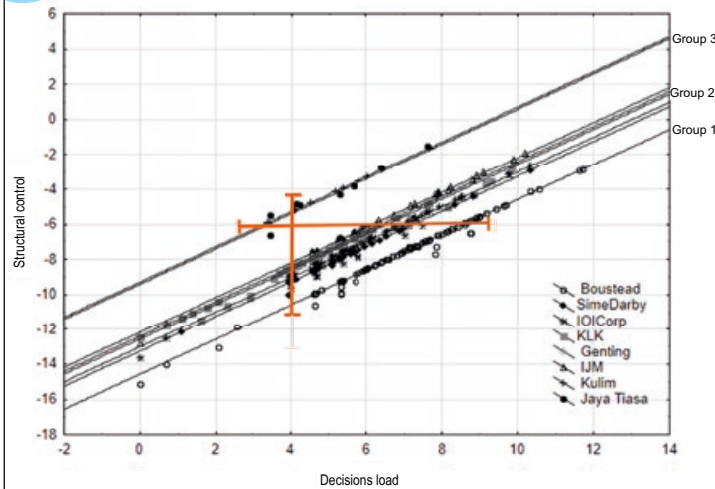
**Palabras clave:** finanzas, deforestación, palma, estructura del accionariado, análisis de red, toma de decisiones corporativa, control corporativo, Malasia.

Doi : [10.19182/bft2020.345.a31901](https://doi.org/10.19182/bft2020.345.a31901)

Droit d'auteur © 2020, Bois et Forêts des Tropiques © Cirad

Date de publication : 1<sup>er</sup> novembre 2020

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



**Figure 1.**

Contrôle des processus décisionnels au sein des grandes entreprises productrices d'huile de palme, mesuré en termes de contrôle structurel et charge de décision.

Malgré un certain chevauchement des mesures relatives à toutes les filiales, les grandes entreprises elles-mêmes se rangent clairement en trois groupes parallèles. Boustead se trouve dans le Groupe 1, Sime Darby, KLK, IOI Corp, IJM Plantations et Genting Plantations dans le Groupe 2, Jaya Tiasa et Kulim dans le Groupe 3. Les distances entre parallèles correspondent à l'agilité et la flexibilité des entreprises décrites quantitativement dans des revues malaisiennes consacrées au commerce et à la finance (*The Edge, Focus*).

**Figure 1.**

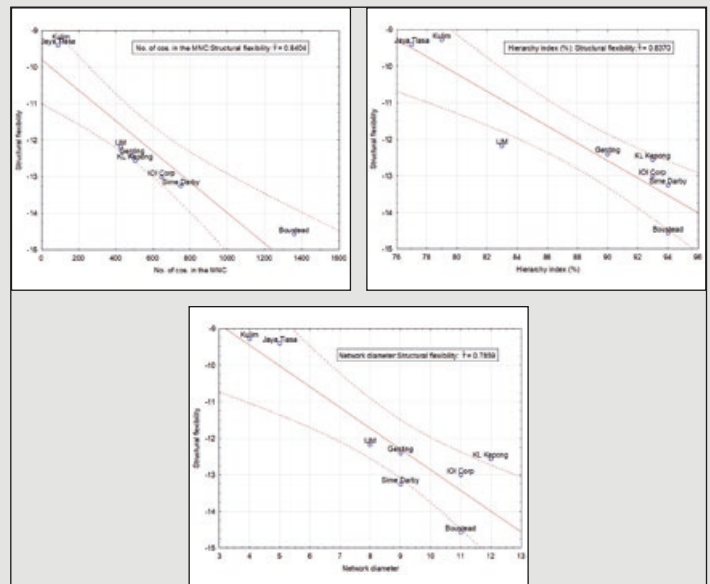
Decision-making control in major palm oil corporations measured through their structural control and their decision load.

Despite overlaps in the spread of the measures for all subsidiaries, the corporations themselves form 3 clear parallel groups. Boustead was in Group 1, Sime Darby, KLK, IOI Corp, IJM Plantations and Genting Plantations in Group 2 and Jaya Tiasa and Kulim in Group 3. The distance between the parallels corresponds to the agility and flexibility of the corporations qualitatively described in Malaysian business and finance magazines and journals (*The Edge, Focus*).

**Figura 1.**

Control of los procesos de toma de decisiones en el seno de las grandes empresas productoras de aceite de palma, medido en términos de control estructural y de responsabilidades en la toma de decisiones.

A pesar de un cierto encabalgamiento de las medidas relativas a todas las filiales, las grandes empresas se organizan por sí mismas en tres grupos paralelos. Boustead se encuentra en el Grupo 1, Sime Darby, KLK, IOI Corp, IJM Plantations y Genting Plantations en el Grupo 2, y Jaya Tiasa y Kulim en el Grupo 3. Las diferencias entre grupos corresponden a la agilidad y a la flexibilidad de las empresas descritas cuantitativamente en las revistas de Malasia dedicadas al comercio y la economía (*The Edge, Focus*).



**Figure 2.**

Rapports entre mesures de réseaux topologiques et flexibilité des entreprises étudiées.

Nous n'avons trouvé aucune relation statistique entre les huit entreprises productrices d'huile de palme et la nature de leur actionnariat (GLC ou FOB). Cependant, apparaissent des tendances claires indiquant des rapports entre certaines mesures décrivant la topologie de leurs réseaux de financement et des indices décisionnels mesurables qui résultent de la charge de décision et du contrôle structurel.

**Figure 2.**

Relationships between some topology network metrics and the structural flexibility of the corporations studied

We did not find any statistical relationships between the eight oil palm corporations and the nature of their ownership (GLCs or FOBs). However, we found clear trends linking some of the metrics describing the topology of their financial networks with measurable indices of decision-making, such as structural flexibility, which is another measure of decision-making processes resulting from the decision load and structural control.

**Figura 2.**

Relación entre medidas de redes topológicas y flexibilidad de las empresas estudiadas.

No hemos encontrado ninguna relación estadística entre las ocho empresas productoras de aceite de palma y su tipo de accionariado (GLC o FOB). Sin embargo, se observan tendencias claras que muestran una relación entre ciertas medidas que describen la topología de sus redes de financiación y los índices decisivos medibles que resultan de la responsabilidad de la toma de decisión y el control estructural.

**Graduate and academic degree:** PhD in Bioresource Management  
**University:** Institute of Tropical Forestry & Forest Products (INTROP), Universiti Putra Malaysia, Malaysia

**Date of defense:** 8<sup>th</sup> October 2018

**Management and Supervision:** Jean-Marc RODA (INTROP-Universiti Putra Malaysia, Serdang, Malaysia / CIRAD-UR Forêts & Sociétés)

**Composition of the jury**

**President:** Ahmad Ainuddin NURUDDIN (Universiti Putra Malaysia, Serdang, Malaysia)

**Rapporteurs:** Hishamuddin ZAINUDDIN (Universiti Putra Malaysia, Serdang, Malaysia), Bany Ariffin Md Amin NOORDIN (Universiti Putra Malaysia, Serdang, Malaysia), Philippe CADENE (Université Paris Diderot, Paris, France)

**Examiners:** Edmund Terence GOMEZ (Universiti Malaya, Kuala Lumpur, Malaysia), Shaufique Fahmi Ahmad SIDDIQUE (Universiti Putra Malaysia, Serdang, Malaysia), Paridah Md TAHIR (Universiti Putra Malaysia, Serdang, Malaysia)

**Language used for writing:** English

**To access to the manuscript:** <http://hal.cirad.fr/tel-02904328>

**Contact:**

Institute of Tropical Forestry & Forest Products (INTROP), Universiti Putra Malaysia, 43400 UPM Serdang, Selangor, Malaysia  
[norfaryanti@upm.edu.my](mailto:norfaryanti@upm.edu.my)

#### List of published references

- Roda J.-M., Kamaruddin N., Tobias R. P., 2015. Deciphering corporate governance and environmental commitments among Southeast Asian transnationals: Uptake of sustainability certification. *Forests*, 6 (5): 1454-1475. <https://doi.org/10.3390/f6051454>
- Gomez E. T., Padmanabhan T., Kamaruddin N., Bhalla S., Faisal F., 2017. Minister of Finance Incorporated: Ownership and control of corporate Malaysia. Institute for Democracy and Economic Affairs (IDEAS). Palgrave Macmillan, Springer Nature. Singapore. <https://doi.org/10.1007/978-981-10-4897-5>
- Anseeuw W., Roda J.-M., Ducastel A., Kamaruddin N., 2017. Global strategies of firms and the financialization of agriculture. In: Biénabe E., Rival A., Loeillet D. (eds). Sustainable development and tropical agri-chains. Dordrecht: Springer, 321-337. [http://dx.doi.org/10.1007/978-94-024-1016-7\\_25](http://dx.doi.org/10.1007/978-94-024-1016-7_25)



RÉSUMÉ DE THÈSE /  
ACADEMIC THESIS ABSTRACT / RESUMEN DE TESIS ACADÉMICA**Biodiversité et services  
écosystémiques en forêts tropicales :  
le rôle des affectations des terres  
forestières dans la région du Dja,  
Cameroun**

Simon LHOEST

## RÉSUMÉ

Des dizaines de millions de personnes dépendent des forêts tropicales pour leur subsistance en Afrique centrale. Ces écosystèmes abritent une biodiversité unique et fournissent d'importants services écosystémiques (SE), qui peuvent varier en fonction des stratégies de gestion. Dans cette thèse de doctorat, nous avons évalué la biodiversité et les services écosystémiques dans le paysage du Dja au Cameroun, dans trois affectations des terres forestières : une aire protégée, une concession forestière certifiée FSC et trois forêts communautaires. Tout d'abord, nous avons évalué la valeur de conservation des forêts sur la base de la richesse et de la composition en espèces de deux groupes taxonomiques : les mammifères et les bousiers. Les espèces les plus grandes et les plus menacées ont été détectées dans l'aire protégée et les zones les plus isolées dans la concession forestière, mieux préservées de l'influence humaine. En revanche, les forêts communautaires sont particulièrement défaunées et dégradées en raison de leur proximité avec les routes et les villages, mais elles couvrent des superficies beaucoup plus limitées et conservent une canopée fermée. Deuxièmement, des entretiens identifiant les perceptions de l'offre en SE ont montré que, contrairement aux services de régulation qui ont été rarement mentionnés, les services d'approvisionnement et culturels sont les plus importants pour les populations locales. Parmi ceux-ci, la viande de brousse est le seul service pour lequel l'offre de la forêt n'est pas suffisante pour les populations locales. Troisièmement, en combinant des entretiens et enquêtes de terrain, nous avons quantifié l'utilisation de huit SE d'approvisionnement et culturels par les populations locales. Nous avons constaté que le bois de feu et le bois d'œuvre sont utilisés de manière durable par les populations locales, tandis que la chasse et la consommation de viande de brousse dépassent les seuils de durabilité. Concilier la conservation de la faune sauvage, la sécurité alimentaire et les pratiques de chasse durable est un défi majeur en Afrique centrale. Pour ce faire, il est essentiel d'intégrer toutes les parties prenantes dans les stratégies de gestion forestière durable, permettant d'identifier les leviers sociaux qui sous-tendent les changements de comportement des utilisateurs des forêts.

**Mots-clés :** biodiversité, services écosystémiques, services d'approvisionnement, services culturels, forêt tropicale, mammifère, piège photographique, bousier, perception, entretien, cartographie, Afrique centrale.

**Biodiversity and ecosystem services in tropical forests: the role of forest allocations in the Dja area, Cameroon****ABSTRACT**

In central Africa, tens of millions of people depend on tropical forests for their livelihoods. The biodiversity of these ecosystems is unique and provides important ecosystem services (ES), which can vary depending on management strategies. For this PhD thesis, we assessed biodiversity and ecosystem services in the Dja landscape in Cameroon forests classified into three forest land allocations: a protected area, an FSC-certified logging concession and three community forests. First, we assessed the forest conservation value based on the species richness and composition of two taxonomic groups, mammals and dung beetles. The largest and most threatened species were detected in the protected area and in the most remote areas in the logging concession, which are better preserved from human influence. In contrast, the community forests seemed to be particularly defaunated and degraded due to their proximity to roads and villages, but these cover much smaller areas and still have a closed canopy. Secondly, interviews identifying the perceptions of ES supply showed that provisioning and cultural services are the most important ES for local populations, in contrast to regulating services which were barely mentioned. Among the former, bushmeat was the only service for which the forest supply is not sufficient for local populations. Thirdly, combining interviews and field surveys, we quantified the use by local populations of eight provisioning and cultural ES. We found that firewood and timber are used sustainably by local populations, whereas bushmeat hunting and consumption exceed sustainability thresholds. Reconciling wildlife conservation, food security, and sustainable hunting practices is a major challenge in central Africa. To address this challenge it is crucial to include all stakeholders in sustainable forest management strategies, in order to identify the social levers that can underpin behavioural changes among forest users.

**Keywords:** biodiversity, ecosystem services, provisioning services, cultural services, tropical forest, mammal, camera trap, dung beetle, perception, interview, mapping, Central Africa.

**Biodiversidad y servicios ecosistémicos en bosques tropicales: el rol de la afectación de las tierras forestales en la región del Dja, Camerún****RESUMEN**

Hay decenas de millones de personas que dependen de los bosques tropicales para su subsistencia en África Central. Estos ecosistemas albergan una biodiversidad única y proporcionan importantes servicios ecosistémicos (SE), que pueden variar en función de las estrategias de gestión. En esta tesis doctoral hemos evaluado la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en el paisaje del Dja, en el Camerún, en tres afectaciones de las tierras forestales: un área protegida, una concesión forestal certificada FSC y tres bosques comunitarios. Para empezar, hemos evaluado el valor de conservación de los bosques según la riqueza y la composición en especies de dos grupos taxonómicos: los mamíferos y los escarabajos peloteros. Las especies más grandes y las más amenazadas se detectaron en el área protegida y en las zonas más alejadas de la concesión forestal, mejor preservadas de la influencia humana. En cambio, los bosques comunitarios apenas tienen fauna y están degradados a causa de su proximidad a las carreteras y los pueblos, aunque cubren superficies mucho más limitadas y conservan una espesura cerrada. En segundo lugar, el mantenimiento que identifica las percepciones de la oferta en SE mostraron que, contrariamente a los servicios de regulación, que fueron raramente mencionados, los servicios de aprovisionamiento y culturales son los más importantes para las poblaciones locales. Entre estos últimos, la carne de animales salvajes es el único servicio para el cual la oferta del bosque no es suficiente para las poblaciones locales. En tercer lugar, combinando entrevistas e investigaciones de terreno, cuantificamos la utilización de ocho SE de aprovisionamiento y culturales por las poblaciones locales. Hemos constatado que la leña y la madera para construcción son utilizadas de manera sostenible por las poblaciones locales, mientras que la caza y el consumo de carne de animales salvajes superan los umbrales de sostenibilidad. Conciliar la conservación de la fauna salvaje, la seguridad alimentaria y las prácticas de caza sostenible es un reto importante en África Central. Para ello, es esencial integrar todas las partes implicadas en las estrategias de gestión forestal sostenible. Ello permitirá identificar las influencias sociales que sustentan los cambios de comportamiento de los usuarios de los bosques.

**Palabras clave:** biodiversidad, servicios ecosistémicos, servicios de aprovisionamiento, servicios culturales, bosque tropical, mamífero, trampa fotográfica, escarabajo pelotero, percepción, mantenimiento, cartografía, África Central

**Doi :** [10.19182/bft2020.345.a31949](https://doi.org/10.19182/bft2020.345.a31949)Droit d'auteur © 2020, Bois et Forêts des Tropiques © Cirad  
Date de publication : 1<sup>er</sup> novembre 2020Licence Creative Commons :  
Attribution - Pas de Modification 4.0 International.  
Attribution-4.0 International (CC BY 4.0)

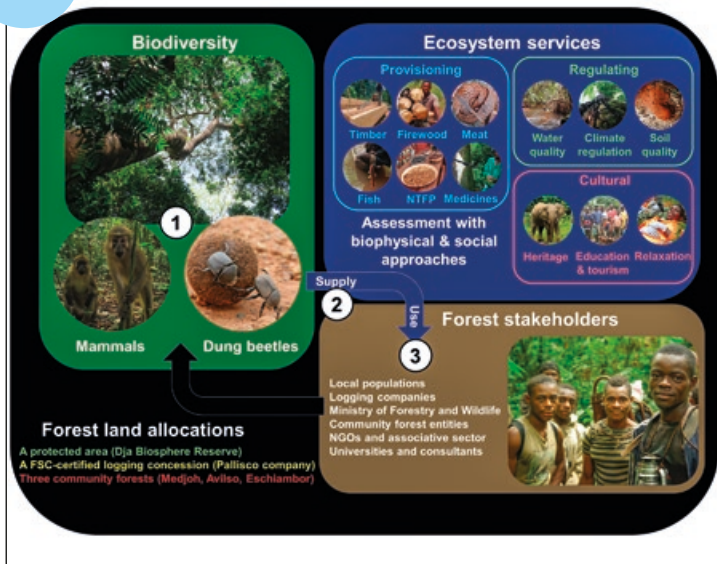


Figure 1.

Cadre conceptuel de la thèse quantifiant la biodiversité et les services écosystémiques dans trois affectations des terres forestières au sud-est du Cameroun : une aire protégée, une concession forestière certifiée FSC et trois forêts communautaires. La biodiversité (ou valeur conservatoire des forêts) a été quantifiée en inventariant les espèces de mammifères et de bousiers. Les services écosystémiques ont été quantifiés par des approches biophysiques (enquêtes et mesures de terrain) et sociales (entretiens), en intégrant les différents acteurs du secteur forestier.

Figure 1.

Conceptual framework of the thesis quantifying biodiversity and ecosystem services in three forest allocations in south-eastern Cameroon: a protected area, an FSC-certified logging concession and three community forests. Biodiversity (or forest conservation value) was quantified through an inventory of mammal and dung beetle species. Ecosystem services were quantified using biophysical approaches (surveys and field measurements) and social techniques (interviews), involving the different forest stakeholders.

Figura 1.

Marco conceptual de la tesis que cuantifica la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en tres afectaciones de las tierras forestales al sudeste del Camerún: una zona protegida, una concesión forestal certificada FSC y tres bosques comunitarios. La biodiversidad (o valor preservador de los bosques) ha sido cuantificada inventariando las especies de mamíferos y de escarabajos peloteros. Los servicios ecosistémicos fueron cuantificados mediante enfoques biofísicos (investigaciones y mediciones de terreno) y sociales (entrevistas), integrando los diferentes actores del sector forestal.

**Grade et diplôme :** Docteur en Sciences agronomiques et ingénierie biologique

**Université :** Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, Belgique

**Date de soutenance :** 19 juin 2020

**Composition du jury**

**Promoteurs :** Adeline FAYOLLE (Chargée de cours, Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, Belgique), Marc DUFRÈNE (Professeur, Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, Belgique)

**Président :** Philippe LEBAILLY (Professeur ordinaire, Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, Belgique)

**Membres :**

Cédric VERMEULEN (Professeur, Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, Belgique)

Patrick MEYFROIDT (Chercheur qualifié FNRS et Professeur, Université Catholique de Louvain, Earth and Life Institute, Belgique)

Johan OSZWALD (Maître de conférences, Université Rennes 2, Département de Géographie, UFR Sciences Sociales, France)

Katharine ABERNETHY (Professor, University of Stirling, Biological and Environmental Sciences, Royaume-Uni)

**Langue de rédaction :** Anglais

**Accès au manuscrit :**

<https://orbi.uliege.be/handle/2268/247466>

**Contact :**

Gembloux Agro-Bio Tech, Université de Liège

Passage des Déportés, 2

5030 Gembloux (Belgique)

E-mail : [simlho@hotmail.com](mailto:simlho@hotmail.com)

LinkedIn : <https://www.linkedin.com/in/simon-lhoest/>

ResearchGate : [https://www.researchgate.net/profile/Simon\\_Lhoest](https://www.researchgate.net/profile/Simon_Lhoest)



Photos 1.

Exemples de photographies de mammifères obtenues par pièges photographiques dans les trois affectations forestières étudiées. De haut en bas et de gauche à droite, ces espèces comprennent : le chimpanzé commun (*Pan troglodytes*), le cercocèbe agile (*Cercocebus agilis*), le potamochoère roux (*Potamochoerus porcus*), le céphalophe de Peters (*Cephalophus callipygus*), la nandinie (*Nandinia binotata*) et le pangolin géant (*Manis gigantea*).

Photos de Simon Lhoest & Davy Fonteyn.

Fotos 1.

Examples of mammal photographs obtained by camera traps in the three forest allocations studied. These species include, from top to bottom and from left to right, the chimpanzee (*Pan troglodytes*), the agile mangabey (*Cercocebus agilis*), the red river hog (*Potamochoerus porcus*), the Peters' duiker (*Cephalophus callipygus*), the African palm civet (*Nandinia binotata*) and the giant pangolin (*Manis gigantea*).

Photos by Simon Lhoest & Davy Fonteyn.

Fotos 1.

Ejemplos de fotografías de mamíferos obtenidas mediante trampas fotográficas en las tres afectaciones forestales estudiadas. De arriba a abajo y de izquierda a derecha, estas especies comprenden: el chimpancé común (*Pan troglodytes*), el *Cercocebus agilis*, el *Potamochoerus porcus*, el cefalofe de Peters (*Cephalophus callipygus*), la civeta africana de las palmeras (*Nandinia binotata*) y el pangolín gigante (*Manis gigantea*).

Fotos de Simon Lhoest y Davy Fonteyn.

#### Liste des articles publiés

Lhoest S., Dufrêne M., Vermeulen C., Oszwald J., Doucet J.-L., Fayolle A., 2019. Perceptions of ecosystem services provided by tropical forests to local populations in Cameroon. *Ecosystem Services*, 38: 100956. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100956>

Lhoest S., Fonteyn D., Daïnou K., Delbeke L., Doucet J.-L., Dufrêne M., Josso J.-F., Ligot G., Oszwald J., Rivault E., Verheggen F., Vermeulen C., Biwolé A., Fayolle A., 2020. Conservation value of tropical forests: Distance to human settlements matters more than management in Central Africa. *Biological Conservation*, 241: 108351. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108351>

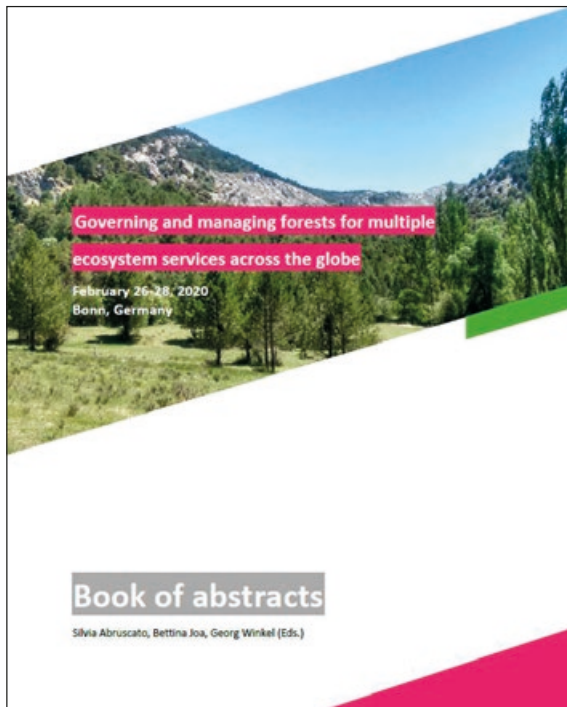
Lhoest S., Vermeulen C., Fayolle A., Jamar P., Hette S., Nkodo A., Maréchal K., Dufrêne M., Meyfroidt P., 2020. Quantifying the use of forest ecosystem services by local populations in southeastern Cameroon. *Sustainability*, 12 (6): 2505. <https://doi.org/10.3390/su12062505>

ABRUSCATO S., JOA B., WINKEL G. (EDS.), 2020.

# GOVERNING AND MANAGING FORESTS FOR MULTIPLE ECOSYSTEM SERVICES ACROSS THE GLOBE

BONN, GERMANY, 26-28 FEBRUARY 2020 – BOOK OF ABSTRACTS.

GERMANY, EUROPEAN FOREST INSTITUTE, IUFRO, 119 P.



**Background:** Forests are one of the planet's critical life supporting ecosystems. They provide a plethora of ecosystem services for societies, and are subject to various, and often conflicting demands. Governing and managing forests for multiple ecosystem services has since a long time been an important paradigm. A variety of forest management concepts, such as the landscape approach, sustainable forest management, ecosystem-based management, and multifunctional forestry have been developed to accommodate distinct societal demands in different contexts. Yet, given trade-offs between several forest ecosystem services, under the umbrella of these concepts, quite divergent priorities have been set on the ground, and different spatial management approaches have been taken to accommodate diverging demands on forests (single tree up to landscape approaches). Such forest management approaches need to be embedded in a supportive framework that integrates a large variety of policies and initiatives. They are further connected to various forest related value chains, all impacting how forests are managed in practice. Importantly, several of the influencing factors of forest governance and management are originating from other sectors, such as agriculture, environment, energy, rural development, just to name a few. At the same time, major global challenges and trends, such as climate change, increasing demands for products and services through population and economic growth, and urbanization, affect the way how forests are (and can be) governed and managed.

**Conference objectives:** The main objective of this conference is to compile and synthesize scientific evidence relating to the current state of "integrated" forest management approaches. We understand integrated forest management approaches as approaches where the objective, at the levels of policy, forest planning and management, is to provide a multitude of services at the same time, either at the forest stand or at the forest landscape level. The conference seeks to bring together academic research on integrated forest management from disciplines such as forest policy analysis, forest ecology, forest economics, forest (ecosystem) management and conservation. It also will engage policy makers and practitioners in a dialogue on how to advance integrated forest management approaches. The conference invites contributions from different regions of the world addressing the following major questions:

- How are trade-offs and synergies between different forest ecosystem services perceived, governed and managed across Europe and beyond (incl. segregation/integration debate)?
- What concepts for "integrated forest management" exist, what drives them (policy/markets/environmental changes, societal demands), including implementation in practice, and what are their prospects for the future?
- What do we know about how such management concepts influence the ecological structures and interactions in forests, and how these are linked to specific "outcomes" (biodiversity, ecosystem services)?

*Adapted from the publisher's summary.*

Internet access:

<https://www.iufro.org/fileadmin/material/publications/proceedings-archive/90000-90507-bonn20-abstracts.pdf>

# 4<sup>th</sup> World Teak Conference

## Global Teak market: Challenges and Opportunities for emerging markets and developing economies

Accra, Ghana. 23-26 August 2021



GHANA 2021

Accra  
23-26 August 2021

In 2020, Ghana will host the 4<sup>th</sup> World Teak Conference, for the first time in Africa. This event will take place in Kempinski Hotel, Accra, Ghana during 23-26 August 2021, and will be organized and coordinated by the International Teak Information Network (TEAKNET), India and hosted by the Forestry Commission, Ghana.

The past three World Teak Conferences were held in Asian and Latin American countries to: the first one in Costa Rica (2011), followed by Bangkok (2013) and Ecuador (2015). In Ghana teak is reported to have been introduced as early as in 1905 and constitutes 70% of all plantation species in the country. The total area of teak plantations is currently estimated at 180,000 ha of which 60% is owned by the public sector with the remaining by the private sector.

This is a world-class event and will be an extremely interesting and valuable conference expected to attract over 300 participants. The Conference will be a great opportunity to exchange knowledge and experiences on technological innovations and stay up to date on the emerging trends in teak management and trade. It will provide a major meeting place for worldwide researchers, students, entrepreneurs and professionals in the forestry sector to come together, share their knowledge and establish networks.

#### Theme

The 4<sup>th</sup> World Teak Conference with the theme 'Global Teak Market: Challenges and Opportunities for Emerging Markets and Developing Economies' will address the most crucial issues of the global teak sector including:

- Sustainable management of smallholder teak farming systems for quality supply of teak timber to market.
- Review and improvement of existing silvicultural systems and practices for better stand management on teak wood quality.
- Analysis of market structures and value chains of teakwood trading and their impact on the profitability of teak investments.
- Evaluation of private and public investments in the teak sector and its impacts on socio-economic conditions and rural livelihoods.
- Developing strategic, conceptual and operational recommendations in support of the sustainable development of the teak sector.

Information: <https://www.worldteakconference2020.com/theme/>

