



Bois & forêts

des
tropiques

1^{er} trimestre 2023
n° 355

Bois & forêts des tropiques

Revue éditée par le Cirad
n° 355 / 1^{er} trimestre 2023

Rédacteur en chef

Jean-François Trébuchon

Rédacteurs scientifiques

Kévin Candelier

Vincent Freycon

Antoine Galiana

Valéry Gond

Jean Gérard

Romain Lehnebach

Jacques Tassin

Coordination éditoriale

Jean-François Trébuchon

Comité éditorial 2023-2025

Mariam Ben Said (Maroc)

Richardson Barbosa Gomes da Silva (Brésil)

Stéphanie Carrière (France)

Pascal Danthu (France)

Chauvelin Douh (République du Congo)

Mohamed Tahar Elaieb (Tunisie)

Belkacem El Amrani (Maroc)

Gerard Nounagnon Gouwakinnou (Bénin)

Patrick Heuret (France)

Dalila Kherchouche (Algérie)

Nassima Lassouane (Algérie)

Anne Larson (Indonésie)

Lucas Jose Mazzei de Freitas (Brésil)

Bénard Mallet (France)

Jean-Yves Meyer (France)

Blandine Marie Ivette Nacoulma (Burkina Faso)

Oumeldjilali Naggar (Algérie)

Junior Ngaba (Cameroun)

Florence Bobélé Niamke (Côte d'Ivoire)

Amadé Ouédraogo (Burkina Faso)

Éric Penot (France)

Romain Pirard (Afrique du Sud)

Khelaff Rabhi (Algérie)

Josoa Randriamalala (Madagascar)

Flavio Ruffinatto (Italie)

Er-riyahi Saber (Maroc)

Boutheina Stiti (Tunisie)

Jose Antonio Sierra-Huelsz (Mexique)

Irié Casimir Zo-Bi (Côte d'Ivoire)

Graphistes

Pierre-Yves Bled

Correcteur

Jacques Bodichon

Correctrice d'épreuve en français

Christine Brognoli

Traductrices

Ilona Bossanyi, Anna Lon Quintana

Service de presse

Laurence Campas

Jean-François Trébuchon

Webmestre

Jean-François Trébuchon

Directrice de publication

Élisabeth Claverie de Saint Martin



Relecteurs ayant contribué à l'évaluation des articles en 2022/

Reviewers who have contributed

to the evaluation of articles in 2022

Tancrède Alméras, Isabelle Auger, Raphael Aussenac, Roger Bayala, Ronald Bellefontaine, Kévin Candelier, Stéphanie Carrière, Marcia Carvalho, Cyrille Chatelain, Pascal Danthu, Victor Deklerck, Magalie Delalande, Liselotte Deligne, Tom Demil, Paulo André De Oliveira, Kangbèni Dimobe, Jana Dlouha, Émilien Dubiez, Yannick Estevez, Adeline Fayolle, Vincent Freycon, Antoine Galiana, Laurent Gazull, Jaurès Gbetoho, Jean Gérard, Hassen Gherbi, Valéry Gond, Gérard Nounagnon Gouwakinnou, François Wenemi Kagambèga, Christophe Kouame, Saïd Lahssini, Patrick Langbour, Nassima Lassouane, Romain Lehnebach, Guillaume Lescuyer, Naielly Lopes Marques, William Mala, Bernard Mallet, Bruce Manley, Jean-Noël Marien, Lucas Jose Mazzei De Freitas, Florence Bobélé Niamke, Adrien Péroches, Austint Phiri, Uday Pimple, Camille Piponiot, Josoa Randriamalala, Herizo Randrianbanona, Niry Solofonianja Rasoanaivo, Jean-Marc Roda, Vivien Rossi, Patrice Savadogo, Marie-Laure Sougoti-Guissou, Jacques Tassin, Emmanuel Torquebiau, Issam Touhami, Jean-François Trébuchon, Gede Wibawa, Irié Casimir Zo-Bi.

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

revues.cirad.fr

© Bois et forêts des tropiques © Cirad

ISSN 0006-579X

ISBN: 978-2-87614-796-6 (PDF)

ISBN: 978-2-87614-795-9 (relié)

Dépôt légal : mars 2023

283997X - Imprimé en Belgique par CIACO SC,

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

Belgique

Maquette : P.-Y. Bled, Curvalle, France

Numéro d'inscription à la CPPP : 59465

Directrice générale : É. Claverie de Saint Martin

Impression du numéro à la demande

consulter le site web 16doc : 80 €/exemplaire

Version papier abonnement annuel de 4

numéros :

France : **240 €/an ttc**

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

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

Abonnements et commandes de numéros

Cirad - Bois et forêts des tropiques

Campus international de Baillarguet

TA C-DIR/B

34398 Montpellier Cedex 5, France

Tél. : +33 4 67 59 37 81

Télécopie : +33 4 67 59 37 55

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



ciaco
IMPRIMERIE

Chenilles consommées par la population de la région de la réserve de biosphère de Luki en République démocratique du Congo. *Gonimbrasia petiveri* (dernier stade) mangeant sur *Spondias mombin* L.

Caterpillars consumed by the population of the Luki Biosphere Reserve area in the Democratic Republic of Congo. *Gonimbrasia petiveri* (last stage) eating on *Spondias mombin* L.

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

Conditions de publication

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



Politique d'Accès Libre Open Access policy

La revue est en Accès Libre gratuit sans frais de publication et sans frais de lecture sur le site web. Il n'y a pas d'embargo, les articles sont accessibles sur le site web immédiatement après publication. Tous les frais de publication et d'évaluation sont pris en charge par la revue. Seul le tirage papier est payant avec un abonnement annuel, sans obligation pour la publication de l'article. Les articles sont 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*.

ÉDITORIAL

Hommage à Sylvie Gourlet-Fleury 3
 J. TASSIN

ARTICLES DE RECHERCHE

Réponses au stress hydrique de plantules de *Saba senegalensis* selon leurs provenances 5
 S. DIAWARA, H.-N. BOUDA, N. LAMIEN, P. SAVADOGO, A. OUEDRAOGO

Les chenilles consommées dans la région de la réserve de biosphère de Luki en République démocratique du Congo : acteurs, connaissances locales et pressions 21
 E. LONPI TIPI, K. R. SAMBIENI, D. KHASA, J. BOGAERT, J. LUMANDE KASALI, A. HUART, K. M. A. KONDA, F. MALAISSE

État des lieux de l'utilisation des énergies de cuisson dans les ménages de Kinshasa : analyse de la substitution du bois-énergie 35
 J. BELANI MASAMBA, P. MPANZU BALOMBA, H. NGONDE NSAKALA, C. KINKELA SAVY

La forêt et la faune de Côte d'Ivoire dans une situation alarmante – Synthèse des résultats de l'Inventaire forestier et faunique national 47
 P. CUNY, F. PLANCHERON, A. BIO, E. KOUACOU, F. MORNEAU

Connaissances actuelles et orientations futures des recherches sur le complexe de tourbières de la Cuvette centrale du Congo 73
 G. E. BIDDULPH, Y. E. BOCKO, P. BOLA, B. CREZEE, G. C. DARGIE, O. EMBA, S. GEORGIU, N. GIRKIN, D. HAWTHORNE, J. JOVANI SANCHO, J. KANYAMA T., W. E. MAMPOUYA, M. MBEMBA, M. SCIUMBATA, G. TYRRELL

Propriétés répulsives contre quatre Ascomycètes et *Reticulitermes flavipes* des extractibles acétoniques du *Cedrus atlantica* extraits des fractions de l'aubier au Duramen 87
 K. CANDELIER, C. JAY-ALLEMAND, R. DIJOUX, R. DUCRUET, E. KIENY, D. AZNAR, C. CAYZAC, L. P. R. BIDEL

DESCRIPTIF TECHNIQUE

Descriptif technique du bois d'essence tropicale – Ozigo – *Dacryodes buettneri* H.J. Lam. 99

RÉSUMÉ DE THÈSE

Contribution à l'étude de la variabilité chez le cèdre de l'Atlas au Maroc 105
 N. EL BAKKALI

VOS LECTURES

Bertrand A. Gérer durablement les forêts tropicales africaines. 109

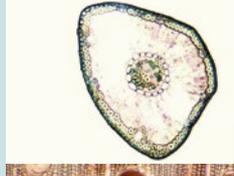
ACTES DE CONFÉRENCE

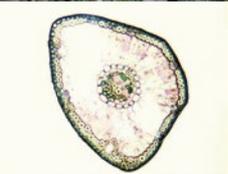
All-Division 3 Conference and 44th Council on Forest Engineering and 54th International Symposium on Forestry Mechanization: One big family - Shaping the future together. 4-7 October 2022. Corvallis, Oregon, United States. 107

All-IUFRO Conference: Forests in a Volatile World – Global Collaboration to Sustain Forests and Their Societal Benefits. 21-23 September 2022. University of Applied Arts ("Die Angewandte"), Vienna, Austria. 108

CONFÉRENCES INTERNATIONALES

59^e Rencontre annuelle de l'Association pour la biologie et la conservation tropicale (ATBC) | 2-6 juillet 2023 | Coimbatore, Inde. 110





EDITORIAL

Tribute to Sylvie Gourlet-Fleury 3
J. TASSIN

RESEARCH PAPER

Water stress responses of *Saba senegalensis* provenances during the seedling stage 5

S. DIAWARA, H.-N. BOUDA, N. LAMIEN, P. SAVADOGO, A. OUEDRAOGO

Caterpillar consumption around the Luki biosphere reserve in the Democratic Republic of Congo: actors, knowledge and pressures 21

E. LONPI TIPI, K. R. SAMBIENI, D. KHASA, J. BOGAERT, J. LUMANDE KASALI, A. HUART, K. M. A. KONDA, F. MALAISSE

Inventory of household cooking energy use in Kinshasa: analysis of wood energy substitution 35

J. BELANI MASAMBA, P. MPANZU BALOMBA, H. NGONDE NSAKALA, C. KINKELA SAVY

The alarming state of forest and wildlife in Côte d'Ivoire - synthesis of the results of the National Forest and Wildlife Inventory 47

P. CUNY, F. PLANCHERON, A. BIO, E. KOUACOU, F. MORNEAU

Current knowledge on the Cuvette Centrale peatland complex and future research directions 73

G. E. BIDDULPH, Y. E. BOCKO, P. BOLA, B. CREZEE, G. C. DARGIE, O. EMBA, S. GEORGIU, N. GIRKIN, D. HAWTHORNE, J. JOVANI SANCHO, J. KANYAMA T., W. E. MAMPOUYA, M. MBEMBA, M. SCIUMBATA, G. TYRRELL

Repellent properties against four Ascomycota species and *Reticulitermes flavipes* of acetonc extractives from *Cedrus Atlantica* sapwood to inner heartwood fractions 87

K. CANDELIER, C. JAY-ALLEMAND, R. DIJOUX, R. DUCRUET, E. KIENY, D. AZNAR, C. CAYZAC, L. P. R. BIDEL

DESCRIPTIF TECHNIQUE

Technical description of tropical species – Ozigo – *Dacryodes buettneri* H.J. Lam. 99

PHILOSOPHIÆ DOCTOR ABSTRACT

Contribution to studies of Atlas Cedar variability in Morocco 105
N. EL BAKKALI

BOOK REVIEW

Bertrand A. Gérer durablement les forêts tropicales africaines. 20
109

CONFERENCE PROCEEDINGS

All-Division 3 Conference and 44th Council on Forest Engineering and 54th International Symposium on Forestry Mechanization: One big family - Shaping the future together. 4-7 October 2022. Corvallis, Oregon, United States. 107

All-IUFRO Conference: Forests in a Volatile World – Global Collaboration to Sustain Forests and Their Societal Benefits. 21-23 September 2022. University of Applied Arts ("Die Angewandte"), Vienna, Austria. 108

INTERNATIONAL CONFERENCES

59th Annual Meeting of the Association for Tropical Biology and Conservation July 2nd-6th, 2023 | Coimbatore, India. 110

Hommage à Sylvie Gourlet-Fleury

Après un long combat contre la maladie, Sylvie Gourlet-Fleury nous a quittés le soir du 22 janvier 2023

Fonctionnaire détachée du ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation au Cirad depuis 1989, Sylvie Gourlet-Fleury a, par ses travaux de recherche, apporté une contribution exceptionnelle à la compréhension du fonctionnement des forêts tropicales humides, notamment en Guyane et dans les forêts d'Afrique centrale. Elle a ainsi grandement œuvré au développement du concept de gestion durable de ces écosystèmes, réservoirs de biodiversité et aujourd'hui situés au cœur d'enjeux multiples face à l'urgence climatique. Les forêts tropicales vivaient en elle : même si elle savait que leur usage par les sociétés humaines était inévitable, c'est toujours la protection et la survie de ces forêts qui lui tenaient à cœur.

Après sa formation d'ingénieur du Génie rural, des Eaux et des Forêts (ENGREF) terminée en 1986 par un stage de fin d'études au Burundi (cartographie de la végétation forestière de la crête Zaïre-Nil), Sylvie Gourlet-Fleury entre au centre montpellierain de l'ENGREF (devenue AgroParisTech), en tant qu'adjointe du directeur de la formation forestière supérieure pour les régions chaudes. À ce titre, elle forme et encadre de nombreux étudiants, du Nord et du Sud, lors de modules de terrain en France et au Cameroun. Elle réalise aussi une première expertise sur la végétation forestière du mont Oku et de la réserve du Dja au Cameroun.

En 1988, elle prend un poste d'expert forestier dans le bureau d'études BDPA-SCETAGRI. Elle y assure des activités de cartographie et de typologie de la végétation forestière en France, en Guinée Conakry, au Burundi et au Rwanda. C'est pour elle l'occasion de se perfectionner en photo-interprétation et d'apprendre à traiter des images satellites (SPOT). Passer de la caractérisation des communautés forestières à la compréhension de leur fonctionnement devient rapidement une priorité à ses yeux et le poste en Guyane que lui propose le Centre technique forestier tropical (CTFT), en 1989, est l'occasion de faire le saut de l'expertise vers la recherche. Depuis, elle ne quittera plus le Cirad.

En Guyane française, Sylvie Gourlet-Fleury remplit d'abord une double fonction de gestionnaire du parc informatique du département Forêts et de coresponsable de la gestion du récent dispositif sylvicole expérimental de Paracou. Confrontée à la nécessité d'analyser de gros jeux de données, Sylvie Gourlet-Fleury décide d'entreprendre un parcours de recherche : elle s'inscrit à l'Université de Lyon, d'abord en DEA (1992-1993, Analyse et modélisation des systèmes biologiques, dirigé par J.-M. Legay) puis en



Mission novembre 2007 RDC, Prospection dispositif Yoko
© V. Freycon.

thèse, sous la direction de François Houllier (1994-1997). Ses travaux de DEA et de thèse portent en grande partie sur l'étude et la compréhension des déterminants de la croissance des arbres en forêt naturelle, et de la réaction de ces arbres à des interventions sylvicoles. Ils conduisent à la préconisation de nouvelles règles de sylviculture et à la révision de la durée des cycles de rotation en forêt guyanaise. Également, ils permettent la construction d'un simulateur de la dynamique forestière, SELVA, fonctionnant sur la base d'un modèle arbre dépendant des distances. Sylvie Gourlet-Fleury a été sans nul doute une des pionnières de la modélisation de la dynamique des forêts tropicales.

En juin 1996, Sylvie Gourlet-Fleury est affectée à Montpellier et rattachée au Programme Forêts naturelles afin de terminer la rédaction de sa thèse, soutenue en 1997. De 1996 à 2002, elle continue à diriger à distance le dispositif, les équipes et les travaux à Paracou. Entretemps, à partir de 1998, elle s'implique dans le montage d'une équipe de recherche orientée vers la modélisation de la dynamique des forêts naturelles, et vers l'approfondissement des connaissances des processus de régénération en forêt, alors point d'achoppement des tentatives de prédiction des effets à moyen et long terme de l'exploitation forestière. En 1999, elle prend la responsabilité de l'équipe « Étude et modélisation de la dynamique forestière », au sein du Programme Forêts naturelles du Cirad-Forêt. De 1999 à 2004, en parallèle à différentes activités de montage et de gestion de projets, d'encadrement d'étudiants et de rédaction d'articles, elle s'implique dans l'élaboration d'un projet scientifique d'unité. L'unité qui voit le jour est

la seconde unité du Cirad à se présenter, avec succès, en 2004, à l'évaluation externe internationale mise en place par la direction. C'est ainsi que naît l'unité « Dynamique des forêts naturelles », dirigée jusqu'en 2010 par Sylvie, l'une des premières femmes directrices d'UR au Cirad. En 2009, une nouvelle restructuration des unités au sein du Cirad incite Sylvie, en collaboration avec Alain Billand, alors responsable de l'UR 36 « Ressources forestières et politiques publiques », à fusionner les deux unités et l'UR « Forêts et Biodiversité » de Madagascar pour créer l'unité BSEF (Biens et services des écosystèmes forestiers tropicaux), devenue Forêts et Sociétés en 2015. Sylvie Gourlet-Fleury assure une période de transition en restant coresponsable de l'un des domaines de la nouvelle unité.

À partir de 2011, Sylvie Gourlet-Fleury se consacre au montage et à la coordination de plusieurs projets de recherche d'envergure dans le bassin du Congo (Coforchange, Dynaffor, Dynafac, P3FAC). Elle ne cesse d'œuvrer pour trouver des financements afin de pérenniser le dispositif de MBaiki en RCA et assurer des mesures régulières d'inventaire, parfois même au péril de sa vie. Sans sa détermination et sa force de conviction, ce dispositif ne serait pas aujourd'hui l'un des dispositifs les plus anciens encore actifs en région tropicale avec Paracou. Tous ces projets visent le même objectif de garantir la durabilité des peuplements forestiers. En Afrique centrale, ils aboutiront à l'émergence d'un des plus grands réseaux de dispositifs de suivi de la dynamique forestière en Afrique centrale, basé sur un concept original, et à la constitution d'une base de données irremplaçable sur la composition et la structure des forêts denses humides. Ces données alimenteront de nombreux travaux de recherche, dont encore récemment une étude internationale sur la composition et la vulnérabilité des forêts d'Afrique centrale, qu'elle a coordonnée en partenariat avec l'IRD, publiée dans la revue *Nature* en 2021. Cette étude a permis de cartographier la composition des forêts tropicales d'Afrique centrale et leur vulnérabilité à l'augmentation des pressions climatiques et humaines attendues dans les prochaines décennies.

Inlassable travailleuse, pleine d'une énergie communicative, droite et directe tant dans sa pensée que dans sa vie, Sylvie Gourlet-Fleury a partagé son temps entre des terrains difficiles dans les forêts de Guyane et du bassin du Congo et des analyses de fond sur la dynamique des populations d'arbres. Son travail est à juste titre jugé comme

fondamental dans la compréhension des mécanismes écologiques qui déterminent la nature même des forêts tropicales. Très estimée et respectée par la communauté scientifique, Sylvie Gourlet-Fleury était une infatigable promotrice de nouveaux projets permettant de mieux comprendre les interactions entre l'écologie forestière, la gestion forestière et les impacts du changement climatique. En complément de ses grandes compétences professionnelles, ses qualités humaines, sa serviabilité, son amabilité, sa curiosité d'esprit, son écoute et sa grande ténacité face aux difficultés de toutes sortes firent d'elle une collègue exceptionnelle appréciée de tous. Chacun et chacune de ses collègues garderont la mémoire d'une personne lucide qui, jusqu'à ses derniers jours, ne lâchait rien, ne cédait jamais à l'abattement, se désolait parfois de la course du monde et de l'imprévoyance humaine, mais gardait en elle, transparaissant en son regard, une invincible force d'espérance. Femme d'exception, elle restera un modèle pour toutes les jeunes chercheuses au Cirad qui peuvent parfois douter de leur possibilité réelle de faire avancer les choses et d'affirmer leur point de vue.

Son dynamisme était contagieux et Sylvie Gourlet-Fleury savait entraîner et motiver ses collègues ainsi que de nombreux étudiants du Nord et du Sud qui sont devenus maintenant des partenaires incontournables des travaux scientifiques en Afrique centrale.

Ses publications (plus de 200 articles, chapitres d'ouvrage et documents techniques) et ses conférences démontrent l'importance de sa contribution en écologie et en aménagement des forêts tropicales d'Afrique centrale. Sylvie Gourlet-Fleury laisse un énorme vide dans la communauté scientifique des écologues forestiers tropicaux et, en sa mémoire, tous ses collègues s'intéressant aux forêts tropicales continueront son combat mené pendant plus de 30 ans pour la conservation des forêts tropicales d'Afrique centrale et du monde en général.

Ce texte a été précédemment publié sur le site web de l'Unité de recherche n° 105 Forêts et Sociétés du Cirad <https://ur-forets-societes.cirad.fr/l-unite/hommage-a-sylvie-gourlet-fleury>

Sata DIAWARA^{1,5}
Henri-Noël BOUDA²
Niéyidouba LAMIEN³
Patrice SAVADOGO^{1,4}
Amadé OUEDRAOGO⁵

¹ Centre National de la Recherche Scientifique et Technologique
Institut de l'Environnement et de Recherches Agricoles (INERA)
Département Environnement et Forêts
03 BP 7047, Ouagadougou 03
Burkina Faso

² African Forest Forum
United Nations Avenue, Gigiri
PO Box 30677-00100
Nairobi
Kenya

³ Conseil ouest et centre africain pour la recherche agricole (CORAF/WEBCARD)
7, avenue Bourguiba
BP 48
Dakar
Sénégal

⁴ Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)
Sub Regional Office West Africa
Dakar
Senegal

⁵ Université Joseph Ki-Zerbo
Unité de Formation et de Recherche en Sciences de la Vie et de la Terre/
Laboratoire de Biologie et Écologie Végétales (UFR/SVT)
03 BP 7021, Ouagadougou 03
Burkina Faso

Water stress responses of *Saba senegalensis* provenances during the seedling stage



Photo 1.
Flowering and leafy shoots of *Saba senegalensis*.
Photo S. Diawara.

Auteur correspondant /
Corresponding author:
Sata DIAWARA – diawara.sata@gmail.com

Doi : 10.19182/bft2023.355.a36812 – Droit d'auteur © 2023, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 7 novembre 2021 ; date d'acceptation : 12 septembre 2022 ; date de publication : 1^{er} mars 2023.



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

Citer l'article / To cite the article

Diawara S., Bouda H.-N., Lamien N., Savadogo P., Ouedraogo A., 2023. Water stress responses of *Saba senegalensis* provenances during the seedling stage. Bois et Forêts des Tropiques, 355 : 5-19. Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2023.355.a36812>

RÉSUMÉ

Réponses au stress hydrique de plantules de *Saba senegalensis* selon leurs provenances

Saba senegalensis est une liane à usages multiples d'Afrique subsaharienne aujourd'hui menacée par la surexploitation de ses fruits, la dégradation des sols et l'irrégularité des précipitations, compromettant sa régénération. Cette recherche vise à évaluer la survie, la croissance et la répartition de la matière sèche dans les réponses aux régimes hydriques des semis de *S. senegalensis* provenant de neuf zones légèrement, modérément et sévèrement sèches au Burkina Faso. Les paramètres de l'étude sont les provenances, les régimes hydriques et la durée du stress dû à la sécheresse. Au total, 567 plantules (63 par provenance) ont été cultivées selon un plan factoriel. Cinq mois après la germination, trois régimes hydriques ont été appliqués : teneur en eau du sol élevée, moyenne et faible, correspondant respectivement à 100, 75 et 50 % de la capacité de rétention en pots. Les expériences ont duré 6, 9 et 12 mois après le début du stress hydrique. Les taux de survie, les paramètres de croissance, la production de biomasse, les indices de tolérance et de sensibilité au stress ont été calculés et les données analysées à l'aide d'un modèle linéaire mixte. Le stress dû à la sécheresse a réduit la survie des semis et la production de biomasse, tandis que le taux de croissance relatif du diamètre au collet a augmenté. À mesure de la durée du stress dû à la sécheresse, le taux de croissance relatif du diamètre au collet des plantules diminue et le rapport pousses-racines augmente : après six mois de stress, les plantules ont investi davantage dans leurs racines, tandis qu'après neuf et douze mois la tendance inverse est observée. En outre, les plantules de la zone légèrement sèche produisent plus de biomasse lorsqu'elles sont arrosées sous un régime à faible teneur en eau du sol, et sont plus tolérantes à la sécheresse que celles des zones sévèrement et modérément sèches. Cela indiquerait que les plantules originaires de ces zones sont bien adaptées à la croissance dans des conditions de stress hydrique sévère. Pour les programmes de domestication de *S. senegalensis*, les plantules provenant de zones légèrement sèches peuvent être propagées avec succès dans les systèmes agroforestiers où l'eau est un facteur limitant.

Mots-clés : taux de croissance précoce, rapport pousses-racines, production de biomasse, acclimatation, tolérance à la sécheresse, *Saba senegalensis*.

ABSTRACT

Water stress responses of *Saba senegalensis* provenances during the seedling stage

Saba senegalensis is a multi-purpose liana from sub-Saharan Africa that is under threat from over-exploitation of its fruits and from land degradation and erratic rainfall affecting its regeneration. This research aims to assess survival, growth and dry matter distribution in the responses to water regimes of *S. senegalensis* seedlings of nine provenances from slightly, moderately and severely dry zones in Burkina Faso. The study parameters were provenance, water regimes and duration of drought stress. A total of 567 seedlings (63 per provenance) were grown using a factorial design. Five months after germination, three water regimes were applied: high, medium and low soil water content, corresponding respectively to 100, 75 and 50% of soil pot capacity. The experiments lasted for 6, 9 and 12 months after water stress began. Survival rates, growth parameters, biomass production, stress tolerance and stress sensitivity indexes were calculated and the data analyzed using a linear mixed model. Drought stress reduced seedling survival and biomass production, while the relative growth rate in collar diameter increased. Concerning the duration of drought stress, the relative growth rate of seedlings in collar diameter decreased and the shoot to root ratio increased. After six months under stress, the seedlings had invested more in roots, whereas after nine and twelve months the reverse trend was observed. Furthermore, seedlings from the slightly dry zone produced more biomass when watered under a low soil water content regime, and were more drought-tolerant than those from severely and moderately dry zones. This could indicate that the seedlings originating from these zones are well adapted to growth under severe water stress. For *S. senegalensis* domestication programs, seedlings originating from the slightly dry zones can be successfully propagated in agroforestry systems where water is a limiting factor.

Keywords: early growth rate, shoot to root ratio, biomass production, acclimation, drought tolerance, *Saba senegalensis*.

RESUMEN

Respuestas al estrés hídrico de la *Saba senegalensis* durante la fase de plántula según su procedencia

La *Saba senegalensis* es una liana polivalente del África subsahariana amenazada por la sobreexplotación de sus frutos y por la degradación del suelo y la irregularidad de las precipitaciones que afectan a su regeneración. El objetivo de esta investigación es evaluar la supervivencia, el crecimiento y la distribución de la materia seca en respuesta a los regímenes hídricos de las plántulas de *S. senegalensis* de nueve procedencias: zonas ligera, moderada y severamente secas de Burkina Faso. Los parámetros de estudio fueron la procedencia, los regímenes hídricos y la duración del estrés por sequía. Se cultivaron 567 plántulas (63 por procedencia) siguiendo un diseño factorial. Cinco meses después de la germinación, se aplicaron tres regímenes hídricos: alto, medio y bajo contenido de agua en el suelo, correspondientes respectivamente al 100, 75 y 50 % de la capacidad de la tierra de la maceta. Los experimentos duraron 6, 9 y 12 meses tras el inicio del estrés hídrico. Se calcularon las tasas de supervivencia, los parámetros de crecimiento, la producción de biomasa y los índices de tolerancia y sensibilidad al estrés. Los datos se analizaron mediante un modelo lineal mixto. El estrés por sequía redujo la supervivencia de las plántulas y la producción de biomasa, mientras que aumentó la tasa de crecimiento relativo del diámetro del cuello. Respecto a la duración del estrés por sequía, la tasa de crecimiento relativo en el diámetro del cuello de las plántulas disminuyó y la relación brote-raíz aumentó. Tras seis meses bajo estrés, las plántulas habían invertido más en las raíces, mientras que tras nueve y doce meses se observó la tendencia inversa. Además, las plántulas de la zona ligeramente seca produjeron más biomasa cuando se regaron en un régimen de bajo contenido de agua en el suelo, y fueron más tolerantes a la sequía que las de las zonas severa y moderadamente secas. Esto podría indicar que las plántulas procedentes de estas zonas están bien adaptadas al crecimiento en condiciones de estrés hídrico severo. Para los programas de domesticación de *S. senegalensis*, las plántulas procedentes de las zonas ligeramente secas pueden reproducirse con éxito en sistemas agroforestales donde el agua es un factor limitante.

Palabras clave: tasa de crecimiento precoz, relación brote-raíz, producción de biomasa, acclimatación, tolerancia a la sequía, *Saba senegalensis*.

Introduction

Seed germination is the first step in a plant's life cycle (Rajjou *et al.*, 2012) and is followed by the post germinative growth of the seedling (Hao *et al.*, 2017). Successful germination and seedling development are crucial steps in the growth of a new plant (Wolny *et al.*, 2018). Seed germination can be influenced by various intrinsic factors (e.g. dormancy in its various forms, seed quality, maturity, tolerance to desiccation, age) and environmental conditions (e.g. water, oxygen, pH, temperature, light) (Simão and Takaki, 2008). Germination starts when the seed imbibes water. In water deficit conditions, seeds do not imbibe enough water, which ultimately decreases the rate of germination and reduces overall plant number per unit area (Jajarmi, 2009).

After seedling emergence, plants are frequently exposed to environmental stresses. Some environmental factors, such as air temperature, can become stressful in just a few minutes; others, such as soil water content, may take days to weeks, and factors such as soil mineral deficiencies can take months to become stressful (Taiz and Zeiger, 2006). Water stress characterizes arid and semi-arid tropical zones, where it constitutes a major constraint on plant growth, development and productivity (Bayen *et al.*, 2021; Brunetti *et al.*, 2018; Fathi and Barari Tari, 2016). During prolonged stress situations, plant survival and growth are impacted. The effects are highly variable, depending on length and promptness of stress imposition and stage of plant development (Ferreira *et al.*, 2015). In general, water stress induces morphological, physiological and biochemical changes within plants (Ohashi *et al.*, 2000; Zarafshar *et al.*, 2014), what can affect the growth of plant parts differently, and may alter the pattern of dry mass accumulation within the plant (Shao *et al.*, 2008). These changes occur as soon as the quantities of available water are insufficient to support the needs of the plant. Overall, drought negatively affects various growth parameters such as plant height, root length, shoot and root fresh and dry weight, number of leaves, tillers, leaf area, and root area (Kagambèga *et al.*, 2019; Anjum *et al.*, 2011). Under water-stress conditions, the shoot to root ratio decreases to facilitate water absorption and to maintain the osmotic pressure (Lisar *et al.*, 2012), because root length and shoot length usually follow the phenomena of hydrotropism (Anjum *et al.*, 2011).

In arid and semi-arid tropical zones, many woody species have developed avoidance or tolerance strategies in response to water stress.

Shedding of leaves and development of root depth and morphology also play a critical role in water stress tolerance (Bayen *et al.*, 2021). These changes occur as soon as the quantities of available water are insufficient to support the needs of the plant (Bayala *et al.*, 2018; Bouda *et al.*, 2015; Fargeon *et al.*, 2016). For many tree species growing in semi-arid agroforestry systems, the lack of knowledge on their biological and ecological characteristics and their acclimation to abiotic stress is a major issue for their adequate use (Gebrekirstos *et al.*, 2006). Better understanding of their

resilience to water-deficit stress is essential to develop adequate strategies for their sustainable management in semi-arid areas.

In most cases, stress is measured in relation to plant survival, crop yield, growth (biomass accumulation), or the primary assimilation processes (CO₂ and mineral uptake), which are related to overall growth (Taiz and Zeiger, 2006). In addition, to measure the impact of water stress on seedlings, ratios and indices such as survival rate, stress susceptibility index (Fischer and Maurer, 1978), stress tolerance index (Fernandez, 1992), relative water content, shoot to root ratio can be calculated.

In the Sudano-Sahelian zone of West Africa, tree growth performance under drought is a well-documented issue. Studies on the response of woody plants from different provenances to drought stress have focused on species such as *Adansonia digitata* (Bouda *et al.*, 2015; De Smedt *et al.*, 2012), *Faidherbia albida* (Koech *et al.*, 2016), *Vitellaria paradoxa* (Bayala *et al.*, 2018), *Senegalia dudgeonii*, *Senegalia gourmaensis*, *Vachellia nilotica* and *Vachellia tortilis* (Bayen *et al.*, 2021). However, the knowledge on the drought tolerance of *Saba senegalensis* is still limited. Since environmental conditions vary extensively within the natural settlement of the species, it is reasonable to expect genetic differentiation in various traits among *S. senegalensis* populations. Moreover, to the best of our knowledge, no studies on the behavior of *S. senegalensis* under water-stress conditions have been previously conducted.

To promote the domestication of multi-purpose trees, especially fruit trees, and to define a strategy for their conservation in semi-arid conditions context, understanding their response to water-deficit and identifying drought-resistant traits are necessary. These characteristics can make it possible to select populations that are able to grow and



Photo 2.
Ripe fruit of *Saba senegalensis*.
Photo A. Ouedraogo.

give satisfactory yields in areas with water deficit. Therefore, the current study has a general aim of understanding the potential for acclimation of *S. senegalensis* to different climatic conditions. The study specific aims to (i) understand the effects of water stress on seedlings survival and growth of *S. senegalensis* (ii) assess the shoot to root ratio in seedlings and (iii) demonstrate whether tolerance or resistance to water stress is related to the provenance of the species.

The hypotheses are (i) water stress has a differential impact on the survival and growth of *S. senegalensis* depending on their provenances, and (ii) plants derived from dry areas are more drought-tolerant than those from wetter areas.

Material and methods

Study site description

Experiments were conducted at the Research Station of the Institute of Environment and Agricultural Research (Burkina Faso) located in Saria (figure 1) during August 2017 to January 2019. The site is an open, flat terrain at 300 m asl. The climate is characterized by marked seasonality, with the majority of precipitation occurring during a wet season lasting for 6 months from May to October. Climate data (i.e. monthly mean precipitation and temperature) were collected from in-situ weather station during the eighteen months of the experiment. Soils at the study site are mostly Ferric Lixisols with generally low fertility (Ouattara *et al.*, 2006).

Description of the studied fruit species

The experiment was carried out on *S. senegalensis* (A. DC.) Pichon, a multi-purpose plant with a high ecological and socio-economic value (Lamien *et al.*, 2010; Orwa *et al.*, 2009; Sarr *et al.*, 2018). It is a woody liana species native to sub-Saharan Africa whose distribution area covers countries such as Burkina Faso, Gambia, Guinea, Mali, Niger, Guinea Bissau, Senegal, Côte d'Ivoire, Ghana and Tanzania. It occurs in areas where annual precipitations range from 600 to 1,500 mm (Le Houérou, 1986; Orwa *et al.* 2009). It is commonly found in riverine areas and open woodlands.

Fruits collection and seedlings production

Mature fruits of *S. senegalensis* were collected in August 2017 from nine provenances across a climatic gradient in Burkina Faso: Diaradougou, Mondon and Bérégadougou, located in the Sudanian zone; Tchériba, Kalimbouly, Gourcy, Kourbo-Moogo and Somiaga, located in the Sudano-Sahelian zone; and Wahabou, located between the Sudanian zone and Sudano-Sahelian zones (figure 1).

In the Sudanian zone the rainy season lasts 5 to 6 months with average annual rainfall exceedingly sometimes 1,100 mm. The mean temperature of this area varies between 20 and 25 °C. In the Sudano-Sahelian zone, the annual rainfall varies between 600 and 900 mm and last 4 to 5 months with an average temperature ranging from 20 to 30 °C (Fontes and Guinko, 1995). The climate data used for the fruits collection sites are those of the nearest weather station (table I). After fruits harvesting, damage-free fruits were de-pulped, and the seeds were soaked in cold water

for 24 hours, following the conventional treatment recommended by the National Tree Seed Center of Burkina Faso. In August 2017, two seeds were sown directly into cylindrical aluminum pots (10 cm diameter × 50 cm height) containing 6 kg of substrate composed of arable soil from the natural soils at the research station, manure and sand (1:1:1). A total of 567 pots were used for the experiment (63 per provenance and 21 per water stress for each provenance). Due to the recalcitrant nature of seeds, sowing was done in a greenhouse immediately after harvesting. Watering was done once daily with tap water to avoid drying of the medium. Two weeks after

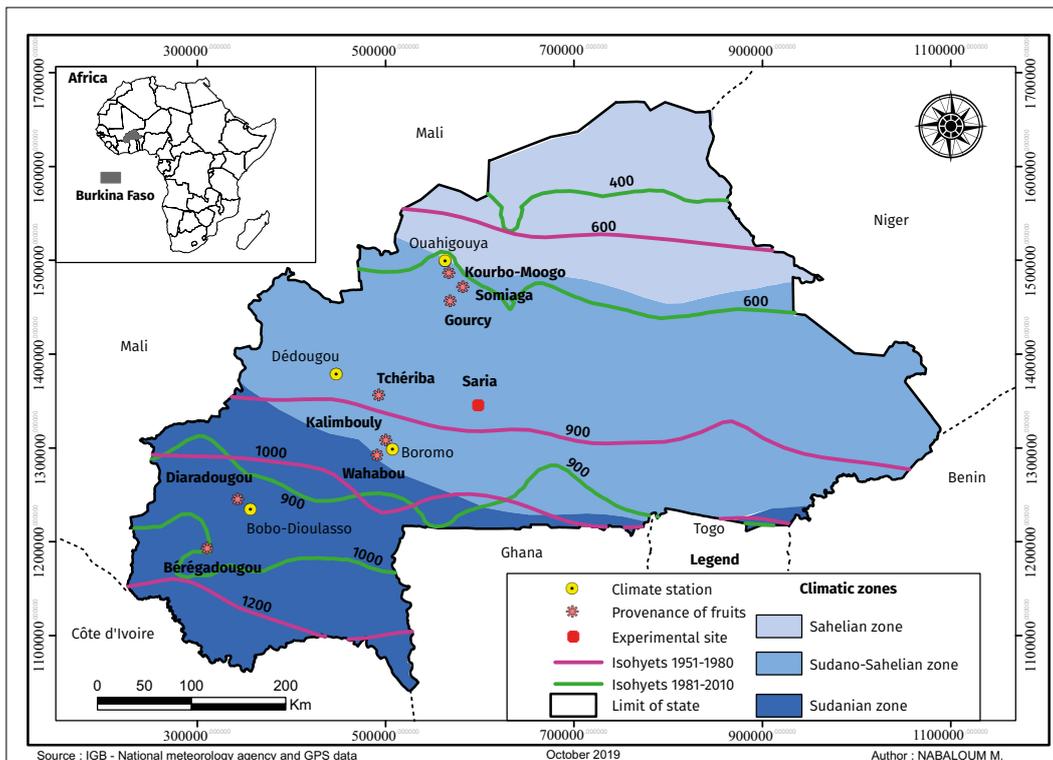


Figure 1.

Location of sites for *Saba senegalensis* fruit collection and site for water-deficit experiments on the climate map of Burkina Faso.

Table I.

Geographical and climate data of the provenance's sites of *Saba senegalensis* fruits from 2007 to 2019.

Provenance	Climate station	Latitude (°)	Longitude (°)	Altitude (m)	Mean annual air temperature (°C)	Annual rainfall (mm)	Humidity (%)	PET (mm /year)	Number of arid months	Annual water deficit (mm)
Somiaga										
Kourbo-Moogo	Ouahigouya	13.56	2.41	336	29.7	799	38.9	2871	10.3	2072
Gourcy										
Tchériba	Dédougou	12.46	3.48	300	29.3	862	46.1	2626	9.8	1764
Kalimbouly										
Wahabou	Boromo	11.75	2.93	271	28.9	926	49.2	2445	9.7	1519
Diaradougou										
Bérégadougou	Bobo-Dioulasso	11.16	4.31	460	27.9	1022	53.9	2056	9	1034
Mondon										

Climate data were from meteorology service of Burkina Faso and PET (potential evapotranspiration) is from Hargreaves (1963).

sowing, emergence was completed in all pots, then one seedling per pot was kept and the same amount of water was uniformly supplied to allow early growth before initiating the watering regimes, in January 2018.

Experimental design and treatments

The applied quantities of water were calculated based on soil water content at field capacity, which is the value of soil moisture when gravity drainage becomes close to zero after saturation (Taiz and Zeiger, 2006; Ward and Robinson, 1990). In practice, ten pots with dry substrate (dried in an oven at 60 °C for 72 h) were weighed (W1). The pots were watered and let to drain for 48 h before being weighed again (W2). The difference (W2 - W1) corresponded to the amount of water added to reach 100 % field capacity for a com-

pletely dry substrate. Three water regimes were applied for twelve months: irrigation to 50, 75 and 100 % of soil pot capacity, referred as low-water content (LWC, 277 ml per week), medium water content (MWC, 396 ml per week) and high-water content (HWC-control, 554 ml per week), respectively.

After five months, the drought stress treatment was initiated by applying the three water regimes. The experiment followed a split plot design, with watering regimes and provenances as factor. There were three replications, with provenance as the main plot and water regime as the sub-plot, with seven plants within each sub-plot. Each of the three blocks contained 3 water regimes × 9 provenances × 7 plants, giving a total of 567 plants for the whole experiment.

Data collection

Root collar diameter, height and the fresh and dry weight of root and shoot (comprising stem and leaves) of the five-month old seedlings were recorded before the water regimes and 6, 9 and 12 months, after applying the different water regimes. Equally, seedling survival rate was calculated at the same periods. In addition, the number of leaves was determined by directly counting. In July 2018, after six months of drought stress, one-third of the pots were randomly selected within each subplot (189 pots in total), and the living seedlings (165 seedlings) were uprooted for dry matter and root assessments. Nine months after the drought stress, the second third of the seedlings were harvested and assessed (184 seedlings), and after 12 months of stress, the remaining living seedlings were uprooted (120 seedlings). The variation in the numbers of seedlings uprooted at each date is due to mortality. To obtain the dry weights, each seedling's roots, stems and leaves were placed into envelopes and placed in the oven at 70 °C until constant weight is reached.

Table II.

Drought characterization according to the standardized precipitation evapotranspiration index (SPEI) values (Ye *et al.*, 2019).

Drought categories	SPEI values
Extremely wet	[2.0, +1)
Severely wet	[1.5, 2.0)
Moderately wet	[1.0, 1.5)
Slightly wet	[0.5, 1.0)
Near normal	(-0.5, 0.5)
Slightly dry	(-1.0, -0.5]
Moderately dry	(-1.5, -1.0]
Severely dry	(-2.0, -1.5]
Extremely dry	(-∞, 2.0]

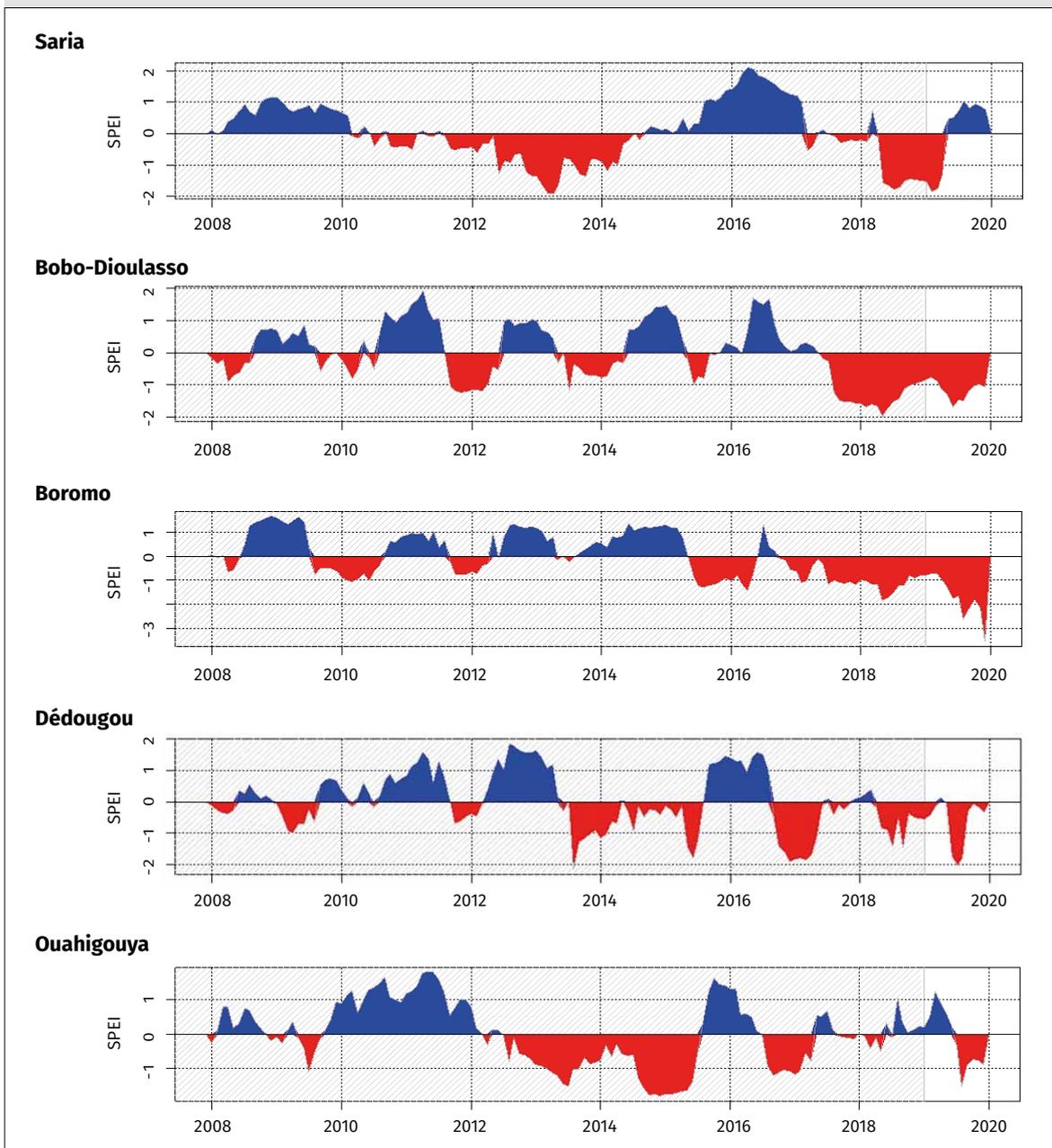


Figure 2.
Evolution of the standardized precipitation evapotranspiration index (SPEI) at the Saria Research Station and climate stations, Burkina Faso.

Based on biomass data, the ratios of fresh / dry weight and shoot to root ratio dry weight were obtained. The shoot to root ratio is often used to estimate relative absorption-transpiration capacities. The relative growth rate of diameter, height and total dry weight were also derived. The accumulated water uses efficiency (WUE) after 6, 9 and 12 months of drought stress were determined, based on the estimated dry matter at month 0, the dry matter harvested after 6 months of drought stress and the total amount of water applied from 0 to 6 months:

$$WUE = (TDW_6 - TDW_0) / TWA$$

where TDW_0 and TDW_6 are the initial and final dry matter, respectively, and TWA is the total water applied. WUE is expressed in mg/ml.

At the end of each drought stress duration, survival rates were calculated. Also, the mean relative growth rate (RGR) was calculated for diameter, height and number of leaves. The RGR is generally used to compare the growth of seedlings that differ in initial size, to account for the growth

differences due to size variations and to determine which seedlings are inherently more efficient (Hunt, 1982).

The equation is:

$$RGR = \frac{\ln XF - \ln XI}{TF - TI}$$

where $\ln XF$ and $\ln XI$ are the means of the natural logarithm-transformed plant weights.

To compare the adaptability among provenances, stress tolerance index (STI) and stress sensitivity index (SSI) were analyzed on the growth parameters (i.e. seedling height and root collar diameter). The STI was analyzed using the following formula (Fernandez, 1992):

$$STI = (yp_i \times ysi) / YP^2$$

where ysi and yp_i were each provenance's parameters under stress and non-stress conditions, respectively, and YP is the parameter means of all provenances under non-stress conditions.

The SSI was analyzed using the following formula (Fischer and Maurer, 1978):

$$SSI (\%) = 100 \times \frac{PMT - PMS}{PMT}$$

where PMT and PMS were each provenance's parameters (shoot height and root elongation) under stress and non-stress conditions, respectively.

Standardized precipitation evapotranspiration index

To characterize the local climate of the fruits collection and experimentation sites, the standardized precipitation evapotranspiration index (SPEI) was used. This index has the advantage of including the effects of temperature variability on drought assessment (Lorenzo-Lacruz *et al.*, 2010; Vicente-Serrano *et al.*, 2010). The SPEI is a monthly index that was calculated on annual base (from 2007 to 2019 for Saria site and fruits provenances sites). The levels of drought were categorized as shown in table II (Ye *et al.*, 2019). For the current study, subject to data availability, Hargreaves (1975) method was used to calculate Potential Evapotranspiration (PET). The SPEI package for R developed by Vicente-Serrano *et al.* (2010) was used to calculate the SPEI drought index.

Statistical analysis

Before analysis, mean values for all variables in each sub-plot were calculated. The data collected on seedling survival and growth (i.e. diameter, height, number of leaves, RGR in diameter, RGR in height, variation in number of leaves and dry weight for shoots, leaves and

roots), WUE, biomass production, STI and SSI for each water regime, provenance and duration of drought stress were fitted in a series of linear mixed effect models by using the "nlme" package (Pinheiro and Bates, 2002) in R. In each model, seedlings provenance, water regime, duration of drought stress and their interaction were treated as fixed factors and block as random factor.

Homogeneity of variances was examined before the analysis using Levene's test. The results were considered significant when $P < 0.05$. The analysis was conducted using Rstudio version 4.1.2 (R Core Team, 2021).

Results

Sites climate conditions

SPEI was calculated for 4 meteorological stations and experimentation sites to analyze the local conditions of drought at various time scales. The local climate of Diaradougou, Mondon and Bérégadougou provenances was characterized by Bobo SPEI; those of Tchériba provenance by Dédougou SPEI. Also, local conditions of drought of Kalimbouly and Wahabou provenances were characterized by Boromo SPEI and those of Gourcy, Kourbo-Moogo and Somiaga by Ouahigouya SPEI. SPEI monthly values varied from -5.4 to 2.6, -5 to 2.9, -4.6 to 3.1, -3.1 to 3.0 and -4.5 to 3.0 for Ouahigouya, Dédougou, Boromo, Bobo and Saria sites, respectively. In general, the climatic conditions of the Bobo station (SPEI = -0.86) were slightly dry ($-1.0 < \text{SPEI} \leq -0.5$) and those of Boromo (SPEI = -1.27) and Dédougou (SPEI = -1.4) stations were moderately dry ($-1.5 < \text{SPEI} \leq -1.0$). In the Ouahigouya station (SPEI = -1.7), the climatic conditions were severely dry ($-2.0 < \text{SPEI} \leq -1.5$). The climatic conditions of experimentation site were moderately dry (figure 2).

Table III.

Description of the fitted linear mixed-effects models on survival rate of *Saba senegalensis* seedlings. The table presents the inclusion of both fixed and random effects for each model. For each model, the p -value as well as the Akaike Information criterion (AIC) are presented.

	Dependent variable	Survival rate	
	Number of blocks	3	
	Number of observations	453	
		p -value	AIC
Random effect:	Block	< 0.001***	2,244.0
Fixed effects:	Provenance (P)	0.178	2,234.6
	Water regime (W)	< 0.001***	2,212.0
	Duration of drought stress (T)	< 0.001***	2,219.5
	P × W	0.735	2,210.2
	P × T	0.970	2,181.4
	W × T	< 0.001***	2,168.8
	P × W × T	0.974	2,152.5

Significant codes: *** 0.001; ** 0.01; * 0.05.

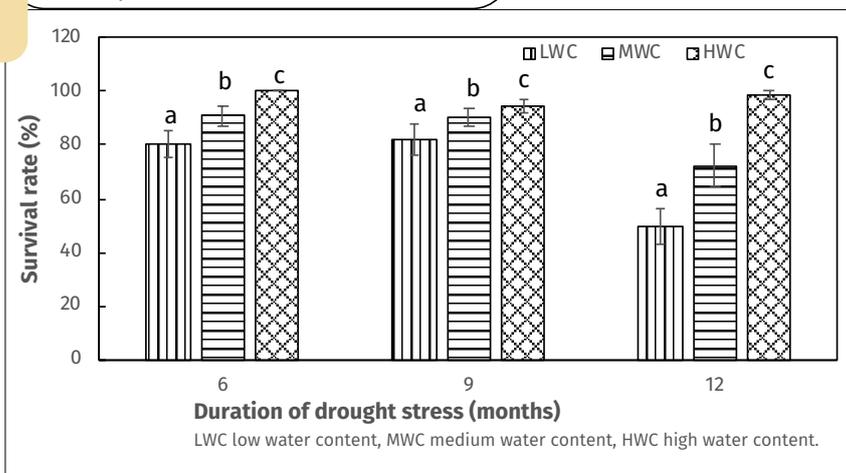


Figure 3. Water regime and duration of drought stress effects on survival rate of *Saba senegalensis* seedlings. For each duration of drought stress, values (mean \pm standard error) with different letters are significantly different at the 5% level.

Seedlings survival

At the time 0 of the experiment, the survival rate of the seedlings was 100%. After 12 months of water stress, the mean survival rate of *S. senegalensis* seedlings was decreased to $84.3 \pm 26.8\%$. Also, at the end of the experiment, the survival rate was reduced by 50%, 28% and 2% for the LWC, MWC and HWC regimes, respectively. The seedlings survival of *S. senegalensis* in terms of SPEI was influenced by the block ($P < 0.001$), water regime ($P < 0.001$) and duration of drought stress ($P < 0.001$). Significant interaction was also observed between water regime and duration of drought stress ($P < 0.001$), indicating that for each duration of drought stress, species responses to drought. However, the interaction $W \times T$ better explains the seedlings survival, as his model recorded the lowest AIC (table III). In general, the severity of the drought was dependent to the dura-

tion of the applied stress. Irrespective of the duration of drought stress application, control (well-watered) seedlings had the highest survival rate, while plants subject to the LWC regime had the lowest survival rate (figure 3).

Seedlings growth and shoot to root ratio

After 12 months' application of water stress, the mean relative growth of *S. senegalensis* seedlings in height, collar diameter and number of leaves was 0.11 ± 0.05 cm/month, 0.09 ± 0.04 mm/month and 0.10 ± 0.07 mm/month, respectively. The block, the water regime and the duration of drought stress had a significant effect on the RGR of height and number of leaves. However, no significant interaction was found between these factors. The model containing the water regime better explains the growth of the seedlings in

height and number of leaves, as it recorded the lowest AIC (table IV). Seedlings subject to the low and moderate watering regime showed higher RGR height and RGR in number of leaves (table VA). In general, the RGR of *S. senegalensis* seedlings in height and number of leaves increased with decreasing of amount of watering regime. Also, the block, the provenance and the duration of drought stress had a significant effect on the RGR in collar diameter. In contrast, the duration of drought stress better explains the growth in seedling diameter, as his model recorded the lowest AIC (table IV). Seedlings subject to the low and moderate watering regime showed higher RGR in collar diameter (table VB). In general, the RGR of *S. senegalensis* seedlings in collar diameter decreases with the duration of drought stress.

Regardless of provenance and water regime, at 12 months following the application of water stress, shoot

Table IV.

Description of the fitted linear mixed-effects models on morphological parameters of *Saba senegalensis* seedlings. The table presents the inclusion of both fixed and random effects for each model. For each model, the p -value as well as the Akaike Information criterion (AIC) are presented.

	Dependent variable	RGR height		RGR diameter		RGR number of leaves	
		p -value	AIC	p -value	AIC	p -value	AIC
Random effect:	Block	0.001**	-966.5	0.001**	-1,103.1	< 0.001***	-463.0
Fixed effects:	Provenance (P)	0.674	-945.9	0.001***	-1,100.0	0.312	-445.2
	Water regime (W)	< 0.001***	-979.2	0.231	-1,084.4	< 0.001***	-469.3
	Duration of drought stress (T)	< 0.001***	-972.6	< 0.001***	-1,107.2	0.002***	-462.5
	$P \times W$	0.783	-930.0	0.379	-1,056.8	0.640	-428.8
	$P \times T$	0.278	-926.5	0.988	-1,072.0	0.241	-425.2
	$W \times T$	0.097	-964.6	0.367	-1,061.3	0.275	-448.5
	$P \times W \times T$	0.697	-842.9	0.777	-951.1	0.812	-350.1

Significant codes: *** 0.001; ** 0.01; * 0.05.
RGR: Relative growth rate.

Table V.

Growth parameters of *Saba senegalensis* seedlings under three water regimes (A) and three durations of drought stress (B).

A.			
Water regime	RGR of height	RGR of collar diameter	RGR of number of leaves
Low water content	0.12 ± 0.04a	0.10 ± 0.05a	0.11 ± 0.07a
Medium water content	0.12 ± 0.04a	0.09 ± 0.03a	0.12 ± 0.07a
High water content	0.09 ± 0.05b	0.09 ± 0.05a	0.08 ± 0.09b

Values are means ± standard error. Means followed by the same letter in the same column are not significantly different at $P < 0.05$ for the same morphological parameter.
 RGR: Relative growth rate.

B.			
Duration of drought stress	RGR of height	RGR of collar diameter	RGR of number of leaves
6 months	0.12 ± 0.05a	0.11 ± 0.05a	0.13 ± 0.09a
9 months	0.11 ± 0.05b	0.08 ± 0.04b	0.09 ± 0.07b
12 months	0.09 ± 0.03c	0.08 ± 0.03b	0.07 ± 0.06c

Values are means ± standard error. Means followed by the same letter in the same column are not significantly different at $P < 0.05$ for the same morphological parameter.
 RGR: Relative growth rate.

Water use efficiency and dry matter allocation

Apart from the provenance and water stress, at 12 months of drought stress, the mean WUE of *S. senegalensis* seedlings was 0.90 ± 0.70 mgm/l. The accumulated WUE showed significant differences between blocks, provenances, water regimes and duration of drought stress. Also, the results showed that all interactions had effects on WUE ($P < 0.001$), except the interaction $P \times T$ ($P = 0.655$). However, the water regime better explains the WUE, as his model recorded the lowest AIC (table VII). Seedlings subject to the moderate and high watering regimes showed smallest WUE and the higher was recorded for seedlings watered under the LWC regime (table VIII).

The biomass production showed significant difference between the block ($P = 0.011$), the water regimes ($P < 0.001$), the times of the stress applied ($P < 0.001$), and the interactions $P \times W$ ($P = 0.004$), $W \times T$ ($P < 0.007$) and $P \times W \times T$ ($P = 0.001$). However, there was no significant variation between provenances ($P = 0.056$) and the interaction $P \times T$ ($P = 0.056$) for biomass production. Of the models with a significant effect on biomass production, the interaction $P \times W \times T$ model explained biomass production best, as it recorded the lowest AIC (table VII). After 12 months of water stress, seedlings from the slightly arid zone watered with LWC had produced the highest biomass. The biomass of control seedlings was greater after six, nine and twelve months of water stress in the seedlings from the moderately, severely and slightly dry zones, respectively (figure 4). In addition, above and below-ground biomass showed significant differences between provenances aridity ($P < 0.001$) and duration of drought stress

length ranged from 12 cm to 86 cm and root length varied from 5 cm to 70 cm. The shoot to root ratio ranged from 0.21 to 8.4 and the mean ratio was 1.0 ± 0.57 . The block, the duration of drought stress and interaction $P \times W$ had influenced the shoot to root ratio. However, the duration of drought stress better explains the shoot to root ratio, as his model recorded the lowest AIC (table VI). At six months of drought stress, seedlings had invested more in roots, whereas after nine and twelve months the reverse trend was observed. The observed ratio was similarly higher in plants after nine (1.17 ± 0.06) and twelve months (1.06 ± 0.03) of drought stress as compared with the value recorded for seedlings after six months (0.79 ± 0.02).

Table VI.

Description of the fitted linear mixed-effects models on shoot to root ratio of *Saba senegalensis* seedlings. The table presents the inclusion of both fixed and random effects for each model. For each model, the p -value as well as the Akaike Information criterion (AIC) are presented.

	Dependent variable	Shoot to root ratio	
		p-value	AIC
Random effect:	Block	0.002**	747.4
Fixed effects:	Provenance (P)	0.420	759.9
	Water regime (W)	0.807	760.8
	Duration of drought stress (T)	< 0.001***	718.9
	$P \times W$	0.020*	775.8
	$P \times T$	0.352	742.3
	$W \times T$	0.742	745.3
	$P \times W \times T$	0.442	786.9

Significant codes: *** 0.001; ** 0.01; * 0.05.

Table VII.

Description of the fitted linear mixed-effects models on water use efficiency, total biomass production and stress tolerance index of *Saba senegalensis* seedlings. The table presents the inclusion of both fixed and random effects for each model. For each model, the *p*-value as well as the Akaike Information criterion (AIC) are presented.

	Dependent variable	Water use efficiency		Total biomass production		Stress tolerance index	
		<i>p</i> -value	AIC	<i>p</i> -value	AIC	<i>p</i> -value	AIC
Random effect:	Block	0.002**	-4,054.8	0.011*	3,075.6	< 0.001***	378.6
Fixed effects:	Provenance (P)	0.029*	-4,499.2	0.056	3,073.1	< 0.001***	342.1
	Water regime (W)	< 0.001***	-4,521.3	< 0.001***	3,070.5	0.077	-979.2
	Duration of drought stress (T)	< 0.001***	-4,513.9	< 0.001***	3,051.8	0.034*	383.7
	P × W	< 0.001***	-4,450.1	0.004**	3,069.4	0.195	-930.0
	P × T	0.655	-4,413.2	0.056	3,037.6	0.702	352.9
	W × T	< 0.001***	-4,454.4	< 0.001***	3,052.7	0.519	-964.6
	P × W × T	< 0.001***	-4,239.1	0.001**	3,042.7	0.845	-842.9

Significant codes: *** 0.001; ** 0.01; * 0.05.

Table VIII.

Water use efficiency of *Saba senegalensis* seedlings under three water regimes.

Water regime	Water use efficiency*1000
Low water content	1.16 ± 0.07a
Medium water content	0.78 ± 0.05b
High water content	0.80 ± 0.05b

Values are means ± standard error. Means followed by the same letter are not significantly different at *P* < 0.05 for the water use efficiency.

(*P* = 0.023) and these differences depended on the provenance aridity. Within the plants from moderately and severely dry zones, root biomass was larger than above-ground biomass, while above-ground biomass was greatest than root biomass in those from slightly dry zone (figure 5 A). Also, regardless of duration of drought stress, root biomass was larger than above-ground biomass (figure 5 B).

Drought stress tolerance and sensitivity

Regardless of provenance, water regime and duration of drought stress, the overall mean value STI of seedlings was 0.96 ± 0.80. There was significant variation between blocks (*P* < 0.001), provenances (*P* < 0.001) and duration of drought stress (*P* = 0.034) for seedlings tolerance to drought stress. However, the provenance better explains this tolerance to drought stress, as his model recorded the lowest

Table IX.

Effects of the provenance aridity on the stress sensitivity index of plants parts.

Provenance	SSI of shoot (%)	SSI of root (%)
Severely dry	35.85 ± 6.06a	52.32 ± 3.17a
Moderately dry	36.98 ± 12.09a	49.27 ± 7.42b
Slightly dry	-40.95 ± 9.78b	0.65 ± 6.25c

Values are means ± standard error. Provenance values followed by the same letter in the same column are not significantly different at *P* < 0.05 for the same plant part. SSI Stress sensitivity index

AIC (table VIII). Seedlings from slightly dry zone are more drought-tolerant than those from severely dry zone (figure 6). In addition, we showed that plants parts reacted differently to drought stress (*P* = 0.004) and that their sensitivity depended on provenance aridity (*P* < 0.001). In general, seedlings shoot was the least sensitive to drought stress and roots the most sensitive. Plants parts from slightly dry zone were the least sensitive to drought stress and those of moderately and severely dry zone were the most sensitive (table IX).

Discussion

This study examined the potential for acclimation of *S. senegalensis* to different climatic conditions. The results of the experiment revealed that the block showed a higher AIC than the three fixed factors for seedlings survival, RGR

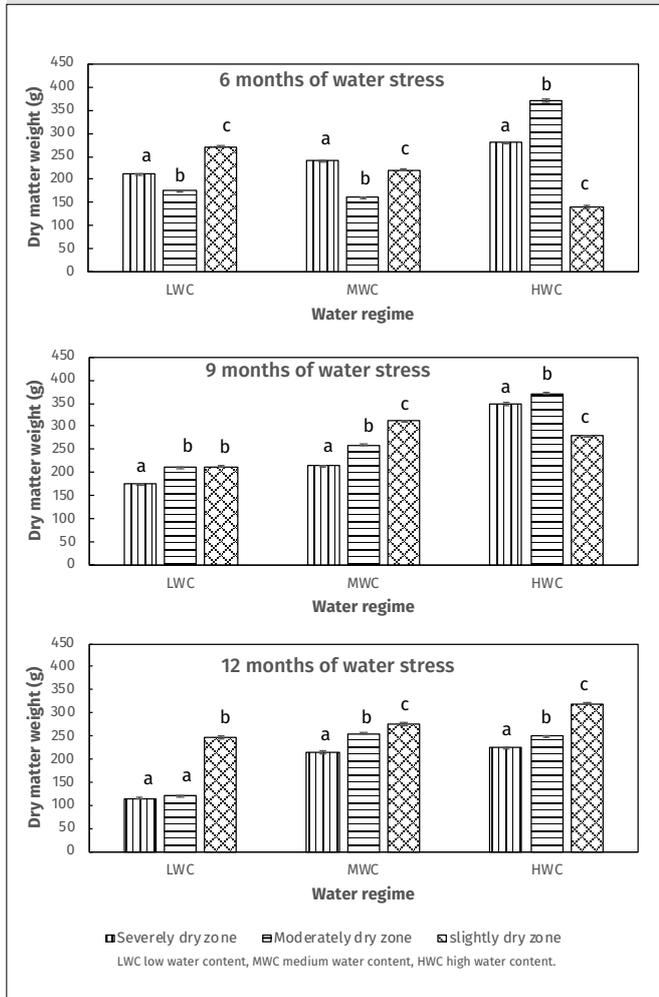


Figure 4. Provenance and water regime effects on total biomass production of *Saba senegalensis* seedlings for three durations of drought stress. For each duration of drought stress, values (mean \pm standard error) with different letters are significantly different at the 5% level.

in height, diameter and number of leaves, WUE, biomass production and tolerance to drought stress, which shows that the experiment was carried out under homogeneous conditions in the greenhouse. Drought stress reduced seedlings survival, aboveground biomass, while RGR in collar diameter increased. Seedlings from the slightly dry zone provenances produced more biomass when watered with LWC regime, and were more drought-tolerant than those from severely and moderately dry zone provenances.

Survival rate is one of the most important variables that shows the tolerance of species to stress (Bouda *et al.*, 2015). In response to drought, not only the seedlings survival is reduced, but growth parameters, such as the RGR in height and number of leaves, are also affected. Seedlings height and number of leaves increased with decreasing of amount of watering regime. Concerning the duration of drought stress, the RGR of *S. senegalensis* seedlings in collar diameter decreases and shoot to root ratio increases. Our first hypothesis, stating that water stress has a differ-

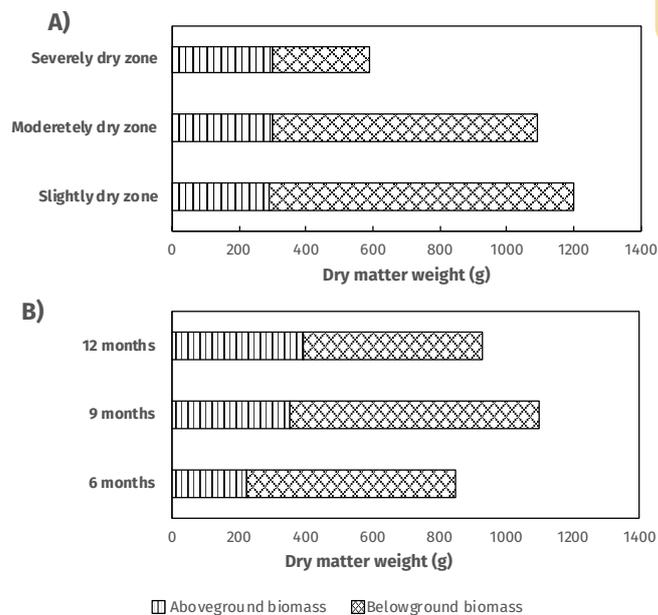


Figure 5. Provenance (A) and duration of drought stress (B) effects on the aboveground and belowground biomass of *Saba senegalensis* seedlings.

ential impact on the survival and growth of *S. senegalensis* depending on their provenances, is rejected. The decrease in these parameters has also been observed in many other species from the semi-arid region of Africa, such as *A. digitata* (Bouda *et al.*, 2015), *F. albida* (Koech *et al.*, 2016) and *V. paradoxa* (Bayala *et al.*, 2018). The literature does not have results of comparative studies of *S. senegalensis* seedling survival. A possible reason for the decrease in survival during 12 months of drought stress could be the limitation on the seedlings' potential root growth imposed by the small size of the pots. Thus, in terms of survival, the best genotype can be found from all provenances, because no significant difference was observed between seedlings provenances.

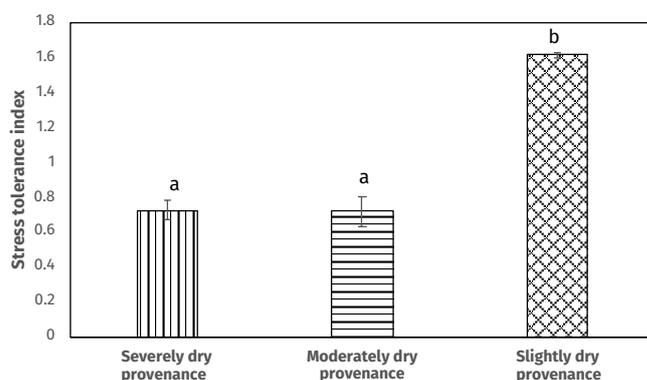


Figure 6. Provenance effects on the tolerance to drought stress of *Saba senegalensis* seedlings.

**Photo 3.**

Measurement of the height of *Saba senegalensis* seedling.
Photo S. Diawara.

**Photo 4.**

Measurement of the root collar diameter of *Saba senegalensis* seedling.
Photo S. Diawara.

Results from this study indicated that the nine provenances of *S. senegalensis* seedlings use several morphological mechanisms to withstand drought. After the initiation of drought stress, all growth parameters and biomass production were affected through an increased intensity of drought stress (i.e. lower watering regime and longer duration of drought stress). This would mean acclimation to the longer duration of stress could directly decrease the growth as a consequence. This is confirmed by the RGR of collar diameter and roots length which decreases with the duration of drought stress. It is possible that this shift reflects an ontogenetic change and a corresponding change in strategy: after six months of drought stress, seedlings tend to invest more in roots, whereas after nine months the strategy changes to invest more in shoots to facilitate carbon capture. These findings merit further studies and underlines that long-term drought stress experiments are needed to understand the performance of *S. senegalensis* in the field.

We found that *S. senegalensis* seedlings subject to the moderate and high watering regimes showed smallest WUE and the higher was recorded for seedlings watered under the LWC regime. Many previous studies have found that WUE was improved under water limitation (Liu *et al.*,

2005; Binghua *et al.*, 2012). In theory, plants with high WUE would have a relatively fast dry matter accumulation compared to plants with low WUE (Hall *et al.*, 1994). According to these authors, under stress, plants with higher WUE are relatively more drought-resistant than plants with lower WUE.

Drought stress reduced biomass production of seedlings. The decrease in biomass production of the stressed seedlings can be explained by the reduction of seedling growth due to the severity of drought stress. To manage water availability limitations, plants have developed mechanisms to help withstanding water stress. These mechanisms include changes in leaf anatomy and ultra-structure, reductions in leaf size, thickening of leaf cell walls, increases in the number of large vessels, and reductions of stomata (Lisar *et al.*, 2012). The reduction of the seedlings' growth under water stress could be due to a consequence of loss of the cellular turgescence (Chartzoulakis *et al.*, 1993), because the processes implied in the growth (i.e. division, differentiation and cellular widening) are dependent upon turgor pressure and therefore highly sensitive to the water deficit. In addition, the amount of biomass of seedlings from the slightly dry zone was greater than those of seedlings from severely and moder-

ately dry zones. This is because *S. senegalensis* is widely distributed across a broad geographical area and there are generally variations in both morphological and physiological attributes associated with the different provenances (Bayala *et al.*, 2018; Bouda *et al.*, 2015; Weber *et al.*, 2019).

As a result, the difference in provenances is associated with a variation in their acclimation ability in a particular area. Large variations between provenances may be mainly due to the genotypes, as all the experiments were conducted under same environmental conditions and they received similar treatments. Furthermore, decreases in biomass were reported by many studies as a response of seedlings to drought (Ludewig *et al.*, 2018; Stanik *et al.*, 2021). Thus, in terms of biomass production, the best genotype was found from slightly dry zone and sensitive genotypes were observed in seedlings from moderately and severely dry zones.

Saba senegalensis seedlings derived from slightly dry zone were more drought-tolerant than those from moderately and severely dry zones as we hypothesized. Thus, seedlings from slightly dry zone have superior tolerance under stress, because they have higher WUE under stress. In addition, plants parts from this zone were the less sensitive to drought stress and those of moderately and severely dry zone were the most sensitive. The difference in adaptive response of *S. senegalensis* seedlings to water stress among provenances indicate that establishment of the species under severe environments can be improved by selection of matching provenances in terms of their drought tolerance. This will favor selection of these provenances from slightly dry zone for planting in sites with high drought stress.

Conclusions

This study allows some conclusions about the ranking of *S. senegalensis* provenances in terms of seedling response to different watering regimes to aid in the selection of drought-tolerant provenances. The duration and severity of drought stress reduced seedling survival and RGR in collar diameter. The provenance variation, mainly in biomass production (above and below-ground) and tolerance stress index, indicates marked differences which can be used to aid the selection of the most suitable provenances for different locations. The best provenances, based on their tolerance to drought stress and high biomass production, that could be recommended for integration into semi-arid ecosystems of Burkina Faso, are those of the slightly dry zones (Bérégadougou, Mondon and Diaradougou). However, we recommend future research on the genetic diversity of *S. senegalensis* and its planting *in situ* under drought stress conditions to confirm these findings.

Acknowledgements

The authors are grateful to the Institut de l'Environnement et de Recherches Agricoles (INERA) and CGIAR Research Program on Forests, Trees and Agroforestry (FTA) for the technical and logistical support during field and assistance for the writing of the manuscript. We thank the TREEFOOD research

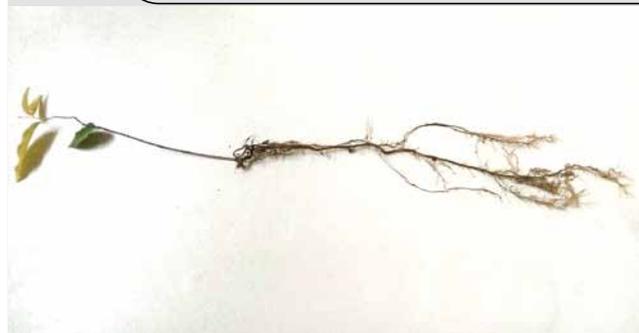


Photo 5.

Uprooting of living seedling after six months of drought stress.
Photo S. Diawara.

project (n° 1507-143) for the financial support for this work. Dr. John A. Meadows and Mr Koudous Kaboré are acknowledged respectively for proofreading and editing the paper and assistance in data collection.

Funding

We thank the TREEFOOD research project (n° 1507-143) for the financial support for this work.

Data

The data used in this article is available on the private numerical drive with the following Internet link: <https://doi.org/10.5281/zenodo.7867991>
Inform the authors, and refer to this article when you use this data.

References

- Anjum S. A., Xie X.-Y., Wang L.-C., Saleem M. F., 2011. Morphological, physiological and biochemical responses of plants to drought stress. *African Journal of Agricultural Research*, 6 (9): 2026-2032. https://academicjournals.org/article/article1380900919_Anjum%2520et%2520al.pdf
- Bayala J., Sanon Z., Bazie P., Sanou J., Roupsard O., Jourdan C., *et al.*, 2018. Relationships between climate at origin and seedling traits in eight Panafrican provenances of *Vitellaria paradoxa* C.F. Gaertn. under imposed drought stress. *Agroforestry Systems*, 92 (6): 1455-1467. <https://doi.org/10.1007/s10457-017-0091-8>
- Bayen P., Lykke A. M., Kagambèga F. W., Bognounou F., Thiombiano A., 2021. Effect of water stress on growth and dry matter distribution of four dryland species used in tree planting in the Sahel. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 94 (4): 538-550. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpab003>
- Binghua L., Liang C., Mingjun L., Dong L., Yangjun Z., Fengwang M., 2012. Interactive effects of water and nitrogen supply on growth, biomass partitioning, and water-use efficiency of young apple trees. *African Journal of Agricultural Research*,

- 7 (6): 978-985. https://academicjournals.org/article/article1380969796_Liu%20et%20al.pdf
- Bouda Z. H.-N., Bayala J., Jensen J. S., Markussen B., Ræbild A., 2015. Reactions of *Adansonia digitata* L. provenances to long-term stress at seedling stage. *Agroforestry Systems*, 89: 113-123. <https://doi.org/10.1007/s10457-014-9746-x>
- Brunetti C., Loreto F., Ferrini F., Gori A., Guidi L., Remorini D., et al., 2018. Metabolic plasticity in the hygrophyte *Moringa oleifera* exposed to water stress. *Tree Physiology*, 38 (11): 1640-1654. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpy089>
- Chartzoulakis K., Noitsakis B., Therios I., 1993. Photosynthesis, plant growth and dry matter distribution in Kiwifruit as influenced by water deficits. *Irrigation Science*, 14: 1-5. <https://doi.org/10.1007/BF00194999>
- De Smedt S., Cuni Sanchez A., Van Den Bilcke N., Simbo D., Potters G., Samson R., 2012. Functional responses of baobab (*Adansonia digitata* L.) seedlings to drought conditions: Differences between western and south-eastern Africa. *Environmental and Experimental Botany*, 75: 181-187. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2011.09.011>
- Fargeon H., Aubry-Kientz M., Brunaux O., Descroix L., Gaspard R., Guitet S., et al., 2016. Vulnerability of commercial tree species to water stress in logged forests of the Guiana Shield. *Forests*, 7 (5): 105. <https://doi.org/10.3390/f7050105>
- Fathi A., Barari Tari D., 2016. Effect of drought stress and its mechanism in plants. *International Journal of Life Sciences*, 10 (1): 1-6. https://www.researchgate.net/publication/294108106_Effect_of_Drought_Stress_and_its_Mechanism_in_Plants
- Fernandez G. C. J., 1992. Effective selection criteria for assessing stress tolerance. In: Kuo C. G. (ed.). *Proceedings of the International Symposium on Adaptation of Vegetables and Other Food Crops in Temperature and Water Stress*, August 13-16. Taiwan, AVRDC Publications, 257-270.
- Ferreira W. N., de Lacerda C. F., da Costa R. C., Filhoet S. M., 2015. Effect of water stress on seedling growth in two species with different abundances: the importance of Stress Resistance Syndrome in seasonally dry tropical forest. *Acta Botanica Brasílica*, 29 (3): 375-382. <https://doi.org/10.1590/0102-33062014abb0045>
- Fischer R. A., Maurer R., 1978. Drought resistance in spring cultivars. I. Grain yields responses. *Australian Journal of Agricultural Research*, 29: 897-912. <https://doi.org/10.1071/AR9780897>
- Fontes J., Guinko S., 1995. *Vegetation and Land Use's Map of Burkina Faso*. Toulouse, France, Ministry of French Cooperation, Explanatory Note, Campus Project (88 313 101).
- Gebrekirostos A., Teketay D., Fetene M., Mitlöhner R., 2006. Adaptation of five cooccurring tree and shrub species to water stress and its implications in restoration of degraded lands. *Forest Ecology and Management*, 229: 259-267. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.04.029>
- Hao J.-H., Lv S.-S., Bhattacharya S., Fu J.-G., 2017. Germination Response of Four Alien Congeneric *Amaranthus* Species to Environmental Factors. *PLoS ONE*, 12 (1): e0170297. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0170297>
- Hall F. E., Chunhe Z., Gasem K. A. M., Robinson R. L., Dan Y., 1994. Adsorption of pure methane, nitrogen, and carbon dioxide and their binary mixtures on wet Fruitland coal. In: *SPE Eastern Regional Meeting*, Society of Petroleum Engineers, SPE-29194-MS. <https://doi.org/10.2118/29194-MS>
- Hargreaves G. H., 1975. Moisture availability and crop production. *Trans ASAE*, 18 (5): 980-984.
- Hunt R., 1982. *Plant Growth Curves: The Functional Approach to Plant Growth Analysis*. London, UK, Edward Arnold, 248 p.
- Jajarmi V., 2009. Effect of water stress on germination indices in seven wheat cultivar. *World Academy of Science. Engineering and Technology*, 49: 105-106.
- Kagambèga F. W., Nana R., Bayen P., Thiombiano A., Boussim J. I., 2019. Tolérance au déficit hydrique de cinq espèces prioritaires pour le reboisement au Burkina Faso. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 23 (4): 245-256. <https://doi.org/10.25518/1780-450718199>
- Koech G., Ofori D., Muigai A. W., Muriuki J., Anjarwalla P., De Leeuw J., et al., 2016. Variation in the response of eastern and southern Africa provenances of *Faidherbia albida* (Delile A. Chev) seedlings to water supply: A greenhouse experiment. *Global Ecology and Conservation*, 8: 31-40. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2016.08.005>
- Lamien N., Traoré S., Kini F., 2010. Potentialités productive, nutritive et économique de la liane goïne (*Saba senegalensis* A.DC. Pichon) dans le Sahel Burkinabé. *Études et Recherches Sahéliennes*, 14-15 : 115-127.
- Le Houérou H. N., 1986. The role of browse in the Sahelian and Sudanian zones. In: Le Houérou H. N. ed. *Browse in Africa*. Addis Ababa, Ethiopia, ILCA, 83-100.
- Lisar S. Y. S., Motafakkerzad R., Hossain M. M., Rahman I. M. M., 2012. Water stress in plants: Causes, effects and responses. In: Rahman I. M. M., Hasegawa H. (eds). *Water Stress*. InTech, Croatia, 1-14.
- Liu F., Andersen M. N., Jacobsen S.-E., Jensen C. R., 2005. Stomatal control and water use efficiency of soybean (*Glycine max* L. Merr.) during progressive soil drying. *Environmental and Experimental Botany*, 54 (1): 33-40. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2004.05.002>
- Lorenzo-Lacruz J., Vicente-Serrano S. M., Lopez-Moreno J. I., Begueria S., Garcia-Ruiz J. M., Cuadrat J. M., 2010. The impact of droughts and water management on various hydrological systems in the headwaters of the Tagus River (central Spain). *Journal of Hydrology*, 386 (1-4): 13-26. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.01.001>
- Ludewig K., Hanke J. M., Wuthe B., Otte A., Mosner E., Eckstein R.L., et al., 2018. Differential effect of drought regimes on the seedling performance of six floodplain grassland species. *Plant Biology*, 20: 691-697. <https://doi.org/10.1111/plb.12722>

Ohashi Y., Saneoka H., Fujita K., 2000. Effect of water stress on growth, photosynthesis, and photoassimilate translocation in soybean and tropical pasture legume siratro. *Soil Science and Plant Nutrition*, 46: 417-425. <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00380768.2000.10408795>

Orwa C., Mutua A., Kindt R., Jamnadass R., Simons A., 2009. *Agroforestry Database: a tree reference and selection guide version 4.0*. World Agroforestry Centre.

Ouattara K., Ouattara B., Assa A., Sédogo P., 2006. Long-term effect of ploughing, and organic matter input on soil moisture characteristics of a Ferric Lixisol in Burkina Faso. *Soil and Tillage Research*, 88: 217-224. <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.06.003>

Pinheiro J., Bates D., 2002. *Mixed-Effect Models in S and S-plus*. *Journal of the American Statistical Association*, 96. <https://link.springer.com/book/10.1007/b98882>

Rajjou L., Duval M., Gallardo K., Catusse J., Bally J., Job C., et al., 2012. Seed germination and vigor. *Annual Review of Plant Biology*, 63: 507-533. <https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-042811-105550>

R Core Team, 2021. *A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria, R Foundation for Statistical Computing. <http://www.r-project.org/>

Sarr M. G., Ndiaye N. D., Ayessou N. C., Faye P. G., Cissé M., Sakho M., et al., 2018. *Saba senegalensis*: Key Features and Uses. *Food Science & Nutrition*, 9: 1099-1111. <https://doi.org/10.4236/fns.2018.99080>

Shao H.-B., Chu L.-Y., Jaleel C. A., Chang-Xing Zhao C.-X., 2008. Water-deficit stress-induced anatomical changes in higher plants. *Comptes Rendus Biologies*, 331: 215-225. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2008.01.002>

Simão E., Takaki M., 2008. Effect of light and temperature on seed germination in *Tibouchina mutabilis* (Vell.) Cogn. (Melastomataceae). *Biota Neotropica*, 8 (2): 64-68. <https://www.scielo.br/j/bn/a/DvYdvNdbHLxDnzwywSr8F/?lang=en>

Stanik N., Lampei C., Rosenthal G., 2021. Drought stress triggers differential survival and functional trait responses in the establishment of *Arnica montana* seedlings. *Plant Biology*, 23: 1086-1096. <https://doi.org/10.1111/plb.13306>

Taiz L., Zeiger E., 2006. *Plant Physiology*. Fourth edition. Sunderland, MA, USA, Sinauer Associates, 764 p.

Vicente-Serrano S. M., Lasanta T., Gracia C., 2010. Aridification determines changes in forest growth in *Pinus halepensis* forests under semiarid Mediterranean climate conditions. *Agricultural and Forest Meteorology*, 150 (4): 614-628. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2010.02.002>

Ward R. C., Robinson M., 1990. *Principles of Hydrology*. Third edition. Maidenhead, UK, McGraw-Hill.

Weber J. C., Sotelo Montes C., Soumana I., Diallo B. O., Abasse T., Larwanou M., et al., 2019. Genetic and geographic variation in growth of *Balanites aegyptiaca* in Niger: compar-

ing results from provenance/progeny tests in the nursery and field. *New Forests*, 50: 643-661. <https://doi.org/10.1007/s11056-018-9686-9>

Wolny A. B., Betekhtin A., Rojek M., Braszewska-zalewska A., Lusinska J., Hasterok R., 2018. Germination and the early stages of seedling development in *Brachypodium distachyon*. *International Journal of Molecular Sciences*, 19: 2916. <https://doi.org/10.3390/ijms19102916>

Ye L., Shi K., Zhang H., Xin Z., Hu J., Zhang C., 2019. Spatio-Temporal Analysis of Drought Indicated by SPEI over Northeastern China. *Water*, 11: 908. <https://doi.org/10.3390/w11050908>

Zarafshar M., Akbarinia M., Askari H., Hosseini S. M., 2014. Morphological, physiological and biochemical responses to soil water deficit in seedlings of three populations of wild pear tree (*Pyrus boissieriana*). *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 18 (3): 353-366. <https://popups.uliege.be/1780-4507/index.php?id=11315>

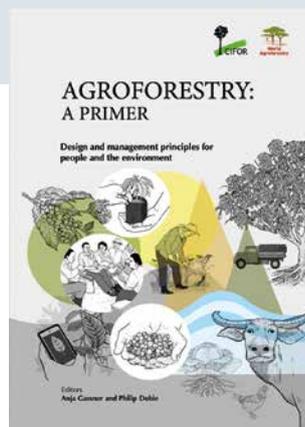
Diawara et al. – Author's contributions

Contributor role	Contributor names
Conceptualization	S. Diawara, P. Savadogo, A. Ouedraogo
Data Curation	S. Diawara, P. Savadogo, A. Ouedraogo
Formal Analysis	S. Diawara, P. Savadogo, A. Ouedraogo, N. Lamien, H.-N. Bouda
Investigation	S. Diawara, P. Savadogo, A. Ouedraogo
Methodology	S. Diawara, P. Savadogo, A. Ouedraogo, N. Lamien, H.-N. Bouda
Supervision	P. Savadogo, A. Ouedraogo
Validation	S. Diawara, P. Savadogo, A. Ouedraogo, N. Lamien, H.-N. Bouda
Visualization	S. Diawara, P. Savadogo, A. Ouedraogo, N. Lamien, H.-N. Bouda
Writing – Original Draft Preparation	S. Diawara, P. Savadogo, A. Ouedraogo, N. Lamien, H.-N. Bouda
Writing – Review & Editing	S. Diawara, P. Savadogo, A. Ouedraogo, N. Lamien, H.-N. Bouda

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 - ISSN : L-0006-579X



GASSNER A., DOBIE P., 2022. **AGROFORESTRY: A PRIMER – DESIGN AND MANAGEMENT PRINCIPLES FOR PEOPLE AND THE ENVIRONMENT.** INDONESIA-KENYA, ICRAF-CIFOR, 181 P.

Conventional agriculture is very productive. But high productivity comes at a cost: soil that is depleted or eroded, watercourses that are polluted or drying up, and a food system that produces 20–40% of greenhouse gas emissions. Many people now agree that we urgently need to transform the food system, including agriculture. Agroforestry, as a nature-based approach to production and land use, will play an important role in this transformation. Agroforestry is not new; farmers have practised it for thousands of years, and scientists have recognized it since the 1970s as a productive and ecologically sustainable form of agriculture and land use. But now agroforestry is suddenly at centre stage; it is promoted as a land-use strategy to support climate change mitigation and climate change adaptation, biodiversity conservation, sustainable agriculture and other goals. Many organizations recommend or use it as a tool for restoring ecosystems – not only agricultural ones, but also forest landscapes. Although not a cure-all, agroforestry has great potential to contribute to all the goals mentioned above. However, agroforestry is not just a matter of adding trees to farms. To realize its potential, practitioners need to understand its principles. Agroforestry: A primer is a guide to agroforestry principles and concepts – and how to use them effectively. Although not a cure-all, agroforestry has great potential to contribute to all the goals mentioned above. However, agroforestry is not just a matter of adding trees to farms. To realize its potential, practitioners need to understand its principles. Agroforestry: A primer is a guide to agroforestry principles and concepts – and how to use them effectively.

Adapted from the publisher's abstract.

Jl. CIFOR, Situ Gede, Bogor Barat 16115, Indonesia. United Nations Avenue, Gigiri, PO Box 30677, Nairobi, 00100, Kenya.
cifor-icraf.org

<https://doi.org/10.5716/cifor-icraf/BK.25114>



INSTITUT NATIONAL DE L'INFORMATION GÉOGRAPHIQUE ET FORESTIÈRE, 2022. **INVENTAIRE FORESTIER NATIONAL – MÉMENTO 2022.** FRANCE, IGN, 35 P.

Créé en 1958 pour connaître la forêt de manière experte et neutre, l'inventaire forestier est le seul outil qui décrit l'ensemble des écosystèmes forestiers et la ressource en bois des forêts publiques et privées sur le territoire métropolitain. L'inventaire forestier national est basé sur une méthode dite « en continu », adoptée en 2005 pour rendre mieux compte des évolutions plus rapides qui traversent nos forêts suite aux tempêtes de décembre 1999 et à la sécheresse/canicule de 2003. Les résultats annuels sont basés sur les données collectées sur le terrain pendant les cinq années précédentes. Les principales données et résultats de l'inventaire sont publiés chaque année au sein de ce mémento. Il dresse un état des lieux de la forêt métropolitaine, en mettant en avant une partie des données collectées comme la surface, le volume de bois, les essences, la production, les prélèvements et la mortalité. Ces informations, basées sur les cinq campagnes de terrain menées de 2017 à 2021, sont produites à partir de mesures collectées sur près de 70 000 placettes d'observation (dont 13 000 placettes annuelles en 2021). Plus de cent agents, techniciens de terrain, photo-interprètes, experts de divers domaines, collectent et traitent les données, permettant de produire les résultats forestiers et sur les écosystèmes, et font évoluer les protocoles pour répondre aux évolutions du contexte environnemental. Ils s'appuient sur un ensemble de partenaires dont l'Office national des forêts (ONF), le Centre national de la propriété forestière (CNPF), l'Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (INRAE), les services des mairies.

Adapté du résumé de l'éditeur.

Institut national de l'information géographique et forestière, 73 avenue de Paris, 94165 Saint-Mandé cedex, France.

www.ign.fr



SCHEURER O., SEGER M., LAGACHERIE P., BEAUDOIN N., DESCHAMPS T., SAUTER J., FORT J.-L., COUSIN I., 2022. **RÉSERVOIR EN EAU DU SOL UTILISABLE PAR LES CULTURES – GUIDE D'ESTIMATION.** FRANCE, ÉDITIONS ARVALIS, 104 P.

Ce guide rassemble les résultats les plus récents issus de programmes de recherche qui ont réuni des communautés diverses (des spécialistes de l'hydrodynamique aux conseillers agronomes de terrain), comme par exemple ceux ayant trait au réservoir en eau des fractions grossières du sol (les cailloux) dont l'enjeu est considérable au regard de la surface agricole concernée. Il arrive à point nommé, alors que les impacts du changement climatique sont clairement perceptibles, et que la gestion de l'approvisionnement en eau des cultures devient un enjeu de premier plan dans de nombreuses régions de France. Il illustre aussi qu'une meilleure connaissance de la diversité des sols et de la variabilité de leurs propriétés, mais aussi de la diversité des cultures et de leurs systèmes racinaires, sont des clefs pour la gestion et l'adaptation des agroécosystèmes aux conditions climatiques actuelles et futures. Les nombreuses références opérationnelles rassemblées facilitent le dialogue et la mutualisation des indispensables observations et mesures nécessaires aux démarches agronomiques renouvelées mais toujours ancrées sur de solides fondements scientifiques.

Adapté du résumé de l'éditeur.

Éditions ARVALIS, ZA La Tellerie, CS 20016, 61438 Flers cedex, France.

www.editions-arvalis.fr

Ernestine LONPI TIPI¹
Kouagou RAOUL SAMBIENI^{1,2,3}
Damase KHASA⁴
Jan BOGAERT²
Joseph Lumande KASALI⁵
Alain HUART⁶
Ku Mbuta Augustin KONDA⁷
François MALAISSE²

¹ Université de Kinshasa
École régionale postuniversitaire
d'aménagement et de gestion intégrés
de forêts et territoires tropicaux (ERAIFT)
République démocratique du Congo

² Université de Liège / Gembloux
Agro-Bio Tech
Unité Biodiversité et Paysage
Belgique

³ Plateforme Afrique centrale
de l'Université de Liège
République démocratique du Congo

⁴ Université Laval
Centre d'étude de la forêt et Institut
de biologie intégrative et des systèmes
Québec, QC, G1V 0A6
Canada

⁵ Université de Kinshasa
Faculté des sciences
République démocratique du Congo

⁶ Délégation de l'Union européenne
Unité d'appui technique aux projets
Environnement et agriculture durable
Kinshasa
République démocratique du Congo

⁷ Skyfood
Laboratoire d'élevage des chenilles
comestibles africaines
Kilueka
République démocratique du Congo

Auteur correspondant /
Corresponding author:
Ernestine LONPI TIPI -
ernestinetipi@gmail.com

Les chenilles consommées dans la région de la réserve de biosphère de Luki en République démocratique du Congo : acteurs, connaissances locales et pressions



Photo 1.
Bunaea alcinoe sur *Spondias mombin* L.
Bunaea alcinoe on *Spondias mombin* L.
Photo E. Lonpi Tipi.

Doi : 10.19182/bft2023.355.a36785 – Droit d'auteur © 2023, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 5 mai 2022 ;
date d'acceptation : 19 octobre 2022 ; date de publication : 1^{er} mars 2023.



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

Citer l'article / To cite the article

Lonpi Tipi E., Sambieni K. R., Khasa D., Bogaert J., Kasali J. L., Huart A., Konda K. M. A., Malaisse F., 2023. Les chenilles consommées dans la région de la réserve de biosphère de Luki en République démocratique du Congo : acteurs, connaissances locales et pressions. Bois et Forêts des Tropiques, 355 : 21-34. Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2023.355.a36785>

RÉSUMÉ

Les chenilles consommées dans la région de la réserve de biosphère de Luki en République démocratique du Congo : acteurs, connaissances locales et pressions

La région de la réserve de biosphère de Luki connaît un changement dans les comportements alimentaires de sa population. La consommation des chenilles fait partie des nouvelles habitudes alimentaires de celle-ci. Cependant, la population fait état de la diminution, au fil des années, de la disponibilité des chenilles qu'elle consomme. Pourtant, aucune donnée n'existe à ce jour sur les chenilles comestibles dans la région. Notre étude s'est intéressée aux acteurs de la collecte et de la consommation des chenilles dans cette région, à leurs connaissances locales concernant cette ressource alimentaire ainsi qu'au contexte de gestion des chenilles dans lequel s'effectue leur cueillette. Les enquêtes structurées à l'aide d'un questionnaire auprès de 578 collecteurs préalablement recensés dans 22 villages et des observations directes sur le terrain ont été réalisées de septembre 2020 à janvier 2021. Les résultats révèlent que la consommation de chenilles y est une activité récente et que les acteurs sont majoritairement des jeunes hommes ainsi que des hommes adultes relevant de tous les groupes ethnolinguistiques qui y vivent. Ils connaissent leurs chenilles alimentaires qu'ils désignent par un nom vernaculaire d'emprunt et les identifient à partir des traits morphologiques. Dix catégories locales de chenilles consommées ont été recensées et quatre ont été identifiées au niveau de l'espèce. Le cycle de vie des chenilles consommées est peu connu de la population. Les lieux de collecte sont les jachères, les forêts, les zones habitées et les savanes, où les chenilles se nourrissent sur 46 espèces de plantes hôtes appartenant à 20 familles botaniques. Leur collecte s'effectue dans un contexte de pressions anthropiques avec l'utilisation par la majorité des collecteurs de techniques destructrices. Cette étude a permis d'avoir un aperçu sur la dynamique locale concernant les chenilles comestibles pour leur prise en compte dans les mesures de gestion de la réserve de biosphère de Luki ainsi que dans les plans locaux de développement des villages situés dans sa périphérie.

Mots-clés : chenilles, plantes hôtes, gestion, entomophagie, réserve de biosphère de Luki, République démocratique du Congo.

ABSTRACT

Caterpillar consumption around the Luki biosphere reserve in the Democratic Republic of Congo: actors, knowledge and pressures

The Luki biosphere reserve region is seeing changes in the local population's eating habits, including the appearance of caterpillar consumption. However, local people are now reporting a decrease over the years in the availability of the caterpillars they consume, but no research data on edible caterpillars in the region exists as yet. Our study focused on the people involved in collecting and consuming caterpillars in this area, on their local knowledge concerning this food resource and on management of the caterpillars they collect. Direct field observations were conducted from September 2020 to January 2021 together with structured surveys among 578 previously identified collectors in 22 villages, using a questionnaire. The results show that caterpillar consumption is a recent phenomenon and that the people involved are mostly young and older men from all ethno-linguistic groups living in the area. They know their caterpillars, which they refer to by a vernacular name, and identify them on the basis of morphological traits. Ten local categories of caterpillars consumed were recorded and four were identified to the species level. However, the population is not familiar with the life cycles of the caterpillars they consume. The collection sites are fallow lands, forests, inhabited areas and savannah lands, where the caterpillars feed on 46 host plant species belonging to 20 botanical families. Caterpillar collection is a source of human pressure on the environment as most collectors use destructive techniques. This study provides an overview of the local dynamics concerning edible caterpillars, so that they can be taken into account in developing management measures for the Luki Biosphere Reserve as well as in local development plans for the villages located on its periphery.

Keywords: caterpillars, host plants, management, insect consumption, Luki biosphere reserve, Democratic Republic of Congo.

RESUMEN

Consumo de orugas en la región de la Reserva de la Biosfera de Luki, en la República Democrática del Congo: actores, conocimientos locales y presiones

La región de la Reserva de la Biosfera de Luki está experimentando un cambio en el comportamiento alimentario de su población. El consumo de orugas forma parte de estos nuevos hábitos alimentarios. Sin embargo, la población manifiesta que la disponibilidad de las orugas que consume disminuye con los años. Hasta la fecha no existen datos sobre orugas comestibles en la región. Nuestro estudio se centró en los actores implicados en la recolección y el consumo de orugas en esta región, sus conocimientos locales sobre este recurso alimentario y la gestión de la recolección de las orugas. La investigación consistió en una encuesta realizada a 578 recolectores previamente identificados en 22 pueblos, completada con observaciones directas sobre el terreno entre septiembre de 2020 y enero de 2021. Los resultados revelan que la campeofagia es una actividad reciente en la zona y que los actores son en su mayoría hombres jóvenes y adultos de todos los grupos etnolingüísticos que habitan allí. Conocen las orugas de las que se alimentan, a las que se refieren con un nombre vernáculo, y las reconocen a partir de rasgos morfológicos. Se distinguieron diez categorías locales de orugas utilizadas para el consumo, de cuatro de ellas se identificó la especie. La población sabe poco sobre el ciclo vital de las orugas consumidas. Los lugares donde se recolectan son barbechos, bosques, zonas habitadas y sabanas, donde las orugas se alimentan de 46 especies de plantas huésped pertenecientes a 20 familias botánicas. La recolección se lleva a cabo en un contexto de presión antrópica, con el uso de técnicas destructivas por parte de la mayoría de los recolectores. Este estudio ha proporcionado una visión de conjunto de la dinámica local en relación con las orugas comestibles, para que se tenga en cuenta en las medidas de gestión de la Reserva de la Biosfera de Luki y en los planes de desarrollo local de los pueblos situados en su periferia.

Palabras clave: orugas, plantas huésped, gestión, entomofagia, Reserva de la Biosfera de Luki, República Democrática del Congo.

Introduction

Depuis des millénaires, dans le monde entier, les hommes consomment traditionnellement les insectes (Durst et Shono, 2010). Une mention de l'entomophagie est faite dans la Bible : « ...il se nourrissait de sauterelles et de miel d'abeilles sauvages. » (La Bible, Nouveau testament, Évangile de Jésus-Christ selon Saint Matthieu, chapitre 3, verset 4). L'ordre des Lépidoptères (ordre Lepidoptera) représente un ordre d'insectes holométaboles dont la forme adulte est communément appelée papillon. La larve est appelée chenille et la nymphe chrysalide. La plupart des espèces sont nocturnes (mites, sphinx, etc.) et passent inaperçues. La consommation des chenilles ou campéophagie est observée un peu partout en Afrique (Adegbola *et al.*, 2013 ; Badanaro *et al.*, 2014 ; Malaisse et Latham, 2014 ; Mabossy-Mobouna *et al.*, 2022). Les chenilles comestibles sont une ressource importante du point de vue alimentaire (Payne *et al.*, 2016 ; Mabossy-Mobouna *et al.*, 2017). Elles procurent des revenus aux populations impliquées dans leur commerce (Serme, 2011 ; Muvundja *et al.*, 2013).

En République démocratique du Congo (RDC), plusieurs thématiques sur les chenilles comestibles ont été abordées. La littérature scientifique porte sur les thèmes suivants : la comestibilité, les valeurs nutritionnelles et le commerce des chenilles (Malaisse *et al.*, 2003 ; Monzambe, 2004 ; Muvundja *et al.*, 2013 ; Ombeni et Munyuli, 2016 ; Bomolo *et al.*, 2019) ; leur diversité, leur écologie, leur productivité naturelle et les pressions auxquelles elles font face (Leleup et Daems, 1969 ; Latham, 2008 ; Lisingo *et al.*, 2010 ; Barima *et al.*, 2011 ; Bomolo *et al.*, 2017 ; Muvatsi *et al.*, 2018 ; Bomolo *et al.*, 2019 ; Looli *et al.*, 2021) ; l'intérêt que divers groupes ethnolinguistiques portent aux chenilles alimentaires (Malaisse et Latham, 2014 ; Bocquet *et al.*, 2020) ; les expériences d'élevage (Konda Ku Mbuta et Ambuëhl, 2019 ; Manzusi Keto, 2019). Si plusieurs auteurs se sont penchés sur les chenilles comestibles dans différents endroits du pays, celles de la région de la réserve de biosphère de Luki (RBL) n'ont à ce jour fait l'objet d'aucune recherche. Pourtant, les chenilles comestibles font partie des produits forestiers non ligneux (PFNL) prélevés et consommés par la population de cette partie du pays. Ces chenilles sont aussi commercialisées sur place dans les villages ainsi que dans les grands centres urbains de la partie ouest du pays (Boma, Matadi et Kinshasa). Cependant, la population fait état de leur rareté pendant la saison de collecte.

Dans le but d'avoir un aperçu de la dynamique locale autour des chenilles consommées dans la région de la RBL, nous avons formulé l'hypothèse que la collecte et la consommation des chenilles alimentaires, qui sont encore récentes dans la région, concernent plus les jeunes hommes de tous les groupes ethnolinguistiques que les femmes. Ceux-ci ont une connaissance locale de la biologie des espèces consommées qu'ils prélèvent majoritairement dans les habitats anthropisés sur diverses plantes hôtes, la collecte s'effectuant dans



Photo 2.

Chenilles transformées : *Gonimbrasia petiveri* séchées et prêtes pour la conservation.

Processed caterpillars: Gonimbrasia petiveri dried and ready for storage.

Photo E. Lonpi Tipi.



Photo 3.

Chenilles transformées : *Gonimbrasia petiveri* cuites dans de l'huile et de la tomate, prêtes pour la consommation.

Processed caterpillars: Gonimbrasia petiveri cooked in oil and tomato, ready for consumption.

Photo E. Lonpi Tipi.



Photo 4.

Imbrasia epimethea.

Photo E. Lonpi Tipi.

RÉGION DE LA RÉSERVE DE BIOSPHERE DE LUKI

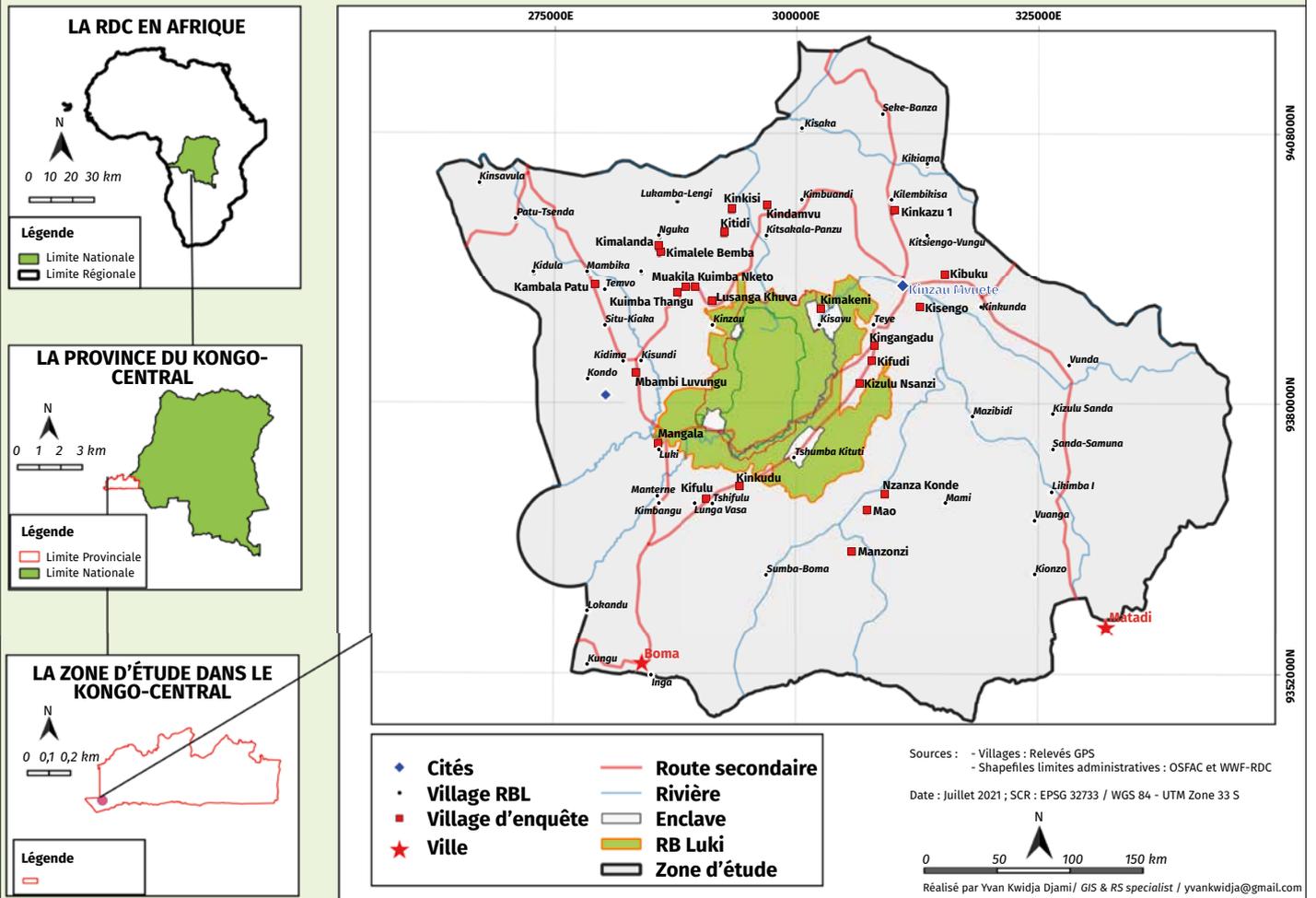


Figure 1.

Localisation de la région de la réserve de biosphère de Luki : le vert correspond à la réserve, le gris représente la périphérie. À l'intérieur de la réserve, le gris correspond aux enclaves (villages dans la réserve). Les villages dans lesquels les enquêtes ont eu lieu sont marqués par des points rouges. Les villes sont des concentrations de plus de 50 000 habitants. Sur ses extrémités sud, deux villes sont limitrophes de la région de la RBL, Matadi et Boma ; celles-ci sont représentées par des étoiles rouges. Les cours d'eau sont marqués par des lignes bleues et les routes par des lignes rouges.

Location of the Luki Biosphere Reserve region: green corresponds to the reserve, grey represents the periphery. Inside the reserve, the grey corresponds to the enclaves (villages within the reserve). The villages in which the surveys took place are marked with red dots. The cities are concentrations of more than 50,000 inhabitants. On its southern extremities, two towns border the RBL area, Matadi and Boma; these are represented by red stars. Waterways are marked by blue lines and roads by red lines.

un contexte de pressions anthropiques, avec l'utilisation par la majorité des collecteurs de techniques destructrices. Pour plusieurs PFNL alimentaires, les acteurs sont décrits (Nlend, 2007 ; Fargeot, 2009 ; Kouassi *et al.*, 2018). Des études révèlent que les pratiques et savoirs locaux sont précieux pour orienter la gestion durable des PFNL (Gosselin, 2008 ; Maïndo *et al.*, 2017), ceux-ci étant souvent victimes des pressions humaines, qui menacent leur intégrité et compromettent leur gestion durable.

Milieu d'étude et méthodes

Milieu d'étude

La région de la RBL se trouve dans la province du Kongo-Central à l'ouest de la RDC, et s'étend sur les secteurs administratifs de Patu, Bundi et Boma-Bungu. Ces secteurs administratifs appartiennent respectivement aux territoires de Lukula, Seke-Banza et Muanda, dans

la région géographique du Mayombe. La zone que nous désignons par région de la RBL comprend la réserve elle-même et la partie de sa périphérie qui s'étend sur un rayon moyen d'environ 20 km au-delà de celle-ci. Dans cette périphérie, vivent plusieurs communautés qui dépendent des ressources de la réserve pour leur subsistance.

Le climat de cette région est du type tropical humide (AW5, selon la classification de Köppen) avec deux saisons : une saison sèche de cinq mois (mi-mai à mi-octobre) et une saison des pluies de sept mois (mi-octobre à mi-mai). La végétation de la région de la RBL fait partie de celle de la pointe de l'extrême sud de la forêt guinéenne du Mayombe qui s'étend sur le Gabon, la République du Congo et l'Angola (Lubini, 1997).

La population a considérablement augmenté dans la région de la RBL en moins de 10 ans. Elle était estimée en 2014 à 138 000 habitants (Nyangué, 2014). En 2020, elle a atteint 237 000 habitants (données recueillies dans les bureaux des secteurs administratifs en avril 2021). À l'origine, cette population était composée de quatre groupes ethniques : les Yombe, majoritaires, les Mboma, les Mbala et les Nvungu. Aujourd'hui, plusieurs autres groupes ethniques venant de diverses provinces du pays s'y sont installés. La population est répartie dans une cinquantaine de villages, agglomérations et cités.

Dans le passé, la population de la région de la RBL se nourrissait essentiellement de sa production agricole (igname, patate douce, arachide, banane, huile de palme, prune de safu) qui se limitait à la satisfaction de ses besoins stricts (Khone Ngoma Di Mbumba, 2017). L'économie de la région, quant à elle, reposait sur l'exploitation forestière industrielle qui offrait des emplois aux populations, mais aussi sur la culture du café, du cacao, du palmier à huile, du bananier et de l'hévéa (Ntoto, 2009 ; Khone Ngoma Di Mbumba, 2017). Aujourd'hui, suite à la fermeture des sociétés d'exploitation forestière et agricole, la population ne vit plus que des prélèvements dans le milieu naturel, lesquels sont à l'origine de l'amenuisement du capital naturel dans la région de la RBL (Opelele *et al.*, 2021). En effet, l'économie de la région est de nos jours basée sur l'agriculture vivrière pratiquée par abattis-brûlis, la fabrication et le commerce du charbon de bois, le sciage de long, (Ntoto, 2009 ; Desclée *et al.*, 2018 ; Semeki et Tongo, 2019) et la collecte des PFNL. Parmi ces derniers, l'intérêt pour la consommation des chenilles est récent (Lonpi Tipi, 2022).

Méthodes

Échantillonnage et collecte de données

Cette étude s'est déroulée de septembre 2020 à février 2021 dans 22 villages, sur les 57 que compte la zone d'étude (figure 1).

Les villages ont été choisis de façon aléatoire de manière à couvrir les trois secteurs administratifs. Dans ces villages, une liste des personnes impliquées dans la collecte de chenilles comestibles a été dressée. Un échantillon de 578 personnes était concerné par les enquêtes.

La taille de l'échantillonnage se situait dans la marge déterminée à l'aide du logiciel G*Power (Faul *et al.*, 2007). La technique d'enquête a consisté à proposer un questionnaire permettant de collecter des observations sur le terrain. Les questions posées étaient essentiellement de forme ouverte. Cependant, afin d'appliquer le test de significativité pour certaines variables, les questions ont pris une forme fermée.

Données collectées

Les données sur les caractéristiques des enquêtés impliqués dans l'activité portaient sur leur ancienneté, leur sexe, leur âge et leur groupe ethnolinguistique d'appartenance.

Pour l'étude des connaissances locales sur la biologie des espèces consommées, les informations recherchées portaient sur les espèces de chenilles, leur cycle de vie, les habitats et les plantes hôtes. Les noms vernaculaires des espèces de chenilles ont été fournis en langue kiyombe. Suivant les saisons de collecte révélées lors des enquêtes structurées, de décembre 2020 à janvier 2021, avec l'aide de 10 ramasseurs de chenilles, les observations sur le terrain ont été effectuées. Les chenilles consommées ont été photographiées et comparées à celles fournies par la littérature sur les espèces de chenilles comestibles (Latham, 2008 ; Mabossy-Mobouna *et al.*, 2022). L'appui des taxonomistes a été nécessaire pour la confirmation des noms latins des chenilles photographiées. Les informations sur les connaissances du cycle de vie des chenilles consommées ont été obtenues à partir d'une question fermée avec trois modalités au choix (absence de connaissance, connaissance partielle, connaissance totale). Les lieux de collecte ont été établis à partir des enquêtes structurées et confirmés par des observations directes sur le terrain. Les noms des plantes hôtes ont également été fournis dans la langue locale et les noms scientifiques l'ont été à partir des fiches d'informations sur la flore de la région, disponibles à l'herbarium de la station de la réserve. Ces fiches reprennent, dans l'ordre alphabétique, les noms des familles, les noms scientifiques et vernaculaires des espèces.

Pour l'étude des pressions sur les chenilles consommées, en dehors de l'enquête par questionnaire et de la revue documentaire sur les menaces sur la flore de la RBL (Tsomikina, 2010 ; Cirezi *et al.*, 2021 ; Opelele *et al.*, 2021), les observations directes sur le terrain ont permis d'obtenir les informations nécessaires. Les données collectées ont concerné les activités rurales menaçantes pour la disponibilité des chenilles alimentaires (agriculture sur brûlis, fabrication du charbon de bois, coupe pour le bois d'œuvre, artisanat, pharmacopée traditionnelle et feux de brousse) ainsi que les méthodes de collecte.

Traitement et analyse des données

À la suite de la collecte des données, un exercice de codification des réponses aux questions ouvertes a été effectué. Le traitement et l'analyse des données collectées ont nécessité le recours aux logiciels EpiData pour la saisie, SPSS pour les analyses et Microsoft Excel pour

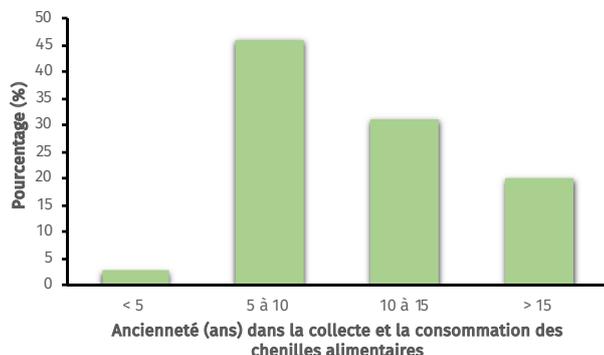


Figure 2.

Pourcentage de collecteurs et de consommateurs selon leur expérience dans la pratique. Pour 566 répondants sur 578, 80 % ont une expérience de moins de 15 ans et 20 % ont plus de 15 ans d'expérience.

Percentage of collectors and consumers by experience in practice. For 566 out of 578 respondents, 80% have less than 15 years experience and 20% have more than 15 years experience.

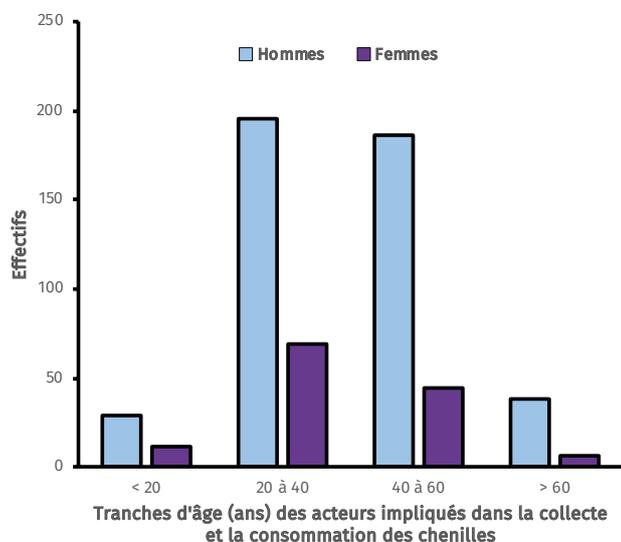


Figure 3.

Structure par âge et par sexe des collecteurs et des consommateurs de chenilles dans la région de la réserve de biosphère de Luki.

The age and gender structure of caterpillar collectors and consumers in the Luki Biosphere Reserve region.

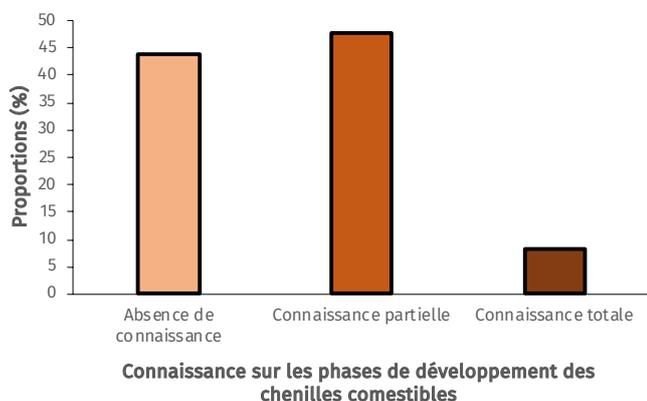


Figure 4.

Connaissances de 578 répondants sur les divers stades de développement des chenilles consommées.

The knowledge of 578 interviewed about the various developmental stages of the caterpillars consumed.

les représentations graphiques des résultats. Les analyses ont été essentiellement descriptives. Les variables étant pour la plupart qualitatives, les données ont été décrites en se référant aux fréquences absolues et relatives suivant les tris à plat. À l'aide du test de Khi-deux, les niveaux de significativité des habitats et des méthodes de collecte de chenilles ont été mesurés.

Résultats

La collecte et la consommation des chenilles alimentaires dans la zone d'étude sont récentes. La plupart des acteurs ont une ancienneté de moins de 15 ans (figure 2).

Les collecteurs et les consommateurs sont en majorité des jeunes hommes et des hommes adultes (figure 3). La structure par âge et par sexe des collecteurs et des consommateurs de chenilles montre que l'âge moyen varie entre 20 et 60 ans et que les hommes sont plus nombreux (448 hommes/578 répondants) que les femmes (130 femmes/578 répondants).

Les résultats révèlent que tous les groupes ethnolinguistiques habitant la zone d'étude pratiquent la collecte et consomment les chenilles. Cependant, 96,2 % des acteurs appartiennent aux groupes ethnolinguistiques originaires de la région d'étude, notamment Bayombe, Bambala, Banvungu et Bamboma, avec une prépondérance des Bayombe (75 %). Le reste des acteurs (3,8 %) appartient aux groupes allogènes : Banyanga, Babua, Bantandu.

Il ressort des enquêtes que les chenilles consommées sont bien connues par les acteurs impliqués dans leur collecte et leur consommation. Les chenilles y sont désignées par un nom emprunté à la langue kikongo – « *kimpiatu* » (chenilles) –, l'une des langues parlées dans la partie ouest de la RDC, et enseignée dans les écoles. À l'origine, dans la langue yombe, la chenille qui se nourrit des feuilles d'arbre, dénommée « *miungu nti* », était considérée comme répugnante (« *nvidi* ») et n'était pas consommée. On observe qu'en raison du contact avec d'autres groupes culturels le nom vernaculaire d'origine tend à disparaître dans le vocabulaire de la population. Au nom emprunté à la langue kikongo, la population associe les traits morphologiques (tableau I) de la chenille (les couleurs, la présence des épines et des poils). En dehors de la couleur noire, du rouge et du blanc dont le vocabulaire existe dans la langue locale, les autres couleurs, notamment le vert, le violet, le jaune et le marron, sont attribuées en se référant aux couleurs des objets similaires (par exemple : « *langu tsaka* » veut dire eau des feuilles de manioc, pour désigner la couleur verte ; « *menga ma tsusu* » veut dire sang de poule au contact de l'air, pour désigner le marron). Les chenilles consommées sont illustrées par la photo 5.

Tableau I.

Les chenilles consommées dans la région de la réserve de biosphère de Luki, leurs familles, leurs noms scientifiques et vernaculaires et la traduction littéraire de leurs noms vernaculaires. Ces chenilles appartiennent à dix catégories locales dont six correspondent à quatre espèces de chenilles regroupées dans trois genres de la famille des Saturniidae. Quatre catégories locales de chenilles citées par les enquêtés n'ont pas été retrouvées dans la région au moment des investigations.

The caterpillars consumed in the Luki Biosphere Reserve region, their families, their scientific and vernacular names and the literary translation of their vernacular names. These caterpillars belong to ten local categories, six of which correspond to four caterpillar species grouped in three genera of the Saturniidae family. Four local categories of caterpillars mentioned by the respondents were not found in the region at the time of the investigations.

N°	Familles	Noms scientifiques	Noms vernaculaires/Catégories locales	Traduction littéraire
1	Saturniidae	<i>Gonimbrasia petiveri</i> (Guérin-Méneville, 1845)	Kimpiatu ndombe ayi tsende muamba ngazi (dernier stade)	Chenille noire aux épines jaunes
			Kimpiatu ndombe langu tsaka ayi Tsende langu tsaka (stade jeune)	Chenille noir-vert aux épines vertes
2	Saturniidae	<i>Imbrasia epimethea</i> Drury, 1773	Kimpiatu ndombe ayi mika pembe (stade jeune)	Chenille noire aux poils blancs
			Kimpiatu ndombe ayi tsende ndombe (dernier stade)	Chenille noire aux épines noires
3	Saturniidae	<i>Bunaea alcinoe</i> (Stoll, 1780)	Kimpiatu buaki ndombe ayi tsende muamba ngazi	Chenille rouge-noir aux épines jaunes
4	Saturniidae	<i>Imbrasia obscura</i> (Butler, 1878)	Kimpiatu ndombe pembe ayi tsende menga ma tsusu mika pembe	Chenille noir-blanc aux épines marron et aux poils blancs
5	--	--	Kimpiatu ndombe mbuaki pembe	Chenilles noir-rouge-blanc
6	--	--	Kimpiatu ndombe ayi mika muamba ngazi	Chenille noire aux poils jaunes
7	--	--	Kimpiatu ayi mika pembe langu tsaka	Chenille aux poils blanc-vert
8	--	--	Kimpiatu bifula biwayi	Chenille violette

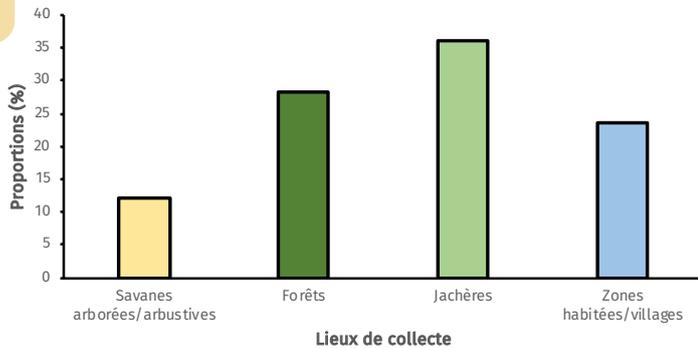
Une bonne connaissance des ressources naturelles permet d'envisager les mesures de gestion durable et de domestication impliquant leurs utilisateurs. Il ressort des enquêtes que le cycle de vie des chenilles consommées dans la zone d'étude est peu connu par les acteurs impliqués dans leur collecte et leur consommation. En effet, seuls 8,4 % des collecteurs ont une connaissance totale des stades de développement des chenilles alimentaires, 47,6 % ont une connaissance partielle et 44 % n'ont aucune connaissance (figure 4). Les chenilles dans la région de la RBL sont ramassées dans divers habitats sur plusieurs plantes hôtes pendant la saison des pluies, et ce majoritairement entre les mois de novembre, décembre et janvier.

La maîtrise de l'écologie d'une espèce aide à mieux appréhender ses conditions de développement pour une gestion durable. Dans la région de la RBL, les jachères représentent 36 % des lieux de collecte cités. Elles sont suivies par les forêts (28,2 %), puis les villages (23,6 %) et enfin les savanes arborées/arbustives (12,2 %) (figure 5). Le test de Khi-deux révèle qu'au seuil de 5 % la différence entre les forêts et des zones habitées ($p = 0,11$) n'est pas

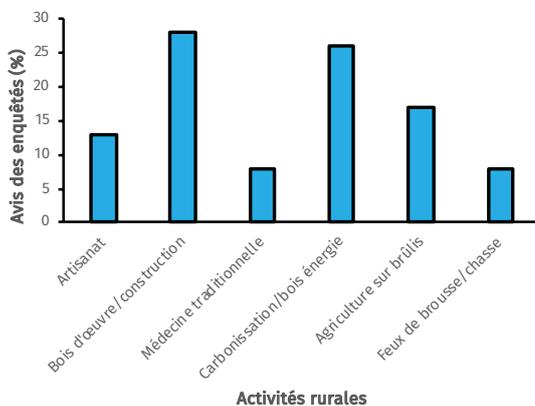
significative. Alors qu'elle l'est pour les autres lieux de ramassage ($p < 0,05$). Ce qui signifie que la dégradation des forêts se fait au profit des habitats humains.

Dans les différents écosystèmes susmentionnés, les chenilles se nourrissent sur 46 espèces de plantes hôtes (tableau II). Ces espèces appartiennent à 20 familles botaniques, principalement des Fabaceae (7 espèces), des Phyllanthaceae (6 espèces), des Anacardiaceae (5 espèces), des Euphorbiaceae et des Moraceae (4 espèces chacune), et des Rubiaceae (3 espèces).

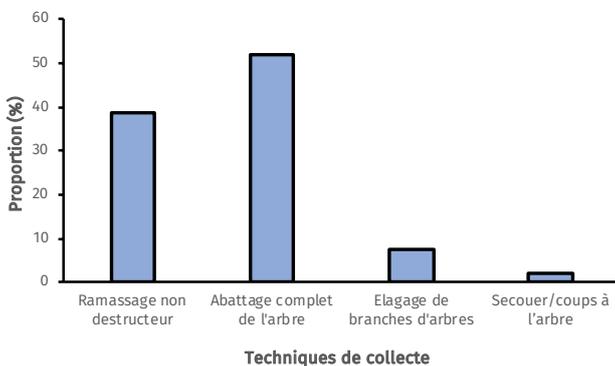
Les activités rurales d'exploitation des plantes hôtes constituent des facteurs majeurs de pression sur les chenilles. Il s'agit majoritairement de l'exploitation de bois d'œuvre pour la construction des maisons (28 %), de la carbonisation (26 %), de l'agriculture sur brûlis (17 %). Ce qui met en évidence l'existence, dans la zone d'étude, d'une demande importante en matière de logement, de bois énergie et de nourriture. L'artisanat représente 13 %, la médecine traditionnelle et les feux de brousse chacun 8 % (figure 6). Les espèces utilisées pour le bois d'œuvre sont *Petersianthus macrocarpus*, *Croton sylvaticus*, *Milicia excelsa*, *Neoboutonia africana* et *Albizia gummifera*.

**Figure 5.**

Répartition des habitats des chenilles alimentaires cités par 578 répondants dans la région de la réserve de biosphère de Luki.
Distribution of caterpillar feeding habitats cited by 578 interviewees in the Luki Biosphere Reserve area.

**Figure 6.**

Répartition des activités rurales citées comme menaces pour la disponibilité des chenilles consommées dans la région de la réserve de biosphère de Luki lors de l'enquête auprès de 578 répondants.
Distribution of rural activities cited as threats to the availability of caterpillars consumed in the Luki Biosphere Reserve region during the survey of 578 interviewees.

**Figure 7.**

Répartition des techniques de collecte des chenilles dans la région de la réserve de biosphère de Luki d'après l'enquête auprès de 578 répondants.
Distribution of caterpillar collection techniques in the Luki Biosphere Reserve region according to the survey of 578 interviewees.

Toutes les espèces sont concernées par la carbonisation, y compris *Ricinodendron heudelotii*, qui jadis était considéré comme un bois trop peu dense pour en faire un bois de chauffe. L'artisanat concerne la fabrication des mortiers, des spatules, des pilons, des grattoirs à feuilles de manioc, des tambours et des guitares traditionnelles. Les espèces utilisées par l'artisanat sont *Ricinodendron heudelotii* et *Milicia excelsa*.

Outre les activités rurales, la majorité des personnes interrogées ont recours à des méthodes de collecte de chenilles non durables : abattage complet de l'arbre (52,1 %), élagage de branches d'arbres (7,3 %). Le ramassage non destructeur n'est pratiqué que par 38,7 % des intervenants. La technique consistant à secouer et donner des coups à l'arbre est mentionnée par 1,9 % des enquêtés (figure 7). Le test de Khi-deux a révélé une différence significative au seuil de 5 % entre les proportions de personnes pratiquant le ramassage non destructeur et les méthodes destructrices ($p = 0,00$). Chacune de ces méthodes est employée selon que les chenilles sont à maturité ou non. En effet, pour la chenille *Imbrasia epimethea*, par exemple, lorsqu'elle est à l'état mature, la collecte se fait en grim pant et en ramassant sur l'arbre, ou bien par simple ramassage au sol. Cette seconde méthode est rarement observée parce que les chenilles comestibles se raréfient dans la région de la RBL. De même, l'intérêt croissant pour la collecte, le commerce et la consommation des chenilles est à l'origine de l'augmentation du nombre de personnes impliquées dans ces activités, donc de l'amplification des pressions. L'abattage, l'élagage et le fait de secouer et de donner des coups de machette à l'arbre s'effectuent pour les chenilles non mures.

Discussion

Le déclin de l'économie locale et l'exploitation abusive du capital naturel ont induit dans la région de la RBL de nouvelles pratiques alimentaires, dont la collecte des chenilles et leur consommation. La campéophagie y est accentuée par les campagnes médiatiques sur l'importance nutritionnelle des chenilles, leur prescription dans les ordonnances médicales et le brassage culturel (Lonpi, 2022).

Dans la région de la RBL, nous l'avons vu, les hommes sont plus nombreux que les femmes dans la collecte et la consommation de chenilles. Ce qui est en contradiction avec d'autres études en Afrique centrale qui révèlent plutôt l'implication des femmes et des enfants (Vantomme et Torbay, 2016). Dans notre zone d'étude, les femmes, particulièrement les plus âgées, trouvent que les chenilles sont répugnantes et ont peur de les toucher. Tandis que chez les femmes jeunes, lorsqu'elles ne les consomment pas, elles les incorporent à l'alimentation des enfants. Le fait que la plupart des acteurs sont des jeunes met en exergue la jeunesse de la population observée dans la zone d'étude et la disposition de celle-ci à accepter les innovations, contrairement aux personnes âgées qui sont parfois hostiles au changement de comportement.

Tableau II.

Liste des plantes à chenilles de la région de la réserve de biosphère de Luki selon les personnes interrogées, leurs familles botaniques, leurs noms vernaculaires dans la langue kiyombe, le nombre de fois qu'une espèce a été citée et la fréquence de citation. Les espèces de plantes les plus citées sont *Ricinodendron heudelotii* (Baill.) Pierre ex Heckel (22 %), *Spondias mombin* L. (17%), *Pertersianthus macrocarpus* (P. Beauv.) Liben (12 %), *Croton sylvaticus* Hochst. ex Krauss (11 %) et *Celtis mildbraedii* Engl. (7 %).

List of caterpillar plants in the Luki Biosphere Reserve area according to respondents, their botanical families, vernacular names in Kiyombe language, number of times a species was cited and frequency of citation. The most cited plant species were *Ricinodendron heudelotii* (Baill.) Pierre ex Heckel (22%), *Spondias mombin* L. (17%), *Pertersianthus macrocarpus* (P. Beauv.) Liben (12%), *Croton sylvaticus* Hochst. ex Krauss (11%) and *Celtis mildbraedii* Engl. (7%).

N°	Familles	Noms scientifiques	Noms vernaculaires kiyombe	Réponses	Fréquence de citation (%)
1	Fabaceae	<i>Acacia auriculiformis</i> A. Cunn. ex Benth.	Acacia	16	0,8
2	Rubiaceae	<i>Aidia ochroleuca</i> (K. Schum.) E.M.A. Petit	Kolokoto ou Tsani phembe	1	0,0
3	Fabaceae	<i>Albizia gummifera</i> (J.F. Gmel.) C.A. Sm.	Kasa kasa	46	2,3
4	Apocynaceae	<i>Alstonia boonei</i> De Wild.	Tsongoti	1	0,0
5	Anacardiaceae	<i>Anacardium occidentale</i> L.	Diboto	2	0,1
6	Sapotaceae	<i>Autranella congolensis</i> (De Wild.) A. Chev.	Nkungulu	1	0,0
7	Phyllanthaceae	<i>Bridelia atroviridis</i> Müll. Arg.	Kinduindui	29	1,4
8	Phyllanthaceae	<i>Bridelia ferruginea</i> Benth.	Muindu tseke	15	0,7
9	Meliaceae	<i>Carapa procera</i> DC.	Nkazu khumbi	5	0,2
10	Cannabaceae	<i>Celtis mildbraedii</i> Engl.	Nemba	138	6,8
11	Myristicaceae	<i>Coelocaryon botryoïdes</i> Vermeesen	Nlomba	73	3,6
12	Malvaceae	<i>Cola acuminata</i> (P. Beauv.) Schott & Endl.	Nkazu	3	0,1
13	Rubiaceae	<i>Crossopteryx febrifuga</i> (Afz. ex G. Don) Benth.	Nkankati	16	0,8
14	Euphorbiaceae	<i>Croton sylvaticus</i> Hochst. ex Krauss	Dibimbi	220	10,8
15	Burseraceae	<i>Dacryodes edulis</i> (G. Don) H.J. Lam	Nsafu	1	0,0
16	Moraceae	<i>Ficus capensis</i> Thunb.	Kuya	6	0,3
17	Moraceae	<i>Ficus mucuso</i> Welw. ex Ficalho	Kimbidi	25	1,2
18	Apocynaceae	<i>Funtumia elastica</i> (P. Preuss) Stapf	Mupheve ou Ndimbu-Ndimbu	21	1,0
19	Sapindaceae	<i>Ganophyllum giganteum</i> (A. Chev.) Hauman	Kididila	1	0,0
20	Phyllanthaceae	<i>Hymenocardia acida</i> Tul.	Mvete	76	3,7
21	Anacardiaceae	<i>Lannea welwitschii</i> (Hiern) Engl.	Nkumbi	53	2,6
22	Euphorbiaceae	<i>Macaranga spinosa</i> Müll. Arg.	Nsiasia	88	4,3
23	Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i> L., 1753	Manga	14	0,7
24	Euphorbiaceae	<i>Maprounea africana</i> Müll. Arg.	Nsele nsele	5	0,2
25	Bignoniaceae	<i>Markhamia tomentosa</i> (Benth.) K. Schum. ex Engl.	Ndawa	2	0,1
26	Moraceae	<i>Milicia excelsa</i> (Welw.) C.C. Berg.	Mkambala	24	1,2
27	Fabaceae	<i>Millettia versicolor</i> Welw. ex Baker	Lubota	3	0,1
28	Urticaceae	<i>Musanga cecropioides</i> R. Br.	Nsenga	9	0,4
29	Rubiaceae	<i>Nauclea latifolia</i> Sm.	Tumbi lolo	7	0,3
30	Euphorbiaceae	<i>Neoboutonia africana</i> Müll. Arg.	Longamaza	2	0,1
31	Fabaceae	<i>Pentaclethra macrophylla</i> (P. Beauv.) Liben	Mvaza	2	0,1
32	Lecythidaceae	<i>Pertersianthus macrocarpus</i> (P. Beauv.) Liben	Minzu	241	11,9
33	Fabaceae	<i>Piptadeniastrum africanum</i> (Hook. f.) Brenan	Nsinga	2	0,1
34	Fabaceae	<i>Prioria balsamifera</i> (Vermeesen) Breteler	Tola	3	0,1
35	Anacardiaceae	<i>Pseudospondias microcarpa</i> (A. Rich.) Engl.	Nzuza	9	0,4
36	Hypericaceae	<i>Psorospermum febrifugum</i> Spach	Mvala	3	0,1
37	Fabaceae	<i>Pterocarpus tinctorius</i> Welw.	Nkula	2	0,1
38	Euphorbiaceae	<i>Ricinodendron heudelotii</i> (Baill.) Pierre ex Heckel	Nsanga nsanga	452	22,2
39	Anacardiaceae	<i>Spondias mombin</i> L.	Mingiengie	349	17,2
40	Myristicaceae	<i>Staudtia kamerunensis</i> Warb.	Nsunzu Menga	1	0,0
41	Malvaceae	<i>Sterculia tragacantha</i> Lindl.	Nkole-Nkole	3	0,1
42	Combretaceae	<i>Terminalia superba</i> Engl. & Diels.	Limba	45	2,2
43	Cannabaceae	<i>Trema orientalis</i> (L.) Blume	Nsengi nsengi	13	0,6
44	Moraceae	<i>Trilepisium madagascariensis</i> DC.	Nsekenia	1	0,0
45	Phyllanthaceae	<i>Uapaca guineensis</i> Müll. Arg.	Nsanvi	2	0,1
46	Rutaceae	<i>Zanthoxylum gillettii</i> (De Wild.) P.G. Waterman	Nungu tsende	1	0,0
	Total			2 032	100

**Photo 5.**

Illustration des chenilles consommées par la population de la région de la réserve de biosphère de Luki. (a) *Gonimbrasia petiveri* (jeune) sur *Alstonia boonei* De Wild. à Kifulu dans la jachère, le 31 décembre 2020 ; (b) *G. petiveri* (dernier stade) mangeant sur *Spondias mombin* L. dans la zone habitée du village de Mbambi Luvungu, le 28 décembre 2020 ; (c) *Bunaea alcinoe* mangeant sur *S. mombin* L., récoltée dans la zone habitée du village de Kambala, le 28 décembre 2020 ; (d) *Imbrasia obscura* récoltée sur *Macaranga spinosa* Müll. Arg. dans la forêt à Kinkazu, le 2 janvier 2021 ; (e) *I. epimethea* sur *Celtis mildbraedii* Engl. dans la jachère à Kindamvu, le 16 janvier 2021 ; (f) *I. epimethea* (dernier stade) collectée au pied de *Ricinodendron heudelotii* (Baill.) Pierre ex Heckel dans la jachère à Kuimba Nkento, le 10 janvier 2021.

Illustration of caterpillars consumed by the population of the Luki Biosphere Reserve area. (a) *Gonimbrasia petiveri* (young) on *Alstonia boonei* De Wild. in the fallow land, 31 December 2020; (b) *G. petiveri* (late stage) eating on *Spondias mombin* L. in the inhabited area of Mbambi Luvungu village, on 28 December 2020; (c) *Bunaea alcinoe* eating on *S. mombin* L. collected in the inhabited area of Kambala village, on 28 December 2020; (d) *Imbrasia obscura* collected on *Macaranga spinosa* Müll. Arg. in the forest at Kinkazu, on 02 January 2021; (e) *I. epimethea* on *Celtis mildbraedii* Engl. in the fallow land at Kindamvu, on 16 January 2021; (f) *I. epimethea* (late stage) collected from the foot of *Ricinodendron heudelotii* (Baill.) Pierre ex Heckel in the fallow land in Kuimba Nkento, on 10 January 2021.

Photos E. Lonpi Tipi

Tous les groupes ethnolinguistiques qui vivent dans la région de la RBL sont devenus « campéophages » et l'effectif numérique des acteurs appartenant aux groupes originaires de la région est important. Les études de Malaisse (2002), Malaisse et Latham (2014), faisant la revue des connaissances relatives aux groupes ethnolinguistiques pratiquant la campéophagie en Afrique, signalent cette pratique chez plusieurs groupes ethnolinguistiques de la RDC. Cependant, les groupes ethnolinguistiques originaires de notre zone d'étude ne sont pas repris dans ces études.

La population connaît ses chenilles alimentaires. Elle les identifie à partir des traits morphologiques et non par leurs plantes hôtes (Malaisse et Latham, 2014). Dix catégories locales de chenilles consommées ont été énumérées par la population. Cependant, seules quatre catégories locales de chenilles ont été identifiées au niveau de l'espèce. L'étude de Latham sur les chenilles comestibles et leurs plantes nourricières mentionne neuf espèces de chenilles consommées par la population du Bas-Congo, notamment celle du district des Cataractes (Latham, 2008), dont les quatre identifiées dans notre zone d'étude. Autour de Kisangani, 14 espèces sont consommées (Lisingo *et al.*, 2010). Plusieurs catégories locales de chenilles consommées qui ont été mentionnées par les personnes interrogées n'ont pas été trouvées lors des observations sur le terrain. Ceci est dû au fait que nos enquêtes n'ont peut-être pas été conduites pendant les moments de l'année où elles sont disponibles.

Par ailleurs, il a été noté que le cycle de développement des chenilles consommées dans notre zone d'étude n'est pas connu par la population. Cette observation est contraire à ce qui s'observe dans le Bandundu. En effet, dans le Bandundu, le cycle de vie des chenilles alimentaires est compris et le savoir traditionnel est utilisé pour maintenir la production (Manzusi Keto, 2019). Le fait que les phases de développement des chenilles soient peu connues par la population de la région de la RBL est attribué aux connaissances endogènes insuffisamment développées en raison de l'adoption récente de la campéophagie dans la région. Outre la pratique récente de la campéophagie, le niveau de scolarisation est l'un des facteurs non négligeables à considérer (Mbumba *et al.*, 2022).

L'étude sur l'habitat des chenilles alimentaires à Yangambi fait apparaître les forêts primaires et secondaires ainsi que les jachères (Looli *et al.*, 2021). Notre étude, quant à elle, mentionne, outre les forêts et les jachères, les zones habitées et les savanes. Dans la région de la RBL, les chenilles se nourrissent sur 46 espèces de plantes hôtes, alors qu'à Yangambi elles s'inféodent à 14 espèces de plantes dont les plus importantes sont *Riciodendron heudelotii*, *Petersianthus macrocarpus*, comme dans notre zone d'étude. Cependant, *Spondias mombin*, *Croton sylvaticus* et *Celtis mildbraedii* n'ont pas été citées à Yangambi. En revanche, plusieurs autres plantes nourricières reprises sur la liste des plantes de notre zone d'étude y figurent. L'important nombre de plantes hôtes recensées dans notre zone d'étude serait dû au caractère nomade des espèces de chenilles qu'on y trouve. Les col-

lecteurs ont certainement ramassé des chenilles sur des plantes qui ne seraient pas forcément nourricières pour celles-ci. Ce qui justifierait pourquoi certaines espèces ont été citées une fois et d'autres 2 à 3 fois seulement. La région de la RBL et celle de la réserve de biosphère de Yangambi sont situées respectivement en zone de climat tropical humide et de climat équatorial. L'importance des jachères dans notre zone d'étude découlerait de la présence de certaines plantes hôtes qui se régénèrent naturellement après l'exploitation des champs. Cependant, le raccourcissement des temps de jachère lié à la croissance démographique, qui est observé dans la région de la RBL, constitue un facteur limitant l'exploitation durable des chenilles alimentaires. La prépondérance des zones habitées tient à l'installation des clôtures de haies vives de *Spondias mombin* L., plante à usages multiples dans la région d'étude (fruit comestible, fourrage pour caprins et pharmacopée). La faible place des savanes met en exergue la culture forestière des populations, pour qui l'essentiel des moyens de subsistance vient de la forêt. Cela pourrait signifier aussi que les chenilles de savanes sont moins appréciées par les personnes interrogées.

En outre, les pressions exercées sur les habitats des chenilles consommées dans la région de la RBL sont susceptibles de compromettre leur gestion durable. Ce résultat a été prouvé dans la forêt de Miombo en RDC (Barima *et al.*, 2011), mais aussi au sein de la réserve de biosphère de Dimonika dans le Mayombe, en République du Congo (Kimbatsa, 2020). L'usage des techniques de récolte destructrices est un fait majeur qui a aussi été démontré par Vantomme et Gazza (2010) en Afrique centrale en général ainsi que dans la réserve de la réserve de biosphère de Yangambi en particulier (Looli *et al.*, 2021).

Conclusion

La consommation des insectes suscite un intérêt croissant de nos jours. Dans cette étude, nous avons montré que la collecte et la consommation des chenilles dans la région de la réserve de biosphère de Luki est une pratique récente dont les acteurs sont principalement des jeunes hommes. L'étude a également révélé que les chenilles consommées sont collectées dans des écosystèmes anthropisés sur 46 espèces de plantes nourricières. La population a une connaissance locale sur ses chenilles alimentaires, mais elle ne maîtrise pas leur cycle de vie. Les acteurs concernés par la collecte et la consommation des chenilles dans la région de la réserve de biosphère de Luki identifient les chenilles par leurs traits morphologiques et non par les noms de leurs plantes hôtes, comme c'est le cas dans d'autres régions de la République démocratique du Congo. Dix catégories locales de chenilles consommées ont été énumérées par la population, mais seulement six catégories locales appartenant à quatre espèces de chenilles regroupées dans trois genres de la famille des Saturniidae ont été trouvées au moment des enquêtes. Au regard de ces résultats, il apparaît que notre hypothèse a été vérifiée. Toutefois, l'étude présente une

limite qui provient de sa réalisation sur quelques mois de l'année seulement ; ce qui n'a pas permis d'approfondir la question des chenilles consommées dans cette région. Pour cela, des études complémentaires sont requises. Il s'agit, par exemple, de l'inventaire exhaustif des chenilles comestibles dans la région de la réserve de biosphère de Luki, de l'analyse de la chaîne de valeur des chenilles comestibles dans la région, de l'étude par télédétection des facteurs de pression sur les écosystèmes de collecte des chenilles dans le paysage de la réserve de biosphère de Luki ainsi que sur les paramètres biotiques et abiotiques amplifiés par les changements climatiques pour la collecte des chenilles.

Remerciements

Nous remercions l'Union européenne (au travers du projet « Renforcement de la résilience au changement climatique des communautés locales de Luki et du Maï-Ndombe en République démocratique du Congo »). Nous remercions également l'École régionale postuniversitaire d'aménagement et de gestion intégrés des forêts et territoires tropicaux (ERAIFT) de la République démocratique du Congo et le Fonds mondial pour la nature (WWF-RDC, antenne du Kongo-Central) pour la facilitation apportée pendant la collecte des données sur le terrain. Nous remercions enfin les communautés de la région de la réserve de biosphère de Luki pour leur coopération et leur disponibilité au moment des enquêtes, ainsi que les évaluateurs sollicités par la revue pour leur aide dans l'amélioration de cet article.

Financement

Cette recherche a bénéficié du financement de l'Union européenne dans le cadre du projet « Renforcement de la résilience au changement climatique des communautés locales de Luki et du Maï-Ndombe en République démocratique du Congo », mis en œuvre par WWF-RDC et l'École régionale postuniversitaire d'aménagement et de gestion Intégrés des forêts et territoires tropicaux (ERAIFT) de la République démocratique du Congo. Elle a également reçu l'appui de la subvention à la découverte du CRSNG.

Conditions d'accès aux données

Les données utilisées dans cet article sont accessibles gratuitement via <https://dataverse.harvard.edu/dataset.xhtml?persistentId=doi:10.7910/DVN/UYXTER>

Références bibliographiques

Adebola A. J., Awagu F. E., Arowora K., Ojuekaiye O., Anuwom U., Kshetu Q. R., 2013. Entomophagy: A Panacea for Protein-Deficient-Malnutrition and Food Insecurity in Nigeria. *Journal of Agricultural Science*, 5 (6): 25-31. <https://doi.org/10.5539/jas.v5n6p25>

- Badanaro F., Amevoin K., Lamboni C., Amouzo K., 2014. Edible *Cirina forda* (Westwood, 1849) (Lepidoptera: Saturniidae) caterpillar among Moba people of the Savannah Region in North Togo: from collector to consumer. *Asian Journal of Applied Science and Engineering*, 3 (8): 13-24. <https://www.scinapse.io/papers/2320269713>
- Barima Y. S. S., Djibu J. P., Alongo S., Ndayishimiye J., Bomelo O., Kumba S., et al., 2011. Deforestation in Central and West Africa: Landscape dynamics, anthropogenic effects and ecological consequence. *Advances in Environmental Research*, 7: 102-105. <https://www.researchgate.net/publication/330854186>
- Bocquet E., Maniacky J., Vermeulen C., Malaisse F., 2020. À propos de quelques chenilles consommées par les Mongo en Province de l'Équateur (République démocratique du Congo). *Geo-Eco-Trop*, 44 (1) : 109-130. http://www.geocotrop.be/uploads/publications/pub_441_06.pdf
- Bomolo O., Niassy S., Chocha A., Longanza B., Bugeme D. M., Ekesi S., et al., 2017. Ecological diversity of edible insects and their potential contribution to household food security in Haut-Katanga Province, Democratic Republic of Congo. *African Journal of Ecology*, 55 (4): 640-653. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/aje.12400>
- Bomolo O., Niassy S., Tanga C. M., Chocha A., Tartibu L., Shutcha M. N., et al., 2019. The value chain of the edible caterpillar *Elaphrodes lactea* Gaede (Lepidoptera: Notodontidae) in the Miombo forest of the Democratic Republic of the Congo. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 15: 39. <https://ethnobiomed.biomedcentral.com/articles/10.1186/s13002-019-0319-y>
- Cirezi N. C., Tshibusu E., Lutete E., Mushagalusa C. A., Mugumaarhama Y., Ganza D., et al., 2021. Fire risk assessment, spatiotemporal clustering and hotspot analysis in the Luki biosphere reserve region, Western DR Congo. *Trees, Forests and People*, 5: 100104. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2021.100104>
- Desclée D., Michel B., Trefon T., 2018. Enquête et étude de diagnostic des capitaux et stratégies d'existence des ménages dépendant de ressources de la Réserve de Biosphère de Luki en République démocratique du Congo. *Tropicicultura*, 36 (3) : 492-505. <http://www.tropicicultura.org/text/v36n3/492.pdf>
- Durst P. B., Shono K., 2010. Edible forest insects: exploring new horizons and traditional practices. In: Durst P. B., Johnson D. V., Leslie R. N., Shono K. (eds). *Forest insects as food: humans bite back*. Bangkok, Thailand, FAO, Regional Office for Asia and the Pacific, 1-4. <https://www.fao.org/3/i1380e/i1380e00.pdf>
- Fargeot C., 2009. Gestion durable de la chasse villageoise et préservation des ressources cynégétiques dans le Bassin du Congo. In : XIIIth World Forestry Congress, Buenos Aires, Argentine, 18-23 octobre 2009, 11 p. <https://agritrop.cirad.fr/553692/>
- Faul F., Erdfelder E., Lang A., Buchner A., 2007. G*Power 3: A flexible statistical power analysis program for the social, behavioral, and biomedical sciences. *Behavior Research Methods*, 39 (2): 175-191. <https://doi.org/10.3758/BF03193146>

- Gosselin A., 2008. Les savoirs locaux et les pratiques en lien avec la gestion des parcs agroforestiers dégradés : le cas des paysans de Kankorokuy, un village Bwa du Mali. Mémoire de maîtrise en agroforesterie, Département des sciences du bois et de la forêt, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval, Québec, Canada, 132 p. <https://corpus.ulaval.ca/jspui/bitstream/20.500.11794/20418/1/25920.pdf>
- Khonde Ngoma Di Mbumba C., 2017. Le Mayombe. Histoire économique et socioculturelle des Yombe de la RD Congo. Paris, France, L'Harmattan, 239 p.
- Kimbatsa G. F., 2020. L'impact écologique des activités humaines sur la biodiversité dans la réserve de la biosphère de Dimonika dans le Mayombe (République du Congo). Espace Géographique & Société Marocaine, 36: 150-174. <https://doi.org/10.34874/IMIST.PRSM/EGSM/21679>
- Konda Ku Mbuta A., Ambuëhl D., 2019. Mbinzo, vers l'élevage des chenilles africaines. Projet pionnier de domestication des chenilles de Saturniens, village de Kilueka, République démocratique du Congo. Unterterzen, Suisse, Skyfood, 164 p.
- Kouassi D. F., Ouattara D., Coulibaly S. N'guessan K. E., 2018. La cueillette, la production et la commercialisation du miel dans le Département de Katiola (Centre-Nord, Côte d'Ivoire). International Journal of Biological and Chemical Sciences, 12 (5): 2212-2225. <https://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v12i5.22>
- Latham P., 2008. Les chenilles comestibles et leurs plantes nourricières dans la province du Bas-Congo. 2^e édition. Éditeur Paul Latham, 44 p.
- Leleup N., Daems H., 1969. Les chenilles alimentaires du Kwango. Causes de leur raréfaction et mesures préconisées pour y remédier. Journal d'Agriculture Tropicale et de Botanique Appliquée, 16 (1) : 1-21. <https://doi.org/10.3406/jatba.1969.3015>
- Lisingo J., Wetsi J.-L., Ntahobavuka H., 2010. Enquête sur les chenilles comestibles et divers usages de leur plantes hôtes dans le district de Kisangani et de la Tshopo (R. D. Congo). Geo-Eco-Trop, 34 (1-2) : 139-146. http://www.geoecotrop.be/uploads/publications/pub_341_12.pdf
- Lonpi Tipi E., 2022. RDC : comment les atteintes à la biodiversité affectent les habitudes alimentaires. The Conversation, 20 janvier 2022. <https://theconversation.com/en-rdc-comment-les-atteintes-a-la-biodiversite-affectent-les-habitudes-alimentaires-174092>
- Looli B. L., Dowiya B., Bosela O., Salamu P., Monzenga J. C., Posho B., et al., 2021. Techniques de récolte et exploitation durable des chenilles comestibles dans la région de Yangambi, R.D. Congo. Geo-Eco-Trop, 45 (1) : 113-129. https://www.geoecotrop.be/uploads/publications/pub_451_10.pdf
- Lubini A., 1997. La végétation de la réserve de biosphère de Luki au Mayombe (Zaïre). Meise, Belgique, Jardin Botanique National de Belgique, coll. Opera Botanica Belgica, 10, 155 p.
- Mabossy-Mobouna G., Kinkela T., Lenga A., 2017. Apports nutritifs des chenilles d'*Imbrasia truncata* consommées au Congo-Brazzaville. Journal of Animal and Plant Sciences, 31 (3) : 5050-5062. <https://m.elewa.org/journals/wp-content/uploads/2017/01/2.Mobouna.pdf>
- Mabossy-Mobouna G., Ombeni B. J., Bouyer T., Latham P., Bisaux F., Bocquet E., et al., 2022. Diversity of edible caterpillars and their host plants in the Republic of the Congo. African Journal of Tropical Entomology Research, 1 (1) : 3-27. <https://www.ajol.info/index.php/ajter/article/view/228071>
- Maindo A., Bambu L. P., Ntahobavuka A., 2017. Concilier les savoirs endogènes et les moyens d'existence en République démocratique du Congo. Une stratégie de gestion durable de la diversité biologique autour de Kisangani. Tropenbos RD Congo, 36 p. <https://www.tropenbos.org/file.php/2190/>
- Malaisse F., 2002. Campeophagy in Africa: A state of knowledge report. Geo-Eco-Trop, 26 (1): 37-56. https://www.geoecotrop.be/uploads/publications/pub_261_05.pdf
- Malaisse F., Demesmaecker A., Matera J., Wathelet B., Lognay G., 2003. Enfin "Tubambe" dévoile son identité ! *Hadraphe ethiopia* (Bethume-Baker) (Limaecodidae), une chenille comestible des forêts claires zambéziennes. Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement, 7 (2) : 67-77.
- Malaisse F., Latham P., 2014. Human consumption of Lepidoptera in Africa: an updated chronological list of references with their ethnozoological analysis. Geo-Eco-Trop, 38 (2): 339-372. <https://www.researchgate.net/publication/297842125>
- Manzusi Keto A., 2019. Développement endogène et savoirs locaux : la transformation de la production des chenilles à Kasongo-Lunda. Le Carrefour Congolais, 2 : 57-67. <https://lecarrefourcongolais.org/gallery/data-documents-Carrefour-2-3.pdf>
- Mbumba B. M., Mahimba M. B., Mpie P. M. M., M'vubu R. N., Khasa D. P., 2022. Adoption of agroforestry practices in and around the Luki Biosphere Reserve in the Democratic Republic of Congo. Sustainability, 14 (16): 984. <https://doi.org/10.3390/su14169841>
- Monzambe M., 2004. Contribution de l'exploitation des chenilles et autres larves comestibles dans la lutte contre l'insécurité alimentaire et la pauvreté en République démocratique du Congo. In : Contribution des insectes de la forêt à la sécurité alimentaire. L'exemple des chenilles d'Afrique centrale. FAO, Programme des produits forestiers non ligneux. <https://www.fao.org/3/j3463f/j3463f00.htm>
- Muvatsi P., Kahindo J. M., Snook L. K., 2018. Can the production of wild forest foods be sustained in timber concessions? Logging and the availability of edible caterpillars hosted by sapelli (*Entandrophragma cylindricum*) and tali (*Erythrophleum suaveolens*) trees in the Democratic Republic of Congo. Forest Ecology and Management, 410: 56-65. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.12.028>
- Muvundja F. A., Uwikunda S. H., Mande P., Alunga L. G., Bagalazi K. I., Isumbusho M. P., 2013. Valorisation de la chenille comestible *Bunaeopsis aurantiaca* dans la gestion communautaire des forêts du Sud-Kivu (République Démocratique du Congo). Vertigo, hors-série 17, 14 p. <https://doi.org/10.4000/vertigo.13929>

Nlend V. G. B., 2007. L'exploitation de l'Okok (*Gnetum africanum*) par les femmes au Cameroun. Analyse sociologique de l'émergence d'une cueillette de rente et de ses implications socioéconomiques et environnementales dans la région forestière de Sa'a. Mémoire de DEA en sociologie, Université de Neuchâtel, Suisse, 229 p. <https://libra.unine.ch/entities/publication/797527d5-b31e-4d8c-acd2-616352a8ac05/details>

Ntoto M. A. R., 2009. Sécurisation des mécanismes de subsistance des populations rurales du Mayombe. Problématique de reconversion d'une économie locale. Dissertation doctorale en sciences agronomiques et ingénierie biologique, Faculté universitaire des sciences agronomiques de Gembloux, Belgique, 257 p.

Nyangue N. M., 2014. Participation des communautés locales et gestion durable de forêts : cas de la réserve de la biosphère de Luki en République Démocratique du Congo. Thèse de doctorat en sciences forestières, Université Laval, Québec, Canada et Université de Kinshasa, République démocratique du Congo, 205 p. <https://corpus.ulaval.ca/jspui/bitstream/20.500.11794/25349/1/30892.pdf>

Ombeni B. J., Munyuli B. M. T., 2016. Évaluation de la valeur nutritionnelle des aliments sauvages traditionnels (Règne Animalia) intervenant dans la sécurité alimentaire de communautés rurales du Sud-Kivu (République Démocratique du Congo). *Geo-Eco-Trop*, 40 (2) : 115-132. <https://www.researchgate.net/publication/326838039>

Opelele O. M., Ying Y., Wengi F., Chen C., Kachaka S. K., 2021. Examining land use/land cover and its prediction based on a multilayer perception Markov approach in the Luki Biosphere Reserve, Democratic Republic of Congo. *Sustainability*, 13 (12): 6898. <https://doi.org/10.3390/su13126898>

Payne C. L. R., Scarborough P., Rayner M., Nonaka K., 2016. Are edible insects more or less 'healthy' than commonly consumed meats? A comparison using two nutrient profiling models developed to combat over- and undernutrition. *European Journal of Clinical Nutrition*, 70: 285-291. <https://www.researchgate.net/publication/281836015>

Semeki N. J., Tongo Y. M., 2019. Livelihoods Means and Local Populations Strategies of the Luki's Biosphere Reserve in Democratic Republic of Congo. *International Journal of Natural Resource Ecology and Management*, 4 (2): 42-49. <https://article.sciencepublishinggroup.com/pdf/10.11648.ijjnrem.20190402.12.pdf>

Serme B., 2011. Le circuit de commercialisation et importance économique de la chenille de Karité (*Cirina butyrospermi*) dans la province du Houet. Mémoire de fin d'études de cycle d'ingénieur du développement rural, Université polytechnique de Bobo-Dioulasso, Burkina Faso, 48 p. <https://beep.ird.fr/collect/upb/index/assoc/IDR-2011-SER-CIR/IDR-2011-SER-CIR.pdf>

Tsomikina I. R., 2010. Aperçu de la déforestation de la réserve de biosphère de Luki et projet de remédiation. Mémoire de fin d'études en sciences agronomiques, Université de Kinshasa, RDC, 24 p. <https://www.memoireonline.com/02/13/6897/>

Vantomme P., Gazza S., 2010. Le défi de la sylviculture en faveur des produits forestiers non ligneux sous les tro-

piques : de la cueillette à l'agriculture ? *Bois et Forêt des Tropiques*, 304 (2) : 5-14. <https://doi.org/10.19182/bft2010.304.a20447>

Vantomme P., Torbay M., 2016. La forêt et ses richesses : les produits forestiers non ligneux. In : *Vivre et se nourrir de la forêt en Afrique centrale*, Rome, Italie, FAO, 15-18. <https://www.fao.org/3/i6399f/i6399f.pdf>

Lonpi Tipi et al. – Contribution des auteurs

Rôle du contributeur	Noms des auteurs
Conceptualisation	E. Lonpi Tipi, J. Lumande Kasali, D. Khasa, J. Bogaert, K. R. Sambieni, A. Huart
Gestion des données	E. Lonpi Tipi, D. Khasa, J. Bogaert, K. R. Sambieni
Analyse formelle	E. Lonpi Tipi, D. Khasa, J. Bogaert, K. R. Sambieni
Acquisition du financement	A. Huart
Enquête et investigation	E. Lonpi Tipi, F. Malaisse, A. Konda Ku Mbuta
Méthodologie	E. Lonpi Tipi, D. Khasa, J. Bogaert, K. R. Sambieni
Supervision	J. Lumande Kasali, D. Khasa, J. Bogaert
Validation	J. Lumande Kasali, D. Khasa, J. Bogaert
Visualisation	E. Lonpi Tipi, J. Bogaert, D. Khasa, K. R. Sambieni, F. Malaisse
Écriture – Préparation de l'ébauche originale	E. Lonpi Tipi, J. Bogaert, D. Khasa, K. R. Sambieni, F. Malaisse

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 - ISSN : L-0006-579X

État des lieux de l'utilisation des énergies de cuisson dans les ménages de Kinshasa : analyse de la substitution du bois-énergie

JUSTIN BELANI MASAMBA¹
PATIENCE MPANZU BALOMBA¹
HERVÉ NGONDE NSAKALA¹
CHARLES KINKELA SAVY¹

¹ Université de Kinshasa
Faculté des sciences
agronomiques
Kinshasa
République démocratique
du Congo

Auteur correspondant /
Corresponding author:
Justin BELANI MASAMBA –
justin.belani@gmail.com



Photo 1.

Cuisson de nourriture avec le charbon de bois avec le foyer traditionnel.
Cooking food with charcoal with the traditional fireplace.
Photo J. Belani Masamba.

Doi : 10.19182/bft2023.355.a36853 – Droit d'auteur © 2023, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 29 décembre 2021 ; date d'acceptation : 18 août 2022 ; date de publication : 1^{er} mars 2023.



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

Citer l'article / To cite the article

Belani Masamba J., Mpanzu Balomba P., Ngonde Nsakala H., Kinkela Savy C., 2023. État des lieux de l'utilisation des énergies de cuisson dans les ménages de Kinshasa : analyse de la substitution du bois-énergie. Bois et Forêts des Tropiques, 355 : 35-46. Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2023.355.a36853>

RÉSUMÉ

État des lieux de l'utilisation des énergies de cuisson dans les ménages de Kinshasa : analyse de la substitution du bois-énergie

En République démocratique du Congo, l'étude fait l'état des lieux de l'utilisation des énergies de cuisson par les ménages de Kinshasa et détermine le modèle énergétique de cette ville. Elle constitue une contribution à la réflexion sur le remplacement du bois-énergie comme principale énergie de cuisson par des énergies propres. Le bois-énergie constitue un des moteurs de la déforestation et de la dégradation des forêts du Bassin du Congo. Une enquête quantitative a été menée auprès d'un échantillon de 1 154 ménages tirés aléatoirement dans la ville de Kinshasa. Ces ménages ont été subdivisés en trois classes de revenu : bas, moyen et élevé. Il ressort des résultats de l'étude que les ménages de Kinshasa utilisent six énergies pour la cuisson des aliments à des proportions différentes. Il s'agit de la sciure de bois (2,6 %), du bois de chauffe (14 %), du charbon de bois (95 %), du pétrole lampant (12 %), de l'électricité (60 %) et du gaz de pétrole liquéfié (4 %). Le rapprochement fait des données recueillies au modèle d'échelle énergétique, modèle qui indique que le ménage passe à des énergies de niveau supérieur à mesure que son revenu s'améliore, n'a pas permis de valider ledit modèle, car les ménages à niveau de revenu moyen n'utilisent pas plus que les autres classes les énergies de transition (charbon de bois et pétrole). De même, le rapprochement des données au modèle d'empilement d'énergies, modèle qui stipule que quand le revenu augmente le ménage a tendance à accroître le nombre d'énergies utilisées sans pour autant abandonner les anciennes, n'a pas permis de valider ce modèle étant donné que seuls les ménages à niveau de revenu élevé empilent davantage les énergies. La politique de réduction de l'utilisation du bois-énergie devrait être basée sur l'amélioration de la desserte en électricité ainsi que la promotion de l'utilisation du GPL.

Mots-clés : bois-énergie, charbon de bois, électricité, GPL, modèle énergétique, Kinshasa, République démocratique du Congo.

ABSTRACT

Inventory of household cooking energy use in Kinshasa: analysis of wood energy substitution

In The Democratic Republic of the Congo, the study assesses the use of cooking energy by households in Kinshasa and determines the energy model of this city. It is a contribution to the reflection on the substitution of the use of wood energy as the main cooking energy by clean energies. Wood energy is one of the driver forces of deforestation and forest degradation in the Congo Basin. A quantitative survey was conducted with a sample of 1,154 randomly drawn households in the city of Kinshasa. These households were subdivided into quantiles of three classes: low-, middle- and high-income levels. The results of the study show that households in Kinshasa use six energies for cooking food in different proportions. These are sawdust (2.6%), firewood (14%), charcoal (95%), kerosene (12%), electricity (60%) and liquefied petroleum gas (4%). The comparison made of the data collected with the energy ladder model, a model which indicates that the household moves to higher level energies as its income improves, could not make it possible to validate the said model because the households of medium income level do not use transition energies (charcoal and kerosene) more than the other classes. Similarly, the comparison of the data with the energy stacking model, a model which stipulates that when income increases, the household tends to increase the number of energies used without abandoning the old ones, could not make it possible to validate this model given that only high-income level households that stack more energies. The policy to be implemented to reduce the use of wood energy should aim to improve electricity supply at an affordable price, as well as the promotion of LPG.

Keywords: wood energy, charcoal, electricity, LPG, energy model, Kinshasa, Democratic Republic of Congo.

RESUMEN

Informe sobre el uso de las energías de cocción en los hogares de Kinsasa: análisis de la sustitución de la leña

En La República Democrática del Congo, el estudio hace un balance sobre el uso de las energías para cocinar en los hogares de Kinsasa, en la República Democrática del Congo, y determina el modelo energético de esta ciudad. Se trata de una contribución a la reflexión sobre la sustitución de la leña como fuente de energía principal de cocción por energías limpias. La obtención de la leña es uno de los motores de la deforestación y la degradación forestal en la cuenca del Congo. Se realizó una encuesta cuantitativa en una muestra de 1 154 hogares seleccionados al azar en la ciudad de Kinsasa. Estos hogares se subdividieron en tres grupos según sus ingresos: bajo, medio y alto. Los resultados del estudio muestran que los hogares de Kinsasa utilizan seis tipos de energía para cocinar los alimentos, en diferentes proporciones: serrín (2,6 %), leña (14 %), carbón vegetal (95 %), queroseno (12 %), electricidad (60 %) y gas licuado de petróleo (4 %). La comparación de los datos recogidos con el modelo de escalera energética, que indica que el hogar pasa a energías de nivel superior a medida que mejoran sus ingresos, no pudo validar dicho modelo, ya que los hogares de ingresos medios no utilizan la energía de transición (carbón vegetal y petróleo) más que las otras clases. Del mismo modo, al comparar los datos con el modelo de apilamiento de energías, que establece que a medida que aumentan los ingresos, el hogar tiende a aumentar el número de energías utilizadas sin abandonar las anteriores, no se pudo validar este modelo, ya que sólo los hogares con mayores niveles de ingresos apilaron más las energías. La política para reducir el uso de la leña debe basarse en la mejora del suministro de electricidad, así como en la promoción del uso del gas licuado de petróleo.

Palabras clave: leña, carbón vegetal, electricidad, gas licuado de petróleo, modelo energético, Kinsasa, República Democrática del Congo.

Introduction

On estime qu'environ 3 milliards de personnes au monde dépendent toujours des combustibles solides pour cuisiner et se chauffer. Sur ce total, approximativement 2,5 milliards de personnes dépendent de combustibles traditionnels issus de la biomasse (bois, charbon de bois, déchets agricoles et excréments d'animaux). Le charbon de bois à lui seul est utilisé par environ 400 millions de personnes comme principal combustible de cuisson et de chauffage (PNUD, OMS, 2009). La majorité de la population dépendant de combustibles solides vit en Afrique subsaharienne et en Asie du Sud. La production et l'utilisation inefficaces et non durables de ces combustibles entraînent un risque important pour la santé publique, ainsi que des impacts environnementaux négatifs qui maintiennent les gens dans la pauvreté. On estime cependant qu'environ 2,8 milliards de personnes dépendront encore du bois de feu pour cuisiner et se chauffer en 2030 (AIE, 2010).

En République démocratique du Congo (RDC), le bois-énergie couvre, selon les estimations, 85 % de la consommation énergétique du pays (Ministère de l'Énergie, 2009). En dépit du fait que le pays soit doté d'un énorme potentiel hydroélectrique, l'importante demande en électricité des populations n'est pas toujours satisfaite. En effet, la RDC possède l'un des plus bas niveaux de consommation d'électricité, soit 0,11 mégawattheure (MWH) par habitant ; alors qu'il est de 0,28 MWH en Côte d'Ivoire et 1,2 MWH au Gabon (Banque mondiale, 2014). La RDC a également l'un des taux d'électrification les plus faibles du monde, avec seulement environ 9 % de sa population totale qui a accès à l'électricité. Le taux d'électrification des zones urbaines est de 19 %, tandis que celui des zones rurales est de 2 %.

La consommation annuelle en charbon de bois de la seule ville de Kinshasa était de 490 000 t en 2010, ce qui équivaut à environ 4,8 millions de mètres cubes de bois pour une valeur estimée à 143 millions de dollars (Schure *et al.*, 2011). Vu l'importance de la demande en bois-énergie, les régions périphériques des grandes villes congolaises subissent une dégradation effrénée des écosystèmes forestiers au point de constituer une menace réelle, permanente et sérieuse contre la biodiversité, avec pour conséquence l'accentuation de la déforestation et du réchauffement climatique.

C'est ainsi que des initiatives sont prises par le gouvernement de la RDC pour tenter de rendre la production et l'utilisation du bois-énergie durables. Avec l'appui des partenaires extérieurs, des projets visant à lutter contre les méfaits de l'exploitation non durable du bois-énergie ont été entrepris en RDC. Ainsi, pour la ville de Kinshasa, plusieurs projets ont été mis en œuvre depuis la fin des années 1990. Il s'agit entre autres des projets agroforestiers de Mampu et de Ntsio, du projet Makala, du projet de reboisement de Ibi et du Projet de gestion améliorée des paysages forestiers (PGAPF). Tous ces projets expérimentent une ou plusieurs techniques visant la durabilité de l'utilisation du bois-énergie et la contribution au mécanisme de réduction des émissions liées à la déforestation et à la dégradation

des forêts (REDD+), notamment : la plantation d'arbres destinés à la production de bois-énergie, la méthode de la régénération naturelle assistée (RNA), l'utilisation de meules améliorées et la vulgarisation du foyer amélioré ainsi que la promotion du gaz de pétrole liquéfié (GPL).

Actuellement, une politique énergétique est en cours d'élaboration par le gouvernement de la RDC. En outre, l'énergie constitue l'un des sept piliers de la stratégie-cadre nationale REDD+. L'objectif principal de ce pilier est de réduire la part du bois-énergie provenant de sources non durables dans la consommation énergétique totale et de proposer des alternatives énergétiques à la population à des prix abordables (RDC, 2015). Dans ce contexte, il s'est avéré nécessaire de faire l'état des lieux de la consommation d'énergies – principalement celles utilisées pour la cuisson qui constituent le plus gros poste des dépenses énergétiques des ménages de Kinshasa – et de déterminer le modèle de consommation des énergies de cuisson qui caractérise ces ménages.

Plusieurs théories ont été adoptées pour expliquer les choix énergétiques des ménages ; l'une parmi les plus utilisées est le « modèle d'échelle énergétique ». Ce dernier se base sur la classification des énergies ménagères en trois groupes : les énergies traditionnelles (bois de chauffe, sciure de bois, bouse...), de transition (charbon de bois, pétrole lampant...) et avancées (électricité, GPL...) (Van der Kroon *et al.*, 2013). Ce modèle suppose que les ménages à faible revenu utilisent les énergies traditionnelles jusqu'à ce que leur statut socio-économique s'améliore ; puis ils passeront, de manière rationnelle, complètement aux énergies de transition. Une nouvelle augmentation du revenu des ménages conduira alors à une autre transition rationnelle vers les énergies avancées (Barnes, 2004 ; Heltberg, 2005 ; Bisu *et al.*, 2016). En d'autres termes, le modèle en échelle attribue au revenu uniquement le choix de l'énergie des ménages et la transition énergétique. Il suppose que les ménages graviront l'échelle imaginaire selon un modèle de progression quelque peu linéaire, en passant entièrement à des énergies de niveau supérieur à mesure que leur revenu s'améliorera (Farsi *et al.*, 2007 ; Osiolo, 2009). Cependant, ce modèle a été fortement critiqué pour son manque de prise en compte des interactions complexes qui caractérisent la transition énergétique, les différences familiales, les facteurs culturels, les préférences personnelles, etc.

Par conséquent, des modèles alternatifs ont été proposés. L'un de ces modèles est le modèle « empilement d'énergies » proposé par Masera *et al.* (2000). Ce modèle suppose que les modèles de consommation d'énergies des ménages dépendent de plusieurs facteurs (pas seulement le revenu), qui peuvent être des préférences sociales, économiques, culturelles ou même personnelles. Par conséquent, plutôt que de passer linéairement vers des énergies plus propres, les ménages ont tendance à augmenter le nombre d'énergies utilisées sans pour autant abandonner les anciennes. Le modèle d'empilement d'énergies s'est révélé plus proche de la réalité. En effet, l'empilement d'énergies

était davantage pratiqué par les ménages à revenu élevé (Ogumike *et al.*, 2014 ; Malla et Timilsina, 2014 ; Yonemitsu *et al.*, 2015 ; Bisu *et al.*, 2016).

Ainsi, la présente étude a pour objectif de faire l'état des lieux de l'utilisation des énergies de cuisson à Kinshasa et de déterminer le modèle de consommation d'énergies de cuisson qui caractérise les ménages de cette ville. La finalité étant de fournir quelques évidences empiriques pour alimenter la réflexion sur la politique énergétique de la RDC dont les orientations actuelles tendent à encourager le remplacement progressif du bois-énergie, comme principale énergie de cuisson des ménages, par d'autres types d'énergies beaucoup plus durables.

Matériel et méthodes

Zone d'étude

Cette recherche a été circonscrite à la ville-province de Kinshasa, capitale de la RDC. La ville de Kinshasa est située à 4°23'1" de latitude Sud et 15°26'8" de longitude Est,

et à une altitude moyenne variant entre 280 à 350 m. Elle s'étend sur 9 965 km² pour une population totale estimée à 12 millions d'habitants. Sur le plan administratif, Kinshasa est subdivisée en 24 communes (figure 1) comprenant au total 155 quartiers.

Collecte des données

Pour atteindre l'objectif fixé ci-dessus, une enquête a été menée sur un échantillon aléatoire de 1 154 ménages de Kinshasa tiré d'un ensemble de 2 millions de ménages que compte la ville (INS, 2014), suivant la formule adaptée de Kinkela Savy (1997) et CMS-SPIP (2012), avec une marge d'erreur de 3 % et un seuil de confiance de 95 % :

$$n = \frac{t^2 N}{t^2 + (2e)^2 (N - 1)}$$

où n est la taille de l'échantillon, N est la taille de la population, t est le coefficient déduit du taux de confiance, e est la marge d'erreur.

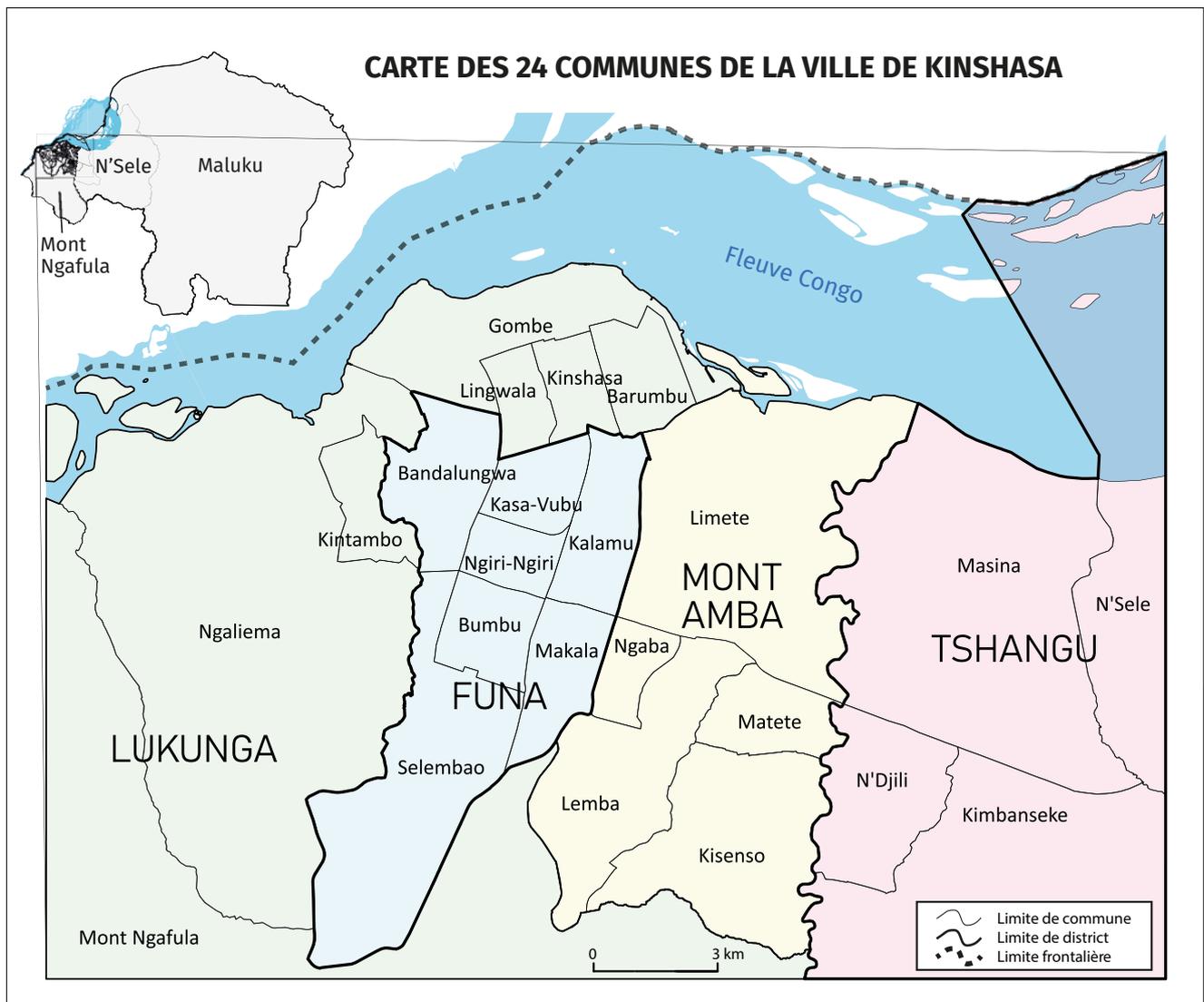


Figure 1.

Carte des communes de Kinshasa en république du Congo. La 24^e commune, Maluku, étant la plus étendue, se trouve hors de la carte. *Map of the communes of Kinshasa in Democratic Republic of the Congo. The 24th commune, Maluku, being the largest, is off the map.*

Les 1154 ménages enquêtés ont été répartis dans les 24 communes que comprend la ville de Kinshasa au prorata du poids démographique de chaque commune.

Un questionnaire destiné à renseigner les questions de recherche a été élaboré, testé et administré aux chefs de ménage. Ces derniers ont exprimé leur consentement libre et éclairé à participer à l'étude. Ils restent anonymes conformément au décret n° 10/05 du 11/02/2010 relatif au Système statistique national de la RDC. La collecte des données s'est faite à l'aide de tablettes. Le logiciel CPro (*Census and Survey Processing System*) a servi à la conception du questionnaire numérique. La synchronisation des données entre les tablettes et le serveur a été réalisée par le logiciel Dropbox. Le programme Stata 13 a servi à l'élaboration de la base de données.

Analyse des données

Les données recueillies ont été statistiquement analysées en fréquences absolues et relatives. Les tris croisés ont été effectués sur deux ou plusieurs variables qualitatives ou catégorielles pour tester la dépendance entre ces variables. Les variables quantitatives ont été analysées à travers les paramètres de tendance centrale et de dispersion. Ces analyses ont permis concrètement :

- l'identification des énergies utilisées pour la cuisson par les ménages enquêtés ;
- la description de la manière dont les ménages utilisent les énergies de cuisson ;
- l'analyse du modèle énergétique des ménages de la ville de Kinshasa.

Pour analyser le modèle énergétique des ménages de la ville de Kinshasa, une variable supplémentaire, « niveau de revenu », a été créée à partir des biens possédés par le ménage selon l'indice de revenu du *Demographic and Health Surveys* (DHS) (Rutstein et Johnson, 2004). Les ménages ont été subdivisés en quantiles de trois classes : niveaux de revenu bas, moyen et élevé. Pour la modélisation en échelle énergétique, la variable a été croisée avec les six variables dichotomiques correspondant à l'utilisation ou non (codées 1 ou 0) de chacune des énergies de cuisson (sciure de bois, bois de chauffe, charbon de bois, pétrole, électricité et GPL). Quant à la comparaison avec le modèle d'empilement d'énergies, la variable « niveau de revenu » a

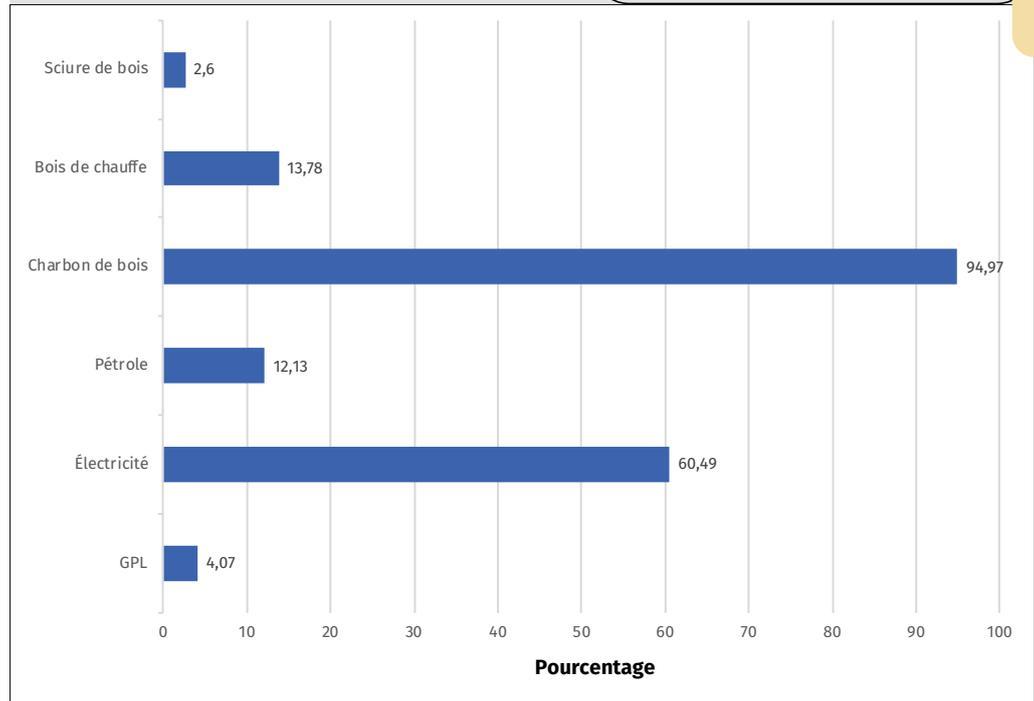


Figure 2. Répartition (en %) des ménages par type d'énergie utilisée dans la ville de Kinshasa.
Distribution (%) of households by type of energy used in Kinshasa.

été croisée avec la variable « nombre d'énergies utilisées ». Le test de chi-carré a été utilisé pour vérifier l'existence de la dépendance entre les variables croisées. Les logiciels SPSS 21 et STATA 13 ont servi d'outils d'analyses statistiques.

Les hypothèses suivantes ont été testées sur la base des analyses effectuées :

- concernant le modèle d'échelle énergétique, les énergies traditionnelles de cuisson (sciure de bois et bois de chauffe) devraient être plus utilisées par les ménages à niveau de revenu bas ; les énergies de cuisson de transition (charbon de bois et pétrole) quant à elles devraient être beaucoup plus utilisées par les ménages à niveau de revenu moyen ; et enfin les énergies de cuisson avancées (électricité et GPL) devraient être davantage utilisées par les ménages à niveau de revenu élevé ;
- pour ce qui est du modèle d'empilement d'énergies, les ménages ayant un niveau de revenu moyen devraient utiliser plus de types d'énergies que les ménages à niveau de revenu bas et moins que les ménages à niveau de revenu élevé.

Justification du modèle statistique utilisé

Les nombreuses études qui ont analysé les modèles énergétiques ont utilisé les modèles de régression linéaire (Ogumike *et al.*, 2014 ; Toole, 2015 ; Yonemitsu *et al.*, 2015 ; Bisu *et al.*, 2016). Cette étude a la particularité de proposer une autre méthode d'analyse, en subdivisant les ménages en trois classes pour les faire correspondre aux trois classes d'énergie de cuisson proposées par Van der Kroon *et al.* (2013) en recourant au test de khi-deux pour vérifier l'indépendance entre les variables.

Résultats

Identification des énergies de cuisson utilisées

L'enquête menée à Kinshasa a permis d'identifier six énergies utilisées par les ménages pour la cuisson des aliments. Il s'agit de la sciure de bois, du bois de chauffe, du charbon de bois, du pétrole lampant, de l'électricité et du GPL (figure 2).

Deux énergies de cuisson sont de loin les plus utilisées par les ménages de la ville de Kinshasa : le charbon de bois et l'électricité. Elles le sont respectivement par 95 % et 60 % des ménages. Plus loin, viennent le bois de chauffe et le pétrole qui sont eux utilisés respectivement par 14 % et 12 % des ménages. Les énergies les moins utilisées sont le GPL et la sciure de bois, respectivement par 4 % et 2,6 % des ménages.

Les principales raisons qui font du charbon de bois le combustible le plus utilisé par les ménages de la ville de Kinshasa est sa disponibilité et son prix abordable sur le marché. En effet, les lieux de vente du charbon de bois au détail sont nombreux et disséminés dans tous les quartiers de la ville de Kinshasa, voire dans la plupart des rues des quartiers populaires. Le charbon de bois est généralement vendu sous le conditionnement de 900 grammes environ et emballé dans des sachets, à 500 CDF¹. La majorité des ménages de la ville de Kinshasa (75 %) s'approvisionnent quotidiennement en charbon de bois sous ce conditionnement. Le reste des ménages se ravitaillent en charbon de bois en gros, soit par sac de 60 kg (20 %), soit par bassin équivalent

Tableau I.
Équivalence calorifique supérieure (ECS)
et prix du kilowattheure.
*Higher Calorific Equivalent (HCE)
and kilowatt-hour price.*

Énergie	Unité	Kilowattheure	Prix de l'unité (CDF)	Prix du kilowattheure (CDF)
Sciure de bois	kg	4,86*	14	0,001
Bois de chauffe	kg	4,86	100	0,010
Charbon de bois	kg	7,87	556	0,035
Pétrole lampant	Litre	11,90	1 430	0,061
GPL	kg	13,70	3 340	0,122
Électricité	-	1,00	211	0,106

* Déduit à partir du bois de chauffe.



Photo 2.

Vente en détail du charbon de bois en sachet de 900 grammes environ devant une parcelle.
Retail sale of charcoal in bags of about 900 grams in front of a plot.
Photo J. Belani Masamba.

à un demi-sac (5 %). Le prix du sac varie de la saison sèche à la saison des pluies de 20 000 à 35 000 CDF. Les ménages qui achètent par sac s'approvisionnent sur les 77 marchés de gros de charbon de bois, appelés localement dépôts (entrepôts de vente), que compte la ville de Kinshasa et localisés dans 21 des 24 communes de la ville. Ces dépôts constituent le marché secondaire du charbon de bois où les détaillants viennent s'approvisionner auprès des grossistes en provenance des zones rurales. Pour cuisiner avec le charbon de bois, 70 % des ménages enquêtés utilisent le foyer à tapis, appelé généralement foyer traditionnel. Cependant, 16 % des ménages adoptent déjà le foyer amélioré, appelé « *mbambula économique* », qui est en cours de promotion dans la ville. Les autres foyers sont le foyer à jante, le foyer avec ventilateur et le foyer malgache.



Photo 3.

Vente en gros de charbon de bois dans un dépôt de sac de charbon de bois de 60 kilogrammes environ.
Wholesale of charcoal in a charcoal bag warehouse of about 60 kilograms.
Photo J. Belani Masamba.

¹ CDF : franc congolais ; 1 USD = 1 600 CDF.

L'électricité est reconnue comme une énergie propre pour la cuisson des aliments par les ménages enquêtés. Pourtant, plusieurs raisons ont été évoquées qui font que l'électricité n'est pas l'énergie préférée de cuisson. En effet, bien que 60 % des ménages recourent à l'électricité pour la cuisson, seuls 39 % de ces ménages affirment l'utiliser chaque jour. Les raisons de l'utilisation irrégulière de l'électricité pour la cuisson des mets sont, entre autres, le délestage, les coupures intempestives et la sous-tension électrique. Il faut noter ici que Kinshasa connaît un déficit d'énergie électrique de 500 mégawatts (MW) alors que ses besoins sont estimés à 1 000 MW (SNEL, 2014). À ce déficit s'ajoute la vétusté des infrastructures de production, de transport et de distribution de l'énergie électrique. En outre, le mode de facturation de la consommation de l'électricité pratiqué ne facilite pas non plus les choses. Il n'est pas adapté à la gestion rationnelle de l'énergie électrique. En effet, la majorité des ménages est facturée en mode post-paiement forfaitaire (85 %), c'est-à-dire sans mesure de la quantité réelle de kilowattheures consommés, ce qui n'encourage pas la population à utiliser de manière rationnelle l'électricité. Le post-paiement avec compteur ne concerne que 3 % des ménages enquêtés. Le système de prépaiement avec carte, en cours d'installation et d'expérimentation dans la ville de Kinshasa, n'est jusque-là pratiqué que par 6 % des ménages. Pour ce qui est de la tarification, une carte de 98,8 kWh est vendue 20 000 CDF.

Le bois de chauffe, comme le charbon de bois, est accessible et son prix est jugé abordable. Cependant, la toxicité de la fumée émise lors de sa combustion (responsable des maladies pulmonaires et oculaires), le noircissement des ustensiles de cuisine lors de la cuisson des aliments, la nécessité de ne l'utiliser qu'à l'air libre à cause de l'inconfort qu'il crée..., limitent son utilisation par un grand nombre de ménages. Ceux d'entre eux qui utilisent le bois de chauffe comme combustible pour la cuisson de leurs aliments s'approvisionnent en majorité chez les détaillants du quartier (55 %) ou dans des dépôts (19 %), où le bois de chauffe est vendu en fagots de 33 kg à 11 000 CDF environ. En revanche, les habitants des communes périurbaines de la ville de Kinshasa s'approvisionnent directement dans les petites galeries forestières encore présentes dans la périphérie de leurs quartiers (6 %). Le foyer utilisé pour le bois de chauffe est majoritairement les « trois pierres » ; c'est le cas de près de 80 % des ménages enquêtés. Il ne coûte absolument rien aux ménages, il suffit de trouver trois grosses pierres sur lesquelles la marmite sera posée en équilibre.

Le pétrole lampant, ou simplement le pétrole, est apprécié par les ménages qui l'utilisent par le fait qu'il brûle plus proprement et plus efficacement que le charbon de bois. Un avantage tant pour la santé des utilisateurs que pour l'environnement. Cependant, plusieurs facteurs empêchent l'utilisation du pétrole par un grand nombre de ménages ; il s'agit principalement du prix élevé des foyers

Tableau II.
Énergies traditionnelles et niveaux de revenu.
Traditional energy and income levels.

Niveau de bien-être	Sciure de bois		Bois de chauffe	
	Effectif	Pourcentage	Effectif	Pourcentage
Bas	17	56,7	76	48,1
Moyen	12	40,0	45	28,5
Élevé	1	3,3	37	23,4
Total	30	100	158	100
	Prob. = 0,000		Prob. = 0,000	

Tableau III.
Énergies de transition et niveaux de revenu.
Transitional energy and income levels.

Niveau de bien-être	Charbon de bois		Pétrole	
	Effectif	Pourcentage	Effectif	Pourcentage
Bas	367	33,7	40	28,6
Moyen	361	33,1	47	33,6
Élevé	362	33,2	53	37,8
Total	1 090	100	140	100
	Prob. = 0,304		Prob. = 0,362	

Tableau IV.
Énergies avancées et niveaux de revenu.
Advanced energy and income levels.

Niveau de bien-être	Électricité		GPL	
	Effectif	Pourcentage	Effectif	Pourcentage
Bas	203	29,3	5	10,6
Moyen	214	30,8	9	19,1
Élevé	277	39,9	33	70,3
Total	694	100	47	100
	Prob. = 0,000		Prob. = 0,000	

à pétrole comparés à ceux à charbon de bois, du prix élevé du combustible (le prix du litre est de 1 430 CDF dans les stations-service de Kinshasa), de la mauvaise qualité du pétrole (produit frelaté) vendu par les marchands ambulants, généralement des petites quantités (moins d'un litre), ou encore du goût altéré des aliments préparés avec le pétrole, dû à l'odeur de la fumée qui entre en contact avec la nourriture préparée. Ainsi, le pétrole sert beaucoup plus de combustible d'appoint chez les ménages, singulièrement

Tableau V.
Nombre d'énergies de cuisson utilisées par niveau de revenu.
Number of cooking fuels used by income level.

Niveau de bien-être	Bas		Moyen		Élevé		Total	
	Effectif	%	Effectif	%	Effectif	%	Effectif	%
Nombre d'énergies accumulées								
1	126	33,15	138	36,03	85	22,31	349	30,51
2	195	51,32	190	49,61	222	58,27	607	53,06
3	47	12,37	49	12,79	60	15,75	156	13,64
4 ou 5	12	3,16	6	1,57	14	3,67	32	2,80
Total	380	100	383	100	381	100	1 144	100
Prob. = 0,002.								

pour faire bouillir de l'eau pour le petit-déjeuner, pour préparer la pâte de farine de manioc et/ou de maïs (*fufu*), ou encore pour d'autres besoins comme l'éclairage.

Le GPL comme énergie de cuisson est très peu connu à Kinshasa. C'est ce qui explique principalement le faible nombre de ménages qui utilisent ce combustible à l'heure actuelle. Une campagne pour sa promotion a été lancée à Kinshasa et dans certaines villes de la RDC. En effet, c'est seulement en 2018 que COETE Gaz a commencé à commercialiser le GPL en RDC. Elle a été suivie par SO'GAZ en 2020. Par le passé, les rares ménages qui utilisaient le GPL en RDC l'importaient des pays voisins tels que le Congo-Brazzaville ou encore l'Angola. Présentement, différentes dimensions de bouteille de gaz, allant de 6 à 38 kg, sont proposées par ces deux sociétés aux utilisateurs à des prix variant entre 67 000 et 410 000 CDF pour un kit complet (bouteille avec gaz et accessoires). À la recharge, il faut déboursier 20 000 CDF pour le conditionnement de 6 kg de gaz. Des appréhensions liées au risque d'incendie ont été évoquées par les ménages enquêtés comme un autre frein à l'adoption du GPL. Toutefois, les ménages utilisateurs de GPL le reconnaissent unanimement comme le combustible propre par excellence. Il ne salit pas les instruments de cuisson, ne produit pas de fumée, mais plutôt une chaleur constante, pouvant être réglée à volonté facilement.

La sciure de bois et les copeaux issus de la transformation du bois d'œuvre sont valorisés comme combustibles pour la cuisson des aliments à Kinshasa. En effet, sa disponibilité – pour la population vivant autour des scieries – son prix abordable et sa gratuité pour certains sont les principales raisons qui poussent les ménages à se tourner vers la sciure de bois. Le soir, à la fermeture des scieries, de nombreuses personnes, généralement des femmes, remplissent leurs sacs avec de la sciure et des copeaux de bois moyennant 200 CDF par sac, ou gratuitement. Elles revendent ces sacs aux ménages, surtout des quartiers populaires, à 1 000 CDF le sac d'environ 70 kg. Selon les déclarations recueillies pendant l'enquête, un ménage de six personnes peut utiliser un sac de sciure de bois durant un mois. Cependant, il n'existe pas à proprement parler, pour le moment, de foyer à sciure de bois à Kinshasa. Les ménages utiliza-

teurs de sciure de bois utilisent une boîte de lait usagée de 2 250 grammes et adaptée comme foyer.

Pour ce qui est du prix du kilowattheure de chacune de ces énergies, il est donné dans le tableau I. Ces prix sont calculés à partir du tableau d'équivalence calorifique supérieure (ECS) présenté par WLPGA (2013). Il en découle que le prix d'un kilowattheure du charbon de bois, le principal combustible utilisé, est de 556 CDF. En comparaison avec les autres énergies, ce prix est le tiers de celui de l'électricité. Le GPL est le combustible qui a le prix du kilowattheure le plus élevé. En revanche, la sciure de bois est de loin le combustible qui détient le prix du kilowattheure le moins élevé.

Types d'énergie de cuisson utilisés selon le niveau de revenu

Les énergies de cuisson utilisées par les ménages de Kinshasa ayant été identifiées, il convient de déterminer l'emploi de chaque type d'énergie de cuisson selon le niveau de revenu des ménages. Les énergies sont classifiées par Van der Kroon *et al.* (2013) en énergies traditionnelles, de transition et avancées.

Le tableau II montre que la sciure de bois, énergie traditionnelle, est beaucoup plus utilisée par les ménages à niveau de revenu bas (56,67 %) que ceux à niveaux de revenu moyen (40 %) et élevé (3,33 %). Le bois de chauffe, une autre énergie traditionnelle, présente une situation similaire, d'autant plus qu'il est également beaucoup plus utilisé par les ménages à niveau de revenu bas (40,10 %) que par ceux à niveau de revenu moyen (28,48 %) et à niveau de revenu supérieur. En ce qui concerne les quantités de sciure de bois et de bois de chauffe utilisées par les ménages enquêtés, une différence significative est observée entre les trois niveaux de revenu pour l'emploi de ces deux énergies traditionnelles. Les quantités moyennes mensuelles de sciure de bois utilisées sont de l'ordre de 73,1 kg pour les ménages à niveau de revenu bas, de 58,7 kg pour les ménages à niveau de revenu moyen et de 20 kg pour les ménages à niveau de revenu élevé. Pour le bois de chauffe, elles sont de 23,2 fagots pour les ménages à niveau de revenu bas, de 17,7 fagots pour les ménages à niveau de revenu moyen et de 12,6 fagots pour les ménages à niveau de revenu élevé.

Le tableau III montre que le charbon de bois, catégorisé comme énergie de transition, est utilisé indifféremment par les ménages de tous les niveaux de revenu. Les différences observées de 33,67 %, 33,12 % et 33,21 %, respectivement pour les niveaux de revenu bas, moyen et élevé, ne sont pas significatives. Le pétrole, seconde énergie de transition, présente une situation analogue. Les différences notées dans l'emploi de ce combustible de cuisson de 28,57 %, 33,57 % et 37,86 %, respectivement pour les niveaux de revenu bas, moyen et élevé, ne sont pas non plus significatives. Quant aux quantités de ces deux énergies de

transition utilisées par les ménages de la ville de Kinshasa, aucune différence n'est observée entre les trois niveaux de revenu pour le charbon de bois. La quantité moyenne mensuelle de ce combustible chez les ménages à revenu bas est de 53,9 kg. Elle est de 53,8 kg pour les ménages à revenu moyen et de 51,7 kg pour les ménages à revenu élevé. La différence entre les trois niveaux de revenu trouve plutôt son origine dans le conditionnement avec lequel ces ménages s'approvisionnent. En effet, les ménages de niveau de revenu élevé achètent le charbon de bois, pour un peu plus de la moitié (52 %), sous des conditionnements de grandes dimensions (sac et bassin), alors que les ménages à niveaux de revenu bas et moyen le font beaucoup plus avec le conditionnement en sachet pour 82,7 % et 74,5 %, respectivement. Pour le pétrole, contrairement au charbon de bois, une différence significative est observée entre les trois niveaux de revenu. Les quantités moyennes utilisées sont de l'ordre de 28,4 litres pour les ménages à niveau de revenu bas, de 13,1 litres pour les ménages à niveau de revenu moyen et de 9,4 litres pour les ménages à niveau de revenu élevé.

Il résulte du tableau IV que l'électricité, comme énergie avancée, est beaucoup plus utilisée par les ménages à niveau de revenu élevé (39,91 %) que par les ménages à niveaux de revenu moyen (30,84 %) et bas (29,25 %). Le GPL, seconde énergie de cuisson moderne, est de loin beaucoup plus utilisé par les ménages à niveau de revenu élevé (70,21 %) que par ceux à niveaux de revenu moyen (19,15 %) et bas (10,64 %). S'agissant de la quantité de GPL utilisée par les ménages des trois niveaux de revenu, aucune différence significative n'est observée entre ces niveaux. La quantité moyenne mensuelle de GPL utilisée est de 10,6 kg chez les ménages à niveau de revenu bas, de 10,8 kg chez les ménages à niveau de revenu moyen et de 12,7 kg chez les ménages de niveau à revenu élevé. Pour l'électricité, comme signalé précédemment, le mode de facturation est le post-paiement forfaitaire pour la majorité des ménages de la ville de Kinshasa, les quantités de kilowattheures consommées n'ayant été prélevées que chez une infime minorité. Toutefois, les montants mensuellement payés par ces ménages ont été recueillis. Ils représentent une moyenne de 15 931 CDF pour les ménages à niveau de revenu bas, de 20 056 CDF pour les ménages à revenu moyen et de 30 136 CDF pour les ménages à niveau de revenu élevé.

Nombre d'énergies de cuisson utilisées par niveau de revenu

Les données de l'enquête ont été modélisées suivant le modèle de l'empilement d'énergies de cuisson proposé par Masera *et al.* (2000). Ainsi, il découle du tableau V que le niveau de revenu élevé se démarque des deux autres niveaux (moyen et bas). En effet, les ménages à niveau de revenu élevé sont ceux qui empilent le plus d'énergies. Quel que soit le nombre d'énergies de cuisson empilées, les ménages à niveau de revenu élevé sont toujours les plus nombreux. Il ressort en outre de ce tableau V qu'il ne s'est pas dégagé une différence dans l'empilement des énergies entre les niveaux de revenu moyen et bas (Prob. = 0,45). En

termes de moyenne, le nombre d'énergies de cuisson empilées est de 1,86, 1,79 et 2, respectivement, pour les ménages à niveaux de revenu bas, moyen et élevé.

Discussion

L'étude révèle que le charbon de bois est l'énergie de cuisson la plus utilisée par les ménages de la ville de Kinshasa (95 %). Ces résultats confirment ceux d'autres études réalisées sur le sujet (AIE, 2006 ; Schure, 2014) qui attestaient déjà que le charbon de bois est adopté par plus de 75 % de la population de la ville de Kinshasa. Parmi les raisons avancées pour l'utilisation massive du charbon de bois, il y a entre autres le faible accès à l'électricité et la timide pénétration du marché kinois des énergies domestiques par le GPL. Bien que 60 % des habitants de Kinshasa cuisinent aussi avec l'électricité, seulement 39 % l'utilisent tous les jours pour la cuisson de leurs aliments ; c'est le cas de ceux qui bénéficient de la fourniture régulière en énergie électrique de qualité. Ceci rejoint les études réalisées par Schure *et al.* (2011) qui montraient que l'utilisation de l'électricité par les ménages kinois dans la cuisson des aliments reste minoritaire. Dans la plupart des cas, l'électricité n'est utilisée que pour éclairer la maison et faire fonctionner certains équipements électroménagers qui ne nécessitent pas une forte tension électrique (télévision, radio...). Il est à noter que le faible recours à l'électricité pour la cuisson des aliments risque même de s'accroître dans l'avenir si aucune politique énergétique adéquate n'est mise en place, d'autant plus que la population de la ville de Kinshasa pourrait atteindre, selon les prévisions, 35 millions d'habitants en 2050 (Hoornweg et Pope, 2016). Ce qui aura comme conséquence l'accroissement de la pression exercée sur la biomasse autour de la ville de Kinshasa et même au-delà si l'offre électrique ne s'améliore pas ou si des alternatives durables au charbon de bois ne sont pas promues et adoptées.

L'utilisation du GPL comme énergie de cuisson est une nouvelle expérience pour les kinois. Comme signalé plus haut, le GPL est en phase de vulgarisation à Kinshasa et dans d'autres villes de la RDC. Ainsi, le gouvernement de la RDC devrait accentuer sa politique de promotion du GPL en levant tous les obstacles à son adoption. Il s'agit, entre autres, de la réduction du coût d'acquisition du kit de GPL (bouteille et accessoires) et de la recharge de gaz (Masera et Navia, 1997 ; Pope *et al.*, 2018), de la sensibilisation sur la bonne manipulation du dispositif et sur les avantages que procure l'utilisation du GPL pour la santé et l'environnement (UNDP, 2017).

En ce qui concerne la modélisation du choix énergétique des ménages de Kinshasa à l'aide de l'échelle énergétique (Barnes *et al.*, 2004 ; Heltberg, 2005 ; Bisu *et al.*, 2016), les analyses montrent que le modèle d'échelle énergétique ne paraît pas valide dans son ensemble sur les données recueillies lors de cette enquête. Bien que les ménages à niveau de revenu bas utilisent plus les énergies traditionnelles et ceux de niveau de revenu élevé plus les énergies avancées, les ménages à niveau de revenu moyen n'utilisent pas plus que les autres les énergies de transition.

Les énergies de transition sont donc utilisées indifféremment par les trois niveaux de revenu. Le charbon de bois est indistinctement utilisé par tous les niveaux de revenu, car il est disponible et abordable pour la majorité de la population. La popularité du charbon de bois s'explique en grande partie par les faiblesses des autres sources d'énergie : la fourniture irrégulière de l'électricité et l'adoption encore faible du GPL par la population congolaise. Pour le pétrole, la situation est différente. Son prix est relativement élevé par rapport au charbon de bois pour un même usage. Il est utilisé de préférence comme énergie d'appoint par quelques ménages de tous les niveaux de revenu qui disposent d'un réchaud à pétrole. Ce qui rejoint les constats de Gazull *et al.* (2020) qui avaient trouvé que le pétrole semble être une énergie domestique d'appoint dans 9,8 % des cuisines kinoises.

Quant au rapprochement du choix énergétique des ménages par rapport au modèle d'empilement d'énergies de Maserà *et al.* (2000), il ressort de l'analyse des données de l'enquête que le modèle d'empilement d'énergies de cuisson ne paraît pas non plus valide dans son entièreté pour les ménages de la ville de Kinshasa, car ce sont seulement les ménages à niveau de revenu élevé qui accumulent le plus les énergies de cuisson par rapport à ceux de niveaux de revenu moyen et bas. Il n'y a pas par conséquent de différence dans l'empilement d'énergies entre les niveaux de revenu bas et moyen. Pour les ménages à niveau de revenu élevé, la disponibilité d'un revenu supérieur leur donne souvent la possibilité d'opérer un choix entre les énergies de cuisson avancées, de transition et parfois traditionnelles pour des raisons de convenance (choix d'énergie de cuisson dicté par le type de mets préparé) ou de nécessité (absence de l'énergie de cuisson principale).

Les résultats de cette étude incitent à explorer des pistes de solutions possibles pouvant conduire à la réduction de l'utilisation du bois-énergie en RDC, notamment à Kinshasa. Il conviendrait de mettre l'accent sur le charbon de bois du fait qu'il constitue, de loin, la forme de bois-énergie la plus utilisée en RDC et à Kinshasa en particulier.

Il est à noter que, bien que le charbon de bois soit majoritairement utilisé comme énergie de cuisson, moins de 30 % des ménages enquêtés l'utilisent comme unique source d'énergie de cuisson. La majorité des ménages associe le charbon de bois à une autre énergie de cuisson. En conséquence, l'amélioration de l'accès à une électricité de qualité et à un prix abordable permettra à beaucoup de ménages de réduire l'utilisation du charbon de bois. L'ouverture du marché de l'électricité au secteur privé, mesure prise par le gouvernement congolais en 2014, permettra d'améliorer la desserte en électricité dans le pays, aussi bien quantitativement que qualitativement, croit savoir ledit gouvernement (RDC, 2015).

Une autre piste est celle visant l'introduction et la vulgarisation du GPL. En effet, le développement progressif de l'offre en GPL, bien que le marché soit encore embryonnaire, permet déjà de constater une réduction de l'utilisation du charbon de bois comme source d'énergie pour la cuisson par les ménages ayant adopté le GPL. Ainsi, le pourcentage de ménages utilisant le GPL à Kinshasa est passé de 0,5 %

en 2014 à 4 % en 2020. Beaucoup déclarent utiliser le GPL en remplacement du charbon de bois. Cependant, une telle politique ne donnera rapidement les résultats escomptés que si les coûts de départ lors du processus d'adoption sont considérablement réduits, en particulier le coût d'acquisition des bouteilles de GPL et le coût des foyers de cuisson (Pope *et al.*, 2018). Il est à signaler que la RDC présente des statistiques des utilisateurs de GPL en deçà de celles de nombreux pays d'Afrique centrale. Déjà, en 2011, alors qu'en RDC le pourcentage d'utilisateurs de GPL était presque nul, il était de 62,3 % au Gabon, 11,3 % au Cameroun et 8,4 % au Congo-Brazzaville (Schure *et al.*, 2011).

La sciure de bois, qui abonde aux abords des scieries de la ville de Kinshasa, peut être valorisée au profit des ménages pauvres en facilitant sa distribution dans les quartiers pauvres de la ville. De même, d'autres initiatives devraient être prises pour proposer des foyers à sciure de bois beaucoup plus modernes, avec un bien meilleur rendement énergétique que la traditionnelle boîte de conserve usagée de lait utilisée actuellement. L'expérience menée au Nigeria sur un modèle de foyer pour sciure de bois a montré qu'il était plus performant que le foyer à pétrole lampant (Bukola, 2005). Une autre possibilité à explorer est la fabrication de briquettes à partir de sciure de bois (Bukola, 2005 ; Pesa, 2017). Selon les matériaux utilisés pour fabriquer les briquettes, elles peuvent brûler plus proprement que le charbon de bois et le bois de chauffe. La production de briquettes transforme ainsi les déchets en source de combustible. En RDC, quelques initiatives de fabrication de briquettes à partir de sciure de bois sont menées actuellement dans la ville de Kisangani. Un kilogramme de briquettes est vendu 500 CDF. Seuls 0,41 % des ménages les utilisent sporadiquement (Imani et Moore-Delate, 2021).

L'amélioration de l'efficacité énergétique des foyers utilisés pour le charbon de bois est une autre solution à explorer. En effet, la vulgarisation des foyers améliorés, adoptés à l'heure actuelle par 16 % des ménages, permet de diminuer jusqu'à 55 % la quantité de charbon de bois utilisée (Hurtado Pérez *et al.*, 2017 ; Mizinzi et Valette, 2016).

Conclusion

Cette étude avait pour objectif de dresser un état des lieux de l'utilisation des énergies de cuisson à Kinshasa et de déterminer le modèle de consommation des énergies de cuisson chez les ménages de la ville. Elle est une contribution à la réflexion sur le remplacement du bois-énergie, comme principale énergie de cuisson, par des énergies propres.

Il ressort des investigations menées que six sources d'énergie sont utilisées par les ménages de la ville de Kinshasa pour la cuisson des aliments. Il s'agit du bois de chauffe, du charbon de bois, de la sciure de bois, du pétrole lampant, de l'électricité et du GPL. Le charbon de bois est, de loin, l'énergie de cuisson la plus employée par ces ménages (95 %) et il constitue l'unique combustible utilisé par 30 % des ménages enquêtés. Concernant l'électricité, bien que 60 % de la population de Kinshasa y recoure pour cuisiner, seuls 39 % l'utilisent quotidiennement comme énergie de

cuisson. Les autres énergies ne sont utilisées que par une minorité de ménages ; il s'agit du bois de chauffe (14 %), du pétrole lampant (12 %), du GPL (4 %) et de la sciure de bois (2,6 %). Il faut noter que le GPL est encore en phase d'introduction dans quelques villes de la République démocratique du Congo où l'on l'observe des campagnes de vulgarisation et de promotion de ce nouveau combustible.

La modélisation des données recueillies en modèle d'échelle énergétique n'a pas permis de valider ce modèle dans son ensemble pour la ville de Kinshasa. Bien que les énergies traditionnelles soient beaucoup plus utilisées par les ménages à niveau de revenu bas et que les énergies avancées soient plus utilisées par les ménages à niveau de revenu élevé, les énergies de transition ne sont pas plus utilisées par les ménages à niveau de revenu moyen. Pour ce qui est du modèle d'empilement d'énergies, il s'avère qu'il ne présente pas non plus une validité dans sa globalité. L'empilement d'énergies n'est beaucoup plus réalisé que par les ménages à niveau de bien-élevé. Les ménages à niveau de revenu moyen n'empilent pas plus que les ménages à niveau de revenu bas.

Les stratégies à mettre en place pour réduire l'utilisation de bois-énergie seraient, d'une part, l'amélioration de la desserte en électricité de qualité et à un prix abordable et, d'autre part, la promotion du GPL avec des mesures incitatives pour l'acquisition des bouteilles et de foyers à des coûts accessibles, notamment pour les ménages pauvres. Il est à signaler aussi que, pour les ménages les plus démunis, la valorisation de la sciure de bois peut constituer une option à retenir si l'on veut réduire le recours au charbon de bois. Pour ce faire, le développement d'une filière sciure de bois associée à celle d'un foyer adapté peut être envisagé.

Les résultats de la présente recherche peuvent servir de base de comparaison pour les études à mener dans d'autres grandes villes de la RDC. En effet, toutes ces villes présentent des caractéristiques similaires : pression accrue sur le couvert végétal en périphérie, conséquence de l'exploitation du bois pour la fabrication du charbon de bois, notamment ; accès à l'électricité limité à une minorité de ménages ; GPL en phase d'introduction.

Financement

Les auteurs déclarent que cette étude a été financée en grande partie par leurs propres moyens, avec un petit soutien du Département de l'économie agricole de la Faculté des sciences agronomiques de l'Université de Kinshasa, dont ils sont membres.

Accès aux données

Les données de cette recherche sont disponibles dans l'entrepôt numérique de données Datafirst. Le mode d'accès aux données choisi est « *Public use* » ; elles peuvent être consultées avec le lien suivant : <https://doi.org/https://doi.org/10.25828/Z93A-SR72>

Il est demandé d'en informer les auteurs et de citer ces derniers ainsi que l'article publié dans la revue *Bois et Forêts des Tropiques*.

Bibliographie

- AIE (Agence internationale de l'énergie), 2010. World energy outlook. Paris, France, OECD, International Energy Agency, 738 p. <https://www.iea.org/reports/world-energy-outlook-2010>
- AIE (Agence internationale de l'énergie), 2006. World energy outlook. Paris, France, OECD, International Energy Agency, 601 p. <https://www.iea.org/reports/world-energy-outlook-2006>
- Banque mondiale, 2014. Consommation d'électricité (kWh par habitant) – Sub-Saharan Africa. <https://donnees.banquemondiale.org/indicateur/EG.USE.ELEC.KH.PC?locations=ZG>
- Barnes D. F., Krutilla K., Hyde W., 2004. The urban household energy transition: energy, poverty, and the environment in the developing world. World Bank, 115 p. https://www.esmap.org/sites/esmap.org/files/Rpt_UrbanEnergyTransition.pdf
- Bukola O. B., 2005. The use of sawdust as an alternative source of energy for domestic cooking and as a means of reducing deforestation. *Global Journal of Environmental Sciences*, 4 (1): 73-76. <https://doi.org/10.4314/gjes.v4i1.2444>
- Bisu D. Y., Kuhe A., Iortyer H. A., 2016. Urban household cooking energy choice: an example of Bauchi metropolis, Nigeria. *Energy, Sustainability and Society*, 6: 15. <https://doi.org/10.1186/s13705-016-0080-1>
- CMS-SPIP, 2012. Taille d'un échantillon aléatoire et marge d'erreur. Sondages, Questionnaires, comment réaliser une enquête. Site archivé – CMS SPIP, 32 p. https://icietla-ge.ch/voir/IMG/pdf/article_a1641.pdf
- Farsi M., Filippini M., Pachauri S., 2007. Fuel choices in urban Indian households, environment and development economics. *Environment and Development Economics*, 12 (6): 757-774. <https://ethz.ch/content/dam/ethz/special-interest/mtec/cer-eth/resource-econ-dam/documents/research/ws-and-conf/sgvs-2005/081.pdf>
- Gazull L., Dubiez E., Akalakou Mayimba C., Péroches A., 2020. Rapport d'étude de la consommation en énergies domestiques des ménages de la ville de Kinshasa. *Cirad-Café*, 52 p. <https://agri-trop.cirad.fr/600194/>
- Heltberg R., 2005. Factors determining household fuel choice in Guatemala. *Environment and Development Economics*, 10 (3): 337-361. <https://doi.org/10.1017/S1355770X04001858>
- Hoorweg D., Pope K., 2016. Population predictions for the world's largest cities in the 21st century. *Environment and Urbanization*, 29 (1): 195-216. <https://journals.sagepub.com/doi/pdf/10.1177/0956247816663557>
- Hurtado Pérez E. J., Mulumba Ilunga O., María Cristina Moros Gómez M. C., Vargas Salgado C., 2017. Analyse des impacts économique-environnementaux du changement d'usage d'un foyer de cuisson traditionnel par un foyer de cuisson amélioré optimisé à charbon de bois dans les ménages de la ville de Kinshasa. In : *Déchets Sciences et Techniques*, n° 75, 9 p. <https://doi.org/10.4267/dechets-sciences-techniques.3714>
- Imani G., Moore-Delate E., 2021. Rapport d'étude de la consommation de bois-énergie et des équipements de cuisson de la ville de Kisangani. Bogor, Indonesia, CIFOR, 72 p. <https://www.cifor.org/knowledge/publication/8063>
- INS (Institut national de la statistique), 2014. Résultats de l'enquête sur l'emploi, le secteur informel et sur la consommation des ménages 2012. Rapport global. Ministère du Plan et Suivi de la Mise en œuvre de la Révolution de la Modernité, RDC, 164 p.

- Kinkela Savy C., 1997, Techniques de collecte des données. Université de Kinshasa, Faculté des sciences agronomiques, RDC, 99 p.
- Malla S., Timilsina G. R., 2014. Household cooking fuel choice and adoption of improved cookstoves in developing countries: A review. World Bank Policy Research Working Paper, 6903. <https://doi.org/10.1596/1813-9450-6903>
- Masera O. R., Saatkamp B. D., Kammen D. M., 2000. From linear fuel switching to multiple cooking strategies: A critique and alternative to the energy ladder model. World Development, 28 (12): 2083-2103. [https://doi.org/10.1016/S0305-750X\(00\)00076-0](https://doi.org/10.1016/S0305-750X(00)00076-0)
- Masera O. R., Navia J., 1997. Fuel switching or multiple cooking fuels? Understanding inter-fuel substitution patterns in rural Mexican households. Biomass and Bioenergy, 12 (5): 347-361. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(96\)00075-X](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(96)00075-X)
- Ministère de l'Énergie, 2009. Document de politique du secteur de l'énergie de la RDC. République démocratique du Congo, Ministère de l'Énergie, 105 p.
- Mizinzi J. P., Valette P., 2016. Impact des foyers améliorés dans la province du Nord-Kivu. WWF-Ecomakala.
- Ogwumike F. O., Ozughalu U. M., Abiona G. A., 2014. Household energy use and determinants: Evidence from Nigeria. International Journal of Energy Economics and Policy, 4 (2): 248-262. <https://www.econjournals.com/index.php/ijeep/article/view/708>
- Osiolo H., 2009. Enhancing household fuel choice and substitution in Kenya. Nairobi, Kenya, Kenya Institute for Public Policy Research and Analysis, Kippra discussion paper no. 102, 50 p. <https://searchworks.stanford.edu/view/9608349>
- Pesa I., 2017. Sawdust pellets, micro gasifying cook stoves and charcoal in urban Zambia: Understanding the value chain dynamics of improved cook stove initiatives. Sustainable Energy Technologies and Assessments, 22: 171-176. <https://doi.org/10.1016/j.seta.2017.02.010>
- PNUD, OMS, 2009. The Energy Access Situation in Developing Countries: A Review Focusing on the Least Developed Countries and Sub-Saharan Africa. New York, USA, UNDP, 142 p. <https://cleancooking.org/reports-and-tools/the-energy-access-situation-in-developing-countries-and-on-the-least-developed-countries-and-sub-saharan-africa-review-focus/>
- Pope D., Bruce N., Higgerson J., Hyseni L., Stanistreet D., Mbatshou B., et al., 2018. Household Determinants of Liquefied Petroleum Gas (LPG) as a Cooking Fuel in SW Cameroon. EcoHealth, 15: 729-743. <https://doi.org/10.1007/s10393-018-1367-9>
- RDC, 2015. Stratégie-cadre nationale REDD+ de la République Démocratique du Congo. Version 3. Ministère de l'Environnement et du Développement durable, 142 p. <https://medd.gouv.cd/strategie-cadre-nationale-redd-de-la-republique-democratique-du-congo/>
- Rutstein S. O., Johnson K., 2004. The DHS Wealth Index. DHS Comparative Reports No. 6. Calverton, MD, USA, ORC Macro, 77 p. <http://dhsprogram.com/pubs/pdf/CR6/CR6.pdf>
- Schure J., Verina I., Akalakou-Mayimba C., 2011. Bois énergie en RDC : analyse de la filière des villes de Kinshasa et de Kisangani. Projet Makala, CIFOR, 85 p.
- Schure J., 2014. Woodfuel for urban markets in the Congo Basin: a livelihood perspective. Doctoral Dissertation, Wageningen University, Netherlands, 199 p. http://makala.cirad.fr/en/les-produits/publications/articles_scientifiques/2014_schure_j_wood-fuel_for_urban_markets
- SNEL (Administrateur délégué général de la), 2014. « Réponses à la question orale avec débat posée par le député Clément Kanku Bukasa du Mouvement pour le renouveau (MR) », le 22 octobre 2014 au Palais du Peuple. www.snel.cd
- Toole R., 2015. The Energy Ladder: A Valid Model for Household Fuel Transitions in Sub-Saharan Africa? Thesis, Urban and Environmental Policy and Planning and Economics, Tufts University, Boston, USA, 104 p. <https://sites.tufts.edu/MaryDavis/files/2015/06/ThesisFinal.pdf>
- UNDP, 2017. Nationally Appropriate Mitigation Action On Access to Clean Energy Through Market-Based Solutions in Ghana. United Nations Development Programme, 156 p. <https://www.undp.org/publications/access-clean-energy-through-market-based-solutions-ghana>
- Van der Kroon B., Brouwer R., van Beukering P. J. H., 2013. The energy ladder: Theoretical myth or empirical truth? Results from a meta-analysis. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 20: 504-513. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.11.045>
- WLPGA (World LPG Association), 2013. "Cooking for Life" Program. <https://www.wlpga.org/key-focus-areas/cooking-for-life/>
- Yonemitsu A., Njenga M., Iiyama M., Matsushita S., 2015. A choice experiment study on fuel preference of Kibera slum households in Kenya. International Journal of Environmental Science and Development, 6 (3): 196-200. <http://www.ijesd.org/vol6/589-M0036.pdf>

Masamba et al. – Contribution des auteurs

Rôle du contributeur	Noms des auteurs
Conceptualisation	J. B. Masamba
Gestion des données	J. B. Masamba
Analyse formelle	J. B. Masamba
Enquête et investigation	J. B. Masamba
Méthodologie	J. B. Masamba
Gestion de projet	C. K. Savy
Logiciels	J. B. Masamba
Supervision	C. K. Savy
Validation	C. K. Savy, P. M. Balomba
Visualisation	J. B. Masamba
Écriture – Préparation de l'ébauche originale	J. B. Masamba, P. M. Balomba
Écriture – Révision et édition	J. B. Masamba, P. M. Balomba, H. N. Nsakala, C. K. Savy

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 - ISSN : L-0006-579X

La forêt et la faune de Côte d'Ivoire dans une situation alarmante – Synthèse des résultats de l'Inventaire forestier et faunique national

Pascal CUNY¹
Françoise PLANCHERON²
Abraham BIO³
Elvis KOUACOU⁴
François MORNEAU⁵

¹ ONFI
Jardin Tropical
45 bis, avenue de la Belle Gabrielle
94736 Nogent-sur-Marne Cedex
France

² ONF
Agence de Lozère
5, Avenue de Mirandol
48000 Mende
France

³ Actum Dev
Riviera 2, rue D 104 bâtiment 803
02 BP 612 Abidjan 02
Côte d'Ivoire

⁴ DRONEK
Cocody 216 logements
Bâtiment W, appartement 386
15 BP 116 Abidjan 16
Côte d'Ivoire

⁵ IGN France
Service de l'information statistique
forestière et environnementale
Château des Barres
45290 Nogent-sur-Vernisson
France



Photo 1.
Agents de la SODEFOR mesurant les arbres dans une unité d'échantillonnage lors de l'inventaire forestier.
SODEFOR agents measuring trees in a sampling unit during the forest inventory.
Photo F. Plancheron (ONFI).

Auteur correspondant /
Corresponding author:
Pascal CUNY – pcuny58@gmail.com

Doi : 10.19182/bft2023.355.a36939 – Droit d'auteur © 2023, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 5 mai 2022 ;
date d'acceptation : 19 octobre 2022 ; date de publication : 1^{er} mars 2023.



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

Citer l'article / To cite the article

Cuny P., Plancheron F., Bio A., Kouacou E., Morneau F., 2023. La forêt et la faune de Côte d'Ivoire dans une situation alarmante – Synthèse des résultats de l'Inventaire forestier et faunique national. Bois et Forêts des Tropiques, 355 : 47-72. Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2023.355.a36939>

RÉSUMÉ

La forêt et la faune de Côte d'Ivoire dans une situation alarmante – Synthèse des résultats de l'Inventaire forestier et faunique national

La Côte d'Ivoire a engagé début 2019 un inventaire national de ses forêts et de sa faune, accompagné par des enquêtes socio-économiques auprès des agriculteurs. Cet inventaire, déployé sur l'ensemble du territoire, fournit une grande quantité d'informations. Il montre que l'état des forêts et de la faune est fortement dégradé et que les cultures industrielles (cacaoyer, hévéa, palmier à huile dans le sud, anacardier et coton dans le centre et le nord) sont devenues dominantes. La superficie de la forêt en Côte d'Ivoire est estimée en 2020 à 2,97 millions d'hectares, soit 9,2 % de la surface totale du territoire, dont 2,88 millions d'hectares de forêt (dite) naturelle et un peu plus de 92 000 ha de reboisement. Le taux de déforestation moyen annuel depuis 1986 est de 2,8 % (superficie de la forêt en 1986 de 7,85 millions d'hectares). La superficie de la forêt dans les forêts étatiques, dites forêts classées, n'est plus que de 13,3 % alors que la création des forêts classées dans les années 1970 avait pour objectif la préservation et la gestion durable des forêts. La raréfaction, voire la disparition, des essences commerciales ne permet plus de mettre en œuvre une exploitation forestière respectant les critères de gestion durable. Les aires protégées (parcs nationaux, réserves) ne contiennent plus que 32,2 % de forêt. En outre, des transects d'observation de la faune déployés sur tout le territoire ont permis de montrer que la faune commune (aulacode, guib harnaché, lièvre, etc.) est encore bien présente. En revanche, les grands mammifères (antilopes, éléphants, singes) sont cantonnés dans quelques aires protégées et forêts classées avec des tailles de population souvent critiques. Enfin, l'analyse socio-économique montre que les forêts classées sont occupées par une population humaine composée à 50 % d'allochtones, à 28 % d'autochtones et à 22 % d'allochtones. Le cacao occupe la plus grande partie des cultures installées majoritairement par les allochtones. Dans le domaine rural, ce sont surtout les autochtones (76 %) qui s'investissent dans l'agriculture (principalement l'anacarde), suivis des allochtones (13 %) et des autochtones (11 %). L'état des écosystèmes forestiers et de leur faune est alarmant, mais des mesures fortes prises rapidement pourraient permettre d'améliorer cette situation au moins dans les secteurs les mieux préservés. La poursuite de campagnes d'inventaire régulières sera un outil essentiel pour mesurer l'impact de ces décisions.

Mots-clés : gestion des connaissances, inventaire forestier et faunique, état des forêts et de la faune, Côte d'Ivoire.

ABSTRACT

The alarming state of forest and wildlife in Côte d'Ivoire - synthesis of the results of the National Forest and Wildlife Inventory

In early 2019, Côte d'Ivoire launched a national inventory of its forests and wildlife, accompanied by socio-economic surveys among farmers. The inventory was deployed throughout the country and provides a large amount of information. It shows that the state of the country's forests and fauna is severely degraded and that industrial crops (cocoa, rubber and oil palm in the south, cashew and cotton in the centre and north) have become dominant. The total forest area in Côte d'Ivoire is estimated at 2.97 million hectares in 2020 (7.85 million ha in 1986) i.e. 9.2% of the total area of the country, including 2.88 million hectares of natural forest and just over 92,000 hectares of reforestation. The average annual deforestation rate since 1986 is 2.8%. The forest area in state forests, known as classified forests, is now only 13.3%, whereas the creation of classified forests in the 1970s was intended to preserve and manage forests sustainably. The scarcity, and even disappearance, of commercial species means that it is no longer possible for timber extraction operations to comply with sustainable management criteria. Protected areas (national parks and reserves) now contain only 32.2% of forest. The wildlife observation transects deployed throughout the country have shown that common species (such as the greater cane rat, bushbuck and hare) are still present, but that large mammals (antelopes, elephants, monkeys) only survive in a few protected areas and classified forests, with population sizes that are often critical. Finally, the socio-economic analysis shows that human population in Côte d'Ivoire's classified forests are 50% allogenic, 28% indigenous and 22% foreigners: cocoa accounts for the largest share of crop trees, which are mainly introduced species. In rural areas, most crop trees (76%) are native species (mainly cashews), 13% are introduced species and 11% non-native. The state of forest ecosystems and their wildlife is alarming, but taking strong measures quickly could improve the situation, at least in the best-preserved sectors. The continuation of regular inventory campaigns will be essential to assess the impacts of these measures.

Keywords: knowledge management, forest and wildlife inventory, state of forests and wildlife, Côte d'Ivoire.

RESUMEN

Los bosques y la fauna de Costa de Marfil en una situación alarmante: resumen de los resultados del inventario nacional forestal y faunístico

A principios de 2019, Costa de Marfil inició un inventario nacional de sus bosques y su fauna, completado con encuestas socioeconómicas a los agricultores. Este inventario, desplegado por todo el país, proporciona una gran cantidad de información. Muestra que los bosques y la fauna están gravemente degradados y que los cultivos industriales (cacao, caucho y palma aceitera en el sur; anacardo y algodón en el centro y el norte) se han convertido en dominantes. La superficie forestal de Costa de Marfil se estimó en 2020 en 2,97 millones de hectáreas, es decir, el 9,2 % de la superficie terrestre total, incluyendo 2,88 millones de hectáreas de bosque (considerado) natural y algo más de 92 000 hectáreas de reforestación. La tasa de deforestación media anual desde 1986 es del 2,8 % (la superficie forestal en 1986 era de 7,85 millones de hectáreas). La superficie forestal de los bosques estatales, conocidos como bosques patrimoniales, es ahora de solo el 13,3 %, aunque la creación de bosques patrimoniales en los años 70 tenía como objetivo la preservación y la gestión sostenible de los bosques. La escasez, o incluso la desaparición, de especies comerciales ya no permite realizar una explotación forestal que respete los criterios de gestión sostenible. Las zonas protegidas (parques nacionales, reservas) solo cuentan actualmente con un 32,2 % de bosques. Además, los transectos de observación de fauna desplegados por todo el territorio han demostrado que la fauna común (rata de las cañas, antílope jeroglífico, liebre, etc.) sigue presente. Por otro lado, los grandes mamíferos (antilopes, elefantes, monjes...) están confinados en unas pocas zonas protegidas y bosques patrimoniales, con poblaciones de tamaños a menudo críticos. Por último, el análisis socioeconómico muestra que los bosques patrimoniales están ocupados por una población humana compuesta por un 50 % de alógenos, un 28 % de autóctonos y un 22 % de alóctonos: el cacao ocupa la mayor parte de los cultivos plantados en gran parte por alógenos. En las zonas rurales se dedican a la agricultura principalmente las plantas autóctonas (76 %, mayoritariamente el anacardo), seguidas por las alógenas (13 %) y por las alóctonas (11 %). El estado de los ecosistemas forestales y de su fauna es alarmante, pero una adopción rápida de medidas enérgicas podría mejorar esta situación, al menos en las zonas mejor conservadas. La continuación de las campañas periódicas de inventario será una herramienta esencial para medir el impacto de estas decisiones.

Palabras clave: gestión del conocimiento, inventario forestal y faunístico, estado de los bosques y de la fauna, Costa de Marfil.

Pourquoi un inventaire forestier et faunique national ?

La Côte d'Ivoire couvre une superficie de 322 463 km². Depuis plusieurs décennies, le patrimoine de ses ressources naturelles est en voie de dégradation, principalement du fait de l'exploitation à des fins agricoles, forestières, énergétiques et minières.

Le dernier inventaire forestier ne concernant que la partie sud du pays date de 1979 et aucun inventaire faunique n'a été mené jusqu'à présent, excepté dans quelques parcs nationaux et forêts classées. L'inventaire forestier et faunique national (IFFN) a été conçu dans le but de répondre aux besoins d'actualisation des données concernant les ressources naturelles, cette démarche étant indispensable à la définition d'une stratégie d'aménagement durable du territoire.

L'état des lieux des forêts en Côte d'Ivoire (MINEF, 2017) reflète une tendance à la dégradation de la ressource. D'après le SEP-REDD+ (2017), de 16 millions d'hectares au début du XX^e siècle, la forêt ivoirienne est passée à 7,85 millions d'hectares en 1986 et à 3,40 millions d'hectares en 2015 (21 % de sa superficie initiale). Le taux annuel de déforestation a été de 4,32 % (1990-2000) puis de 2,69 % (2000-2015).

Les causes directes de cette déforestation¹, essentiellement anthropique, sont par ordre décroissant de contribution (BNETD, 2016) :

- l'expansion de l'agriculture industrielle et vivrière extensive (62 %) ;
- l'exploitation forestière et la production de charbon de bois (18 %) ;
- l'extension des infrastructures – urbanisation galopante et routes (10 %) ;
- l'exploitation minière (orpaillage) (8 %) ;
- la propagation des feux de brousse (chasse et cultures sur brûlis) (2 %).

La dégradation² forestière est essentiellement due à l'exploitation du bois d'œuvre (46 %) et du bois énergie (23 %).

Une grande partie des forêts classées (FC), mais aussi des aires protégées (AP) (cas du parc national de la Marahoué) a été envahie par des agriculteurs qui défrichent pour installer des cultures, notamment des cacaoyères. La situation précise de la déforestation – ses causes anthropiques et ses conséquences fauniques (réduction des habitats) – était jusqu'alors peu connue.

Compte tenu de la détérioration des écosystèmes forestiers, habitat de la faune, celle-ci subit une forte pression dans les 14 aires protégées (huit parcs nationaux, six réserves) et en dehors. Mais cette pression, causée par la réduction ou la disparition des écosystèmes forestiers et accentuée par le braconnage, était peu évaluée. Le plus fort taux d'espèces menacées d'extinction, concernant 138 espèces (38 oiseaux, 32 batraciens, 32 poissons), se situe au sud-ouest et au sud-est du pays, ce qui correspond également aux zones qui ont perdu une quantité importante de couvert forestier au cours des quinze dernières années (Landrot et Dufour, 2015). La diminution de la densité d'espèces fauniques, voire leur disparition, entraîne aussi la réduction des capacités de régénération des écosystèmes forestiers, une grande partie des arbres ne se régénérant qu'après la levée de dormance de leurs graines préalablement consommées par les animaux.

En janvier 2019, la Côte d'Ivoire s'est engagée dans la réalisation de l'inventaire forestier et faunique national (IFFN) afin d'obtenir des informations stratégiques nécessaires à la poursuite des actions publiques et pour assurer une gestion durable de ces ressources. Cette démarche visait à établir les bases de la mise en œuvre de sa stratégie de préservation, de réhabilitation et d'extension des forêts et à réduire la vitesse de disparition des ressources génétiques et les difficultés des industriels et des populations pour s'approvisionner respectivement en bois d'œuvre et en bois énergie.

Plus spécifiquement, les objectifs de l'IFFN étaient de produire des données actualisées concernant la forêt et la faune pour une meilleure connaissance des ressources nationales, une utilisation durable des écosystèmes forestiers et enfin une meilleure affectation des forêts et des terres aux différents utilisateurs.

Le maître d'ouvrage de ce projet, d'une durée de 2,5 années, était le ministère des Eaux et Forêts (MINEF³). Le maître d'œuvre était un consortium composé d'ONF⁴ International (ONFI⁵), IGN⁶ et IGN FI⁷ dont ONFI était le chef de file et qui a créé une succursale, ONF Côte d'Ivoire, pour la mise en œuvre de ce projet. La collecte des données a été assurée par la SODEFOR⁸ (inventaire forestier), l'OIPR⁹ (inventaire faunique) et l'ANADER¹⁰ (enquête socio-économique), un appui en botanique ayant été dispensé par l'UNA¹¹.

¹ Affectation de la terre forestière à une utilisation différente ou réduction à long terme du taux de couverture de la canopée en dessous du seuil de 10 % (Kanninen *et al.*, 2007) ou encore conversion anthropique à long terme ou permanente de terres forestières en terres non forestières (ONU, convention-cadre sur le changement climatique, décision 11/CP.7).

² Réduction de la capacité de la forêt à fournir des biens et des services (FAO, 2010) ou perte partielle de la biomasse due à l'exploitation forestière ou à d'autres causes (Kanninen *et al.*, 2007).

³ Ministère des Eaux et Forêts de Côte d'Ivoire, <http://www.eauxetforets.gouv.ci/>.

⁴ Office national des forêts (France), <http://www.onf.fr/>.

⁵ ONF International (France), <https://www.onfinternational.org>.

⁶ Institut national de l'information géographique et forestière (France), <http://www.ign.fr/>.

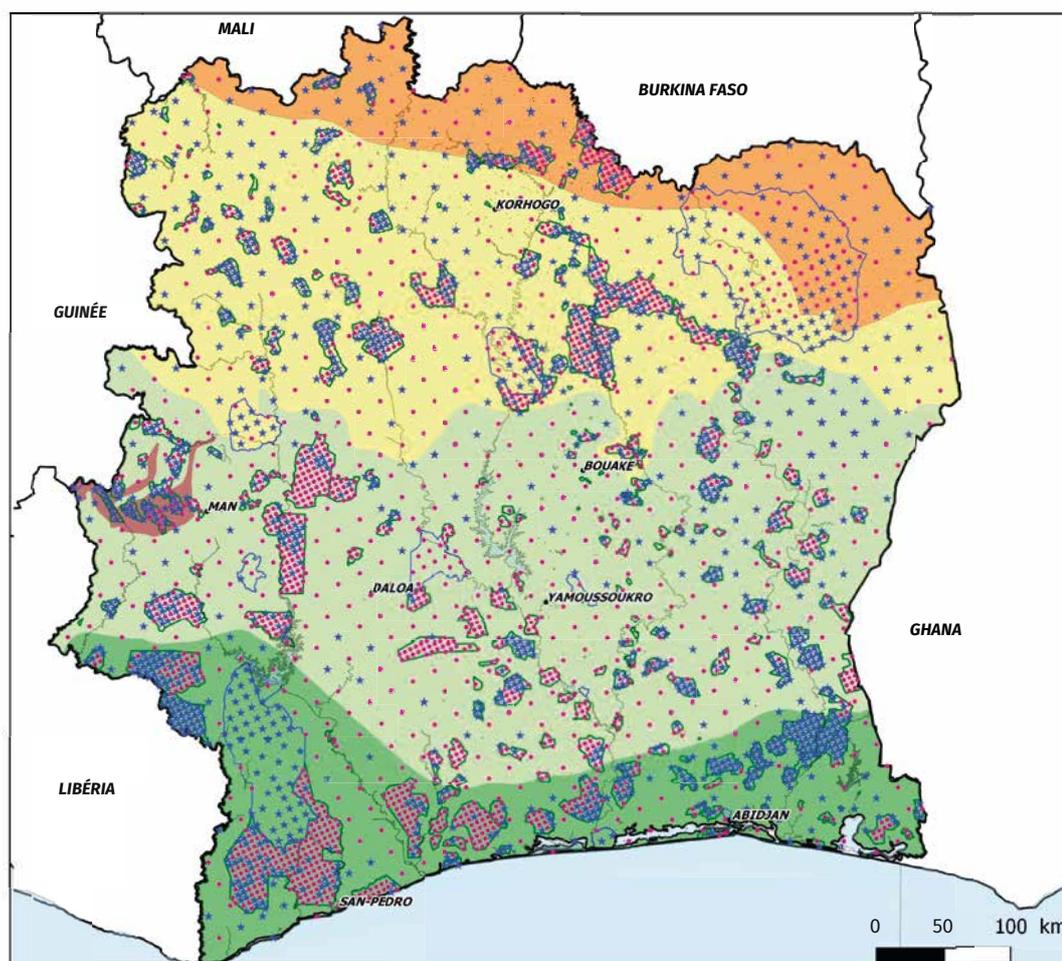
⁷ IGN FI (France), <https://www.ignfi.fr>.

⁸ Société de développement des forêts (Côte d'Ivoire), <http://www.sodefor.ci/>.

⁹ Office ivoirien des parcs et réserves (Côte d'Ivoire), <https://www.oipr.ci/>.

¹⁰ Agence nationale d'appui au développement rural (Côte d'Ivoire), <http://www.anader.ci/>.

¹¹ Université Nangui Abrogoua (Côte d'Ivoire), <https://www.univ-na.ci/>.



**Inventaire forestier
et faunique national
de la Côte d'Ivoire –
3 097 unités d'inventaire
forestier et d'enquête
socio-économique**

Unités d'échantillonnage

- * Inventaire terrain - 1366 UE
- Photo-interprétée - 1731 UE

Secteurs phytogéographiques

- Secteur Ombrophile
- Secteur mesophile
- Secteur montagne
- Secteur sub-soudanais
- Secteur soudanais

Carte ONF CI-F.Plancheron 2021.

Carte 1.

Plan d'échantillonnage de la forêt et aspects socio-économiques de l'Inventaire forestier et faunique national de Côte d'Ivoire.
Forest sampling plan and socio-economics of the national forest and wildlife inventory of Côte d'Ivoire.
Carte F. Plancheron.

Tableau I.

Répartition des unités d'échantillonnage par domaine cadastral et taux d'échantillonnage.
Distribution of sampling units by cadastral domain
and sampling rate.

Domaines cadastraux	Nombre d'unités échantillonnées (UE)	Surface (km ²)	Taux d'échantillonnage
Forêts classées (FC)	2 082	41 750	0,10 %
Aires protégées (AP)	207	20 910	0,02 %
Domaine rural (DR)	808	259 340	0,01 %
Total	3 097	322 000	0,02 %

Matériel et méthodes

Inventaire forestier

L'inventaire forestier national ivoirien est un inventaire systématique et stratifié à une phase statistique. Il consiste à inventorier les formations forestières et non les arbres isolés. Seules les espèces d'arbres sont prises en compte. Il n'y a donc pas d'inventaire des espèces arbustives, lianescentes ou herbacées.

Les formations qualifiées de « forêt » respectent la définition de la forêt en Côte d'Ivoire adoptée en 2014 (surface $\geq 0,1$ ha, couvert des arbres ≥ 30 % et hauteur des arbres à maturité ≥ 5 m). La description des formations végétales et de l'occupation du sol a été réalisée selon la nomenclature utilisée par le BNETD¹² pour l'élaboration de la carte d'occupation du sol de 2018 (cf. annexe 1). En complément, une classification selon la nomenclature de la FAO (surface

¹² Bureau national d'études techniques et de développement (Côte d'Ivoire), <https://www.bnetd.ci/fr>.

≥ 0,5 ha, couvert des arbres ≥ 10 % et hauteur des arbres à maturité ≥ 5 m) a également été réalisée afin de pouvoir répondre au mieux aux besoins de rapportage internationaux.

Son plan d'échantillonnage prévoit la stratification du territoire national basée sur un croisement des secteurs phytogéographiques (soudanais, subsoudanais, mésophile, ombrophile et montagne) et des domaines cadastraux : aires protégées (parcs nationaux, réserves naturelles et réserves intégrales), forêts classées et domaine rural. Le plan comprend ainsi 15 strates (5 secteurs phytogéographiques x 3 domaines cadastraux). Une grille kilométrique a été générée sur l'ensemble du pays et, pour chaque strate, les plans d'échantillonnage (forêt et faune) s'appuient sur un sous-échantillonnage de la grille de base caractérisé par différentes intensités d'échantillonnage avec un système de grilles emboîtées de surface doublée à chaque niveau (tableau I). Concernant l'inventaire forestier, il a été retenu le niveau 2 (grille de 20 km²) pour les forêts classées, le niveau 4 (grille de 80 km²) pour les aires protégées et les niveaux 5 (grille de 160 km²) pour le secteur montagne et 6 (grille de 320 km²) pour les autres secteurs du domaine rural.

Les forêts classées ayant été créées pour assurer la gestion durable des forêts de Côte d'Ivoire, il était important d'y intensifier l'effort d'échantillonnage. Pour l'inventaire forestier et les enquêtes socio-économiques, le nombre d'unités d'échantillonnage (UE ; décrites ci-après) est de 3 097 pour l'ensemble du territoire national. Toutes ces UE ont été croisées avec la carte d'occupation des sols réalisée par le BNETD avec l'appui d'IGN FI et validée en 2019. Ces UE ont fait l'objet d'une phase de photo-interprétation (à partir des images satellites Sentinel de 2015 et d'images de Global Forest Watch de 2018 lorsqu'elles étaient disponibles) qui a conduit à faire le tri entre :

- les UE devant faire l'objet d'une visite et d'un levé de terrain car étant susceptibles de contenir de la forêt ou des plantations agricoles non forestières (anacardier et hévéa) visées par l'inventaire, soit 1 366 UE ; notons que ces plantations agricoles non forestières ont été retenues en vue d'évaluer leur biomasse et la quantité de carbone séquestrée ;
- les autres UE qui ont été écartées car non susceptibles de comporter de la forêt, soit 1 731 UE.

Précisons qu'à partir du plan initial d'échantillonnage (1 417 UE) le projet a d'abord été amené à supprimer 15 UE dans le parc national de la Comoé, 13 UE dans le parc national de Taï (homogénéité des peuplements dans ces deux parcs nationaux), 1 UE située au Mali et 1 UE située au Burkina Faso pour parvenir à 1 387 UE puis, dans un second temps, 21 UE dans la forêt classée du Haut-Sassandra (envahies de champs de cacao), soit un résultat final de 1 366 UE.

Les analyses et les résultats de l'IFFN ont finalement concerné 3 097 UE (carte 1). Les surfaces par type d'occupation des sols ont été mesurées sur le terrain pour 1 366 UE et estimées par photo-interprétation pour les 1 731 autres UE.

Beaucoup d'UE ont ainsi pu être dispensées de visite de terrain dès la photo-interprétation dans les FC, en particulier du sud-ouest (FC du Haut-Sassandra, Rapides Grah, Niégré, Okromodou, Monogaga, etc.), étant entièrement occupées par des cultures de cacaoyers.

Description des unités d'échantillonnage et protocole de terrain (figure 1)

L'unité d'échantillonnage a les caractéristiques suivantes :

- elle forme un carré de 500 m de côté, soit une surface de 25 ha ;
- elle est composée de 4 placeaux de 0,5 ha, chacun disposé en croix, orientés Nord-Sud-Est-Ouest, comprenant des sous-placeaux rectangulaires (0,05 ha) et carrés (0,01 ha) pour le comptage respectif des petites classes de diamètre, de la régénération et du couvert de la végétation basse ;
- dans les plantations très homogènes avec une seule essence (teck, hévéa, anacardier, etc.), seul un quart de la surface du placeau (soit 0,125 ha) a été inventorié.

Les principales données collectées ont été les suivantes : occupation du sol, détermination de l'espèce, mesure du diamètre et de la hauteur des arbres vivants (diamètre ≥ 10 cm), qualité des grumes, régénération naturelle des arbres (diamètre < 10 cm et hauteur ≥ 1,3 m), recouvrement des lianes et herbacées et mesure du bois mort sur pied et au sol (photo 1).

Étant donné la faible surface représentée par les mangroves, cette formation forestière a bénéficié d'un inventaire spécifique en établissant un protocole linéaire, utilisant la méthode du 6^e arbre le long de layons virtuels non matérialisés (figure 2).

Enquête socio-économique

En vue d'évaluer la pression anthropique sur la forêt et la faune, l'enquête socio-économique s'est appuyée sur l'élaboration d'un croquis de l'occupation humaine sur toute la surface (25 ha) des UE parcourues sur le terrain pour l'inventaire forestier. Ainsi, 1 355 croquis ont pu être réalisés sur les 1 366 UE parcourues (différence due à des fiches perdues). Chaque croquis présente les champs, jachères et autres occupations humaines. Les champs étant délimités au GPS et reportés sur le croquis, leurs propriétaires ont été identifiés en vue de réaliser une enquête. Au maximum, cinq enquêtes par UE ont été réalisées auprès des populations rurales cultivant dans les UE qui ont accepté de leur plein gré d'être incluses dans l'étude et qui ont souhaité rester anonymes. Elles apportent des informations générales sur l'agriculteur et son exploitation (sexe, origine ethnique, statut matrimonial, nationalité, origine des travailleurs, modes d'accès à la terre, conflits fonciers) et des informations plus techniques sur les pratiques agricoles et agroforestières, de chasse, de pêche, de cueillette, de coupes et d'utilisation du bois.

Inventaire faunique

L'inventaire faunique s'appuie sur la même grille d'échantillonnage que l'inventaire forêt, mais a fait l'objet d'une stratification spécifique (carte 2). Les mesures étaient organisées le long d'un ou deux transects, positionnés autour du centre des UE :

- strate 1, forte intensité d'échantillonnage : relevés sur un

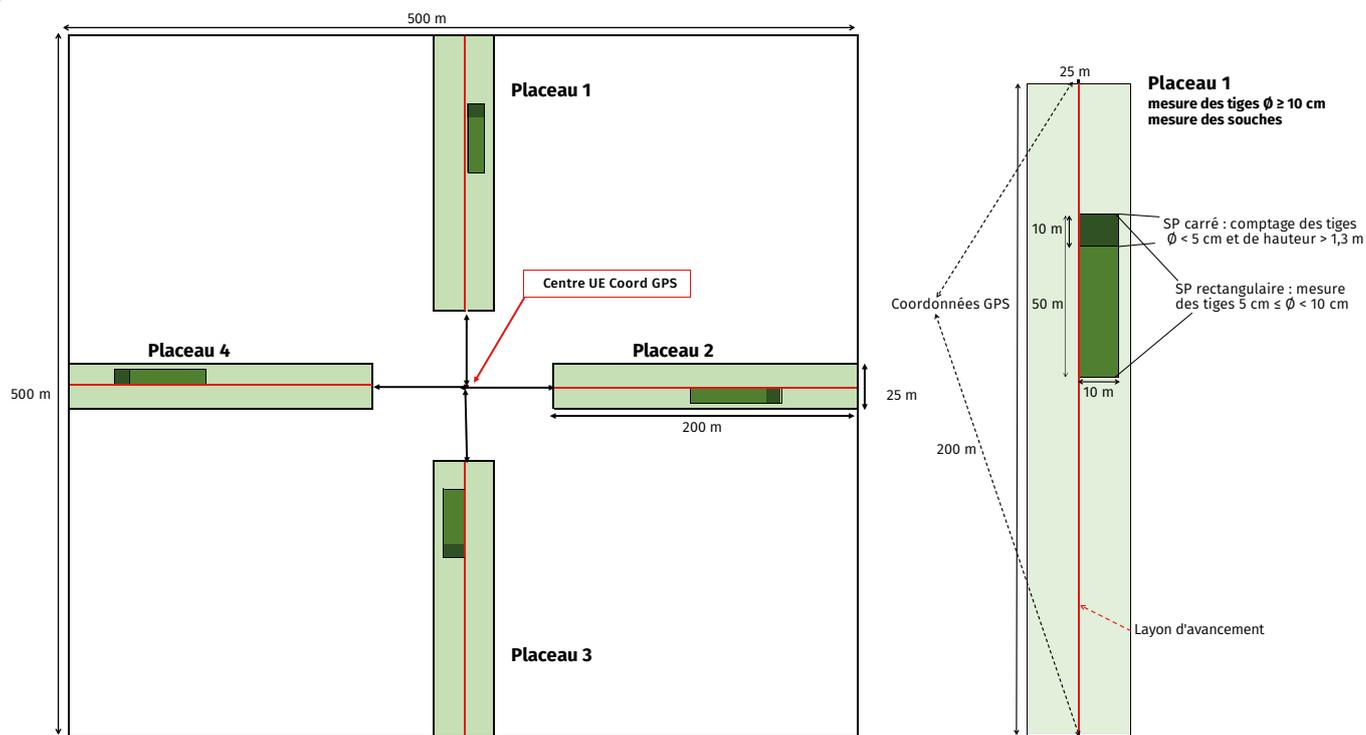


Figure 1.
Unité d'échantillonnage (UE).
Sampling unit.

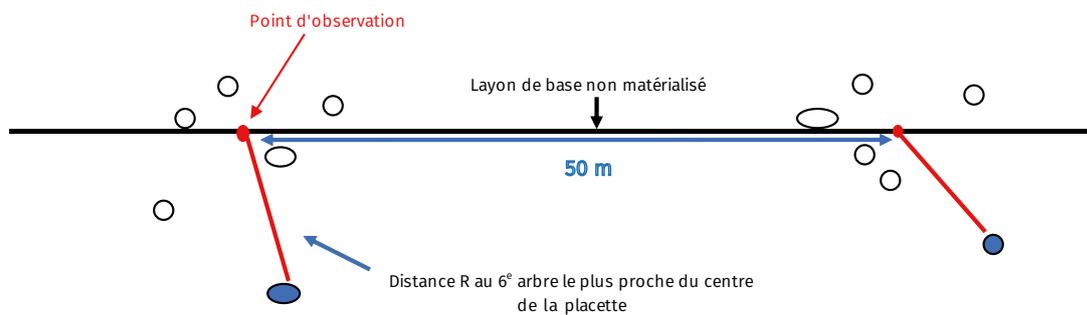


Figure 2.
Unité d'échantillonnage spécifique pour les mangroves.
Specific sampling unit for mangroves.

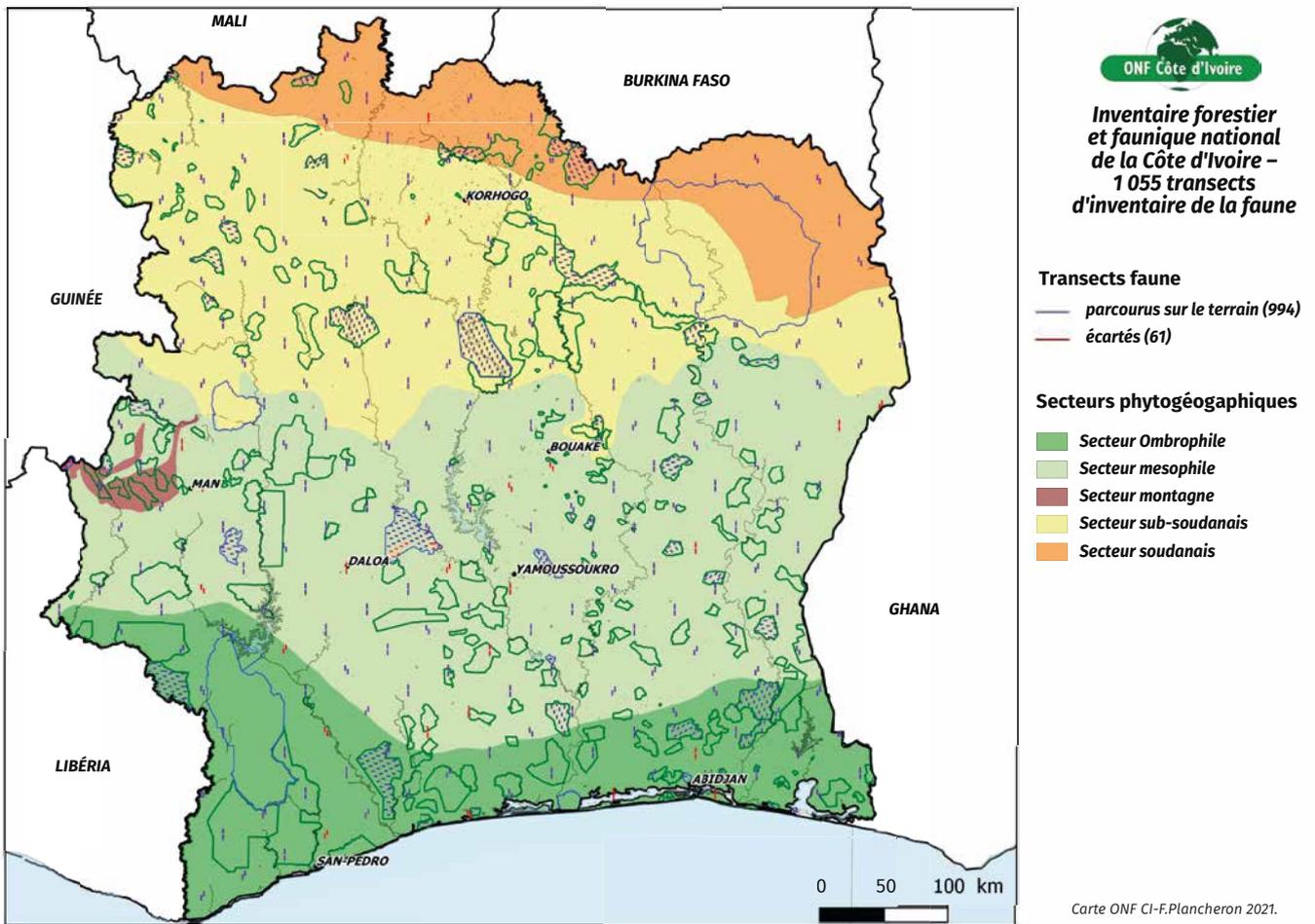
transect linéaire (TL) de 1,5 km dans les aires protégées et les forêts classées les mieux préservées. Une liste de 35 FC préservées a été établie à dire d'experts de la SODEFOR ;

- strate 2, faible intensité d'échantillonnage : relevés sur deux transects linéaires (TL) de 3 km dans le reste du territoire.

Les parcs nationaux (Comoé, Taï, Azagny et Mont Sangbé) et la réserve de faune de N'Zo ont été exclus de cet

inventaire car l'Office ivoirien des parcs et réserves (OIPR) y réalise régulièrement des inventaires selon un protocole équivalent à celui de l'IFFN. Les données des inventaires réalisés par l'OIPR dans ces parcs en 2019 ont été intégrées dans la base de données de l'IFFN pour les analyses.

Le nombre total est de 1055 transects, les transects situés à moins de 10 km d'une ville de plus de 100 000 habitants



Carte 2.

Plan d'échantillonnage de la faune de l'inventaire forestier et faunique national de Côte d'Ivoire.
 Fauna sampling plan of the national forest and wildlife inventory of Côte d'Ivoire.
 Carte F. Plancheron.

ayant été éliminés (61 transects). Les 994 transects restants (580 en strate 1 et 414 en strate 2) ont été parcourus sur le terrain quelle que soit l'occupation du sol, l'objectif étant d'estimer l'impact de la déforestation sur la présence de la faune. Ce sont ainsi 1 932 km qui ont été parcourus.

Les principales données collectées ont été les suivantes : observation directe de la faune (grands mammifères, quelques espèces d'oiseaux et de reptiles emblématiques) et observation indirecte visible depuis le transect (piste, crotte, empreinte, nid, terrier, trace alimentaire, vocalisation) (photo 2). La distance perpendiculaire au transect a été mesurée pour les observations directes ainsi que pour les observations de crottes d'éléphants et de nids de chimpanzés, pour permettre une évaluation de ces populations.

L'analyse des données s'est concentrée sur une liste de 120 espèces cibles (macro-mammifères, quelques reptiles et oiseaux importants) et a porté sur la distribution et l'abondance relative de ces espèces.

Traitement et analyse des données

Pour les trois thématiques, les données ont été collectées par 32 équipes sur le terrain à l'aide d'outils (tablettes, smartphones) et périodiquement transférées par Internet dans trois bases de données (forêt, faune et socio-économie) sur un serveur informatique basé dans les bureaux d'ONF Côte d'Ivoire à Abidjan.

Ces données ont été traitées et analysées par ONF Côte d'Ivoire appuyé par l'IGN (données forestières), ONFI (données fauniques) et le bureau d'études Grain (données socio-économiques).

Pour les données forestières, des estimateurs statistiques ont été élaborés. Ils permettent de quantifier les surfaces et la nature des forêts par strate ainsi que les principaux paramètres de la ressource (biodiversité, volume de bois, biomasse, carbone, etc.). De même, pour la faune, les résultats proviennent d'estimations sur la présence et la



Photo 2.
Agents de l'OIPR sur un transect de l'inventaire faunique.
OIPR agents on a wildlife inventory transect.
Photo F. Ouassa Kouassi (MINEF).

répartition spécifique, les abondances (absolue, relative), etc. Enfin, le traitement des données socio-économiques a conduit à une description spatiale de l'occupation humaine des UE inventoriées (croquis visualisant la dispersion, l'état et la superficie des cultures et identifiant des infrastructures comme les routes, chemins, habitations, etc.) et à une caractérisation socio-économique de l'occupation

se sont investis dans cet inventaire.

Plusieurs cadres du MINEF, maître d'ouvrage du projet IFFN, ont participé aux activités. Après le projet, ces acquis devraient être conservés dans le cadre d'une structure permanente de l'IFFN. Cette structure, logée au MINEF, évoluera vers une entité autonome sous la tutelle du MINEF. Cette institution pourra faire à nouveau l'inventaire forestier et

humaine (caractéristiques sociodémographiques, mode d'accès et de tenure des terres, activités de production, activités forestières, feux de brousse, etc.) en vue d'évaluer la pression anthropique.

Moyens humains, financiers, logistiques et techniques mis en œuvre

Les activités de l'IFFN ont impliqué les opérateurs nationaux (SODEFOR, OIPR, ANADER) qui, grâce à cette expérience de terrain, ont acquis de nouvelles connaissances et amélioré leurs compétences. Le partenariat international (ONFI, IGN, IGN FI) de ce projet a permis d'apporter un appui permanent – conceptuel et sur le terrain. Au total, ce sont 168¹³ ingénieurs et techniciens (maîtrise d'ouvrage, maîtrise d'œuvre, mise en œuvre) qui

Tableau II.

Superficie de couverture forestière par secteur phytogéographique et domaine cadastral (en ha).
Forest cover area by phytogeographic sector and cadastral domain (per ha).

Domaines cadastraux → Secteurs phytogéographiques ↓	Surfaces des aires protégées (ha)	Surfaces des forêts classées (ha)	Surfaces du domaine rural (ha)	Total des domaines cadastraux (ha)	IC ±	e%
Secteur ombrophile	437 878	155 566	93 030	686 474	69 466	10,1
Secteur mésophile	1 527	160 047	493 521	655 094	136 454	20,8
Secteur montagne	8 484	5 927	2 531	16 942	16 774	99,0
Secteur subsoudanais	126 697	221 764	859 717	1 208 178	171 852	14,2
Secteur soudanais	99 913	14 729	291 500	406 143	107 524	26,5
Total des secteurs	674 499	558 032	1 740 299	2 972 831	254 584	8,6

IC = intervalle de confiance ; e% = erreur relative (intervalle de confiance, en pourcentage de la valeur totale).

¹³ SODEFOR (72), OIPR (41), ANADER (15), MINEF (9), ONFI et ONF CI (21), missions court terme (10).

Tableau III.

Pourcentage de la couverture forestière par secteur phytogéographique et domaine cadastral.
Percentage of forest cover by phytogeographic sector and cadastral domain.

Domaines cadastraux → Secteurs phytogéographiques ↓	Taux de la couverture forestière dans les aires protégées (%)	Taux de la couverture forestière dans les forêts classées (%)	Taux de la couverture forestière dans le domaine rural (%)	Taux de la couverture forestière quel que soit le domaine cadastral (%)
Secteur ombrophile	77,5	11,2	2,4	11,8
Secteur mésophile	1,0	11,0	4,3	5,0
Secteur montagne	100,0	5,8	1,4	5,8
Secteur subsoudanais	16,1	21,2	11,0	12,5
Secteur soudanais	17,1	7,8	11,6	12,4
Ensemble des secteurs phytogéographiques	32,2	13,3	6,7	9,2

Tableau IV.

Taux d'occupation du sol par grand type de formation et domaine cadastral (en pourcentage).
Land occupation rate by major type of formation and cadastral domain (in percentage).

Domaines cadastraux → Grands types de formation ↓	Taux d'occupation du sol dans les aires protégées (%)	Taux d'occupation du sol dans les forêts classées (%)	Taux d'occupation du sol dans le domaine rural (%)	Taux d'occupation du sol quel que soit le domaine cadastral (%)
Forêt	32,2	13,3	6,7	9,2
Cacao ou café	4,8	36,2	20,9	21,9
Hévéa		1,1	2,7	2,3
Palmeraie	0,1	1,3	1,7	1,5
Anacarde	0,3	3,3	9,8	8,4
Autre agriculture	1,6	16,9	26,1	23,3
Sous-total pour l'agriculture	6,8	58,8	61,2	57,4
Savane	11,7	7,9	8,4	8,6
Formation arbustive	46,2	16,8	17,9	19,6
Autre formation	3,0	3,1	5,7	5,2

faunique national et sera en quelque sorte l'observatoire national des forêts et de la faune ivoiriennes.

Pour atteindre les résultats décrits ci-dessus, l'IFFN, doté d'un budget de 6,91 M€, a mis en œuvre une importante logistique : 25 véhicules tout-terrain, du matériel technique (36 GPS, 34 compas, 22 boussoles, 18 dendromètres, etc.), du matériel électronique (31 tablettes, 5 smartphones) et du carburant (110 000 litres de gasoil).

Résultats de l'inventaire forestier

Des surfaces forestières de plus en plus réduites

La superficie de la forêt en Côte d'Ivoire est estimée à 2,97 millions d'hectares, soit 9,2 % de la surface totale du territoire national, dont 2,88 millions d'hectares de forêt naturelle (8,9 % de la superficie du territoire national) et

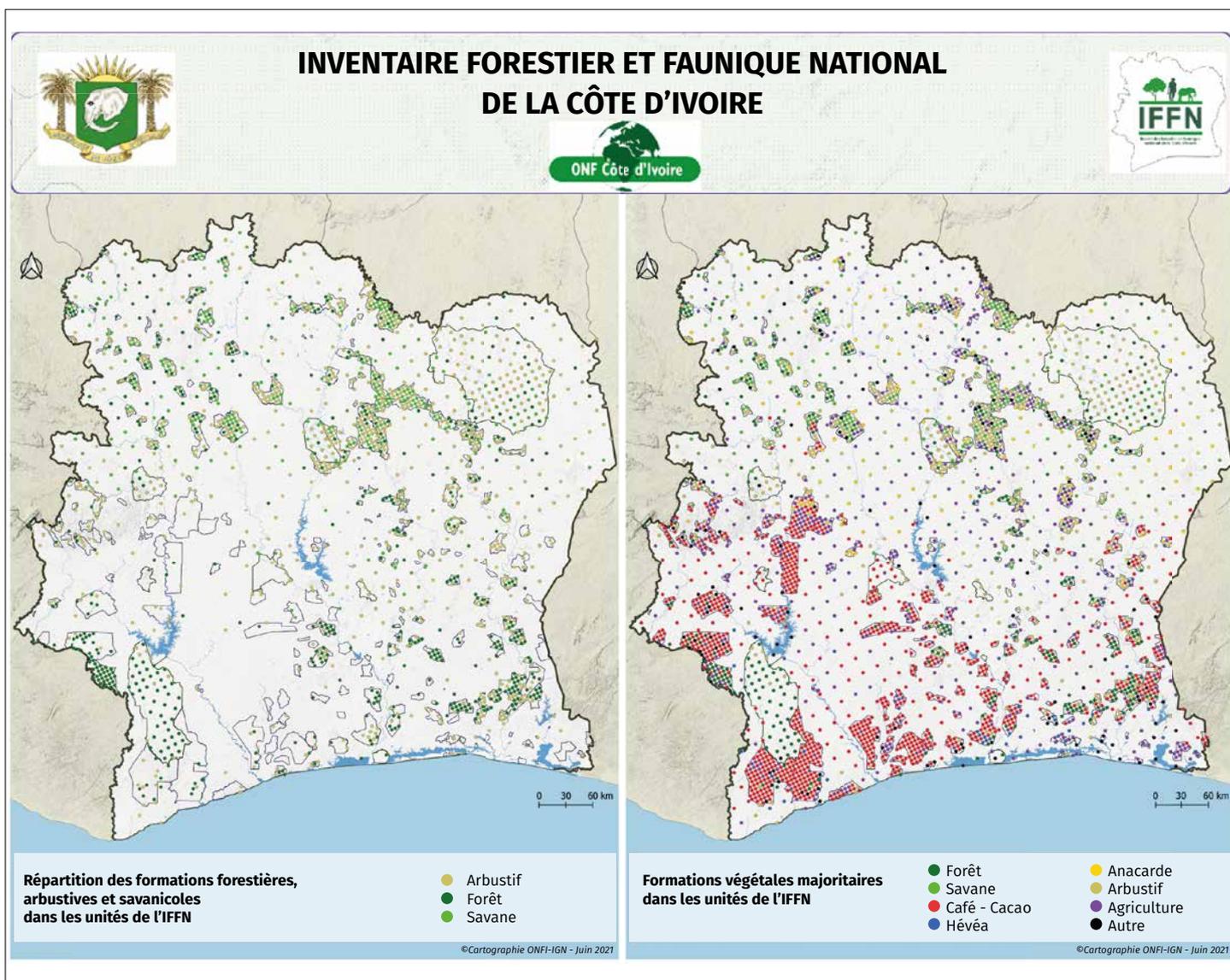
92 340 ha de reboisement (0,3 % de la superficie du territoire national). Des détails de la couverture forestière sont présentés dans les tableaux II et III.

Plus de 40 % des forêts restantes sont localisées dans le secteur subsoudanais. La couverture forestière dans le sud du pays est d'environ 11 % dans les forêts classées.

Dans le sud du pays (secteurs ombrophile, mésophile et montagne), on observe seulement 7 % de forêt tous domaines confondus. Presque 90 % des surfaces forestières restantes sont localisées dans le parc national de Taï, la réserve intégrale du Mont Nimba, la nouvelle réserve naturelle de Mabi-Yaya et en forêt classée du Cavally. En dehors de ces périmètres, les forêts restantes se limitent souvent à des lambeaux de forêt entre les cultures.

L'agriculture occupe plus de 57 % de la superficie du pays (tableau IV). Les plantations de cacaoyers couvrent plus de 60 % de la surface des forêts classées du secteur ombrophile et plus de 40 % de la surface des forêts classées des secteurs mésophile et montagne. Les plantations d'anacardiers sont fortement présentes dans le nord mais également dans le centre du pays et sont localisées majoritairement dans le domaine rural.

Le taux de déforestation moyen annuel depuis 1986 est estimé à 2,8 % : il est passé de 2,69 % entre 2000 et 2015 à 0,51 % entre 2015 et 2020. Cette diminution apparente du taux de déforestation est due au fait qu'il n'y a quasiment plus de surface à défricher sur une part importante du pays, en particulier dans le sud.



Cartes 3 et 4.

Cartes résultantes de l'inventaire forestier synthétisant la répartition des formations forestières, arbustives et savaniques dans les unités d'inventaires (à gauche), et des formations végétales majoritaires dans les unités d'inventaire (à droite).

Resulting maps of the forest inventory synthesising the distribution of forest, shrub and savannah formations in the inventory units (on the left), and the majority plant formations in the inventory units (on the right).

Des formations forestières aux faciès très divers

La forêt ivoirienne est constituée d'une forêt dense humide dans le secteur ombrophile à une savane arborée dans le secteur soudanais en passant par une forêt secondaire, mésophile et claire (tableau V ; cartes 3 et 4).

Diversité spécifique

Sur l'ensemble des formations forestières décrites plus haut, 578 taxons d'arbres ont été identifiés, la diversité étant maximale dans les forêts secondaires du secteur mésophile avec 388 taxons (tableau VI).

Les essences commerciales sont rares et disséminées, en particulier les essences de bois rouge à forte valeur commerciale. Pour les forêts classées des secteurs

Tableau V.

Descriptif de chaque type de forêt, de son importance, de son état ainsi que la liste des espèces dominantes.
Description of each type of forest, its importance, its state and the list of dominant species.

Type de forêt	Surface (ha)	Part du territoire national (%)	Secteur phyto-géographique	Observations	Espèces dominantes (% des tiges inventoriées)	Espèces commerciales Nom commercial (espèce, % des tiges inventoriées)
Forêt dense	517 000	1,6	Ombrophile Montagne	88 % appartiennent aux AP (parc national de Taï et réserve intégrale du Mont Nimba), plus de 10 % aux FC (Cavally, Mabi et Yaya). Importante réserve de bois d'œuvre, de biomasse et de biodiversité pour la flore et la faune.	<i>Strombosia pustulata</i> (8,8 %) <i>Diospyros manii</i> (7,5 %) <i>Coula edulis</i> (4,4 %)	Niangon (<i>Heritiera utilis</i> , 1,6 %) Akossika (<i>Scottelia klaineana</i> , 1,3 %) Sipo (<i>Erythrophleum ivorense</i> , 0,4 %) Rares et disséminées
Forêt secondaire	523 000	1,6	Ombrophile Montagne	Beaucoup de faciès très différents, forêts peu à très dégradées par l'exploitation forestière, forêts en partie défrichées, forêts en reconstitution après défrichement et/ou exploitation agricole abandonnée. Généralement très dégradées en forêt classée, mais comportant une régénération abondante en essences exploitables	<i>Musanga cecropioides</i> (9,8 %) <i>Macaranga barteri</i> (7,9 %) <i>Funtunia africana</i> (6,1 %) Dominance des espèces héliophiles colonisatrices	Ilomba (<i>Pycnanthus angolensis</i> , 1,5 %) Iroko (<i>Milicia excelsa</i> , 0,7 %) Niangon (<i>Heritiera utilis</i> , 0,6 %) Rares et de diamètre < 40 cm
			Mésophile			Kotibe (<i>Nesogordonia papavifera</i> 7,1 %) Fromager (<i>Ceiba pentadra</i> 4,5 %) <i>Trichilia prieureana</i> (4,3 %) 2 essences commerciales héliophiles
Forêt claire	1 194 000	3,7	Subsoudanais Soudanais	Plus de 40 % de la surface forestière ivoirienne. 80 % des forêts claires situées dans le domaine rural. Peu exploitées pour la production de bois, mais menacées par des défrichements agricoles (anacarde, coton).	<i>Isobertinia doka</i> (12,9 %) <i>Uapaca togoensis</i> (8,8 %) <i>Anogeissus leiocarpa</i> (6,1 %)	Vène (<i>Pterocarpus erinaceus</i> , 4,8 %)
Forêt-galerie	302 000	0,9	Mésophile Subsoudanais Soudanais	Un tiers des forêts-galeries situé dans le secteur mésophile et deux tiers dans les secteurs subsoudanais et soudanais. 80 % situées dans le domaine rural. Elles constituent des réservoirs de biodiversité pour la flore et des corridors naturels pour la faune.	<i>Anogeissus leiocarpa</i> (9,9 %) <i>Mitragyna inermis</i> (5,8 %) <i>Cola cordifolia</i> (5,1 %)	
Savane forestière (arborée)	344 300	1,1	Subsoudanais Soudanais	Résultant de la dégradation des forêts claires, les savanes arborées sont enclavées et parcourues par des galeries forestières. Les savanes arborées les plus denses (couvert strate arborée atteignant 30 %), soit 13 % de ces savanes, sont considérées comme de la forêt. 96 % dans les secteurs subsoudanais et soudanais, et 57 % dans le domaine rural. Elles sont de plus en plus menacées par les défrichements agricoles (anacarde, coton).	<i>Uapaca togoensis</i> (13,4 %) <i>Isobertinia doka</i> (9,0 %) <i>Pericopsis laxiflora</i> (5,2 %)	
Reboisement	92 300	0,3	Mésophile	80 % localisés dans les forêts classées du secteur mésophile. Les essences exotiques représentent plus de 87 % des arbres de ces plantations (teck, gmelina, cedrela). Les essences locales (fraké, framiré, samba, fromager) ne représentent plus que 3 % des arbres plantés. Beaucoup sont exploitées prématurément et leur régénération n'est pas toujours assurée.		Teck (<i>Tectona grandis</i> , 57 %) Gmelina (<i>Gmelina arborea</i> , 16 %) Cedrela (<i>Cedrela odorata</i> , 14 %)

Tableaux VI.

Vingt-cinq espèces les plus a) abondantes (en % du nombre de tiges) et b) dominantes (en % de la surface terrière) par zone phytogéographique.

Twenty-five most a) abundant (% of stems) and b) dominant (% of basal area) species per phytogeographic zone.

a. Abundance

Ombrophile Essences	Dens%	Mésophile Essences	Dens%	Montagne Essences	Dens%	Subsoudanais Essences	Dens%	Soudanais Essences	Dens%
<i>Strombosia pustulata</i>	6,24	<i>Tectona grandis</i>	11,83	<i>Chidlovia sanguinea</i>	4,46	<i>Uapaca togoensis</i>	10,81	<i>Isoberlinia doka</i>	13,27
<i>Diospyros mannii</i>	5,18	<i>Nesogordonia papaverifera</i>	4,21	<i>Chrysophyllum giganteum</i>	4,07	<i>Isoberlinia doka</i>	9,41	<i>Anogeissus leiocarpa</i>	9,35
<i>Protomegabaria stapfiana</i>	3,76	<i>Cedrela odorata</i>	3,73	<i>Musanga cecropioides</i>	2,94	<i>Pterocarpus erinaceus</i>	5,17	<i>Vitellaria paradoxa</i>	6,87
<i>Musanga cecropioides</i>	3,58	<i>Ceiba pentadra</i>	3,17	<i>Drypetes</i> sp,	2,49	<i>Terminalia schimperiana</i>	4,19	<i>Pericopsis laxiflora</i>	5,36
<i>Xylopia quintasii</i>	3,21	<i>Gmelina arborea</i>	2,81	<i>Rinorea welwitschii</i>	2,37	<i>Anogeissus leiocarpa</i>	3,77	<i>Terminalia laxiflora</i>	4,80
<i>Coula edulis</i>	3,21	<i>Cola gigantea</i> var. <i>glabrescens</i>	2,50	<i>Albizia zygia</i>	2,09	<i>Pericopsis laxiflora</i>	3,49	<i>Monotes kerstingii</i>	4,36
<i>Macaranga barteri</i>	2,94	<i>Trichilia prieureana</i>	2,32	<i>Funtumia africana</i>	1,98	<i>Lophira lanceolata</i>	3,25	<i>Detarium microcarpum</i>	4,26
<i>Corynanthe pachyceras</i>	2,76	<i>Antiaris toxicaria</i> subsp. <i>africana</i>	2,05	<i>Trilepisium madagascariensis</i>	1,92	<i>Parinari curatellifolia</i>	3,23	<i>Uapaca togoensis</i>	2,93
<i>Scottelia klaineana</i> var. <i>klaineana</i>	2,53	<i>Trichilia monadelphica</i>	1,95	<i>Dacryodes klaineana</i>	1,92	<i>Detarium microcarpum</i>	2,69	<i>Daniellia oliveri</i>	2,90
<i>Calpocalyx brevibracteatus</i>	2,39	<i>Sterculia tragacantha</i>	1,92	<i>Dialium aubrevillei</i>	1,70	<i>Piliostigma thonningii</i>	2,45	<i>Diospyros mespiliformis</i>	2,86
<i>Octoknema borealis</i>	2,35	<i>Albizia zygia</i>	1,71	<i>Calpocalyx brevibracteatus</i>	1,70	<i>Monotes kerstingii</i>	2,40	<i>Parinari curatellifolia</i>	2,78
<i>Funtumia africana</i>	2,26	<i>Celtis zenkeri</i>	1,68	<i>Celtis mildbraedii</i>	1,58	<i>Vitellaria paradoxa</i>	2,24	<i>Pterocarpus erinaceus</i>	2,68
<i>Diospyros heudelotii</i>	1,95	<i>Anogeissus leiocarpa</i>	1,63	<i>Baphia nitida</i>	1,58	<i>Cola cordifolia</i>	2,24	<i>Lannea acida</i>	2,65
<i>Heritiera utilis</i>	1,88	<i>Triplochiton scleroxylon</i>	1,49	<i>Scottelia klaineana</i> var. <i>mimfiensis</i>	1,53	<i>Diospyros mespiliformis</i>	2,13	<i>Mitragyna inermis</i>	2,08
<i>Diospyros sanza-minika</i>	1,86	<i>Dialium aubrevillei</i>	1,48	<i>Carapa procera</i>	1,53	<i>Terminalia laxiflora</i>	2,10	<i>Cassia sieberiana</i>	1,95
<i>Scytopetalum tieghemii</i>	1,53	<i>Pouteria alnifolia</i>	1,37	<i>Pachystela brevipes</i>	1,47	<i>Ficus capensis</i>	1,88	<i>Parkia biglobosa</i>	1,82
<i>Strephonema pseudocola</i>	1,45	<i>Ficus exasperata</i>	1,36	<i>Myrianthus libericus</i>	1,47	<i>Anthonotha crassifolia</i>	1,82	<i>Mimusops kummel</i>	1,68
<i>Drypetes</i> sp.	1,44	<i>Funtumia elaestica</i>	1,33	<i>Lecaniodiscus cupanioides</i>	1,47	<i>Daniellia oliveri</i>	1,75	<i>Crossopteryx febrifuga</i>	1,66
<i>Annickia polycarpa</i>	1,34	<i>Celtis mildbraedii</i>	1,31	<i>Protomegabaria stapfiana</i>	1,41	<i>Lannea acida</i>	1,57	<i>Piliostigma thonningii</i>	1,50
<i>Aidia genipiflora</i>	1,26	<i>Dialium guineense</i>	1,29	<i>Tectona grandis</i>	1,41	<i>Crossopteryx febrifuga</i>	1,54	<i>Lannea barteri</i>	1,42
<i>Diospyros ferrea</i>	1,23	<i>Baphia pubescens</i>	1,28	<i>Pentaclethra macrophylla</i>	1,36	<i>Margaritaria discoidea</i>	1,52	<i>Terminalia schimperiana</i>	1,40
<i>Syzygium rowlandii</i>	1,09	<i>Terminalia schimperiana</i>	1,27	<i>Trichilia prieureana</i>	1,24	<i>Dialium guineense</i>	1,35	<i>Burkea africana</i>	1,38
<i>Dacryodes klaineana</i>	1,04	<i>Albizia adianthifolia</i>	1,18	<i>Cola gigantea</i> var. <i>glabrescens</i>	1,24	<i>Bridelia ferruginea</i>	1,25	<i>Combretum nigricans</i>	1,32
<i>Scottelia klaineana</i> var. <i>mimfiensis</i>	0,96	<i>Funtumia africana</i>	1,16	<i>Ceiba pentadra</i>	1,19	<i>Mimusops kummel</i>	1,12	<i>Lophira lanceolata</i>	1,14
<i>Diospyros canaliculata</i>	0,90	<i>Mansonia altissima</i>	1,11	<i>Tetrorchidium didymostemon</i>	1,19	<i>Azelia africana</i>	1,10	<i>Acacia senegal</i>	1,13

En rouge, les espèces appartenant aux essences commerciales. Dens% : densité relative des 25 premières espèces = nombre de tiges/ha de l'espèce i / nombre total de tiges/ha.

b. Dominance

Ombrophile Essences	Dom%	Mésophile Essences	Dom%	Montagne Essences	Dom%	Subsoudanais Essences	Dom%	Soudanais Essences	Dom%
<i>Strombosia pustulata</i>	3,20	<i>Ceiba pentadra</i>	9,16	<i>Chidlovia sanguinea</i>	8,49	<i>Isoberlinia doka</i>	10,14	<i>Isoberlinia doka</i>	20,25
<i>Dacryodes klaineana</i>	2,97	<i>Tectona grandis</i>	8,95	<i>Chrysophyllum giganteum</i>	2,94	<i>Anogeissus leiocarpa</i>	7,94	<i>Anogeissus leiocarpa</i>	6,29
<i>Musanga cecropioides</i>	2,80	<i>Cedrela odorata</i>	7,17	<i>Triplochiton scleroxylon</i>	2,66	<i>Uapaca togoensis</i>	5,47	<i>Vitellaria paradoxa</i>	4,61
<i>Heritiera utilis</i>	2,33	<i>Gmelina arborea</i>	5,82	<i>Lophira alata</i>	2,27	<i>Cola cordifolia</i>	4,23	<i>Daniellia oliveri</i>	3,52
<i>Cynometra ananta</i>	2,19	<i>Nesogordonia papaverifera</i>	4,01	<i>Pentaclethra macrophylla</i>	2,23	<i>Pterocarpus erinaceus</i>	3,92	<i>Pterocarpus erinaceus</i>	3,16
<i>Protomegabarua stapfiana</i>	2,09	<i>Triplochiton scleroxylon</i>	3,14	<i>Ceiba pentadra</i>	2,18	<i>Daniellia oliveri</i>	3,30	<i>Diospyros mespiliformis</i>	2,50
<i>Corynanthe pachyceras</i>	1,88	<i>Antiaris toxicaria</i> subsp. <i>africana</i>	2,44	<i>Piptadeniastrum africanum</i>	2,05	<i>Diospyros mespiliformis</i>	2,86	<i>Pericopsis laxiflora</i>	2,49
<i>Funtumia africana</i>	1,80	<i>Celtis zenkeri</i>	2,35	<i>Trilepisium madagascariensis</i>	2,00	<i>Lophira lanceolata</i>	2,60	<i>Azelia africana</i>	2,34
<i>Piptadeniastrum africanum</i>	1,78	<i>Celtis mildbraedii</i>	2,34	<i>Funtumia africana</i>	1,90	<i>Terminalia schimperiana</i>	2,49	<i>Parkia biglobosa</i>	2,21
<i>Coula edulis</i>	1,67	<i>Ricinodendron heudelotii</i>	1,99	<i>Parkia bicolor</i>	1,81	<i>Ceiba pentadra</i>	1,82	<i>Monotes kerstingii</i>	2,07
<i>Dialium aubrevillei</i>	1,48	<i>Terminalia superba</i>	1,73	<i>Terminalia superba</i>	1,75	<i>Erythrophleum suaveolens</i>	1,68	<i>Uapaca togoensis</i>	2,03
<i>Scytopetalum tieghemii</i>	1,36	<i>Cola gigantea</i> var. <i>glabrescens</i>	1,43	<i>Nauclea diderichii</i>	1,70	<i>Berlinia grandiflora</i>	1,65	<i>Detarium microcarpum</i>	2,00
<i>Gilbertiodendron preussii</i>	1,35	<i>Albizia zygia</i>	1,02	<i>Petersianthus macrocarpus</i>	1,67	<i>Anthonotha crassifolia</i>	1,58	<i>Gmelina arborea</i>	1,94
<i>Sacoglottis gabonensis</i>	1,30	<i>Mansonia altissima</i>	1,02	<i>Alstonia boonei</i>	1,64	<i>Azelia africana</i>	1,55	<i>Khaya senegalensis</i>	1,81
<i>Diospyros sanza-minika</i>	1,27	<i>Trichilia prieureana</i>	0,98	<i>Gmelina arborea</i>	1,59	<i>Khaya senegalensis</i>	1,54	<i>Lannea acida</i>	1,54
<i>Scottelia klaineana</i> var. <i>klaineana</i>	1,24	<i>Anogeissus leiocarpa</i>	0,97	<i>Drypetes</i> sp.	1,59	<i>Terminalia laxiflora</i>	1,51	<i>Terminalia laxiflora</i>	1,52
<i>Calpocalyx brevibracteatus</i>	1,24	<i>Albizia adianthifolia</i>	0,79	<i>Antiaris toxicaria</i> subsp. <i>africana</i>	1,50	<i>Detarium senegalense</i>	1,51	<i>Mimusops kummel</i>	1,49
<i>Erythrophleum ivorense</i>	1,18	<i>Hymenostegia afzelii</i>	0,78	<i>Albizia zygia</i>	1,47	<i>Crossopteryx febrifuga</i>	1,46	<i>Lannea barteri</i>	1,43
<i>Parinari glabra</i>	1,16	<i>Terminalia ivorensis</i>	0,76	<i>Musanga cecropioides</i>	1,33	<i>Vitellaria paradoxa</i>	1,38	<i>Burkea africana</i>	1,35
<i>Anthonotha fragrans</i>	1,12	<i>Musanga cecropioides</i>	0,71	<i>Albizia adianthifolia</i>	1,28	<i>Dialium guineense</i>	1,38	<i>Cola cordifolia</i>	1,33
<i>Pycnanthus angolensis</i>	1,11	<i>Eribroma oblongum</i>	0,69	<i>Carapa procera</i>	1,23	<i>Pericopsis laxiflora</i>	1,29	<i>Terminalia schimperiana</i>	1,17
<i>Octoknema borealis</i>	1,10	<i>Sterculia rhinopetala</i>	0,66	<i>Synsepalum afzelli</i>	1,17	<i>Mimusops kummel</i>	1,09	<i>Crossopteryx febrifuga</i>	0,90
<i>Parkia bicolor</i>	1,08	<i>Pterygota macrocarpa</i>	0,65	<i>Ricinodendron heudelotii</i>	1,14	<i>Vitex doniana</i>	1,05	<i>Parinari curatellifolia</i>	0,82
<i>Xylopia quintasii</i>	1,00	<i>Pycnanthus angolensis</i>	0,63	<i>Parinari glabra</i>	1,14	<i>Parinari curatellifolia</i>	1,04	<i>Mitragyna inermis</i>	0,73
<i>Maranthes robusta</i>	1,00	<i>Baphia pubescens</i>	0,62	<i>Guarea cedrata</i>	1,11	<i>Lannea barteri</i>	1,00	<i>Syzygium guineensis</i>	0,72

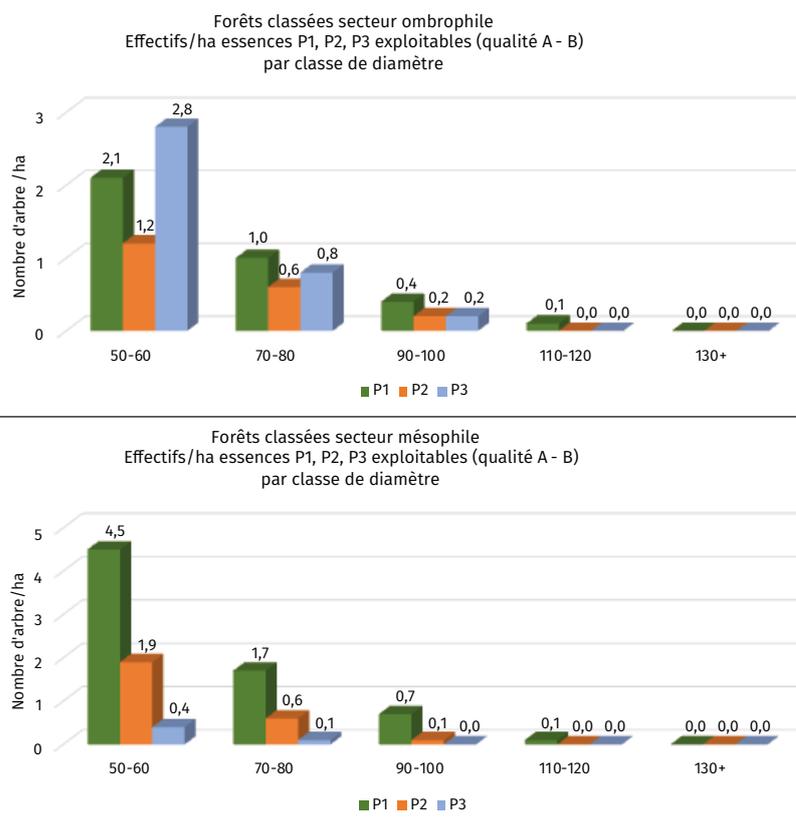
En rouge, les espèces appartenant aux essences commerciales. Dom% : dominance relative des 25 premières espèces = surface terrière de l'espèce i / surface terrière totale (m²/ha).

ombrophile et mésophile, une liste de 109 essences commercialisables a été établie par la SODEFOR et le MINEF, réparties en trois catégories : P1 (essences couramment commercialisées), P2 (essences peu commercialisées) et P3 (essences à promouvoir). La liste complète de ces essences est consultable en annexe 2. Certaines essences de bois rouge à forte valeur commerciale ayant totalement disparu des forêts ivoiriennes, comme l'assaméla, ont été supprimées de la liste des essences commerciales de la SODEFOR :

- d'après les inventaires de 1978 (Miélot et Bertault, 1980), le nombre d'arbres d'essences commerciales P1, P2 et P3 (liste comprenant en 1978 seulement 70 espèces) de diamètre supérieur à 60 cm était de 6 tiges/ha en forêt ombrophile et de 14 tiges/ha en forêt mésophile ;
- d'après les résultats de l'IFFN (figures 3), les effectifs des essences commerciales de diamètre supérieur à 60 cm ne sont plus que de 3,3 tiges/ha en forêt ombrophile et de 3,4 tiges/ha en forêt mésophile.

Caractéristiques dendrométriques

L'inventaire forestier (identification des arbres, mesure des diamètres et hauteurs) a été réalisé dans les unités d'échantillonnage.



Figures 3.

Effectifs par hectare des trois catégories d'essences commerciales (annexe 2) d'après l'Inventaire national forestier et faunique national de Côte d'Ivoire dans les forêts classées en zones ombrophile et mésophile. Qualité : A = bon fût et bon état sanitaire ; B = fût droit avec au plus une courbure.

Numbers per hectare of the three categories of commercial species (appendix 2) according to the national forest and wildlife inventory of Côte d'Ivoire in forests classified as ombrophile and mesophile zones. Quality: A = good barrel and good sanitary condition, B = straight barrel with at most one curvature.

Tableau VII.

Paramètres dendrométriques par secteur phytogéographique et pour l'ensemble des forêts de Côte d'Ivoire.
Dendrometric parameters by phytogeographic sector and for all the forests of Côte d'Ivoire.

Secteurs phytogéographiques	Nb UE parcourues	Nb UE inventoriées	Densité			Surface terrière (G)			Volume total (Vt)			Volume fût (Vf)			Volume (Σ) (m ³ /ha)
			Nombre de tiges/ha	IC ±	e%	G (m ² /ha)	IC ±	e%	V (m ³ /ha)	IC ±	e%	V _f (m ³ /ha)	IC ±	e%	
Secteur ombrophile	422	261	389	33	8.5	23.5	1.9	8.1	432	36	8.4	299	25	8.3	132
Secteur mésophile	379	204	377	96	25.4	17.9	4.8	26.8	259	71	27.5	197	55	27.9	61
Secteur montagne	46	19	430	180	41.7	27.7	12.2	43.9	483	219	45.4	346	158	45.6	136
Secteur subsoudanais	426	322	389	73	18.7	16.6	3.0	18.3	196	37	18.8	158	30	18.8	38
Secteur soudanais	114	80	325	94	29.0	11.2	3.1	27.9	119	33	28.2	93	26	28.3	26
Total	1 387	886	377	38	10.1	17.8	1.7	9.3	258	23	8.8	193	18	9.1	65

IC : intervalle de confiance ; e% : erreur relative (intervalle de confiance en pourcentage) ; Nb UE : nombre d'unités inventoriées.

Chaque UE inventoriée comprend au moins un secteur de forêt (naturelle ou plantation forestière) respectant la définition de la forêt ivoirienne, soit 886 UE sur l'ensemble du pays. Les paramètres dendrométriques de la forêt par hectare – densité, surface terrière, volume (total, fût et bois énergie (Σ)) – ont été calculés pour chaque UE (tableau VII).

Qu'en est-il du carbone ?

En se basant sur l'allométrie pantropicale multi-espèces à trois entrées (Chave *et al.*, 2014), la biomasse aérienne, souterraine et la nécromasse sont estimées à 636 millions de tonnes sur l'ensemble des forêts ivoiriennes, soit 215 t/ha, équivalant à 101 t/ha de carbone stocké. Par secteur phytogéographique, les estimations en biomasse sont de 400,0 t/ha, équivalant à 188 t/ha de carbone stocké (ombrophile), 165,5 t/ha, équivalant à 78 t/ha de carbone stocké (mésophile), 442,0 t/ha, équivalant à 208 t/ha de carbone stocké (montagne), 161,9 t/ha, équivalant à 76 t/ha de carbone stocké (subsoudanais) et 92,6 t/ha, équivalant à 44 t/ha de carbone stocké (soudanais).

Résultats de l'inventaire faunique

Au terme de deux années d'un inventaire mené sur le terrain (mi-2019-mi-2021) par les équipes de l'IFFN et de l'OIPR, un total de 72 810 observations a été analysé : 55 748 données proviennent de l'IFFN, soit plus de 76 %. Le reste a été produit par l'OIPR dans les parcs nationaux les plus importants, bénéficiant de programmes de suivi de la faune déjà en place. Pour cette analyse, n'ont été conservées que les entrées pour lesquelles le niveau de détail est celui du genre ou de l'espèce.

Au total, 120 espèces ont été recensées : 76 espèces de mammifères dont 18 espèces de bovidés et 15 espèces de primates. Les familles les plus représentées sont les cercopithèques (singes à queue) et les bovidés qui, en cumulé, totalisent plus de 40 % des observations (tableau VIII). La famille des cercopithèques regroupe de nombreuses espèces : babouin doguéra, patas, singe Callitriche, cercopithèques diane et pétauriste, cercocèbe à lunule, colobe bai de Miss Waldron, mones de Lowe et de Campbell ainsi que les deux espèces de colobes magistrats. Le singe patas représente la majorité des observations.

Pour la moitié des espèces, moins de 20 observations ont été faites, notamment pour les espèces discrètes comme les primates nocturnes, les pottos et galagos, les espèces inféodées à un milieu particulier, les espèces difficiles à observer loin de leur habitat (aquatique) comme le faux-gavial, etc.

Les espèces les plus observées ont été l'aulacode (5 275 observations), le lièvre (8 268 observations) et le guib harnaché (17 217 observations) sans grand enjeu de biodiversité.

Pour estimer une population, il est nécessaire de rapporter le nombre d'observations à une surface donnée. La distance perpendiculaire entre l'animal ou sa trace et le

transect doit être mesurée. Cependant, les résultats obtenus par espèce, trop peu nombreux, n'ont pas permis d'estimer la taille des populations.

Une méthode courante d'estimation des populations de chimpanzés utilise la présence de nids en tenant compte de la vitesse de dégradation de ces derniers ; 68 observations indiquent une distance perpendiculaire mais seules 27 dans les parcs nationaux de Taï, du Mont Sangbé et d'Azagny correspondent à des nids. Le faible nombre d'observations réparties en trois zones ne permet pas d'estimer la taille de la population mais confirme que les chimpanzés sont en danger critique et très isolés au sein de trois territoires sans connexion.

Concernant les éléphants, sur les 1 496 observations à l'échelle nationale, 390 données de fèces précisent la distance perpendiculaire au transect, essentiellement dans les parcs nationaux de Taï, du Mont Péko et la forêt classée de Bossématié pour l'éléphant de forêt et dans le parc national de la Comoé pour l'éléphant de savane. Le faible nombre d'observations réparties dans seulement trois zones très localisées dans le sud et un parc national dans le nord ne permet pas d'estimer la taille des populations, mais confirme que les deux espèces d'éléphants sont en danger critique et très isolées au sein de territoires sans connexion.

Espèces protégées

Vingt-deux espèces dont 19 de mammifères terrestres (en comptant deux espèces différentes pour les éléphants et le colobe bai) intégralement protégées en Côte d'Ivoire ont été recensées. Ces espèces totalisent 5 % des observations (tableau IX, annexe 3).

Sur la vingtaine de mammifères protégés, seules deux espèces protégées n'ont pas été observées : le lion et le potto de Bosman.

Espèces menacées

En référence à la liste rouge nationale, 34 espèces menacées ont été recensées. Parmi elles, neuf sont inscrites comme étant en danger d'extinction et cinq comme étant en danger critique d'extinction. Ces 34 espèces comptent pour 18 % des observations. Ce chiffre assez élevé s'explique par l'inscription d'une espèce assez communément observée lors de l'IFFN : la mangouste brune, classée vulnérable, qui totalise à elle seule 4,5 % des observations. Les espèces en danger et en danger critique ne totalisent en revanche, respectivement, que 6,0 et 0,5 % des observations. Les espèces vulnérables représentant 12 % des observations.

En se basant sur la liste rouge internationale, 26 espèces menacées ont été recensées (tableau X) dont 11 espèces en danger et 3 espèces en danger critique d'extinction. Trois pour cent des observations concernent l'ensemble des espèces menacées (VU, EN et CR).

Pour les espèces observées plus de 500 fois, des cartes de localisation (cartes 5) et des cartes d'aptitude des habitats réalisées par inférence statistique sur la base de l'occupation du sol de 2015 (cartes 6) ont été produites.

Tableau VIII.

Nombre d'espèces de mammifères par famille.
Number of mammal species per family.

Mammifères		
Ordre	Famille	Nombre d'espèces observées
Artiodactyles	Bovidae	18
Primates	Cercopithecidae	14
Carnivores	Felidae	4
Carnivores	Herpestidae	4
Rongeurs	Sciuridae	4
Artiodactyles	Suidae	3
Carnivores	Viverridae	3
Pholidotes	Manidae	3
Rongeurs	Anomaluridae	3
Artiodactyles	Hippopotamidae	2
Carnivores	Mustelidae	2
Hyracoïdes	Procaviidae	2
Proboscidiens	Elephantidae	2
Rongeurs	Nesomyidae	2
Rongeurs	Hystricidae	2
Artiodactyles	Tragulidae	1
Carnivores	Nandinidae	1
Carnivores	Hyenidae	1
Carnivores	Canidae	1
Lagomorphes	Leporidae	1
Primates	Galagidae	1
Primates	Hominidae	1
Rongeurs	Thryonomyidae	1
Tubulidentés	Orycteropodidae	1

Tableau IX.

Statut des espèces protégées recensées lors de l'Inventaire forestier et faunique national de Côte d'Ivoire.
Status of protected species identified during the National Forest and Fauna Inventory of Côte d'Ivoire.

Nom vernaculaire	Nom scientifique	Statut UICN*
Aigle couronné (blanchard)	<i>Stephanoaetus coronatus</i>	NT
Antilope royale	<i>Neotragus pygmaeus</i>	LC
Bongo	<i>Tragelaphus eurycerus</i>	NT
Céphalophe à dos jaune	<i>Cephalophus silvicultor</i>	LC
Céphalophe de Jentink	<i>Cephalophus jentinki</i>	EN
Céphalophe zèbre	<i>Cephalophus zebra</i>	VU
Cercopithèque Diane	<i>Cercopithecus diana</i>	EN
Chevrotain aquatique	<i>Hyemoschus aquaticus</i>	LC
Chimpanzé	<i>Pan troglodytes verus</i>	EN
Colobe bai	<i>Ptilocolobus badius</i>	EN
Colobe bai de Miss Waldron	<i>Ptilocolobus waldroni</i>	CR
Colobe magistrat	<i>Colobus polykomos</i>	EN
Crocodile à front large	<i>Osteolaemus tetraspis</i>	VU
Crocodile à nuque cuirassée	<i>Mecistops cataphractus</i>	CR
Éléphant d'Afrique	<i>Loxodonta africana</i>	EN
Éléphant de forêt d'Afrique	<i>Loxodonta cyclotis</i>	CR
Galago de Demidoff	<i>Galagoides demidoff</i>	LC
Hippopotame pygmée	<i>Choeropsis liberiensis</i>	EN
Hylochère	<i>Hylochoerus meinertzhageni</i>	LC
Oryctérope	<i>Orycteropus afer</i>	LC
Pangolin géant	<i>Smutsia gigantea</i>	EN
Panthère	<i>Panthera pardus</i>	VU

* Cf. annexe 3.

Il faut souligner que les observations des espèces majeures (grandes antilopes, éléphants et singes) ont été cinq fois plus nombreuses sur les transects de la strate 1 (forêts classées préservées et aires protégées) que sur les transects de la strate 2 (reste du territoire). Par le nombre d'observations et la diversité des espèces rencontrées (en particulier les espèces protégées telles que l'éléphant, le chimpanzé, le buffle, l'hippopotame), les trois aires protégées (Taï, Mont Sangbé et Comoé) ont un rôle primordial en termes de conservation et d'amélioration de la biodiversité animale ivoirienne.

Une pression anthropique croissante au cours des deux dernières décennies

Le plan d'échantillonnage ayant donné un poids plus important aux forêts classées et aux aires protégées, 65 % des enquêtes ont été réalisées en forêt classée alors que le reste (35 %) l'a été dans le domaine rural, sachant que cette tendance est plus marquée dans les secteurs ombrophile

et mésophile ; cette proportion est importante et elle a été considérée lors de l'interprétation des résultats.

Parmi la population enquêtée, on recense 45 % d'Ivoiriens autochtones, 18 % d'Ivoiriens allochtones, 33 % de Burkinabés et 4 % d'autres allogènes. L'échantillon enquêté montre que les forêts classées sont occupées par 50 % d'allogènes, 28 % d'autochtones et 22 % d'allochtones alors que le domaine rural comprend 76 % d'autochtones, 13 % d'allogènes et 11 % d'allochtones. Les comportements pionniers des paysans, notamment en forêts classées et dans la partie sud du pays, impliquent des rotations culturales courtes ou aucune rotation et pratiquement sans jachère de longue durée, ce qui entraîne une baisse potentielle de fertilité des sols, leur érosion et une faible possibilité de reconstitution de la végétation, notamment ligneuse.

Les pourcentages de personnes enquêtées ayant déclaré cultiver l'une des cinq cultures en forêts classées sont les suivants : cacao, 71 % ; anacarde, 20 % ; hévéa, 8 % ; café, 4 % ; palmier, 1 % ; 9 % ne cultivent aucune de ces cultures (totaux dépassant 100 % car plusieurs réponses

Tableau X.

Statut des espèces menacées recensées lors de l'Inventaire forestier et faunique national de Côte d'Ivoire.
Status of threatened species identified during the National Forest and Fauna Inventory of Côte d'Ivoire.

Famille	Nom scientifique	Nom vernaculaire	Liste rouge internationale	Liste rouge nationale
Bovidea	<i>Hippotragus equinus</i>	Hippotrague	LC	VU
Bovidea	<i>Kobus ellipsiprymnus</i>	Cobe defassa	LC	VU
Bovidea	<i>Kobus kob</i>	Cobe de Buffon	LC	VU
Bovidea	<i>Cephalophus rufilatus</i>	Céphalophe à flancs roux	LC	VU
Bovidea	<i>Cephalophus silvicultor</i>	Céphalophe à dos jaune	LC	EN
Bovidea	<i>Cephalophus niger</i>	Céphalophe noir	LC	EN
Bovidea	<i>Cephalophus jentinki</i>	Céphalophe de Jentink	EN	EN
Bovidea	<i>Syncerus caffer</i>	Buffle d'Afrique	NT	EN
Bovidea	<i>Alcelaphus buselaphus</i>	Bubale	LC	VU
Bovidea	<i>Tragelaphus eurycerus</i>	Bongo	NT	EN
Bovidea	<i>Neotragus pygmaeus</i>	Antilope royale	LC	EN
Cercopithecidae	<i>Erythrocebus patas</i>	Patas singe rouge	NT	VU
Cercopithecidae	<i>Cercopithecus lowei</i>	Mone de Lowe	VU	VU
Cercopithecidae	<i>Cercopithecus campbelli</i>	Mone de Campbell	NT	VU
Cercopithecidae	<i>Colobus polykomos</i>	Colobe magistrat	EN	VU
Cercopithecidae	<i>Cercopithecus vellerosus</i>	Colobe magistrat 2	CR	CR
Cercopithecidae	<i>Cercopithecus petaurista</i>	Cercopithèque Pétauriste	NT	VU
Cercopithecidae	<i>Cercopithecus diana</i>	Cercopithèque Diane	EN	CR
Cercopithecidae	<i>Chlorocebus sabaeus</i>	Callitriche	LC	VU
Elephantidae	<i>Loxodonta cyclotis</i>	Éléphant de forêt	CR	EN
Elephantidae	<i>Loxodonta africana</i>	Éléphant de savane	EN	EN
Felidae	<i>Panthera pardus</i>	Panthère	VU	CR
Felidae	<i>Caracal aurata</i>	Chat doré	VU	VU
Herpestidae	<i>Herpestes sanguineus</i>	Mangouste rouge	LC	VU
Herpestidae	<i>Ichneumia albicauda</i>	Mangouste à queue blanche	LC	VU
Herpestidae	<i>Atilax paludinosus</i>	Mangouste des marais	LC	VU
Herpestidae	<i>Crossarchus obscurus</i>	Mangouste brune	LC	VU
Hippopotamidae	<i>Hippopotamus amphibius</i>	Hippopotame amphibie	VU	VU
Hominidae	<i>Pan troglodytes verus</i>	Chimpanzé	EN	CR
Nandinidae	<i>Nandinia binotata</i>	Nandinie	LC	VU
Viverridae	<i>Civettictis civetta</i>	Civette africaine	LC	VU
Numididae	<i>Agelastes meleagrides</i>	Pintade à poitrine blanche	VU	VU
Psittacidae	<i>Psittacus erithacus</i>	Perroquet jaco	EN	EN
Crocodylidae	<i>Mecistops cataphractus</i>	Crocodile à nuque cuirassée	CR	CR
Testudinidae	<i>Kinixys erosa</i>	Kinixys rongée	DD	VU

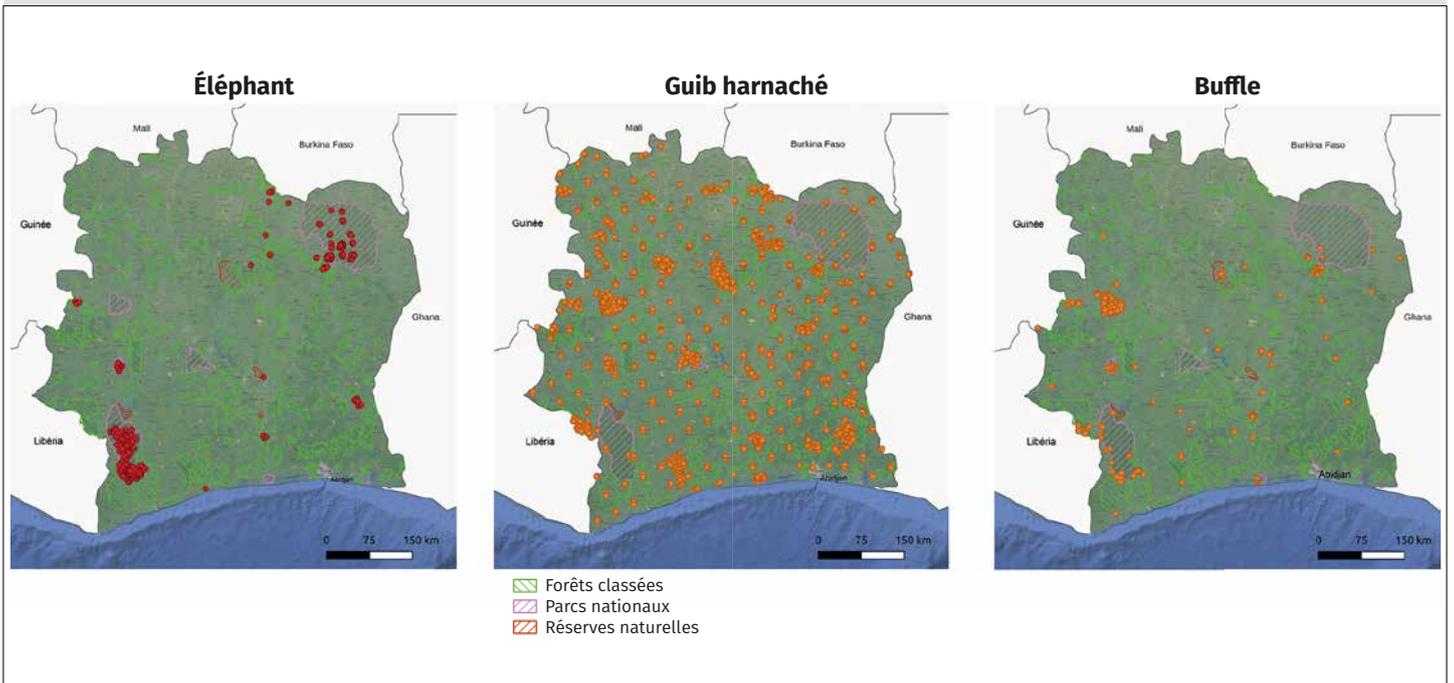
étaient possibles). La différenciation spatiale et sociologique des deux principales cultures de rente apparaît comme suit : le cacao est cultivé par les allogènes et les allochtones, particulièrement en forêts classées, dans le grand sud du pays ; l'anacarde est cultivé par les autochtones, particulièrement dans le domaine rural, dans le grand nord du pays. Cependant, il faut considérer que le grand nord et le grand sud se chevauchent, car il existe une zone de transition où sont à la

fois cultivés le cacao et l'anacarde.

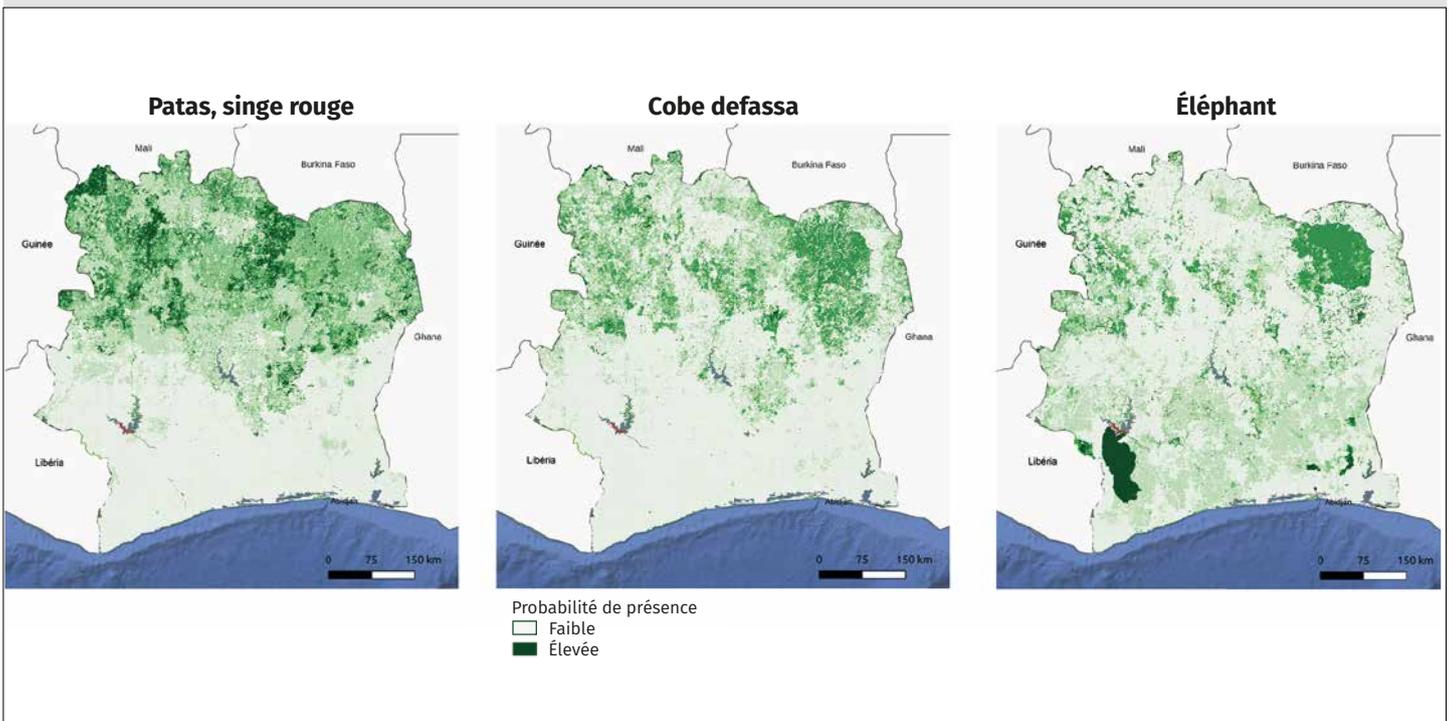
Les périodes de création de trois cultures de rente sont illustrées dans la figure 4.

Cette pression anthropique, ancienne et récente, est largement à l'origine d'une déforestation et d'une dégradation importantes des forêts ivoiriennes.

La culture du cacao méritant une attention particulière, notons que, parmi les 1 767 personnes enquêtées,

**Cartes 5.**

Exemples de carte de localisation de trois espèces (buffle, guib harnaché, éléphant).
Examples of location maps of three species (buffalo, bushbuck, elephant).
Cartes G. Moynot (ONFI).

**Cartes 6.**

Exemples de carte d'aptitude des habitats pour trois espèces (patas ou singe rouge, cobe defassa, éléphant).
Examples of habitat suitability maps for three species (red monkey patas, waterbuck defassa, elephant).
Cartes G. Moynot (ONFI).

970 (55 %) ont déclaré cultiver le cacao. Parmi les 773 UE où les enquêtes ont eu lieu, le cacao est cultivé dans 446 UE (58 %). Parmi les 1 355 UE avec croquis, la présence du cacao est mentionnée dans 604 UE (45 %). Les croquis montrent que 55 % des unités d'échantillonnage en forêt classée comprennent du cacao (28 % dans le domaine rural et 2 % dans les parcs nationaux). Aucun croquis ne mentionne la présence de cacao dans les réserves. En forêt classée, 61 % des producteurs de cacao sont allogènes, 24 % allochtones et 15 % autochtones. Le cacao couvre les secteurs ombrophile, mésophile et subsoudanais ouest avec une forte concentration dans le secteur ombrophile ouest. De nouvelles régions sont explorées et cultivées mais les rendements restent bas (402 kg/ha). Ce sont les allogènes qui sont les plus actifs dans la cacaoculture récente.

En conclusion, cette enquête socio-économique montre incontestablement une présence humaine dans les unités d'échantillonnage visitées, particulièrement en forêt classée où 60 % des UE ont été déclarées comme comprenant des bâts (logement, hangar, local commercial, etc.¹⁴) et des points d'approvisionnement en eau.

Discussion

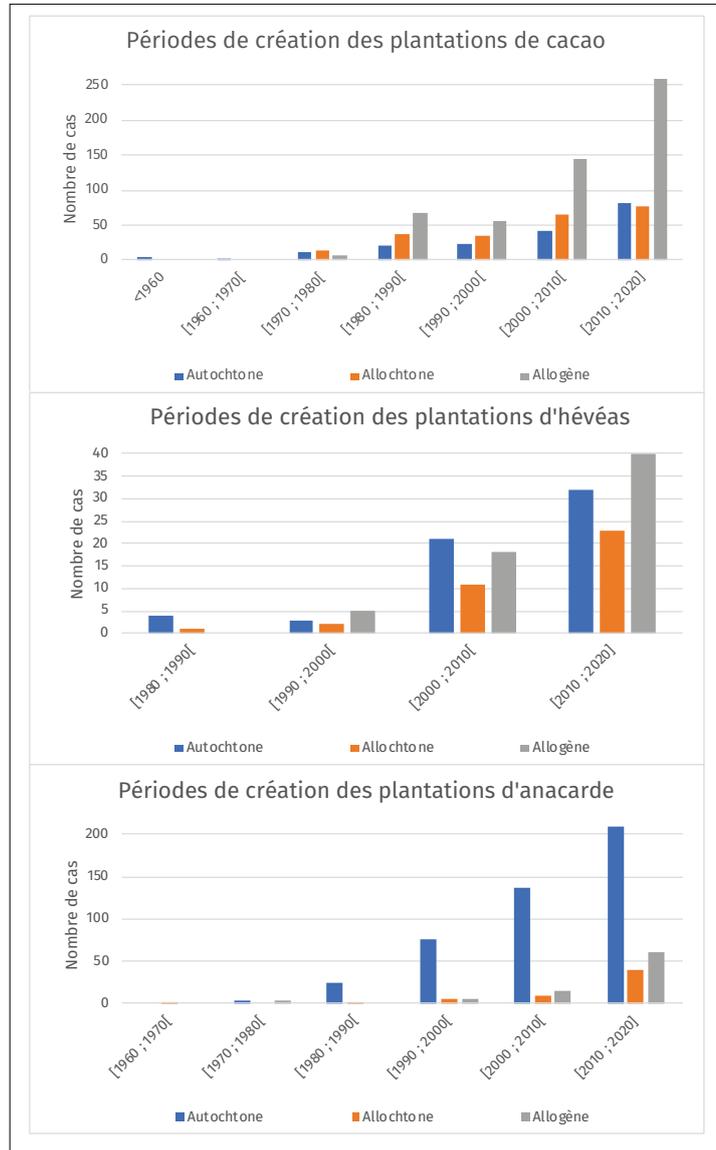
Au niveau mondial, la Côte d'Ivoire est le premier pays producteur de cacao¹⁵ et de noix de cajou (anacarde)¹⁶ et, à l'échelle africaine, le premier pays producteur de caoutchouc (issu du latex d'hévéa).

En grande partie lié à ce positionnement économique de la Côte d'Ivoire, l'état de ses forêts en 2020, en particulier les forêts au sud du pays, est alarmant :

- la forêt dans le sud du pays occupe seulement 11 % de la surface des forêts classées ;
- les essences pionnières de petits diamètres sont dominantes ;
- le pourcentage d'arbres matures est de 13 % en secteur ombrophile et de 8,7 % en secteur mésophile, chiffres qui témoignent d'un état fortement dégradé de ces forêts ;
- les surfaces terrières actuelles sont très en deçà des valeurs de référence, en particulier dans le secteur mésophile, avec une surface terrière de 17,9 m²/ha ; d'après les inventaires des dispositifs de suivi installés en forêt ivoirienne par le CTFT et la SODEFOR dans les années 1970, la surface terrière des forêts denses (secteur ombrophile) peu perturbées était de 32 m²/ha et, pour les forêts secondaires (secteurs ombrophile et mésophile) exploitées deux ou trois fois, de 28 m²/ha ;
- le pourcentage d'arbres matures (de diamètre ≥ 40 cm) est compris entre 14 % et 25 % ;
- le nombre d'arbres d'essences commerciales exploitables (diamètre ≥ diamètre minimum d'ex-

ploitation et qualité grume suffisante) est de 6 arbres/ha en forêt sempervirente et de 5 arbres/ha en forêt semi-décidue ; ces chiffres sont très en deçà des seuils définis par les règles de sylviculture et d'exploitation de la SODEFOR (SODEFOR, 2017) pour envisager une mise en exploitation (12 arbres/ha en forêt sempervirente et 20 arbres/ha en forêt semi-décidue).

Les règles de sylviculture et d'exploitation appliquées en Côte d'Ivoire dérogent par ailleurs aux règles de gestion durable de l'ATIBT, qui s'appuient sur des listes d'essences commerciales, des diamètres minimums d'exploitation



Figures 4. Périodes de création de trois cultures pérennes (cacao, hévéa, anacarde).
 Periods of creation of three perennial crops (cocoa, rubber, cashew).

¹⁴ 27 % selon les croquis.

¹⁵ 2,2 millions de tonnes en 2020 (<https://www.agenceecofin.com>).

¹⁶ De 8 500 tonnes en 1989, la production ivoirienne d'anacarde a dépassé 70 000 tonnes en 1999, puis a bondi à 350 000 tonnes en 2010 (Ruf et al., 2019), et a atteint plus de 800 000 tonnes en 2020 (<https://www.lefigaro.fr/>).

Tableau XI.

Exemple de diamètre minimum d'exploitabilité (DME) de deux essences à forte valeur commerciale en Côte d'Ivoire et au Cameroun.

Example of minimum harvestable diameter (DME) of two species with high commercial value in Côte d'Ivoire and Cameroon.

Diamètre (cm)	Côte d'Ivoire		Cameroun	
	DME (cm)	Diamètre toléré (cm)	DME de 1980 à 1990 (cm)	DME révisé en 2000 (cm)
<i>Entandrophragma cylindricum</i> (aboudikro)	80	60	80	100
<i>Afrormosia elata</i> (assaméla)	70	45	70	100

(DME) et des accroissements annuels par essence commerciale. Ces deux derniers paramètres permettent, entre autres, le calcul du taux de reconstitution des essences exploitées et la rotation entre deux exploitations. Lorsque le taux de reconstitution d'une essence est en deçà d'un certain seuil (en général entre 50 % et 75 %), c'est-à-dire que l'essence devient rare, les principes de gestion durable indiquent que le diamètre minimum d'exploitabilité (tableau XI) doit être augmenté ou même parfois que l'exploitation de cette essence doit être interdite, pour préserver les individus encore sur pied. En Côte d'Ivoire, c'est l'inverse qui a été fait avec l'adoption de diamètres tolérés inférieurs au DME. Ainsi, toutes les essences de bois précieux, noble et rouge, ont quasiment disparu des forêts du sud. Par exemple, l'assaméla n'a pas été rencontré lors des inventaires de l'IFFN et seuls sept aboudikros de diamètre supérieur à 60 cm ont été inventoriés, tous en forêt classée du secteur mésophile.

La surface des plantations forestières est estimée à 92 000 ha alors que ce sont plus de 300 000 ha qui ont été plantés au cours des dernières décennies (Marien, 2018). Les meilleurs sujets sont abattus prématurément avant qu'ils atteignent le diamètre de 40 cm, entraînant une perte d'exploitation. Par la suite, le renouvellement n'est pas assuré et les surfaces se transforment en formation arbustive. Ces plantations, où les essences exotiques sont dominantes, produisent du bois de service rapidement récoltable mais n'apportent rien en termes de biodiversité : elles ont uniquement un objectif économique à court terme et peu d'intérêt pour la préservation de l'environnement. Les plantations d'essences locales ont été quasiment abandonnées depuis le début des années 2000 alors que la Côte d'Ivoire, grâce au travail de la SODEFOR en partenariat avec l'ONF et le CTFT dans les années 1970 à 1980, était un exemple en matière de production et de plantation de plants d'essences locales.

Sur la base d'une évaluation de la méthodologie appliquée pendant 2,5 ans et des résultats produits par l'inventaire forestier, il est possible que la grille d'échantillonnage de l'IFFN puisse permettre une évolution vers un inventaire

continu avec une organisation spatio-temporelle spécifique, la condition étant de s'assurer de la possibilité de couvrir la fraction annuelle dans le temps imparti (par exemple, 10 % chaque année pour un inventaire complet tous les dix ans). Cependant, une telle évolution nécessite au préalable d'analyser en profondeur les résultats de l'IFFN pour imaginer au mieux l'organisation de ce type de dis-

positif, revoir les taux d'échantillonnage, etc. Par ailleurs, un plan à deux phases statistiques (photo-interprétation en amont d'un nombre accru de points et inventaire de terrain d'un sous-échantillon systématique ensuite) serait un outil précieux pour gagner en précision à des coûts marginaux. Pour concrétiser cette approche, une étude de faisabilité devrait être lancée en vue de propositions concrètes plus abouties qui pourraient être appliquées par la future structure pérenne de l'IFFN.

Concernant l'inventaire faunique, il est important de noter que mener un inventaire à l'échelle d'un pays ne peut viser les mêmes objectifs que sur une zone donnée plus restreinte telle qu'un parc national. Du fait de l'hétérogénéité du milieu à l'échelle d'un pays et de la superficie couverte, les moyens nécessaires à la mise en œuvre d'un inventaire national sur une liste d'espèces exhaustive deviendraient rapidement hors d'atteinte. Établir une liste exhaustive des espèces présentes est en effet très complexe à une échelle nationale dès lors que certaines espèces sont rares ou inféodées à des milieux très particuliers. Estimer les populations d'espèces cibles à l'échelle d'un pays nécessiterait la production de données quantitatives et donc des inventaires poussés dans les zones de présence, permettant la production de données statistiquement représentatives à l'échelle des différents habitats. L'extrapolation de données quantitatives devrait donc se faire à l'échelle d'un habitat homogène pour l'espèce considérée. Dans ce type de situation, un échantillonnage comme celui de l'IFFN avec des transects séparés de 36 km a limité cet exercice. Cet inventaire a tout de même permis d'avoir une idée de la faune de manière générale et de comprendre certaines variables influençant la distribution et l'abondance ainsi que la définition des habitats favorables aux principales espèces. Il pourra être considéré, pour les prochaines phases, comme étude pilote, afin de mieux définir les paramètres en fonction des espèces ciblées et de la précision souhaitée.

Enfin, le plan d'échantillonnage de l'enquête socio-économique ayant été celui de l'inventaire forestier, cela a eu pour conséquence que 65 % des enquêtes ont été réalisées en forêt classée alors que le reste (35 %) l'a été

dans le domaine rural. Cette répartition ne pouvait assurer une interprétation aisée des résultats au niveau national. Ceux-ci ont été traités uniquement par strate et ne constituent pas un recensement national. Cette enquête a eu cependant le mérite d'évaluer la pression anthropique sur les UE visitées.

Cette pression anthropique s'explique, en grande partie, par une agriculture pratiquée dans 76 % des UE situées en forêt classée et dans 90 % des UE du domaine rural. L'expansion agricole est fortement corrélée à la croissance démographique (Ruf *et al.*, 2019) qui, avec un taux annuel moyen de 2,6 %, implique un doublement de la population ivoirienne tous les 27 ans, facteur de pression anthropique croissant avec le temps. Celle-ci est le résultat d'une conquête permanente de nouvelles terres : quand le taux de croissance démographique explose (forte augmentation de la taille des ménages¹⁷) et va plus vite que l'accroissement des superficies cultivées et que, pour certaines situations, les exploitations se morcellent (héritage), alors l'ajustement entre les superficies exploitées et les besoins des ménages ne peut se faire que par le départ de certains de ses membres vers de nouvelles terres (beaucoup de ruraux choisissant aussi l'exode rural vers les villes). Si ces dernières, comme les autres terres, ne bénéficient pas d'engrais ou de fumure organique, elles risquent de perdre rapidement leur niveau optimal de fertilité.

Notons que la faiblesse des rendements, le faible usage des intrants, les rares pratiques de rotation, la réduction de la durée des jachères et la baisse de fertilité impliquent que le nombre de personnes pouvant vivre sur un hectare stagne et qu'il est donc nécessaire d'étendre les superficies cultivées pour vivre. Enfin, certains facteurs ont orienté les dynamiques agraires/forestières.

- Facteurs agronomiques. Il s'agit de la rente de la fertilité octroyée par la forêt et la vulgarisation du cacao « plein soleil » dans les années 1980.
- Facteurs sociologiques. Les autochtones occupent principalement les terres du domaine rural alors que les allochtones et les allochtones s'installent sur les terres des forêts classées. Les vagues migratoires (allochtones, allochtones) ont été nombreuses au cours des dernières décennies : Baoulés (cacao-café dans les forêts du sud-ouest, années 1970-1980), Burkinabés (cacao dans les forêts du sud-ouest, années 1980 ; cacao dans les forêts de l'ouest, années 2000-2020) et Sénoufos (coton au sud du pays sénoufo mais pas d'anacarde). La culture de l'anacarde est marquée par le contrôle des autochtones alors que l'hévéaculture correspond à des investissements des cadres urbains.
- Facteurs politiques. Ce sont l'aménagement du territoire et la décision de mise en valeur des terres.

Conclusion

L'état des forêts en Côte d'Ivoire en 2020, en particulier au sud du pays, est alarmant (cartes 3 et 4).

Le taux de déforestation moyen annuel depuis 1986 est de 2,8 % (7,8 millions d'hectares de forêt en 1986, seulement 2,97 millions d'hectares en 2020). Si rien n'est fait pour stopper la déforestation et la dégradation des forêts restantes, la couverture forestière sera inférieure à 2 millions d'hectares en 2035. Dans le sud de la Côte d'Ivoire, il ne restera de la forêt naturelle que dans les aires protégées et quelques plantations d'essences exotiques. Les surfaces forestières restantes (11 % dans les forêts classées du sud) et les paramètres dendrométriques de ces forêts ne permettent plus de garantir une gestion durable (équilibre entre les séries, respect des rotations, respect du diamètre minimum d'exploitabilité, respect des taux de reconstitution des essences commerciales, etc.). Des mesures fortes devront être prises rapidement par l'État ivoirien pour préserver les forêts restantes et pour reboiser massivement dans le sud et le centre du pays y compris avec des essences locales.

La préservation des écosystèmes forestiers est essentielle pour assurer le maintien des populations animales, en particulier pour les espèces de grande faune emblématiques protégées. De 80 à 100 % des observations concernant ces espèces ont été faites dans les aires protégées. Ces populations isolées se maintiendront à long terme si des mesures sont prises pour créer des corridors écologiques entre ces périmètres préservés.

S'il est décidé de maintenir à l'avenir l'enquête socio-économique dans l'inventaire national, elle devra être révisée afin de pouvoir obtenir des données exploitables à l'échelle nationale.

C'est l'équipe nationale du MINEF, désormais en charge de l'IFFN, qui devra relever ces défis à la lumière des leçons tirées de ce premier inventaire forestier et faunique sur l'ensemble du territoire national.

Financement

Le projet IFFN a disposé d'un budget de 6,9 millions d'euros pour son exécution durant la période de janvier 2019 à juin 2021 dans le cadre du Contrat de désendettement et de développement (C2D) mis en œuvre par l'Agence française de développement (AFD) et l'État ivoirien.

Accès aux données

Les données utilisées pour la rédaction de cet article sont consultables sur demande auprès du ministère des Eaux et Forêts de Côte d'Ivoire (Contact : M. Niagne Albert-Yves LASME, lnayfr@yahoo.fr, + 225 01 03 33 33 81 / 07 07 08 83 62).

¹⁷ Taux brut de natalité : 33,7 ‰ (2020) ; indice de fécondité : 3,46 enfants par femme. En moyenne, un ménage compte 6,6 personnes en milieu rural (dhsprogram.com).

Annexe 1.

Nomenclature d'occupation des sols (BNETD, Bureau national d'études techniques et de développement).
Land use nomenclature (BNETD, National Office for Technical Studies and Development).

Catégories	Code SST	Classes formations	Description Classes SST
Terres forestières	11	Forêt dense	Forêts naturelles fermées avec des arbres et arbustes de hauteurs entre 5 et 50 m ; cimes relativement jointives ; couvert dense (recouvrement > 70 %)
	12	Forêt claire	Forêts naturelles ouvertes du domaine soudanais ; couvert de 30 % à 70 % ; hauteur de 8 à 15 m
	13	Forêt-galerie	Forêt (couvert > 30 %) le long des cours d'eau
	14	Forêt secondaire / forêt dégradée	Forêt dégradée et recrûs forestiers en régénération, couvert > 30 % ; constituée de stades successifs de végétation instable ; structure/composition des espèces différentes des forêts primaires
	15	Mangrove	Forêt du littoral maritime et lagunaire, adaptée à l'immersion temporaire, quasi monospécifique
	16	Plantations forestières / reboisement	Parcelles plantées de bois ou régénération ; hauteur des arbres > 5 m ; couvert > 30 %
	17	Forêt sur sol hydromorphe	Forêt (couvert > 30 %) sur des sols hydromorphes ou proches des cours d'eau
Terres cultivées	21	Café ou cacao	Cultures de cacao et/ou de café
	22	Hévéa	Plantations d'hévéa
	23	Palmeraie ou cocoteraie	Plantations d'espèces de palmiers
	24	Anacarde	Plantations d'anacardier
	25	Plantations fruitières	Cultures d'arbres fruitiers (manguier, avocatier, oranger, bananier, papayer, agrumes, etc.)
	26	Aménagements agricoles/ autres cultures / vergers	Cultures hors cultures de bas-fonds et les jeunes jachères (igname, maïs, manioc, ananeraie, canne à sucre, coton etc.)
	27	Aménagements agricoles sur sol hydromorphe	Zones de cultures dans des bas-fonds ou zones inondables (riz...)
Terres graminéennes	31	Savane arborée	Savane sur sol drainé avec : - strate arborée de 5 à 20 m de haut et couvert de 10 à 30 % ; - strate arbustive de 2 à 5 m de haut et couvert < 50 % ; - strate herbacée dense continue \geq 80 cm de haut.
	32	Formations arbustives / fourrés	Formation arbustive hauteur < 5 m, disséminée sur strate herbacée continue avec : - strate herbacée recouvrement de 10 à 100 % ; - strate arbustive recouvrement > 50 % ; - strate arborée recouvrement < 10 %. Regroupe également les fourrés (fermés, denses ; couvert > 80 %) formées uniquement d'arbustes de hauteur < 5 m
	33	Formations herbacées	Formations herbacées de hauteur < 2,5 m ou rases sur terres fermes ; Végétation ligneuse absente ou rares arbustes, arbrisseaux et sous-arbrisseaux
Terres humides	41	Plan d'eau	Ensembles des zones de dépression contenant de l'eau sous forme de retenue
	42	Cours et voies d'eau	Réseau hydrographique linéaire
	43	Zones marécageuses	Terres humides constituées de marais et de marécages, sol recouvert, en permanence ou par intermittence, d'eau stagnante peu profonde, et couverte de végétations. Des formations hydrophiles s'y développent isolées ou sous forme de tapis herbeux
Établissement humain	51	Habitats humains / activités économiques industrielles	Zones résultantes d'activités humaines, autres qu'agricoles, urbanisation (habitations, activités industrielles, exploitations minières, carrières, orpailages, etc.)
	52	Infrastructures	Voies de transport et réseau routier, électrique, ferroviaire
Autres terres	61	Affleurements rocheux	Rochers découverts, dômes granitiques recouverts souvent de végétation herbacée +/- discontinue, hauteur < 60 cm
	62	Sol nu	Terrain dépourvu de couvert végétal, ne constituant pas une aire de culture ni une voie de transport
SST : surveillance spatiale des terres.			

Annexe 2.

Liste des essences commerciales et résultats de l'Inventaire forestier et faunique national de Côte d'Ivoire.
 Commercial species list and issue of The National Forest and Wildlife Inventory of Côte d'Ivoire.

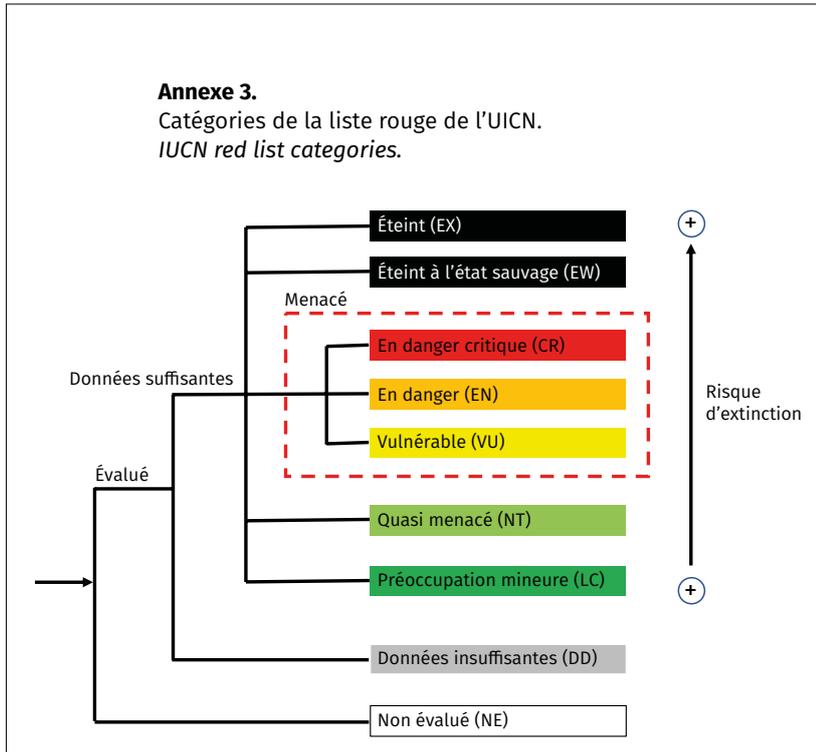
Nom scientifique	Nom vernaculaire	DensR%	DomR%	FreqR%
Essences de catégorie P1				
<i>Afzelia africana</i>	Lingue	0,50 %	0,66 %	17,09 %
<i>Afzelia bella</i> var. <i>gracilor</i>	Azodau	0,02 %	0,13 %	7,14 %
<i>Albizia ferruginea</i>	Iantandza	0,04 %	0,08 %	5,98 %
<i>Alstonia boonei</i>	Emien	0,12 %	0,32 %	12,40 %
<i>Amphimas pterocarpoides</i>	Lati	0,05 %	0,24 %	12,62 %
<i>Antiaris toxicaria</i> subsp. <i>africana</i>	Ako	0,31 %	0,77 %	20,62 %
<i>Aucoumea klaineana</i>	Okoume	0,01 %	0,17 %	0,22 %
<i>Bombax brevicuspis</i>	Kondroti	0,03 %	0,24 %	6,20 %
<i>Bombax buonopozense</i>	Oba	0,02 %	0,19 %	3,97 %
<i>Canarium schweinfurthii</i>	Aiele	0,04 %	0,14 %	9,30 %
<i>Ceiba pentadra</i>	Fromager	0,46 %	3,00 %	25,38 %
<i>Chrysophyllum africanum</i>	Akatio	0,01 %	0,07 %	1,73 %
<i>Chrysophyllum giganteum</i>	Anandio	0,05 %	0,20 %	6,71 %
<i>Chrysophyllum perpulchrum</i>	Aniegre rouge	0,00 %	0,05 %	1,30 %
<i>Copaifera salikounda</i>	Etimoe	0,01 %	0,04 %	3,10 %
<i>Daniellia ogea</i>	Faro Agboville	0,00 %	0,00 %	0,07 %
<i>Daniellia pynaertii</i>	Faro ouest	0,00 %	0,02 %	0,36 %
<i>Daniellia thurifera</i>	Faro	0,01 %	0,09 %	4,18 %
<i>Detarium senegalense</i>	Bodo Tamba	0,28 %	0,51 %	11,97 %
<i>Distemonanthus benthamianus</i>	Movingui	0,03 %	0,12 %	5,62 %
<i>Entandrophragma angolense</i>	Tiama	0,07 %	0,15 %	10,67 %
<i>Entandrophragma candollei</i>	Kosipo	0,00 %	0,01 %	1,23 %
<i>Entandrophragma cylindricum</i>	Aboudikro	0,01 %	0,07 %	3,32 %
<i>Entandrophragma utile</i>	Sipo	0,02 %	0,12 %	3,82 %
<i>Erythrophleum ivorense</i>	Alui Tali	0,13 %	0,72 %	11,46 %
<i>Ficus variifolia</i>	Koudombourou Pepeangrouafou	0,11 %	0,12 %	6,71 %
<i>Guarea cedrata</i>	Bosse	0,01 %	0,07 %	3,82 %
<i>Guirbourtia ehie</i>	Amazakoue	0,01 %	0,08 %	4,11 %
<i>Hallea ledermannii</i>	Bahia	0,13 %	0,31 %	5,98 %
<i>Heritiera utilis</i>	Niangon	0,33 %	0,92 %	10,17 %
<i>Khaya anthotheca</i>	Acajou blanc	0,03 %	0,02 %	1,37 %
<i>Khaya grandifoliola</i>	Acajou grandes feuilles	0,03 %	0,05 %	2,38 %
<i>Khaya ivorensis</i>	Acajou Bassam	0,02 %	0,18 %	2,60 %
<i>Lophira alata</i>	Azobe	0,07 %	0,32 %	4,11 %
<i>Lovoa trichilioides</i>	Dibetou	0,02 %	0,06 %	3,46 %
<i>Mansonia altissima</i>	Bete	0,14 %	0,25 %	7,71 %
<i>Milicia excelsa</i>	Iroko	0,16 %	0,32 %	15,86 %
<i>Milicia regia</i>	Iroko regia	0,01 %	0,05 %	2,09 %
<i>Morus mesozygia</i>	Difou	0,06 %	0,10 %	5,98 %
<i>Nauclea diderichii</i>	Badi	0,06 %	0,36 %	7,57 %
<i>Nauclea xanthoxylon</i>	Badi marais	0,00 %	0,01 %	0,36 %
<i>Nesogordonia papaverifera</i>	Kotibe	0,54 %	0,97 %	12,26 %
<i>Piptadeniastrum africanum</i>	Dabema	0,06 %	0,82 %	12,76 %
<i>Pouteria altissima</i>	Aniegre blanc	0,02 %	0,03 %	1,95 %
<i>Pterygota macrocarpa</i>	Koto	0,05 %	0,15 %	5,48 %
<i>Pycnanthus angolensis</i>	Ilomba	0,16 %	0,60 %	19,11 %
<i>Scottelia klaineana</i> var. <i>mimfiensis</i>	Akossika grandes feuilles	0,19 %	0,25 %	8,87 %
<i>Sterculia rhinopetala</i>	Lotofa	0,05 %	0,16 %	3,82 %
<i>Terminalia ivorensis</i>	Framire	0,07 %	0,47 %	6,06 %
<i>Terminalia superba</i>	Frake Limba	0,14 %	0,67 %	10,02 %
<i>Thieghemella heckelli</i>	Makore	0,00 %	0,02 %	1,80 %
<i>Triplochiton scleroxylon</i>	Samba	0,19 %	0,90 %	10,96 %
<i>Turraeanthus africanus</i>	Avodire	0,01 %	0,06 %	1,37 %

En rouge les espèces les plus rares. DensR% : densité relative des 25 premières espèces = nombre de tiges/ha de l'espèce i / nombre total de tiges/ha. DomR% : dominance relative des 25 premières espèces = surface terrière de l'espèce i / surface terrière totale (m²/ha). FreqR% : fréquence relative = nombre Unité Échantillonnage contenant l'espèce i / nombre d'unités échantillonnage total.

Nom scientifique	Nom vernaculaire	DensR%	DomR%	FreqR%
Essences de catégorie P2				
<i>Anopyxis klaineana</i>	Bodioa	0,03 %	0,14 %	5,55 %
<i>Anthonotha fragrans</i>	Adomonteu	0,06 %	0,46 %	9,66 %
<i>Antrocaryon micraster</i>	Akoua	0,02 %	0,04 %	2,60 %
<i>Berlinia confusa</i>	Melegba	0,11 %	0,25 %	7,86 %
<i>Berlinia occidentalis</i>	Pocouli	0,14 %	0,37 %	4,47 %
<i>Cedrela odorata</i>	Cedrela	0,45 %	1,69 %	2,60 %
<i>Celtis adolphi-fridericii</i>	Lohonfe	0,02 %	0,10 %	3,75 %
<i>Celtis mildbraedii</i>	Ba	0,17 %	0,55 %	8,07 %
<i>Celtis zenkeri</i>	Asan	0,21 %	0,61 %	9,81 %
<i>Eribroma oblongum</i>	Bi Eyong	0,05 %	0,25 %	9,73 %
<i>Funtumia africana</i>	Pouo	0,57 %	0,83 %	21,27 %
<i>Gilbertiodendron preussii</i>	Vaa Limbali	0,14 %	0,54 %	4,69 %
<i>Gmelina arborea</i>	Gmelina	0,49 %	1,69 %	4,54 %
<i>Gymnostemon zaizou</i>	Zaizou	0,01 %	0,04 %	1,80 %
<i>Holoptelea grandis</i>	Kekele	0,04 %	0,15 %	5,34 %
<i>Klainedoxa gabonensis</i>	Kroma	0,04 %	0,34 %	8,44 %
<i>Lannea welwitschii</i>	Lannea W	0,04 %	0,15 %	8,44 %
<i>Mammea africana</i>	Djimbo	0,06 %	0,08 %	3,68 %
<i>Parinari excelsa</i>	Sougoue	0,03 %	0,22 %	6,34 %
<i>Petersianthus macrocarpus</i>	Abale	0,05 %	0,34 %	8,22 %
<i>Ricinodendron heudelotii</i>	Eho	0,19 %	0,78 %	19,11 %
<i>Stereospermum acuminatissimum</i>	Fara	0,03 %	0,05 %	2,96 %
<i>Tectona grandis</i>	Teck	1,52 %	2,16 %	4,11 %
<i>Zanthoxylum gillettii</i>	Bahe	0,07 %	0,19 %	12,62 %
Essences de catégorie P3				
<i>Aubrevillea kerstingii</i>	Kodabema	0,01 %	0,04 %	1,87 %
<i>Beilschmiedia mannii</i>	Atiokouo Kanda	0,02 %	0,01 %	1,73 %
<i>Brachystegia leonensis</i>	Meblo	0,00 %	0,02 %	0,22 %
<i>Calpocalyx aubrevillei</i>	Guepizou	0,08 %	0,37 %	3,89 %
<i>Chidlovia sanguinea</i>	Bala	0,06 %	0,39 %	3,10 %
<i>Chrysophyllum pruniforme</i>	Boa	0,01 %	0,05 %	4,69 %
<i>Cordia platythyrsa</i>	Bon	0,02 %	0,12 %	5,12 %
<i>Crudia gabonensis</i>	Dobotou	0,03 %	0,27 %	3,68 %
<i>Dacryodes klaineana</i>	Adjouaba	0,20 %	1,19 %	13,63 %
<i>Dialium aubrevillei</i>	Kropio	0,26 %	0,73 %	14,13 %
<i>Didelotia unifoliolata</i>	Broutou	0,02 %	0,19 %	2,60 %
<i>Duguetia staudtii</i>	Aniouketi	0,03 %	0,13 %	7,50 %
<i>Erythroxylum mannii</i>	Dabe	0,02 %	0,13 %	3,60 %
<i>Ficus capensis</i>	Poro	0,71 %	0,21 %	24,95 %
<i>Guarea thompsonii</i>	Mutigbanaye	0,01 %	0,05 %	3,60 %
<i>Inhambanella guereensis</i>	Kantou	0,01 %	0,00 %	0,22 %
<i>Irvingia gabonensis</i>	Boborou	0,02 %	0,13 %	6,63 %
<i>Ochthocosmus africanus</i>	Abrahassa	0,14 %	0,19 %	9,44 %
<i>Oldfieldia africana</i>	Dantoue	0,08 %	0,28 %	3,60 %
<i>Parinari glabra</i>	Aramon	0,10 %	0,49 %	10,74 %
<i>Parkia bicolor</i>	Lo	0,06 %	0,49 %	12,26 %
<i>Pentaclethra macrophylla</i>	Ovala	0,02 %	0,20 %	4,83 %
<i>Pteleopsis hylodendron</i>	Koframire	0,00 %	0,01 %	0,58 %
<i>Pterocarpus santalinoides</i>	Ouokisse	0,02 %	0,04 %	0,58 %
<i>Sacoglottis gabonensis</i>	Akouapo	0,13 %	0,52 %	5,12 %
<i>Scytopetalum tieghemii</i>	Moussangoue	0,27 %	0,53 %	10,67 %
<i>Sterculia tragacantha</i>	Pore-pore	0,36 %	0,24 %	15,14 %
<i>Synsepalum afzelli</i>	Akouedao	0,01 %	0,11 %	3,24 %
<i>Trichilia tessmannii</i>	Aribanda	0,02 %	0,08 %	6,99 %
<i>Uapaca guineensis</i>	Rikio	0,12 %	0,40 %	9,88 %
<i>Xylia evansii</i>	Tchiebuessain	0,04 %	0,21 %	5,70 %

En rouge les espèces les plus rares. DensR% : densité relative des 25 premières espèces = nombre de tiges/ha de l'espèce i / nombre total de tiges/ha. DomR% : dominance relative des 25 premières espèces = surface terrière de l'espèce i / surface terrière totale (m²/ha). FreqR% : fréquence relative = nombre Unité Échantillonnage contenant l'espèce i / nombre d'unités échantillonnage total.

Annexe 3.
 Catégories de la liste rouge de l’UICN.
IUCN red list categories.



Références bibliographiques

AISA (Association ivoirienne des sciences agronomiques), 2007. Régionaliser les tarifs de cubage d'arbres de forêts naturelles et de plantations. Rapport technique final. Abidjan, Côte d'Ivoire, 65 p.

ATIBT (Association technique internationale des bois tropicaux), 2014. Étude sur le plan pratique de l'aménagement des forêts naturelles de production tropicales africaines – Volet 4 : Gestion durable. Nogent-sur-Marne, France, 162 p.

Bakayoko O., Assa Achy M., Coulibaly B., N'Guessan K. A., 2012. Stockage de carbone dans les peuplements de *Cedrela odorata* et de *Gmelina arborea* en Côte d'Ivoire. *European Journal of Scientific Research*, 75 (4) : 490-501.

Bedel F., Durrieu de Madron L., Dupuy B., Favrichon V., Maitre H.-F., Bar Hen A., et al., 1998. Dynamique de croissance dans des peuplements exploités et éclaircis de forêt dense africaine : le dispositif de M'Baiki en République Centrafricaine (1982-1995). Montpellier, France, CIRAD-Forêt, Série FORAFRI, 82 p. http://publications.cirad.fr/une_notice.php?dk=315214

Bertault J.-G., Miézan K., Dupuy B., Durrieu de Madron L., Amsallem I., 1999. Croissance et productivité en forêt dense humide après incendie : le dispositif de La Téné - Côte d'Ivoire (1978-1993). Montpellier, France, CIRAD-Forêt, Série FORAFRI, 67 p.

BNETD (Bureau national d'études techniques et de développement), 2016. Analyse qualitative des facteurs de déforestation et de dégradation des forêts en Côte d'Ivoire.

Rapport final. Abidjan, Côte d'Ivoire, 114 p. https://www.nitidae.org/files/b24e760c/161216081210_161214_analyse_facteurs_def_deg_ci_rapport_final.pdf

Branthomme A., 2009. Suivi et évaluation des ressources forestières nationales – Manuel pour le relevé intégré de données sur le terrain. Version 2.3. Rome, Italie, FAO, 196 p. <https://www.fao.org/forestry/19901-015e6119dc4b-da0159ff398051d477d5e.pdf>

Bunting P., Rosenqvist A., Lucas R. M., Rebelo L.-M., Hilarides L., et al., 2018. The Global Mangrove Watch – a New 2010 Global Baseline of Mangrove Extent. *Remote Sensing*, 10 (10): 1669. <https://www.mdpi.com/2072-4292/10/10/1669>

CCLME (Canary Current Large Marine Ecosystem Project), 2014. Méthodologie de séquestration et de quantification du carbone en mangrove. 62 p.

Chatelain C., Aké Assi L., Spichiger R., Gautier L., 2011. Cartes de distribution des plantes de Côte d'Ivoire. Genève, Suisse, Conservatoire et Jardin botaniques de la Ville de Genève, 327 p.

Chave J., Réjou-Méchain M., Búrquez A., Chidumayo E., Colgan M. S., Delitti W. B.C., et al., 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, 20: 3177-3190. <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>

Doyen A., 1983. Inventaire de la mangrove à usages multiples en Basse-Casamance et au Saloum. République du Sénégal. In : Mesures des biomasses et des accroissements forestiers. Paris, France, INRA Éditions, Les colloques de l'INRA n°19.

Dupuy B., 1998. Bases pour une sylviculture en forêt dense tropicale humide africaine. Montpellier, France, CIRAD-Forêt, Série FORAFRI, 407 p. <https://agritrop.cirad.fr/315216/>

FAO, 2010. La FAO et la foresterie. *Unasylva*, 234/235 (61), 3 p. <https://www.fao.org/3/i1507f/i1507f14.pdf>

FAO, 2014. Évaluation des ressources forestières mondiales 2015. Rapport national. Côte d'Ivoire. Rome, Italie, 90 p. www.fao.org/3/a-az192f.pdf

Guelou N., Letto A. K., 2021. Établissement de tarifs de cubage pour les plantations d'hévéas et d'anacardiés de Côte d'Ivoire. ONF-CI, 60 p.

Guitet S., Hérault B., Molto Q., Brunaux O., Couteron P., 2015. Spatial structure of above-ground biomass limits accuracy of carbon mapping in rainforest but large scale forest inventories can help to overcome. *PLoS ONE*, 10 (9): 10.1371. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0138456>

Kanninen M., Murdiyarso D., Seymour F., Angelsen A., Wunder S., German L., 2007. Do Trees Grow on Money? The implications of deforestation research for policies to promote

REDD. Bogor, Indonesia, CIFOR, Forest Perspectives No. 4, 61 p. https://www.cifor.org/publications/pdf_files/Books/BKanninen0701.pdf

Konate I., 2021. Optimisation du plan d'échantillonnage de l'inventaire forestier pour une cartographie rationnelle de la biomasse forestière en Côte d'Ivoire. ONF-CI, 30 p.

Landrot N., Dufour S. (coord.), 2015. Gestion durable de la faune et des ressources cynégétiques en Côte d'Ivoire. Rapport pour les États généraux de la forêt, de la faune et des ressources en eau. Ernst & Young Advisory, 100 p. https://chm.cbd.int/api/v2013/documents/27F99690-9A83-39E0-FE6D-401CF78CD461/attachments/207100/gestion_durable_faune_et_des_ressources_cyanegetiques_rapport_final.pdf

Ligot G., Dubart N., Hapi M. T., Bauwens S., Doucet J.-L., Fayolle A., 2019. Réviser les tarifs de cubage pour prendre en compte l'évolution de la ressource au Cameroun. Bois et Forêts des Tropiques, 338 : 57-71. <https://doi.org/10.19182/bft2018.338.a31677>

Loubota Panzou G. J., 2018. Biomasse et stocks de carbone en Afrique centrale : importance de l'allométrie des arbres. Thèse de doctorat, Université de Liège - Gembloux Agro-Bio Tech, Belgique, 161 p.

Loupe D., 1995. Tarifs de cubage pour les espèces de bois d'œuvre de la forêt de Badenou (Nord Côte d'Ivoire). Exposé de la cinquième réunion tripartite. Montpellier, France, CIRAD-Forêt, 10 p.

Loyche M., Amadou C. L., 1989. A tentative volume table for the mangroves of Sierra Leone. Freetown, Sierra Leone, Ministry of Agriculture, Natural Resources and Forestry.

Marien J.-N., 2018. Audit de la politique des reboisements en Côte d'Ivoire. TERE, 190 p.

MERF/GIZ, 2016. Résultats de l'Inventaire Forestier National (IFN) du Togo 2015/2016. Lomé, Togo, 68 p.

Miélot J., Bertault J.-G., 1980. Étude de la dynamique en vue de l'aménagement de la forêt dense de Côte d'Ivoire. Abidjan, Côte d'Ivoire, SODEFOR.

MINEF, 2017. Stratégie nationale de préservation, de réhabilitation et d'extension des forêts. Abidjan, Côte d'Ivoire, Ministère des Eaux et Forêts, 52 p. https://eauxetforets.gouv.ci/sites/default/files/communiqu/strat_nationale_de_preservation_0.pdf

Picard N., Saint-André L., Henry M., 2012. Manuel de construction d'équations allométriques pour l'estimation du volume et de la biomasse des arbres : de la mesure de terrain à la prédiction. Montpellier, France, CIRAD-FAO, 219 p. <https://agritrop.cirad.fr/569883/>

Ploton P., Barbier N., Takoudjou S. M., Réjou-Méchain M., Bosela F. B., Chuyong G., *et al.*, 2018. Closing a gap in tropical forest biomass estimation: Taking crown mass variation into account in pantropical allometries. Biogeosciences, 13 (5): 1571-1585. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01358263/document>

Poorter L., Bongers F., Kouamé F. N', Hawthorne W. D. (eds), 2004. Biodiversity of West African forests. An ecological atlas of woody plant species. Wallingford, UK, CABI.

REDD+, 2016. Fiches de terrain. Suivi et évaluation des ressources forestières nationales : Collecte de données de la biomasse forestière en Côte d'Ivoire. REDD+ RCI, Côte d'Ivoire.

Ruf F., Koné S., Bebo B., 2019. Le boom de l'anacarde en Côte d'Ivoire : transition écologique et sociale des systèmes à base de coton et de cacao. Cahiers Agricultures, 28 : 21. https://www.cahiersagricultures.fr/articles/cagri_full_html/2019/01/cagri180061/cagri180061.html

Sankaré Y., Avit J.-B. L. F., Egnankou W., Saenger P., 1999. Étude floristique des mangroves des milieux margino-littoraux de Côte d'Ivoire. Bulletin du Jardin Botanique National de Belgique, 67 (1/4) : 335-360. <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=AU2019D03701>

SEP REDD+-FAO, 2017. Données forestières de base pour la REDD+ en Côte d'Ivoire – Inventaire de la biomasse forestière pour l'estimation des facteurs d'émission. FAO, 76 p. http://sst.devcntig.com/Publication_Detail.aspx?IdPub=4043#

SODEFOR, 2017. Règles de sylviculture et d'exploitation du bois en zone de forêt dense de Côte d'Ivoire – Document interne. Abidjan, Côte d'Ivoire, 57 p.

Soua G. H., 2021. Développement de tarifs de cubage multi-espèces adaptés aux contextes forestiers de la Côte d'Ivoire. ONF-CI, 58 p.

Cuny *et al.* – Contribution des auteurs

Rôle du contributeur	Noms des auteurs
Conceptualisation	P. Cuny, F. Plancheron
Gestion des données	F. Plancheron, A. Bio, F. Morneau, E. Kouacou
Analyse formelle	F. Morneau, F. Plancheron
Acquisition du financement	P.E. Leclercq, G. Moynot (ONFI)
Enquête et investigation	F. Plancheron, E. Kouacou
Méthodologie	F. Morneau, F. Plancheron, E. Kouacou
Gestion de projet	P. Cuny
Ressources	P. Cuny, A. Bio
Logiciels	F. Morneau, A. Bio
Supervision	P. Cuny
Validation	F. Morneau
Visualisation	P. Cuny, F. Plancheron
Écriture – Préparation de l'ébauche originale	P. Cuny
Écriture – Révision et édition	P. Cuny, F. Plancheron

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 - ISSN : L-0006-579X

Connaissances actuelles et orientations futures des recherches sur le complexe de tourbières de la Cuvette centrale du Congo

Traduction par Helen PLANTE, School of Geography, University of Leeds, Leeds, LS2 9JT, United Kingdom.

L'article est la traduction d'un article original publié en anglais dans le n° 350 de la revue *Bois et Forêts des Tropiques*, quatrième trimestre de 2021.

<https://doi.org/10.19182/bft2021.350.a36288>

¹ University of St Andrews, School of Geography and Sustainable Development - St Andrews, KY16 9AJ - United Kingdom

² Université Marien Ngouabi, Faculté des sciences et techniques - Brazzaville - République du Congo

³ Institut supérieur pédagogique de Mbandaka, Département de biologie - Mbandaka - République démocratique du Congo

⁴ University of Leeds, School of Geography - Leeds, LS2 9JT - United Kingdom

⁵ University of Edinburgh, School of Geosciences, Crew Building, The King's Buildings, Alexander Crum Brown Road - Edinburgh, EH9 3FF - United Kingdom

⁶ Cranfield Soil and Agrifood Institute, School of Water, Energy and Environment, Cranfield University, College Road - Cranfield, MK43 0AL - United Kingdom

⁷ University of Nottingham, School of Biosciences - Loughborough, LE12 5RE - United Kingdom

⁸ UK Centre for Ecology & Hydrology, Environment Centre Wales - Deiniol Road, Bangor, LL57 2UW, Gwynedd - United Kingdom

⁹ Université de Kisangani, Faculté de gestion des ressources naturelles renouvelables, Département d'aménagement des écosystèmes et conservation de la biodiversité - Kisangani - République démocratique du Congo

¹⁰ Université Marien Ngouabi, École nationale supérieure d'agronomie et de foresterie - Brazzaville - République du Congo

¹¹ Vrije Universiteit Amsterdam, Department of Ecological Science - Amsterdam, Noord-Holland, 1081 HV - Netherlands

¹² University of Leicester, School of Geography - University Road, Leicester, LE1 7RH - United Kingdom

Auteur correspondant / Corresponding author:
Greta C. DARGIE – geogcd@leeds.ac.uk

Doi : 10.19182/bft2023.355.a37152 – Droit d'auteur © 2023, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 24 décembre 2020 ; date d'acceptation : 22 juin 2021 ; date de publication : 1er décembre 2021 pour la version originale en anglais et 1er mars 2023 pour la version traduite en français.



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

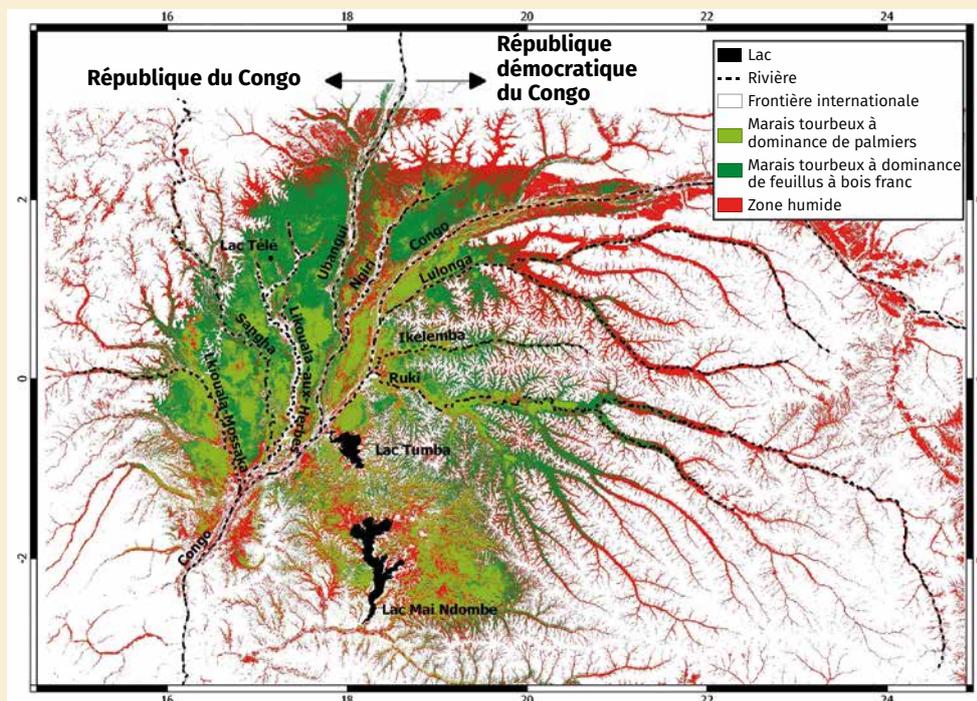


Figure 1.

Carte de la Cuvette centrale montrant la distribution spatiale de la forêt marécageuse tourbeuse à dominance de feuillus à bois franc (remplissage vert foncé) et de la forêt marécageuse tourbeuse dominée par les palmiers (remplissage vert clair) provenant de Dargie *et al.* (2017), et la distribution beaucoup plus large des écosystèmes de zones humides (remplissage rouge) provenant de Bwangoy *et al.* (2010), les principaux lacs (remplissage noir) et les rivières (ligne noire en pointillés) et les frontières internationales (ligne grise).

Map of the Cuvette Centrale showing the spatial distribution of hardwood peat swamp forest (dark green fill) and palm-dominated peat swamp forest (light green fill) sourced from Dargie *et al.* (2017) and the much wider distribution of wetland ecosystems (red fill) sourced from Bwangoy *et al.* (2010), the major lakes (black fill) and rivers (black dashed line) and international borders (grey line).

Citer l'article / To cite the article

Biddulph G. E., Bockko Y. E., Bola P., Crezee B., Dargie G. C., Emba O., Georgiou S., Girkin N., Hawthorne D., Jovani-Sancho A. J., Kanyama T. J., Mampouya W. E., Mbemba M., Sciumbata M., Tyrrell G. (The CongoPeat Early Careers Researchers Group), 2023. Connaissances actuelles et orientations futures des recherches sur le complexe de tourbières de la Cuvette centrale du Congo. *Bois et Forêts des Tropiques*, 355 : 73-86. Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2023.355.a37152>

RÉSUMÉ

Connaissances actuelles et orientations futures des recherches sur le complexe de tourbières de la Cuvette centrale du Congo

La Cuvette centrale est le plus vaste complexe de tourbières tropicales au monde, qui s'étend sur environ 145 000 km² en République du Congo et en République démocratique du Congo. Ce complexe stocke environ 30,6 Pg C, soit l'équivalent de trois années d'émissions mondiales de dioxyde de carbone, et représente désormais le premier site Ramsar transnational. Malgré sa taille et son importance mondiale en tant que puits de carbone, les aspects clés de son écologie et de son histoire, notamment sa formation, l'ampleur des flux de gaz à effet de serre, sa biodiversité et l'histoire de l'activité humaine, demeurent relativement peu connus. Nous synthétisons ici les connaissances disponibles sur la Cuvette centrale, en identifiant des domaines clés pour la poursuite des recherches. Enfin, nous examinons le potentiel des modèles mathématiques pour évaluer les trajectoires futures des tourbières en termes d'impacts prévisibles de l'exploitation de ressources et du changement climatique.

Mots-clés : tourbière tropicale, stockage du carbone, émissions de gaz à effet de serre, paléoécologie, biodiversité, Anthropocène, République démocratique du Congo.

ABSTRACT

Current knowledge on the Cuvette Centrale peatland complex and future research directions

The Cuvette Centrale is the largest tropical peatland complex in the world, covering approximately 145,000 km² across the Republic of the Congo and the Democratic Republic of the Congo. It stores ca. 30.6 Pg C, the equivalent of three years of global carbon dioxide emissions and is now the first trans-national Ramsar site. Despite its size and importance as a global carbon store, relatively little is known about key aspects of its ecology and history, including its formation, the scale of greenhouse gas flows, its biodiversity and its history of human activity. Here, we synthesise available knowledge on the Cuvette Centrale, identifying key areas for further research. Finally, we review the potential of mathematical models to assess future trajectories for the peatlands in terms of the potential impacts of resource extraction or climate change.

Keywords: tropical peatland, carbon storage, greenhouse gas emissions, palaeoecology, biodiversity, Anthropocene, Democratic Republic of the Congo.

RESUMEN

Conocimientos actuales sobre el complejo de turberas de la Cuvette Centrale y futuras direcciones de investigación

La Cuvette Centrale es el mayor complejo de turberas tropicales del mundo, con una extensión aproximada de 145 000 km² entre la República del Congo y la República Democrática del Congo. Almacena unas 30,6 Pg C, el equivalente a tres años de emisiones mundiales de dióxido de carbono, y es la primera zona Ramsar transnacional. A pesar de su tamaño e importancia como almacén mundial de carbono, se sabe relativamente poco sobre aspectos clave de su ecología e historia, como su formación, el balance de los flujos de gases de efecto invernadero, la biodiversidad y la historia de la actividad humana. En este artículo sintetizamos los conocimientos disponibles sobre la Cuvette Centrale, identificando las áreas clave para la investigación futura. Por último, revisamos el potencial de los modelos matemáticos para evaluar las trayectorias futuras de las turberas en términos de impacto potencial de la explotación de recursos o del cambio climático.

Palabras clave: turbera tropical, almacenamiento de carbono, emisiones de gases de efecto invernadero, paleoecología, biodiversidad, Antropoceno, República Democrática del Congo.

Introduction

Relativement récemment, il a été révélé que la Cuvette centrale – une immense région de zones humides au cœur du bassin du Congo, à cheval sur la République du Congo (Rép. du Congo) et sur la République démocratique du Congo (RDC) – abrite le plus vaste complexe de tourbières tropicales au monde. On qualifie de zones humides les tourbières ; mais elles se distinguent des autres écosystèmes humides de par leur accumulation d'une quantité importante de matière organique et, ainsi, de carbone. En conséquence, le rôle capital des tourbières au sein du cycle mondial du carbone a été largement reconnu, stockant 600 pétagrammes de carbone (Pg C) selon les estimations (Yu *et al.*, 2010), soit plus d'un tiers du stock de carbone du sol à l'échelle mondiale (Page *et al.*, 2011). Les écosystèmes tourbeux peuvent également jouer un rôle majeur dans la régulation hydrologique à l'échelle régionale et ils fournissent un habitat pour des espèces uniques ou menacées de disparition de la flore et de la faune (Parish *et al.*, 2008). Dans quelques régions du monde, les tourbières sont importantes grâce à leur approvisionnement en nourriture, en matériaux de construction et en remèdes médicinaux (Parish *et al.*, 2008) et au niveau mondial elles occupent souvent une grande place dans la culture et le patrimoine des sociétés humaines (Schulz *et al.*, 2019).

À travers le monde, les menaces de la conversion des terres et du changement climatique pèsent sur les tourbières. En Asie du Sud-Est, l'ampleur et la rapidité de la dégradation des tourbières, liées surtout à leur conversion en plantations de palmiers à huile et de bois à pâte, ont été alarmantes (Miettinen *et al.*, 2016). En 2015, à la suite de graves feux de tourbières, débutant pendant la sécheresse et la forte chaleur d'une année El Niño, dans des zones de tourbières rendues vulnérables aux incendies par le drainage (Miettinen *et al.*, 2017), l'Indonésie était le quatrième émetteur de gaz à effet de serre (Climate Watch, 2019). Les perturbations du commerce, du transport et de l'éducation provoquées par les incendies ont coûté à l'Indonésie l'équivalent de 2 % de son produit intérieur brut (PIB) (World Bank, 2016). Selon les estimations, sur toute la région, la pollution atmosphérique due à ces incendies a entraîné 100 000 morts supplémen-

taires (Koplitz *et al.*, 2016). L'ironie est que la productivité à long terme et l'avenir d'un grand nombre de ces plantations sur tourbières sont à risque. Ceci est dû à l'affaissement des terrains tourbeux suite au drainage, augmentant ainsi le risque d'une submersion totale des plantations lors de l'abaissement de la surface de la tourbière en dessous du haut niveau de la nappe phréatique pendant la saison des pluies (Sumarga *et al.*, 2016). De plus, dans les tourbières côtières et sous-côtières, les plantations sont à risque en raison de l'exposition des sols acides à sulfates potentiels dont la couche inférieure se compose d'argiles riches en pyrites (Haraguchi, 2016). Par ailleurs, étant pauvres en nutriments dans l'état naturel, souvent les tourbières tropicales en forme de dôme exigent le recours aux engrais lors de leur conversion en terres agricoles, ce qui entraîne des émissions plus élevées d'oxyde nitreux (Cooper *et al.*, 2020).

L'histoire en Asie du Sud-Est souligne les périls de la mise en place d'une politique qui privilégie les bénéfices économiques à court terme au détriment d'une fonction écosystémique. La toute première cartographie des tourbières de la Cuvette centrale date de 2017 (Dargie *et al.*, 2017). Bien que les tourbières soient largement intactes à l'heure actuelle, plusieurs menaces ont été identifiées, notamment le changement climatique, l'exploration des hydrocarbures, l'exploitation forestière industrielle et le développement des infrastructures, qui auraient un impact négatif sur le stock de carbone, la biodiversité et la qualité des eaux (Dargie *et al.*, 2019). La recherche sur les tourbières



Photo 1.
Marais tourbeux composé de feuillus à bois franc.
Hardwood peat swamp.
Photo S. Lewis.

de la Cuvette centrale est encore à ses débuts. Une meilleure compréhension de ces écosystèmes est indispensable à leur préservation. Le présent article fournit une synthèse des connaissances actuelles sur les tourbières de la Cuvette centrale, tout en mettant en évidence les nombreuses lacunes des connaissances scientifiques.

L'étendue des tourbières

La seule cartographie basée sur des études de terrain des tourbières de la Cuvette centrale estime qu'elles occupent une superficie de 145 500 km² (Dargie *et al.*, 2017), soit près de 77 % de l'ensemble des tourbières africaines (d'après l'étendue totale des tourbières africaines de 187 061 km² fournie par Xu *et al.*, 2018). Indépendamment, Gumbricht *et al.* (2017) ont estimé à 125 440 km² la superficie des tourbières de la Cuvette centrale, en s'appuyant uniquement sur les données de télédétection.

Les définitions de la tourbe adoptées tant par Dargie *et al.* (2017) que par Gumbricht *et al.* (2017) sont strictes : une couche végétale partiellement décomposée, avec une épaisseur de 30 cm au minimum et une teneur minimale de matière organique de 65 % pour Dargie *et al.* (2017) ou 50 % pour Gumbricht *et al.* (2017). Par conséquent, les estimations de la superficie des tourbières avancées par Dargie *et al.* (2017) et par Gumbricht *et al.* (2017) sont nettement inférieures à l'estimation de l'étendue totale des zones humides de la Cuvette centrale (tableau I, figure 1, photos 1 et 2). Par exemple, Betbeder *et al.* (2014) estiment que les zones humides forestières de la Cuvette centrale – caractérisées par des forêts qui maintiennent un niveau d'eau stable, des forêts qui subissent des impulsions d'inondation saisonnières et des forêts soumises à des impulsions d'inondation de faible amplitude et de courte durée – s'étendent sur 230 000 km². Bwangoy *et al.* (2010), par contre, ont produit une carte de probabilité des zones humides de la région, également à l'aide d'une approche de télédétection multi-capteurs, comprenant l'ensemble des types de zones humides. Ils ont estimé à 360 000 km² l'étendue totale des zones humides, où tous les pixels correspondent à une probabilité supérieure ou égale à 50 %.

Les stocks et le cycle du carbone dans les tourbières

Bien que Dargie *et al.* (2017) et Gumbricht *et al.* (2017) avancent des estimations de la superficie des tourbières qui ne s'écartent pas considérablement, Gumbricht *et al.* (2017) calculent le volume de la tourbe associée à 915 km³, soit presque trois fois l'estimation de 350 km³ fournie par Dargie *et al.* (2017). Cette divergence tient principalement à la très grande estimation de l'épaisseur de la tourbe utilisée par Gumbricht *et al.* (2017), qui n'est pas cohérente avec les récentes mesures *in situ* relevées par Dargie *et al.* (2017), estimant une épaisseur moyenne (\pm écart-type) et maximale de 2,4 \pm 1,6 m et 5,9 m respectivement. Quoique les estimations qui intègrent les données *in situ* méritent davantage de confiance, Dargie *et al.* (2017) signalent quand

même une incertitude forte en ce qui concerne leurs estimations du stock de carbone pour la Cuvette centrale (entre 6,3 et 46,8 Pg C, avec un intervalle de confiance à 95 %), attribuable principalement à la variabilité notable des épaisseurs de tourbe enregistrées. Dargie *et al.* (2017) présentent une meilleure estimation de 30,6 Pg C souterraine, soit l'équivalent de près de 29 % du réservoir total de carbone dans les tourbières tropicales, ou 5 % du stock de carbone dans les tourbières à l'échelle mondiale. L'incertitude des estimations du stock de carbone total est due aux incertitudes en termes de surface et d'épaisseur de tourbe, ainsi que la densité apparente et la concentration en carbone de la tourbe. Davantage de données *in situ*, représentatives du bassin, amélioreront les estimations du stock de carbone souterrain dans les tourbières de la Cuvette centrale.

Dans la végétation des tourbières de la Cuvette centrale, on estime qu'entre 0,6 et 2,5 Pg C de carbone stocké s'ajoutent au stock de carbone souterrain (Dargie *et al.* 2017). En les comparant avec les forêts adjacentes de terre ferme et d'inondation saisonnière, Bocko *et al.* (2017) ont découvert des stocks de carbone aérien nettement inférieurs dans la forêt marécageuse de tourbière de la Cuvette centrale (forêt marécageuse de tourbière : 147,7 \pm 69,7 t/ha ; forêt de terre ferme : 295,3 \pm 96,3 t/ha ; forêt d'inondation saisonnière : 292,3 \pm 62,8 t/ha). Des différences de structure forestière ont également été constatées en lien avec la contribution des très gros individus (diamètre à hauteur de poitrine, dbh > 70 cm) au stock de carbone aérien apparaissant beaucoup plus élevé dans la forêt de terre ferme et dans la forêt d'inondation saisonnière, alors que dans la forêt marécageuse de tourbière on dénombrait beaucoup moins de très gros individus (Bocko *et al.*, 2017).

Outre l'amélioration des estimations du stock de carbone aérien et souterrain, il est important aussi de comprendre la dynamique du carbone dans les tourbières tropicales. Bocko *et al.* (2017) ont quantifié l'ensemble du carbone du bois mort dans la forêt marécageuse de la Cuvette centrale. Cependant, à ce jour, il n'existe aucune étude publiée répondant à la question de la productivité primaire brute et de la productivité primaire nette dans les tourbières de la Cuvette centrale. Le problème ne se limite pas à cette région ; à travers le monde, rares sont les études qui tentent de quantifier l'ensemble du bilan de carbone d'une tourbière tropicale (Bocko *et al.*, 2017 ; Dargie *et al.*, 2017 ; Pangala *et al.*, 2017).

Malgré sa vaste étendue spatiale, les émissions de gaz à effet de serre (GES) de la Cuvette centrale restent relativement peu connues. Bien que les tourbières tropicales non perturbées soient d'importants émetteurs de méthane (CH₄) (Girkin *et al.*, 2020), elles sont en général des stockeurs nets de carbone. C'est-à-dire que la quantité de carbone accumulée est supérieure à celle relarguée via la décomposition. Cependant, lorsque ces forêts marécageuses de tourbière sont drainées pour permettre la conversion à d'autres usages des terres, elles deviennent des émetteurs importants de dioxyde de carbone (CO₂) et d'oxyde nitreux (N₂O) tandis que les émissions de méthane (CH₄) diminuent sensiblement (Cooper *et al.*, 2020 et références y figurant).

Tableau I.

Estimations de l'étendue des tourbières de la Cuvette centrale et de la superficie plus vaste des zones humides dont elles font partie.

Étude	Superficie des zones humides (km ²)	Superficie des tourbières (km ²)	Notes
Bwangoy <i>et al.</i> , 2010	360 000	-	Classification supervisée des données optiques, radar et topographiques par la méthode de photo-interprétation manuelle
Betbeder <i>et al.</i> , 2014	230 000	-	Classification non supervisée de l'indice de végétation amélioré (EVI) issu du capteur MODIS
Gumbricht <i>et al.</i> , 2017	-	125 440	Modèle à base de règles combinant la modélisation hydrologique et les données optiques et topographiques
Dargie <i>et al.</i> , 2017	-	145 500	Classification supervisée des données optiques, radar et topographiques, à partir des données de vérification sur le terrain

Des facteurs environnementaux régulent les flux de GES, notamment la dynamique de la nappe phréatique, la température de la tourbe, les propriétés de la tourbe, le type de végétation et la chimie des eaux interstitielles (par exemple, le pH, la disponibilité en accepteurs d'électrons terminaux et les niveaux de nutriments). De manière générale, les émissions de CO₂ à la surface de la tourbe augmentent de plus en plus en conditions aérobies lors des niveaux bas des nappes phréatiques, tandis que les émissions de CH₄ croissent de plus en plus en conditions anaérobies lors des niveaux hauts des nappes phréatiques (Couwenberg *et al.*, 2010). D'autre part, le N₂O montre une relation non linéaire avec le degré d'humidité du sol (Couwenberg *et al.*, 2010). En réponse au réchauffement climatique et à l'exposition accrue au rayonnement solaire issue de la déforestation et de la dégradation des tourbières tropicales, des augmentations de la température du sol se produisent et peuvent entraîner des rétroactions qui augmentent radicalement les émissions de CO₂ et de CH₄. Cependant, nous émettons l'hypothèse que la forêt marécageuse de tourbière tropicale va probablement demeurer un stockeur net de carbone en l'absence d'autres perturbations (Cooper *et al.*, 2020). Alors que les émissions de N₂O peuvent s'élever lorsque la température du sol augmente (les tourbières tropicales dégradées étant des zones à risques d'émissions de N₂O), cette réponse dépend de l'atteinte préalable d'autres conditions environnementales optimales, dont la teneur optimale en eau et la concentration de nitrate (Pärn *et al.*, 2018). Des pH plus élevés, pouvant être entraînés par le drainage et la minéralisation de la matière organique du sol, ont également été liés à des émissions de CO₂ et de N₂O plus élevées, tandis que l'effet sur le niveau de CH₄ est moins évident (Hatano *et al.*, 2016). À l'état naturel les tourbières tropicales non perturbées certes émettent des GES, mais on ne doit pas les prendre ni pour des systèmes qui sont des émetteurs nets de carbone ni pour des systèmes qui ont un effet net de réchauffement sur le climat. De fait, pour les tourbières saines, c'est-à-dire des tourbières qui continuent à accumuler de la matière organique, c'est l'inverse : elles

sont des stockeurs nets du carbone et exercent un effet de refroidissement sur le climat mondial (Gallego-Sala *et al.*, 2018).

Le couvert végétal a également une influence sur les émissions de GES provenant des tourbières : dans un premier temps, il fournit des substrats pour la population hétérotrophe du sol sous forme de chutes de litière et de racines (Girkin *et al.*, 2018). Dans un second temps, certaines plantes tolérantes aux inondations dans la forêt marécageuse de tourbière tropicale présentent des adaptations au niveau de l'espèce qui font augmenter les échanges gazeux en conditions d'engorgement. Ces adaptations comprennent des lenticelles agrandies (les pores des tiges), la présence d'aérenchymes (un tissu spongieux et poreux) et des pneumatophores (des racines aériennes adaptées aux échanges gazeux ; Pangala *et al.*, 2017). Ces adaptations peuvent avoir un effet sur les flux soit en augmentant l'oxygénation dans la zone d'enracinement, ce qui augmentera potentiellement la production de CO₂ ou diminuera la production de CH₄, soit en fournissant une voie physique par laquelle le CH₄, produit sous la surface du sol, peut être transféré à l'atmosphère (Girkin *et al.*, 2020).

Jusqu'à présent les seules mesures *in situ* des GES qui ont été publiées pour la Cuvette centrale révèlent que les émissions à partir du sol des zones humides ont une forte variabilité sur de courtes distances spatiales (moins de quelques kilomètres ; Tathy *et al.*, 1992). Lors d'une mise à l'échelle, les auteurs estiment que les forêts marécageuses de la Cuvette centrale émettraient entre 0,0013 et 0,0043 Tg CH₄/ha/an. Ceci est à peu près comparable aux chiffres de Lunt *et al.* (2019), qui ont estimé entre 0,0019 et 0,0028 Tg CH₄/ha/an les émissions mensuelles dans la région entre 2010 et 2016 en combinant les données satellitaires et la modélisation. Les données sur les flux de GES dans les tourbières de la Cuvette centrale sont éparées, ce qui limite la compréhension de l'ampleur des flux et des relations entre les flux et les variables environnementales. À l'avenir, pour mieux comprendre les variations spatio-temporelles des flux dans les tourbières de la Cuvette centrale,

les données mesurées *in situ* tant en utilisant des enceintes (< 1 m²) qu'en recourant à des tours à flux (< 1 km²) devraient être intégrées aux données des flux de GES acquises par la télédétection (par exemple, les instruments OCO-2/OCO-3 et Tropomi ; échelles > 1 km²). En combinant ces données avec les répartitions des communautés végétales, les cartes des tourbières et d'inondation, et les modèles de la surface terrestre et de l'atmosphère, on sera en mesure de produire des estimations précises des émissions de GES pour les tourbières à l'échelle régionale.

L'hydrologie des tourbières : l'origine et la dynamique de l'eau

Notre compréhension de la dynamique de l'eau dans le bassin central du Congo est encore à ses débuts (Alsdorf *et al.*, 2016). Les études basées sur la télédétection suggèrent que certaines zones tourbeuses de la Cuvette centrale, notamment les bassins interfluviaux en Rép. du Congo, sont pour la plupart distinctes sur le plan hydrologique des cours d'eau adjacents, l'écoulement de l'eau des rivières vers les tourbières étant très faible (Jung *et al.*, 2010 ; Lee *et al.*, 2011). Il apparaît que les niveaux d'eau en divers points le long du bras principal du Congo sont systématiquement plus bas que dans les zones humides forestières adjacentes (de 0,5 à 3 m ; Lee *et al.*, 2011). De plus, les variations saisonnières de la hauteur d'eau du bras principal du fleuve Congo vont de 2 à 3 m (Kim *et al.*, 2017 ; Lee *et al.*, 2011), tandis que le niveau de la nappe semble fluctuer très peu dans les zones humides forestières. Ceci suggère qu'en saison des pluies l'eau s'écoule de la zone humide vers

la rivière (Yuan *et al.*, 2017). Alsdorf *et al.* (2016) émettent l'hypothèse que les faibles fluctuations de la nappe dans la forêt marécageuse, variant entre la saison sèche et la saison des pluies de 0,5 à 1 m seulement (Lee *et al.*, 2011), seraient la conséquence uniquement des précipitations. En se basant sur les analyses géochimiques et les mesures des niveaux d'eau *in situ*, Dargie *et al.* (2017) proposent également que les précipitations atmosphériques constituent la principale source d'eau alimentant les tourbières des bassins interfluviaux en Rép. du Congo. Par ailleurs, une étude récente, combinant des mesures *in situ* de l'épaisseur de tourbe à des mesures de la topographie avec un LiDAR à la surface d'une vaste tourbière interfluviale dans le département de la Likouala en Rép. du Congo, a montré que la tourbière a une structure en forme de dôme peu profonde (Davenport *et al.*, 2020). Les tourbières en forme de dôme signalent classiquement les conditions ombrotrophes, c'est-à-dire alimentées par les eaux de pluie.

Cependant, la recherche citée ci-dessus s'est concentrée sur les bassins interfluviaux en Rép. du Congo et la conclusion selon laquelle les tourbières sont des systèmes ombrotrophes ne s'applique probablement pas à l'ensemble des zones tourbeuses de la Cuvette centrale. En se fondant sur les données de télédétection multi-capteurs, Lee *et al.* (2011) ont conclu que le ruissellement des hautes terres locales (provenant de forêts de terre ferme situées en altitude) constitue la principale source d'eau alimentant les zones humides du Congo. De plus, même si l'on rencontre des profondeurs d'inondation plus faibles (< 0,6 m) dans les bassins interfluviaux, par exemple entre le bras principal du Congo et les rivières de l'Oubangui ou du Ngiri (Lee *et al.*, 2015), il existe d'étroites bandes de zones

humides fluviales à côté du bras principal du Congo et le long de certains tributaires de la rive gauche du Congo en RDC qui connaissent d'importantes inondations jusqu'à 1 à 1,5 m au cours de la principale saison des pluies (Lee *et al.*, 2015). Plutôt que les précipitations atmosphériques seules, cela suggère que certains secteurs des tourbières de la Cuvette centrale bénéficient de l'afflux provenant des rivières ou via le ruissellement des hautes terres. L'étendue spatiale de ces tourbières rivulaires à travers le bassin n'est pas claire, car la plupart des études récentes par télédétection ne concernent qu'une seule superficie de 350 x 350 km dans la partie centrale de la région (par exemple Kim *et al.*, 2017 ; Lee *et al.*, 2011, 2015). En s'appuyant sur des cartes des niveaux de nappe basse et haute dans l'ensemble du bassin du Congo, des recherches antérieures suggèrent qu'on retrouve des plaines inondables avec des niveaux de nappe haute : au nord et à l'est du lac Mai-Ndombe ; plus à l'est/en amont sur les



Photo 2.
Marais dominé par les palmiers.
Palm-dominated swamp.
Photo G. Dargie.

affluents de la rive gauche du Congo ; et le long des rivières de la Likouala-Mossaka et Sangha en Rép. du Congo (figure 1, photos 1 et 2 ; Jung *et al.*, 2010 ; Rosenqvist et Birkett, 2002).

Les travaux futurs devraient en priorité suivre les niveaux de nappe à travers les tourbières, tant *in situ* que par télédétection, en ciblant des sites de tourbière très divers au sein de la Cuvette centrale, à la fois en termes de différents types d'hydrologie et de végétation. Les données radar à grande longueur d'onde sont utiles en particulier pour la cartographie de l'étendue de l'inondation dans l'ensemble du bassin du Congo, puisque le signal est capable de pénétrer la canopée forestière et détecter les différents modèles d'étendue des inondations au niveau du sol (Alsdorf *et al.*, 2016 ; Betbeder *et al.*, 2014 ; Bwagoy *et al.*, 2010 ; Jung *et al.*, 2010). Les missions radar satellitaires, notamment Biomass de l'ESA (avec une fenêtre de lancement en 2021) et Nisar de la NASA (avec une fenêtre de lancement en 2022), fourniront des données ouvertes qui contribueront à une meilleure évaluation de la dynamique des inondations à travers les tourbières. Outre les tourbières elles-mêmes, la connaissance de l'hydrodynamique du fleuve Congo et de ses affluents est indispensable à la compréhension des relations entre les rivières et les tourbières adjacentes. Quoique une amélioration de la résolution spatio-temporelle des informations télédétections relatives aux eaux de surface soit en perspective grâce au lancement de nouvelles missions satellitaires, comme SWOT (Eaux de surface et topographie de l'océan ; NASA, 2020), Carr *et al.* (2019) démontrent que les données *in situ* sur la bathymétrie, le débit et la hauteur d'eau du bras principal du fleuve Congo ne peuvent pas être remplacées entièrement par les données de télédétection. Par ailleurs, il serait utile de développer les travaux de Davenport *et al.* (2020) en mesurant l'élévation de la surface des tourbières dans divers sites, notamment dans les tourbières fluviales à l'intérieur de vallées, pour aider à distinguer les zones tourbeuses qui sont alimentées uniquement en eaux de pluie et celles qui reçoivent de l'eau provenant d'autres sources. La façon dont les écoulements de surface et les écoulements souterrains pourraient contribuer au bilan hydrique au travers des tourbières est peu connu. L'écoulement de surface provenant des forêts de terre ferme adjacentes est d'un intérêt tout particulier, étant donné que cela pourrait être affecté par un changement de l'occupation du sol à l'avenir, par exemple par la déforestation.

Si l'on parvient à une appréciation plus fine de la dynamique hydrologique des tourbières, les bases seront posées pour que la recherche puisse évoluer vers une compréhension de l'hydrologie des tourbières davantage axée sur les processus, par le biais de la modélisation (Baird *et al.*, 2017). Une meilleure connaissance du bilan hydrique des tourbières est indispensable à la compréhension de la croissance des dépôts tourbeux et à l'identification des secteurs de la tourbière qui sont les plus exposés aux effets du changement climatique. Une cartographie spatio-temporelle complète du bilan hydrique des tourbières contribuera à une meilleure compréhension des flux des GES, soit en tant que donnée d'entrée pour la modélisation des flux, soit en permettant de mettre à l'échelle du bassin les mesures *in situ*.

La formation et le développement des tourbières

La datation par le radiocarbone des couches de tourbe basale sur plusieurs sites de la Cuvette centrale montre que les tourbières se sont mises en place entre 10 554 et 7 137 ans BP (années ¹⁴C calibrées avant le présent, où le présent se définit comme l'an 1950 ; Dargie *et al.*, 2017) pendant la période africaine humide (14 800 - 5 500 ans BP), une période de pluviométrie plus abondante dans toute l'Afrique. À l'heure actuelle, tous les sites de tourbière de la Cuvette centrale pour lesquels les dates de référence sont disponibles se situent dans le département de la Likouala en Rép. du Congo, tous au sein des bassins interfluviaux. Pourtant, les tourbières à travers la Cuvette centrale présentent potentiellement des hydrologies très hétérogènes, et donc des processus et des chronologies de mise en place et de développement des tourbières très contrastés sont possibles. Pour déterminer la variation spatiale potentielle associée à la chronologie de mise en place des tourbières, il est essentiel d'acquérir des dates de référence de divers types de tourbières à travers la Cuvette centrale. Cela permettra de replacer dans son contexte la mise en place des tourbières avec les changements climatiques et de végétation survenus simultanément. En plus de la datation de référence des profils de tourbe, il est également important de déterminer le taux d'accumulation verticale de la tourbe en datant la portion tourbeuse superposée. En combinant des données paléoclimatiques et paléoenvironnementales, ces informations amélioreraient notre compréhension de ce qui conduit au développement de la tourbe au fil du temps. Nous pourrions explorer les relations entre l'accumulation de tourbe et les conditions climatiques et environnementales.

La saturation en eau, sous l'influence des précipitations, joue un rôle important dans le développement des tourbières, mais les conséquences des changements climatiques antérieurs sur le développement des tourbières de la Cuvette centrale sont encore méconnues (Dargie *et al.*, 2019). La pluviométrie moyenne annuelle dans le bassin du Congo (~ 1 700 mm/an ; Samba et Nganga, 2012) est moins élevée par rapport aux autres tourbières tropicales. Toutefois, la saison des pluies biannuelle et les gradients topographiques faibles favorisent le maintien d'une nappe phréatique haute, assurant la préservation de la tourbe actuelle. Le rôle du fleuve Congo dans la mise en place et le développement des tourbières est encore inconnu ; mais il est vraisemblable que les modèles d'écoulement, d'évacuation et de drainage influent sur la nappe phréatique des tourbières. Les cours d'eau du bassin du Congo présentent une pente extrêmement faible (environ 3 cm pour 1 km) et les caractéristiques sinueuses observées dans d'autres régions tropicales, par exemple en Amazonie, y sont ici largement absentes. Comparé au bassin amazonien, le fleuve Congo présente de faibles variations du niveau d'eau, ce qui pourrait participer à la rétention en eau au sein de la Cuvette centrale (Kim *et al.*, 2017 et références y figurant). Pour explorer ces variations en termes d'accumulation et

de préservation de la tourbe, il sera important d'acquiescer des mesures de différentes étendues de chaque morphologie de tourbières, non seulement dans la caractérisation de l'histoire des tourbières, mais aussi dans la compréhension des relations entre l'hydrologie, la végétation, la profondeur de la tourbe et son apparition. De plus, les futures études – combinant plusieurs indicateurs indirects dont les thécamibiens (amibes « encapsulées »), l'analyse isotopique à la fois globale et de composés spécifiques, les études hydrologiques – permettront de reconstituer la hauteur de la nappe phréatique dans le passé, les modèles pluviométriques et les informations sur le degré de dégradation de la tourbe dans le passé. Combinée aux études hydrologiques dans le présent telles que la cartographie des inondations actuelles, l'approche apporterait une compréhension supplémentaire des fluctuations de la nappe phréatique dans les tourbières de la Cuvette centrale.

L'appréciation des changements de végétation passés dans la Cuvette centrale est limitée. Quelques études publiées examinent les changements de végétation passés dans les forêts marécageuses pendant l'Holocène récent, les changements les plus anciens datant autour de 3 300 ans cal BP (par exemple, Brncic *et al.*, 2007, 2009 ; Tovar *et al.*, 2015). Bien que ces enregistrements révèlent des périodes d'aridité plus marquées, la permanence du couvert végétal de type forêt marécageuse tout au long de la période montre une certaine résilience face aux changements de la pluviométrie. Hors de la Cuvette centrale, au sud de la Rép. du Congo, des enregistrements paléoécologiques plus anciens existent. Le plus ancien, une carotte de tourbe prélevée de l'étang de Ngamakala (Elenga *et al.*, 1994) sur les plateaux Batéké, datée à 24 000 ans cal BP, enregistre plusieurs phases de recul et d'expansion de la forêt marécageuse en réponse au climat. Après avoir connu un recul à partir d'environ 24 000 ans cal BP, une nouvelle phase d'expansion des forêts marécageuses sur le site s'est déclenchée pendant l'Holocène ancien. Cependant, autour de 3 000 ans cal BP, l'étendue forestière était en fort recul. On enregistre ce recul dans les tourbières côtières congolaises aussi (Elenga *et al.*, 2001) et parmi de nombreux enregistrements de l'Afrique centrale (Giresse *et al.*, 2020). À cette époque, bien que les enregistrements marins (Schefuss *et al.*, 2016) et terrestres (Bonnefille et Chalie, 2000) montrent une augmentation de l'aridité à travers la région, les débats se poursuivent à propos du recul forestier induit par le climat seul ou par le climat couplé aux activités anthropiques (Garcin *et al.*, 2018 ; Giresse *et al.*, 2020). Les restes de charbon de bois indiquent une augmentation des feux dans le bassin du Congo pendant l'Holocène récent, surtout autour de 1 000 cal BP, associés aux incendies anthropiques (Hubau *et al.*, 2015). Cependant, tout au long de l'Holocène, plusieurs périodes de montée en fréquence des incendies ont été observées, liées aux conditions climatiques plus sèches (Hubau *et al.*, 2013). À ces périodes, les savanes étaient en expansion et les forêts sont devenues plus ouvertes, offrant des combustibles inflammables ainsi que des secteurs ouverts prédisposant aux incendies à l'intérieur de la forêt (Hubau *et al.*, 2013). À l'heure actuelle, des enregistrements paléoenvironnementaux détaillés avec

de multiples indicateurs n'existent pas pour la région de la Cuvette centrale. De plus amples enregistrements palynologiques et de charbon de bois de la Cuvette centrale contribueront à nous éclairer sur la végétation et l'histoire des incendies dans ces tourbières, fournissant des informations sur leur niveau de résilience face au changement climatique et aux activités anthropiques. L'idéal serait d'étudier les enregistrements paléoenvironnementaux de multiples profils verticaux prélevés sur un seul ou sur plusieurs sites afin de déterminer le degré d'hétérogénéité dans le développement des tourbières à l'intérieur ou à travers les sites. Cette approche s'est avérée utile dans d'autres sites de tourbière (par exemple, en Amazonie ; Kelly *et al.*, 2020).

La biodiversité des tourbières : la flore et la faune

L'étendue et l'inaccessibilité des zones humides forestières de la Cuvette centrale, ainsi que l'absence de prospections systématiques depuis les années 1960, expliquent l'insuffisance des connaissances sur la biodiversité des communautés végétales des tourbières de cet espace. Les ouvrages de Lebrun et Gilbert (1954) et Evrard (1968) sont parmi les plus éminents sur la classification des communautés végétales en RDC. Alors que la classification de Lebrun et Gilbert regroupe une grande diversité de types forestiers associés aux sols hydromorphes, par exemple la forêt marécageuse inondée, ripicole, rivulaire, vallicole alluvionnaire et les mangroves, Evrard (1968), pour sa part, se concentre tout particulièrement sur la classification écologique des différents types forestiers sur sol hydromorphe dans le bassin du Congo, une classification qui a été utilisée ultérieurement par Betbeder *et al.* (2014) afin d'interpréter leur carte d'inondation des forêts de la Cuvette centrale. Toutefois, il existe fréquemment une confusion et une dérive sémantique entre les définitions des forêts liées aux sols hydromorphes et les zones forestières humides. Evrard (1968) a dénombré 106 espèces d'arbres regroupées en 21 familles de plantes vasculaires qui sont caractéristiques des écosystèmes forestiers hydromorphes. Plusieurs auteurs ont par ailleurs établi des listes d'espèces qui sont caractéristiques des forêts marécageuses, inondées ou périodiquement inondées du bassin du Congo, dont des espèces telles que *Symphonia gobulifera* L. f. (Clusiaceae), des espèces du genre *Mitragyna* (Rubiaceae) et *Alstonia* (Apocynaceae), ainsi que d'autres espèces telles que *Oubanguia africana* Baill. (Scytopetalaceae), *Entandrophragma palustre* Stander (Meliaceae), *Daniellia pynaertii* De Wild. et *Guibourtia demeusei* (Harms) J. Léonard (Fabaceae), *Raphia laurentii* De Wild., *R. sese* De Wild. et plusieurs rotins (Arecaceae) (Hughes et Hughes, 1992 ; Bocko *et al.*, 2016, et références y figurant). Pour ce qui est des tourbières en particulier, une étude récente préliminaire a documenté jusqu'à ce jour environ 100 espèces de plantes ligneuses et herbacées dans un des blocs des tourbières de la Cuvette centrale (Befale et Mpama, comm. orale C. Ewango, 2020). Malgré cela, un travail considérable reste à faire dans la caractérisation des communautés végétales des tourbières en termes de leur

phylogénie et leur phytomorphologie. Il s'avère important aussi de démêler les facteurs (biotiques et abiotiques) qui déterminent la composition des espèces. En particulier, les relations entre les communautés végétales des tourbières et l'hydrologie sont encore mal comprises et nécessitent une exploration en détail, par exemple la profondeur et la durée des inondations ainsi que la géochimie des eaux. De plus, les variations en termes de production et de dispersion pollinique des communautés végétales caractéristiques éclairent d'une manière importante les études palynologiques et la reconstitution de l'évolution passée de la végétation. Dans le bassin du Congo, Elenga *et al.* (2000) ont comparé le signal pollinique des échantillons de surface avec la composition végétale qui les entoure, confirmant que la pluie pollinique moderne reflète pour la plupart la végétation observée dans le présent. Toutefois, de futures études sur la Cuvette centrale similaires à celle-ci doivent être menées afin de déterminer les relations entre la pluie pollinique, le dépôt de taxons individuels et leur abondance, permettant à la fois d'améliorer les interprétations palynologiques et de mieux comprendre la production pollinique et la dispersion de taxons individuels de la forêt marécageuse. Par exemple, Tovar *et al.* (2019) ont déterminé que, dans une forêt monodominante à *Gilbertiodendron dewevrei*, ce taxon est largement sous-représenté dans le signal pollinique du fait de sa faible production pollinique, ce qui revêt une importance majeure dans le cadre des interprétations palynologiques. Les tourbières forestières de la Cuvette centrale se trouvent le long des plaines inondables fluviales (des rivières aux eaux noires acides) et dans les bassins interfluviaux, côtoyant des rivières qui présentent un large éventail de biogéochimies différentes (Bouillon *et al.*, 2014). Il est donc vraisemblable que des facteurs tels que la profondeur et la durée des inondations et le statut des nutriments seraient à l'origine d'une certaine partie de la variation spatiale de la répartition végétale. Des facteurs biotiques pourraient aussi avoir une influence, tels que les limitations de la dispersion des graines et la structure de la canopée, modifiant le rayonnement et la température de surface. Par ailleurs, il est important de comprendre les processus à des échelles spatiales différentes, allant de l'échelle du bassin à des échelles très localisées.

Des recherches sur la diversité faunistique de la Cuvette centrale ont mis en évidence que les zones humides forestières en particulier présentent de fortes densités de population d'espèces de singes telles que le gorille de plaine (*Gorilla gorilla gorilla*), le chimpanzé (*Pan troglodytes* Blumenbach) et le bonobo (*Pan paniscus* Schwartz ; Rainey *et al.*, 2010 ; Inogwabini *et al.*, 2013). D'autres espèces dont la présence a été notée dans les marécages de la Cuvette centrale comprennent l'éléphant de forêt d'Afrique (*Loxodonta cyclotis* Matschie) et le crocodile nain (*Osteolaemus tetraspis* Cope), lequel a été enregistré en construisant ses nids avec de la tourbe (Riley et Huchzremer, 1999). Cependant, les études sur les espèces moins emblématiques des tourbières sont encore très lacunaires. Dans la province de l'Équateur, en RDC, R. Monsembula (comm. pers., 2020) a signalé que les chasseurs locaux pouvaient dénombrer au moins 40 espèces de mammifères,

26 espèces de reptiles et 17 espèces d'oiseaux présentes dans les tourbières. Aucune information n'est disponible pour les amphibiens et les macro-invertébrés, mais 53 espèces de poissons ont été identifiées (R. Monsembula, comm. pers., 2020).

L'utilisation humaine des ressources des tourbières

Rares sont les études qui s'intéressent aux activités socio-économiques des habitants vivant à l'intérieur et dans la zone qui borde les tourbières de la Cuvette centrale. Si certaines données existent, liées à l'usage des ressources naturelles par la communauté à l'intérieur des parcs nationaux qui contiennent les tourbières (WCS, 2019a ; WCS, 2019b), il n'y a pas de précisions sur l'écosystème où ces ressources naturelles ont été collectées. Nous, les auteurs, avons observé personnellement la récolte de la nourriture par les membres de la communauté dans les tourbières, telle que la viande de brousse, les poissons, les chenilles, les fruits et le miel, ainsi que du combustible pour faire du feu. De plus, certaines espèces d'arbres et de lianes ont des usages médicaux et fournissent des matériaux de construction et des fibres, et les frondes de *Raphia laurentii* sont utilisées comme matériel pour les toits. Bien qu'il ne s'agisse pas d'une espèce commerciale au niveau international, une demande des marchés locaux pour l'espèce *D. pynaertii*, utilisée pour la construction dans les zones urbaines, a également conduit à des niveaux élevés d'abattage sélectif dans les tourbières forestières de la RDC (observations personnelles des auteurs). Il est également clair que de nombreuses communautés ont de fortes croyances et pratiques spirituelles liées à leurs forêts. Cependant, la vraie valeur économique et culturelle des tourbières pour les communautés locales est encore largement méconnue sur le plan scientifique et c'est un domaine qui reste très peu investigué. Les recherches de Cole *et al.* (2021) en Asie du Sud-Est ont révélé un manque de communication extrême entre les populations locales et la communauté internationale, ce qui donne lieu à des lacunes considérables dans les connaissances et une déconnexion totale entre les deux en termes de souhaits sur la façon de gérer les tourbières. En réalisant des entretiens avec les communautés locales et en les accompagnant dans les zones de tourbières qu'elles utilisent, le travail en Amazonie péruvienne a permis de montrer non seulement les fonctions et les valeurs qu'elles appliquent aux tourbières – en termes de ressources et de croyances culturelles et spirituelles, et de diversité de ces valeurs entre les différentes communautés – mais aussi de contribuer à identifier les moyens par lesquels des acteurs externes pourraient aider les communautés à satisfaire leurs besoins tout en gérant les tourbières de manière durable (Schulz *et al.*, 2019). La tenue de conversations et de consultations similaires avec les communautés de la Cuvette centrale est nécessaire pour s'assurer que l'orientation de la gestion des tourbières dans la région se fait au bénéfice des communautés locales et en tenant compte de leur appui.

À l'heure actuelle, les activités économiques à grande échelle sont peu nombreuses dans les tourbières de la Cuvette centrale. Cependant, Dargie *et al.* (2019) ont souligné les menaces potentielles liées à l'exploration et à l'exploitation des hydrocarbures au sein des tourbières. L'annonce en 2019 de la découverte de pétrole sous une concession d'hydrocarbures recouvrant des tourbières en Rép. du Congo (Le Monde/AFP, 2019) rappelle à quel point cette menace est réelle. Ces activités s'accompagnent du développement des infrastructures, telles que les routes, ce qui peut faciliter par inadvertance l'accès à la forêt, augmentant à son tour la déforestation, la dégradation et la perte de biodiversité. Des impacts sur l'hydrologie des tourbières sont également possibles. En RDC, en particulier, les zones cartographiées comme tourbières forestières ont été soumises à la déforestation à cause de l'agriculture sur brûlis au bord des routes (Miles *et al.*, 2017).

L'avenir du complexe de tourbières de la Cuvette centrale

L'avenir des tourbières de la Cuvette centrale dépendra largement des facteurs socio-économiques ainsi que de la volonté politique et de la capacité de préserver les tourbières, tant au niveau national qu'international. La Déclaration de Brazzaville, signée par la Rép. du Congo, la RDC et l'Indonésie, a affirmé qu'il y aurait un effort de coopération entre les trois nations pour assurer la protection des tourbières du bassin du Congo (Programme des Nations unies pour l'environnement, 2018). Cependant, le degré de respect de cet engagement dépendra probablement du niveau de soutien financier international fourni et des voies de développement économique concurrentes.

Le changement climatique aura également un rôle déterminant dans l'avenir des tourbières de la Cuvette centrale. Les changements dans les modèles de précipitations, de température, et donc les taux d'évapotranspiration, auront un impact sur l'équilibre hydrologique des tourbières et, par conséquent, sur l'équilibre entre l'accumulation et la décomposition de la matière organique. Cependant, les effets du changement climatique dans le bassin du Congo sont loin d'être clairs. Les températures devraient augmenter de 0,5 °C d'ici 2100, même selon des scénarios d'émissions modestes (Niang *et al.*, 2014), ce qui pourrait à son tour accroître les taux d'évapotranspiration. Cependant, l'évolution des précipitations est beaucoup moins évidente. Le manque cruel d'observations sur le terrain à travers le bassin pose des problèmes pour l'estimation des précipitations actuelles sur le bassin, sans parler de l'avenir selon les différents scénarios d'émissions (Washington *et al.*, 2013 ; Nicholson *et al.*, 2019). Quoique certains ensembles de modèles montrent un taux d'humidité légèrement à la hausse face au réchauffement planétaire à travers l'Afrique centrale, l'ordre de grandeur du changement est faible par rapport à la variabilité entre les modèles individuels (Creese *et al.*, 2019). D'autres ensembles de modèles, en revanche, montrent une augmentation des précipitations extrêmes, accompagnée d'un renforcement de l'inten-

sité des précipitations, mais aussi d'une intensification et d'une plus grande fréquence des épisodes de sécheresse (Dosio *et al.*, 2019). Les projections futures sont encore compliquées par les incertitudes concernant les changements d'utilisation des terres, qui à leur tour ont un impact sur les rétroactions entre la biosphère et l'atmosphère (Akkermans *et al.*, 2014). Alors qu'il convient de disposer de plus d'observations météorologiques au sol à long terme, l'urgence de la situation fait qu'on entend également des appels à des campagnes de terrain intensives visant l'acquisition de données météorologiques qui, à court terme, peuvent aider à affiner les estimations des précipitations obtenues à partir des satellites sur l'ensemble du bassin (Washington *et al.*, 2013).

En plus d'être soumises aux effets du changement climatique, les tourbières peuvent également aider à lutter contre ou à contribuer aux changements climatiques, soit en absorbant le carbone de l'atmosphère lors de l'accumulation de matière organique, soit en libérant du carbone dans l'atmosphère lorsqu'elles sont en état de décomposition. Par exemple, selon les estimations, les tourbières des hautes latitudes de l'hémisphère Nord ont absorbé 547 Pg C depuis le dernier maximum glaciaire (Yu *et al.*, 2010). Les futures simulations prévoient que ce puits de carbone des tourbières du nord devrait se maintenir au moins jusqu'à la fin du siècle malgré les températures mondiales plus élevées, grâce à une augmentation de la durée de la saison de croissance des communautés végétales des tourbières (Qiu *et al.*, 2019, et références qui y figurent), bien que certains affirment que cela pourrait être contrebalancé par une augmentation de la sécheresse, la poursuite des changements d'utilisation des terres et des incendies (Loisel *et al.*, 2021). Cependant, dans les régions tropicales, où les communautés végétales des tourbières se développent déjà sous des températures élevées, il est peu probable que la productivité de la biomasse augmente avec de nouvelles élévations de température, et il y a des signes que l'effet de fertilisation de l'augmentation des niveaux de CO₂ sur les forêts tropicales commence à plafonner (Hubau *et al.*, 2020). Par conséquent, il est plus probable qu'une hausse des températures entraîne une décomposition accrue de la tourbe, transformant potentiellement les tourbières tropicales en une source nette de carbone (Gallego-Sala *et al.*, 2018).

Des modèles mathématiques peuvent être utilisés pour faire des prédictions sur l'avenir des tourbières de la Cuvette centrale selon différents scénarios de changement d'utilisation des terres et de changement climatique à différentes échelles spatiales. Les modèles de développement des tourbières fonctionnent à l'échelle d'un site spécifique et il en existe plusieurs qui pourraient potentiellement être adaptés à un environnement tropical (Farmer *et al.*, 2011). Cependant, jusqu'à présent, seuls trois modèles ont été appliqués aux tourbières tropicales. Le premier est HPMTrop, un modèle unidimensionnel où la tourbière est représentée comme une seule colonne qui peut accumuler ou perdre de la tourbe (Kurnianto *et al.*, 2015). Le deuxième est Digibog, un modèle tridimensionnel, où la tourbière est représentée comme une grille de colonnes de tourbe qui

interagissent entre elles (Baird *et al.*, 2017). Le troisième est de Cobb *et al.* (2017), qui ont développé un modèle pour simuler la topographie des tourbières sous différents climats tropicaux, un modèle qu'ils ont ensuite appliqué aux tourbières intactes et drainées de Bornéo (Cobb *et al.*, 2020). Cependant, un défi considérable à relever dans la mise en œuvre de ces modèles est le manque de données *in situ* à travers les tropiques et tout particulièrement dans le bassin du Congo, pour leur paramétrage et leur validation.

De l'échelle régionale à mondiale, les modèles du système Terre (ESM) sont des modèles qui, en plus de représenter les systèmes climatiques mondiaux, tentent la représentation des processus biogéochimiques des systèmes terrestres et aquatiques et les interactions entre ces différentes composantes. Traditionnellement, ces modèles du système Terre ne comportent pas les tourbières et, bien que des progrès aient été réalisés pour intégrer les tourbières de haute latitude dans certains modèles du système Terre (par exemple, Bechtold *et al.*, 2019 et Qiu *et al.*, 2019), il n'y a aucun modèle du système Terre qui représente les tourbières de la Cuvette centrale. Par conséquent, les rétroactions potentielles des tourbières de la Cuvette centrale ne sont pas actuellement prises en compte dans les scénarios de changement climatique, ce qui ajoute à l'incertitude pour la région.

Conclusion

Il est incontestable que les tourbières de la Cuvette centrale constituent un piège de carbone d'importance mondiale. On doit encore mener davantage de recherches pour améliorer les cartes des tourbières et réduire les grandes incertitudes autour de l'estimation des stocks de carbone, tout en reconnaissant la difficulté d'acquérir des données dans la région en raison de l'immensité et de l'inaccessibilité relative de ces écosystèmes tourbeux. Pourtant, la question ne se limite pas aux stocks de carbone ; la connaissance de la dynamique du carbone des tourbières de la Cuvette centrale et de leur rôle dans le cycle mondial du carbone est encore lacunaire. L'accumulation et la préservation du carbone dans un écosystème tourbeux varient fortement en fonction du régime hydrologique de la tourbière. Des signes clairs suggèrent qu'au moins certains secteurs des tourbières de la Cuvette centrale sont des écosystèmes pluviaux, mais il faut tenir compte de l'hétérogénéité probable de l'hydrologie des tourbières à travers la région, et de futures études devront être menées pour comprendre les relations entre les réseaux fluviaux et les zones humides adjacentes. Bien que des études aient commencé il y a plusieurs décennies s'intéressant à la caractérisation des différentes communautés végétales de la Cuvette centrale, il existe plusieurs limites à l'appréciation de la phylogénie et la phytomorphologie des communautés végétales des tourbières et leurs variations spatiales. Quant à la biodiversité faunistique, les tourbières de la Cuvette centrale abritent des espèces qui sont parmi les plus emblématiques d'Afrique centrale, comme l'éléphant de forêt et le gorille occidental, mais, au-delà de ces observations, le rôle que jouent ces tourbières dans le maintien

de la faune reste très peu étudié. La compréhension de la valeur écologique de ces tourbières, au-delà de leur rôle dans le stockage du carbone, doit s'étendre également à la manière dont elles soutiennent les moyens de subsistance et les cultures locales. Bien que les tourbières de la Cuvette centrale soient en grande partie intactes, certaines menaces potentielles, notamment l'exploration d'hydrocarbures, l'exploitation forestière et les plantations, ont été identifiées. Le manque de données sur les tourbières de la Cuvette centrale rend difficile une évaluation complète des impacts négatifs de ces activités sur les tourbières, mais le moindre abaissement des niveaux de la nappe phréatique est susceptible d'entraîner une augmentation des émissions de carbone. Des incertitudes entourent également l'impact du changement climatique. Comme les dates de référence disponibles sont peu nombreuses et proviennent d'une seule région de la Rép. du Congo, l'histoire du développement des tourbières et la façon dont elles ont réagi aux changements climatiques passés sont largement inconnues. Cela limite notre compréhension des trajectoires futures possibles. Pourtant, ce qui nous limite encore plus, c'est peut-être l'incertitude liée à l'impact du changement climatique futur sur les modèles de précipitations à travers la région. Le manque de données météorologiques *in situ* dans le bassin du Congo pour alimenter les modèles du système Terre souligne que la nécessité d'acquérir des données dans cette région est urgente et ne se limite pas uniquement aux tourbières. Face à de telles incertitudes, il est clair qu'une mobilisation internationale de taille est cruciale pour protéger cet écosystème d'importance mondiale.

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier Corneille Ewango et Raoul Monsembula pour leurs communications personnelles. Les membres du groupe de chercheurs en début de carrière CongoPeat travaillent directement ou en partenariat avec le projet CongoPeat.

Financement

L'étude a été financée par le Conseil de recherche sur l'environnement naturel (NERC, n° d'allocation : NE/R016860/1 ; <https://congopeat.net/>), qui a fourni aux auteurs un soutien financier et académique total ou partiel.

Références bibliographiques

- Akkermans T., Thiery W., Van Lipzig N.P.M., 2014. The regional climate impact of a realistic future deforestation scenario in the Congo Basin. *Journal of Climate*, 27 (7): 2714-2734. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-13-00361.1>
- Alsdorf D., Beighley E., Laraque A., Lee H., Tshimanga R., O'Loughlin F., *et al.*, 2016. Opportunities for hydrologic research in the Congo Basin. *Reviews of Geophysics*, 54: 378-409. <https://doi.org/10.1002/2016RG000517>
- Baird A. J., Low R., Young D., Swindles G. T., Lopez O. R., Page S., 2017. High permeability explains the vulnerability of the carbon store in drained tropical peatlands. *Geophysical Research Letters*, 44: 1333-1339. <https://doi.org/10.1002/2016GL072245>

- Bechtold M., De Lannoy G. J. M., Koster R. D., Reichle R. H., Mahanama S. P., Bleuten W., *et al.*, 2019. PEAT-CLSM: A specific treatment of peatland hydrology in the NASA Catchment Land Surface Model. *Journal of Advances in Modelling Earth Systems*, 11: 2130-2162. <https://doi.org/10.1029/2018MS001574>
- Betbeder J., Gond V., Frappart F., Baghdadi N. N., Briant G., Bartholomé E., 2014. Mapping of Central Africa Forested Wetlands Using Remote Sensing. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 7 (2): 521-542. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2013.2269733>
- Bocko Y. E., Dargie G., Ifo S. A., Yoka J., Loumeto J. J., 2016. Répartition spatiale de la richesse floristique des forêts marécageuses de la Likouala, Nord-Congo. *Afrique Science*, 12 (4) : 200-212.
- Bocko Y. E., Ifo S. A., Loumeto J. J., 2017. Quantification des stocks de carbone de trois pools clés de carbone en Afrique centrale : cas de la forêt marécageuse de La Likouala (Nord Congo). *European Scientific Journal*, 13 (5) : 438-456. <https://doi.org/10.19044/esj.2017.v13n5p438>
- Bonnefille R., Chalief F., 2000. Pollen-inferred precipitation time-series from equatorial mountains, Africa, the last 40 kyr BP. *Global and Planetary Change*, 26: 25-50. [https://doi.org/10.1016/S0921-8181\(00\)00032-1](https://doi.org/10.1016/S0921-8181(00)00032-1)
- Bouillon S., Yambélé A., Gillikin D. P., Teodoru C., Darchambeau F., Lambert T., *et al.*, 2014. Contrasting biogeochemical characteristics of the Oubangui River and tributaries (Congo River basin). *Scientific Reports*, 4: 5402. <https://doi.org/10.1038/srep05402>
- Brcnic T. M., Willis K. J., Harris D. J., Telfer M. W., Bailey R. M., 2009. Fire and climate change impacts on lowland forest composition in northern Congo during the last 2,580 years from palaeoecological analyses of a seasonally flooded swamp. *Holocene*, 19: 79-89. <https://doi.org/10.1177/0959683608098954>
- Brcnic T. M., Willis K. J., Harris D. J., Washington R., 2007. Culture or climate? The relative influences of past processes on the composition of the lowland Congo rainforest. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 362: 229-242. <https://doi.org/10.1098/rstb.2006.1982>
- Bwangoy J.-R. B., Hansen M. C., Roy D. P., De Grandi G., Justice C. O., 2010. Wetland mapping in the Congo Basin using optical and radar remotely sensed data and derived topographical indices. *Remote Sensing of Environment*, 114: 73-86. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.08.004>
- Carr A. B., Trigg M. A., Tshimanga R. M., Borman D. J., Smith M. W., 2019. Greater water surface variability revealed by new Congo River field data: Implications for satellite altimetry measurements of large rivers. *Geophysical Research Letters*, 46: 8093-8101. <https://doi.org/10.1029/2019GL083720>
- Climate Watch, 2019. Global Historical Emissions. Washington, DC, USA, World Resources Institute, online observatory. https://www.climatewatchdata.org/ghg-emissions?end_year=2016&start_year=1990 (date accessed: October 2020).
- Cobb A. R., Dommain R., Tan F., Heng N. H. E., Harvey C. F., 2020. Carbon storage capacity of tropical peatlands in natural and artificial drainage networks. *Environmental Research Letters*, 15: 114009. <https://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/aba867>
- Cobb A. R., Hoyt A. M., Gandois L., Eri J., Dommain R., Salim K. A., *et al.*, 2017. How temporal patterns in rainfall determine the geomorphology and carbon fluxes of tropical peatlands. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114: E5187-E5196. <https://doi.org/10.1073/pnas.1701090114>
- Cole L. E. S., Willis K. J., Bhagwat S. A., 2021. The future of Southeast Asia's tropical peatlands: Local and global perspectives. *Anthropocene*, 34: 100292. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2021.100292>
- Cooper H. V., Evers S., Aplin P., Crout N., Dahalan M. P. B., Sjögersten S., 2020. Greenhouse gas emissions resulting from conversion of peat swamp forest to oil palm plantation. *Nature Communications*, 11: 407. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-14298-w>
- Couwenberg J., Dommain R., Joosten H., 2010. Greenhouse gas fluxes from tropical peatlands in south-east Asia. *Global Change Biology*, 16 (6): 1715-1732. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02016.x>
- Creese A., Washington R., Jones R., 2019. Climate change in the Congo Basin: processes related to wetting in the December-February dry season. *Climate Dynamics*, 53: 3583-3602. <https://doi.org/10.1007/s00382-019-04728-x>
- Dargie G. C., Lawson I. T., Rayden T. J., Miles L., Mitchard E. T. A., Page S. E., *et al.*, 2019. Congo Basin peatlands: threats and conservation priorities. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 24 (4): 669-686. <https://doi.org/10.1007/s11027-017-9774-8>
- Dargie G., Lewis S., Lawson I., Mitchard E. T. A., Page S. E., Bocko Y. E., *et al.*, 2017. Age, extent and carbon storage of the central Congo Basin peatland complex. *Nature*, 542: 86-90. <https://doi.org/10.1038/nature21048>
- Davenport I. J., McNicol I., Mitchard E. T. A., Dargie G. C., Ifo S. A., Milongo B., *et al.*, 2020. First Evidence of Peat Domes in the Congo Basin using LiDAR from a Fixed-Wing Drone. *Remote Sensing*, 12 (14): 2196. <https://doi.org/10.3390/rs12142196>
- Dosio A., Jones R. G., Jack C., Lennard C., Nikulin G., Hewitson B., 2019. What can we know about future precipitation in Africa? Robustness, significance and added value of projections from a large ensemble of regional climate models. *Climate Dynamics*, 53: 5833-5858. <https://doi.org/10.1007/s00382-019-04900-3>
- Elanga H., Schwartz D., Vincens A., 1994. Pollen evidence of late Quaternary vegetation and inferred climate changes in Congo. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 109: 345-356. [https://doi.org/10.1016/0031-0182\(94\)90184-8](https://doi.org/10.1016/0031-0182(94)90184-8)
- Elanga H., de Namurb C., Vincensa A., Rouxb M., Schwartz D., 2000. Use of plots to define pollen-vegetation relationships in densely forested ecosystems of Tropical Africa. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 112: 79-96. [https://doi.org/10.1016/S0034-6667\(00\)00036-1](https://doi.org/10.1016/S0034-6667(00)00036-1)
- Elanga H., Vincens A., Schwartz D., Fabing A., Bertaux J., Wirrmann D., *et al.*, 2001. Le marais estuarien de la Songolo (Sud Congo) à l'Holocène moyen et récent. *Bulletin de la Société Géologique de France*, 172 : 359-366. <https://doi.org/10.2113/172.3.359>
- Evrard C., 1968. Recherches écologiques sur le peuplement forestier des sols hydromorphes de la Cuvette centrale congolaise. Bruxelles, Belgique, Publications de l'Institut national pour l'étude agronomique du Congo (INEAC), Série scientifique, n° 110, 295 p.
- Farmer J., Matthews R., Smith J. U., Smith P., Singh B. K., 2011. Assessing existing peatland models for their applicability for modelling greenhouse gas emissions from tropical peat soils. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 3 (5): 339-349. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2011.08.010>
- Gallego-Sala A. V., Charman D. J., Brewer S., Page S. E., Prentice I. C., Friedlingstein P., *et al.*, 2018. Latitudinal limits to the predicted increase of the peatland carbon sink with warming. *Nature Climate Change*, 8: 907-913. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0271-1>
- Garcin Y., Deschamps P., Ménot G., de Saulieu G., Schefuss E., Sebag D., *et al.*, 2018. Early anthropogenic impact on Western Central African rainforests 2,600 y ago. *PNAS*, 115 (13): 3261-3266. <https://doi.org/10.1073/pnas.1715336115>
- Giresse P., Maley J., Chepstow-Lusty A., 2020. Understanding the 2,500 yr BP rainforest crisis in West and Central Africa in the

- framework of the Late Holocene: Pluridisciplinary analysis and multi-archive reconstruction. *Global and Planetary Change*, 192: 103257. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2020.103257>
- Girkin N. T., Turner B. L., Ostle N., Craighan J., Sjögersten S., 2018. Root exudate analogues accelerate CO₂ and CH₄ production in tropical peat. *Soil Biology and Biochemistry*, 117: 48-55. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.11.008>
- Girkin N. T., Vane C. H., Turner B. L., Ostle N. J., Turner B. L., Sjögersten S., 2020. Root oxygen mitigates methane fluxes in tropical peatlands. *Environmental Research*, 15: 064013. <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/ab8495>
- Gumbricht T., Roman-Cuesta R. M., Verchot L., Herold M., Wittmann F., Householder E., et al., 2017. An expert system model for mapping tropical wetlands and peatlands reveals South America as the largest contributor. *Global Change Biology*, 23 (9): 3581-3599. <https://doi.org/10.1111/gcb.13689>
- Haraguchi A., 2016. Discharged Sulfuric Acid from Peatland to River System. In: Osaki M., Tsuji N. (eds). *Tropical Peatland Ecosystems*. Tokyo, Japan, Springer, 297-311. https://doi.org/10.1007/978-4-431-55681-7_19
- Hatano R., Toma Y., Hamada Y., Arai H., Susilawati H. L., Inubushi K., 2016. Methane and Nitrous Oxide Emissions from Tropical Peat Soil. In: Osaki M., Tsuji N. (eds). *Tropical Peatland Ecosystems*. Tokyo, Japan, Springer, 339-351. https://doi.org/10.1007/978-4-431-55681-7_22
- Hubau W., Van den Bulcke J., Kitin P., Mees F., Baert G., Verschuren D., et al., 2013. Ancient charcoal as a natural archive for paleofire regime and vegetation change in the Mayumbe, Democratic Republic of the Congo. *Quaternary Research*, 80 (2): 326-340. <https://doi.org/10.1016/j.yqres.2013.04.006>
- Hubau W., Van den Bulcke J., Van Acker J., Beeckman H., 2015. Charcoal-inferred Holocene fire and vegetation history linked to drought periods in the Democratic Republic of Congo. *Global Change Biology*, 21 (6): 2296-2308. <https://doi.org/10.1111/gcb.12844>
- Hubau W., Lewis S. L., Phillips O. L., Affum-Baffoe K., Beeckman H., Cuní-Sánchez A., et al., 2020. Asynchronous carbon sink saturation in African and Amazonian tropical forests. *Nature*, 579: 80-87. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2035-0>
- Hughes R. H., Hughes J. S., 1992. *A Directory of African Wetlands*. Cambridge, UK, IUCN, 820 p. <https://www.iucn.org/content/a-directory-african-wetlands>
- Inogwabini B., Nzala A. B., Bokika J. C., 2013. People and bonobos in the southern Lake Tumba landscape, Democratic Republic of Congo. *American Journal of Human Ecology*, 2 (2): 44-53. https://worldscholars.org/index.php/ajhe/article/view/0202_1
- Jung H. C., Hamski J., Durand M., Alsdorf D. E., Hossain F., Lee H., et al., 2010. Characterization of complex fluvial systems using remote sensing of spatial and temporal water level variations in the Amazon, Congo, and Brahmaputra Rivers. *Earth Surface Processes and Landforms*, 35: 294-304. <https://doi.org/10.1002/esp.1914>
- Kelly T. J., Lawson I. T., Roucoux K. H., Baker T. R., Coronado E. N. H., 2020. Patterns and drivers of development in a west Amazonian peatland during the late Holocene. *Quaternary Science Reviews*, 230: 106168. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2020.106168>
- Kim D., Lee H., Laraque A., Tshimanga R. M., Jung H. C., Beighley E., et al., 2017. Mapping spatio-temporal water level variations over the central Congo River using PALSAR ScanSAR and Envisat altimetry data. *International Journal of Remote Sensing*, 38 (23): 7021-7040. <https://doi.org/10.1080/01431161.2017.1371867>
- Kopplitz S. N., Mickley L. J., Marlier M. E., Buonocore J. J., Kim P. S., Liu T., et al., 2016. Public health impacts of the severe haze in Equatorial Asia in September-October 2015: Demonstration of a new framework for informing fire management strategies to reduce downwind smoke exposure. *Environmental Research Letters*, 11 (9): 094023. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/9/094023>
- Kurnianto S., Warren M., Talbot J., Kauffman B., Murdiyarto D., Frohling S., 2015. Carbon accumulation of tropical peatlands over millennia: a modeling approach. *Global Change Biology*, 21 (1): 431-444. <https://doi.org/10.1111/gcb.12672>
- Le Monde/AFP, 2019. Découverte de pétrole onshore au Congo. *Le Monde Afrique*, 12 août. https://www.lemonde.fr/afrique/article/2019/08/12/decouverte-de-petrole-onshore-au-congo_5498706_3212.html (date accessed: 29 October 2020).
- Lebrun J., Gilbert G., 1954. Une classification écologique des forêts du Congo. Bruxelles, Belgique, Institut national pour l'étude agronomique du Congo belge (INEAC), 89 p.
- Lee H., Beighley R. E., Alsdorf D., Jung H. C., Shum C. K., Duan J., et al., 2011. Characterization of terrestrial water dynamics in the Congo Basin using GRACE and satellite radar altimetry. *Remote Sensing of Environment*, 115: 3530-3538. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.08.015>
- Lee H., Yuan T., Jung H. C., Beighley E., 2015. Mapping wetland water depths over the central Congo Basin using PALSAR ScanSAR, Envisat altimetry, and MODIS VCF data. *Remote Sensing of Environment*, 159: 70-79. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.11.030>
- Loisel J., Gallego-Sala A. V., Amesbury M. J., Magnan G., Anshari G., Beilman D. W., et al., 2021. Expert assessment of future vulnerability of the global peatland carbon sink. *Nature Climate Change*, 11: 70-77. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-00944-0>
- Lunt M. F., Palmer P. I., Feng L., Taylor C. M., Boesch H., Parker R. J., 2019. An increase in methane emissions from tropical Africa between 2010 and 2016 inferred from satellite data. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 19: 14721-14740. <https://doi.org/10.5194/acp-19-14721-2019>
- Miettinen J., Shi C., Liew S. C., 2016. Land cover distribution in the peatlands of Peninsular Malaysia, Sumatra and Borneo in 2015 with changes since 1990. *Global Ecology and Conservation*, 6: 67-78. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2016.02.004>
- Miettinen J., Shi C., Liew S. C., 2017. Fire distribution in Peninsular Malaysia, Sumatra and Borneo in 2015 with special emphasis on peatland fires. *Environmental Management*, 60 (4): 747-757. <https://doi.org/10.1007/s00267-017-0911-7>
- Miles L., Ravilious C., García-Rangela S., de Lamoia X., Dargie G., Lewis S., 2017. Carbone, biodiversité et utilisation des terres dans les tourbières de la Cuvette centrale du Congo. Cambridge, UK, UN Environment World Conservation Monitoring Centre, 12 p. <https://www.unredd.net/documents/global-programme-191/multiple-benefits/studies-reports-and-publications-1364/16502-carbone-biodiversite-et-utilisation-des-terres-dans-les-tourbieres-de-la-cuvette-centrale-du-congo-hi-gh-res-fr.html?path=global-programme-191/multiple-benefits/studies-reports-and-publications-1364>
- NASA, 2020. SWOT Surface Water and Topography. <https://swot.jpl.nasa.gov/> (date accessed: 29 October 2020).
- Niang I., Ruppel O. C., Abdrabo M. A., Essel A., Lennard C., Padgham J., et al., 2014. Africa. In: Barros V. R., Field C. B., Dokken D. J., Mastrandrea M. D., Mach K. J., Bilir T. E., et al. (eds). *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, UK and New York, USA, Cambridge University Press, 1199-1265.
- Nicholson S. E., Klotter D., Zhou L., Hua W., 2019. Validation of Satellite Precipitation Estimates over the Congo Basin. *Journal of Hydrometeorology*, 20: 631-656. <https://doi.org/10.1175/JHM-D-18-0118.1>

- Page S. E., Rieley J. O., Banks C. J., 2011. Global and regional importance of the tropical peatland carbon pool. *Global Change Biology*, 17: 798-818. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02279.x>
- Pangala S. R., Enrich-Prast A., Basso L. S., Peixoto R. B., Bastviken D., Hornibrook E. R. C., *et al.*, 2017. Large emissions from floodplain trees close the Amazon methane budget. *Nature*, 552: 230-234. <https://doi.org/10.1038/nature25191>
- Parish F., Sirin A., Charman D., Joosten H., Minayeva T., Silvius M., *et al.* (eds), 2008. Assessment on Peatlands, Biodiversity and Climate Change: Main Report. Global Environment Centre, Kuala Lumpur and Wetlands International, Wageningen, 206 p. <https://www.eli.org/national-wetlands-newsletter/assessment-peatlands-biodiversity-and-climate-change> http://www.imcg.net/media/download_gallery/books/assessment_peatland.pdf
- Pärn J., Verhoeven J. T. A., Butterbach-Bahl K., Dise N. B., Ullah S., Aasa A., *et al.*, 2018. Nitrogen-rich organic soils under warm well-drained conditions are global nitrous oxide emission hotspots. *Nature Communications*, 9 (1): 1135. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-03540-1>
- Qiu C., Zhu D., Ciais P., Guenet B., Peng S., Krinner G., *et al.*, 2019. Modelling northern peatland area and carbon dynamics since the Holocene with the ORCHIDEE-PEAT land surface model (SVN r5488). *Geoscientific Model Development*, 12: 2961-2982. <https://doi.org/10.5194/gmd-12-2961-2019>
- Rainey H. J., Iyenguet F. C., Malanda G.-A. F., Madzoke B., Dos Santos D., Stokes E. J., *et al.*, 2010. Survey of *Raphia* swamp forest, Republic of Congo, indicates high densities of Critically Endangered western lowland gorillas *Gorilla gorilla gorilla*. *Oryx*, 44: 124-132. <https://doi.org/10.1017/S003060530999010X>
- Riley J., Huchzermeyer F. W., 1999. African dwarf crocodiles in the Likouala swamp forests of the Congo Basin: Habitat, density, and nesting. *Copeia*, 1999 (2): 313-320. <https://www.jstor.org/stable/1447477>
- Rosenqvist Å., Birkett C. M., 2002. Evaluation of JERS-1 SAR mosaics for hydrological applications in the Congo river basin. *International Journal of Remote Sensing*, 23 (7): 1283-1302. <https://doi.org/10.1080/01431160110092902>
- Samba G., Nganga D., 2012. Rainfall variability in Congo-Brazzaville: 1932-2007. *International Journal of Climatology*, 32: 854-873. <https://doi.org/10.1002/joc.2311>
- Schefuss E., Eglinton T., Spencer-Jones C., *et al.*, 2016. Hydrologic control of carbon cycling and aged carbon discharge in the Congo River basin. *Nature Geoscience*, 9: 687-690. <https://doi.org/10.1038/ngeo2778>
- Schulz C., Martín Brañas M., Nuñez Pérez C., Del Aguila Villacorta M., Laurie N., Lawson I. T., *et al.*, 2019. Uses, cultural significance, and management of peatlands in the Peruvian Amazon: Implications for conservation. *Biological Conservation*, 235: 189-198. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.04.005>
- Sumarga E., Hein L., Hooijer A., Vernimmen R., 2016. Hydrological and economic effects of oil palm cultivation in Indonesian peatlands. *Ecology and Society*, 21 (2): 52. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-08490-210252>
- Tathy J. P., Cros B., Delmas R. A., Marenco A., Servant J., Labat, M., 1992. Methane emission from flooded forest in central Africa. *Journal of Geophysical Research*, 97 (D6): 6159-6168. <https://doi.org/10.1029/90JD02555>
- Tovar I. C., 2015. Central African Lowland Forest Resilience to Fire Disturbance and Climate Change: Answers from the Past. PhD thesis, University of Oxford, Oxford, UK, 187 p. <https://ethos.bl.uk/OrderDetails.do?uin=uk.bl.ethos.712422>
- Tovar C., Harris D. J., Breman E., Brncic T., Willis K. J., 2019. Tropical monodominant forest resilience to climate change in Central Africa: A *Gilbertiodendron dewevrei* forest pollen record over the past 2,700 years. *Journal of Vegetation Science*, 30 (3): 575-586. <https://doi.org/10.1111/jvs.12746>
- United Nations Environment Programme, 2018. Declaration de Brazzaville. Third Meeting of the Partners of the Global Peatlands Initiative, Brazzaville, 23 March 2018, 10 p. <https://www.unep.org/fr/node/21464>
- Washington R., James R., Pearce H., Pokam W. M., Moufouma-Okia W., 2013. Congo Basin rainfall climatology: can we believe the climate models? *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 368: 20120296. <http://doi.org/10.1098/rstb.2012.0296>
- World Bank, 2016. The cost of fire: An economic analysis of Indonesia's 2015 fire crisis. Indonesia Sustainable Landscapes Knowledge Note No. 1. Jakarta, Indonesia, World Bank, 12 p. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/23840>
- WCS, 2019a. Days per week hh collect natural resources per landscape Lac Télé [data file]. Available from: CARPE Open Data Portal. https://carpe-worldresources.opendata.arcgis.com/datasets/e1aa6275b70a42d49c142e791460309b_2 (date accessed: 29 October 2020).
- WCS, 2019b. Days per week hh collect natural resources per landscape Salonga-Lukenie-Sankuru [data file]. Available from: CARPE Open Data Portal. https://carpe-worldresources.opendata.arcgis.com/datasets/b40b920dbfca4ff09e6c44e9e45b9935_2 (date accessed: 29 October 2020).
- Xu J., Morris P. J., Junguo L., Holden J., 2018. PEATMAP: Refining estimates of global peatland distribution based on a meta-analysis. *Catena*, 160: 134-140. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.09.010>
- Yu Z., Loisel J., Brosseau D. P., Beilman D. W., Hunt S. J., 2010. Global peatland dynamics since the Last Glacial Maximum. *Geophysical Research Letters*, 37 (13): L13402. <https://doi.org/10.1029/2010GL043584>
- Yuan T., Lee H., Jung H. C., Aierken A., Beighley E., Alsdorf D. E., *et al.*, 2017. Absolute water storages in the Congo River floodplains from integration of InSAR and satellite radar altimetry. *Remote Sensing of Environment*, 201: 57-72. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.09.003>

Biddulph *et al.* – Contribution des auteurs

Rôle du contributeur

Noms des auteurs

Visualisation

G. E. Biddulph, Y. E. Bocko, P. Bola, B. Crezee, G. C. Dargie, O. Emba, S. Georgiou, N. Girkin, D. Hawthorne, J. Jovani Sancho, J. Kanyama T., W. E. Mampouya, M. Mbemba, M. Sciumbata, G. Tyrrell

Écriture – Préparation de l'ébauche originale

G. E. Biddulph, Y. E. Bocko, P. Bola, B. Crezee, G. C. Dargie, O. Emba, S. Georgiou, N. Girkin, D. Hawthorne, J. Jovani Sancho, J. Kanyama T., W. E. Mampouya, M. Mbemba, M. Sciumbata, G. Tyrrell

Écriture – Révision et édition

G. C. Dargie, Y. E. Bocko, N. Girkin

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 - ISSN : L-0006-579X

Repellent properties against four Ascomycota species and *Reticulitermes flavipes* of acetonic extractives from *Cedrus atlantica* sapwood to inner heartwood fractions

Kévin CANDELIER^{1,2}
Christian JAY-ALLEMAND³
Rebecca DIJOUX⁴
Romain DUCRUET⁴
Emma KIENY⁴
Dorian AZNAR^{3,5}
Caroline CAYZAC⁵
Luc P. R. BIDEL⁶

¹ CIRAD
Research Unit BioWooEB
34000 Montpellier
France

² BioWooEB, Univ. Montpellier,
CIRAD
Montpellier
France

³ UMR IATE, University of
Montpellier, Institut Agro, INRAE
France

⁴ Master in Wood Sciences,
University of Montpellier
France

⁵ Antofenol
Place Eugène Bataillon
34090 Montpellier
France

⁶ UMR AGAP, University of
Montpellier, CIRAD, INRAE,
Institut Agro
France

Auteur correspondant / Corresponding author:

Kévin CANDELIER –
kevin.candelier@cirad.fr

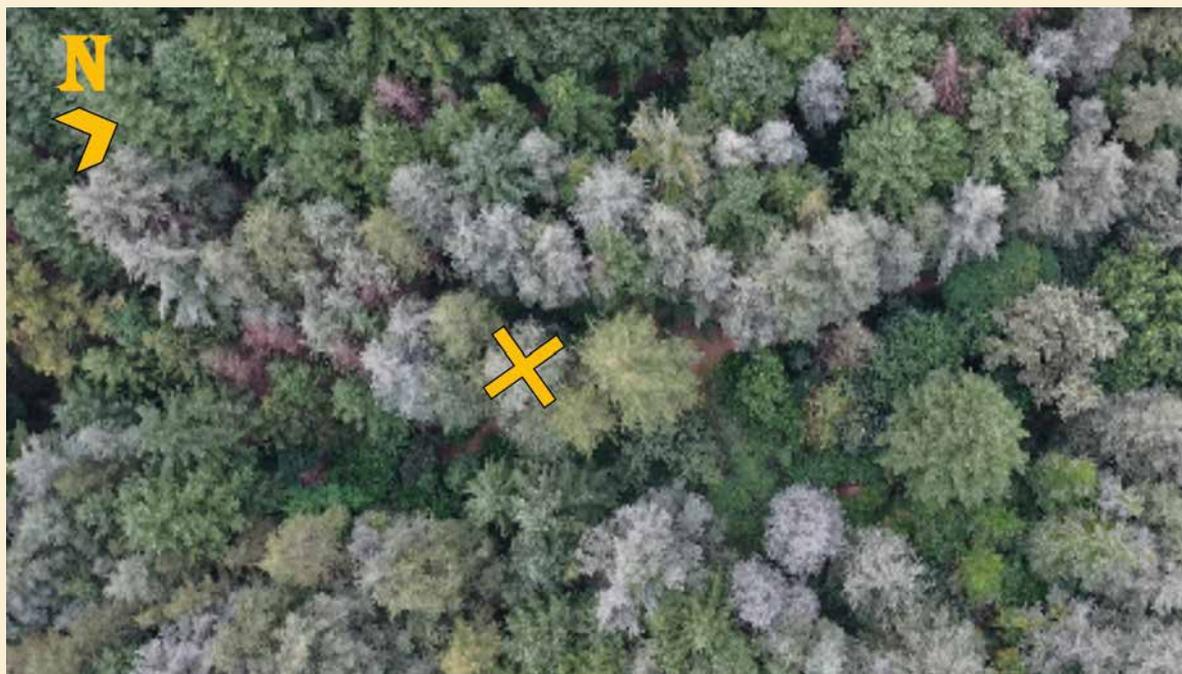


Photo 1.

Location of the studied *Cedrus atlantica* tree, harvested in the forest of Avèze (Gard, Mediterranean Basin, France). Aerial optical photography.
Photo © Master Sciences du Bois de l'Université de Montpellier.

Doi : 10.19182/bft2023.355.a37002 – Droit d'auteur © 2023, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 22 juillet 2022 ; date d'acceptation : 13 février 2023 ; date de publication : 1^{er} mars 2023.



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

Citer l'article / To cite the article

Candelier K., Jay-Allemand C., Dijoux R., Ducruet R., Kieny E., Aznar D., Cayzac C., Bidet L. P. R., 2023. Repellent activities against four Ascomycota species and *Reticulitermes flavipes* of acetonic extractives from sapwood to inner heartwood fractions of *Cedrus atlantica*. Bois et Forêts des Tropiques, 355 : 87-98. Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2023.355.a37002>

RÉSUMÉ

Propriétés répulsives contre quatre Ascomycètes et *Reticulitermes flavipes* des extractibles acétoniques de *Cedrus atlantica* extraits des fractions de l'aubier au duramen.

Cedrus atlantica est une essence ligneuse présente dans le sud de la France dont la conservation, dans le contexte du changement climatique, est potentiellement à privilégier dans les années à venir. Cette essence présente également un intérêt écologique et socio-économique majeur dans la région du bassin méditerranéen, où elle est principalement reconnue pour son bois durable, mais aussi pour les propriétés chimiques potentiellement intéressantes de son huile essentielle. L'intérêt de recherches sur la formation du duramen et les propriétés de ses composés extractibles est donc certain, bien que très peu d'études aient été menées jusqu'à présent. La distribution radiale des extractibles aqueux et acétoniques de cette essence (écorce, aubier, bois de transition, bois de cœur externe et bois de cœur interne) sélectionnée pour cette étude a été analysée à différentes hauteurs de l'arbre. Des analyses par chromatographie liquide à haute performance (HPLC) ont été réalisées, en particulier pour caractériser les composés flavonoïdes dans ces fractions extractibles. La variation radiale de la composition d'extractibles obtenue met en évidence le phénomène de formation du bois de cœur. Des hypothèses ont été émises quant aux voies métaboliques impliquées dans le processus de formation du duramen du cèdre, en se basant notamment sur l'occurrence et l'évolution radiale de la (-)-catéchine, de la (+)-taxifoline et des composés flavoniques. Les activités fongicides et répulsives contre les termites des extraits ont ensuite été testées. Les extraits eau/acétone de l'individu de *Cedrus atlantica* étudié ont montré une forte activité répulsive contre les termites et une activité antifongique modérée contre les pathogènes des cultures et des fruits. Bien que l'échantillonnage pour cette étude était limité à un seul arbre, les résultats indiquent un potentiel de valorisation des extraits du cèdre de l'Atlas comme moyen de protection du bois et/ou comme produits de biocontrôle contre les pathogènes des cultures agricoles ligneuses. D'autres tests et analyses chimiques seront effectués pour confirmer ces résultats préliminaires intéressants.

Mots-clés : antifongique, antitermites, extractibles acétoniques, *Cedrus atlantica*, flavonoïdes, duramenisation, HPLC, propriétés répulsives.

ABSTRACT

Repellent properties against four Ascomycota species and *Reticulitermes flavipes* of acetonic extractives from *Cedrus atlantica* sapwood to inner heartwood fractions

Cedrus atlantica is a tree species present in the south of France which, in the context of climate change, could become a conservation priority in the coming years. This tree species is also of considerable ecological and socio-economic interest in the Mediterranean Basin area, where it is mainly recognized for its durable timber, and also for the potentially interesting chemical properties of its essential oil. Studies of its heartwood formation process and the properties of its extractive compounds are therefore of interest, although very few have been conducted so far. The radial distribution of water/acetone extractives within the Atlas cedar tree (bark, sapwood, transition wood, outer heartwood and inner heartwood) selected for this study was screened at different tree height levels. High-performance liquid chromatography (HPLC) analyses were performed, especially to characterize flavonoid compounds in these extractive fractions. The radial variation of the extractive composition obtained highlights the phenomenon of heartwood formation. Assumptions were put forward as to the metabolic pathways involved in the heartwood formation process of cedar wood, based in particular on the occurrence and radial evolution of (-)-catechin, (+)-taxifolin and flavan compounds. The fungicidal and termite-repellent activities of the extracts were then tested. The water/acetone extractives from the *Cedrus atlantica* individual studied showed strong termite repellent activity and moderate antifungal activity against crop and fruit pathogens. Even though the sampling in this study was limited to a single tree, the results point to a potential for commercial use of Atlas cedar extractives as wood preservatives and/or as biocontrol products against pathogens of ligneous agricultural crops. Additional tests and chemical analyses will be carried out to confirm these interesting preliminary results.

Keywords: antifungal, termite-repellent, acetonic extractives, *Cedrus atlantica*, flavonoids, heartwood formation process, HPLC, repellent properties.

RESUMEN

Propiedades repelentes para cuatro especies de Ascomycota y *Reticulitermes flavipes* de los compuestos acetónicos extraídos desde la albura hasta el duramen interno de *Cedrus atlantica*

El *Cedrus atlantica* es una especie arbórea presente en el sur de Francia cuya conservación, en el contexto del cambio climático, podría convertirse en una prioridad en los próximos años. Esta especie arbórea también reviste un gran interés ecológico y socioeconómico en la cuenca mediterránea, donde se la reconoce principalmente por la madera duradera y también por las propiedades químicas potencialmente útiles de su aceite esencial. Por ello, resultan interesantes los estudios sobre la formación de su duramen y las propiedades de sus extractos, aunque hasta ahora se han realizado muy pocos.

La distribución radial de los extractos agua-acetona del cedro del Atlas (corteza, albura, madera de transición, duramen externo y duramen interno) seleccionado para este estudio se examinó en diferentes niveles de altura del árbol. Se realizaron análisis de cromatografía líquida de alta resolución (HPLC), especialmente para caracterizar los compuestos flavonoides de estas fracciones extractivas. La variación radial de la composición extractiva obtenida demuestra el interés del fenómeno de formación de duramen. Se propusieron hipótesis como las vías metabólicas implicadas en el proceso de formación del duramen de la madera de cedro, basadas en particular en la aparición y evolución radial de (-)-catequina, (+)-taxifolina y compuestos flavanos. A continuación, se probaron las actividades fungicidas y repelentes a las termitas de los extractos. Los extractos agua-acetona del individuo de *Cedrus atlantica* estudiado mostraron una fuerte actividad repelente a las termitas y una moderada actividad antifúngica contra patógenos de cultivos y frutas. Aunque el muestreo en este estudio se limitó a un solo árbol, los resultados apuntan a un potencial uso comercial de los extractos del cedro del Atlas como conservantes de la madera y/o como productos de biocontrol contra patógenos de cultivos agrícolas leñosos. Se realizarán pruebas y análisis químicos adicionales para confirmar estos interesantes resultados preliminares.

Palabras clave: antifúngico, repelente a las termitas, extractos acetónicos, *Cedrus atlantica*, flavonoides, proceso de formación del duramen, HPLC, propiedades repelentes.

Introduction

Cedrus atlantica Manetti (Pinaceae) is endemic to the western Mediterranean areas (Mhirit and Blerot, 1999). Atlas cedar (*Cedrus atlantica*) was introduced in French forests (in the south area) in the mid-19th century. Cedar is one of the most successful cases of tree species acclimation around the French Mediterranean Rim (Courbet *et al.*, 2012). In fact, many tree populations still survive and regenerate. Even though these Cedar plantations rarely had any thinning or pruning, they showed good climatic adaptation, reflected by a reasonable growth rate in many European regions. These are mainly located around the Mediterranean Basin, such as Southern France, Italy, Bulgaria and Hungary (Brunetti *et al.*, 2001; Rabhi *et al.*, 2018).

Atlas cedar is of great socio-economic and ecological relevance, as it is mainly known for its natural resistance against biological pathogens, thus providing sustainable timbers (Mhirit and Blerot, 1999). Its wood exhibits great decay and termite resistance and good physical and mechanical properties (El Azzouzi and Keller, 1998; Fidah *et al.*, 2016; Gérard *et al.*, 2017) and is commonly used for furniture, millwork and veneer. Its odour and volatile compounds make it particularly popular for clothing storage units due to its repellent activity toward insects, such as *Tinea pellionella* (Medha *et al.*, 2021). Primary processing of these woods can generate by-products estimated at 30%. Generally, these residues are valorised by the trituration industry (paper pulp, particle panel). However, most of the residues are traditionally used as a fuel, agents for cleaning of the industrial building, as litter for the poultry or the cattle (Hammani and Mourad, 2019). A step forward, the maximization of the valorisation potential of Atlas cedar residues relies on the production of valuable amounts of extractive compounds (Aberchane *et al.*, 2004; Bourkhiss *et al.*, 2015).

The Atlas cedar is also used to produce cedar oil, which is currently sold for medicinal as well as cosmetics and fragrances purposes. The Cedar essential oils were highly investigated and a past study highlighted their antioxidant, antifungal, antiparasitic, anti-inflammatory, and antiseptic activities (Jaouadi *et al.*, 2021). However, there is still a lack of knowledge on the chemical composition of these extractives (which are often formed during heartwood formation). The conversion of sapwood into heartwood is associated with chemical and physical modifications affecting the quality of the wood and often conditioning its possibilities of use (Rabhi *et al.*, 2014). This secondary changes in wood (Hillis, 1987) is associated to the natural aging of cells, the accumulation of air in vascular tissue, the devitalization of the parenchyma by micro-organisms or the mortality due to the accumulation of polyphenols reaching a toxicity threshold (Polge, 1982). Taylor *et al.* (2002) estimated that the heartwood formation is accompanied by a change in metabolic activity, the formation of extractives and the death of parenchyma cells, resulting in the transformation of sapwood into heartwood. Extractives are composed by low molecular weight compounds located in the porous structure of the xylem. Most of them are synthesized

during the heartwood formation process (duraminization), that transforms non-structural carbohydrates (starch, sucrose, glucose and fructose) accumulated in wood into various chemical structures of phenolics (phenolic acids, flavonoids, naphthoquinones, etc.) (Label *et al.*, 2000; Beritognolo *et al.*, 2000; Mbakidi-Ngouaby, 2017). These molecules are then responsible for several wood properties such as odour, colour, acoustic properties and natural durability (Burtin *et al.*, 1998, 2000; Brémaud, 2006; Niamké *et al.*, 2012; Candelier *et al.*, 2020).

To better understand the heartwood formation process in Atlas cedar, content and chemical composition of wood extractives were determined across the diameter of the tree trunk. Assessing variation of the extractive chemical composition between stem tissues (bark, sapwood, transition, outer and inner heartwood) should offers significant insights into the heartwood formation process of Atlas cedar tree, as well as the variation of its durability properties. In fact, several chemical and enzymatic reactions occur during the heartwood formation process, changing or generating some new extractive compounds from sapwood to heartwood, affecting in turn the final wood properties, such as natural durability. Today, the heartwood formation process is still unknown for most of the timber species. However, the study of this biochemical process is of growing interest in order to better understand the source and the evolution of wood properties. In this study, the chemical composition of Atlas cedar wood extractives for potential further applications, such as wood preservatives or antifungal compounds, was investigated. For this purposes, water/acetone extractive contents, high performance liquid chromatography (HPLC) characterization, antifungal and anti-termite activities of the extractives, from bark, sapwood, transition wood, outer and inner heartwood fractions were evaluated against four Ascomycota species, *Botrytis cinerea* Pers., *Mycosphaerella graminicola* J. Schröt., *Penicillium digitatum* (Pers.) Sacc., *Venturia inaequalis* (Cooke) G. Winter, and one termite species, *Reticulitermes flavipes*.

Material & Methods

Wood sampling and preconditioning

As part of a student's project of the Master in Wood Sciences of Montpellier, France (Master in Wood Sciences, 2022), a comprehensive characterization (carbon balance, physical and mechanical properties, natural durability, energy properties, etc.) was carried out on one Atlas cedar (*Cedrus atlantica* M.) tree. However, the present study presents only the work carried out on the composition of the extractive fractions and their respective biological activities.

As specified in figure 1A, and due to the limited access to the resource, only one Atlas cedar (*Cedrus atlantica* M.) was selected. This tree was harvested in a forest plot in the commune of Avèze, in the Gard department, Medi-

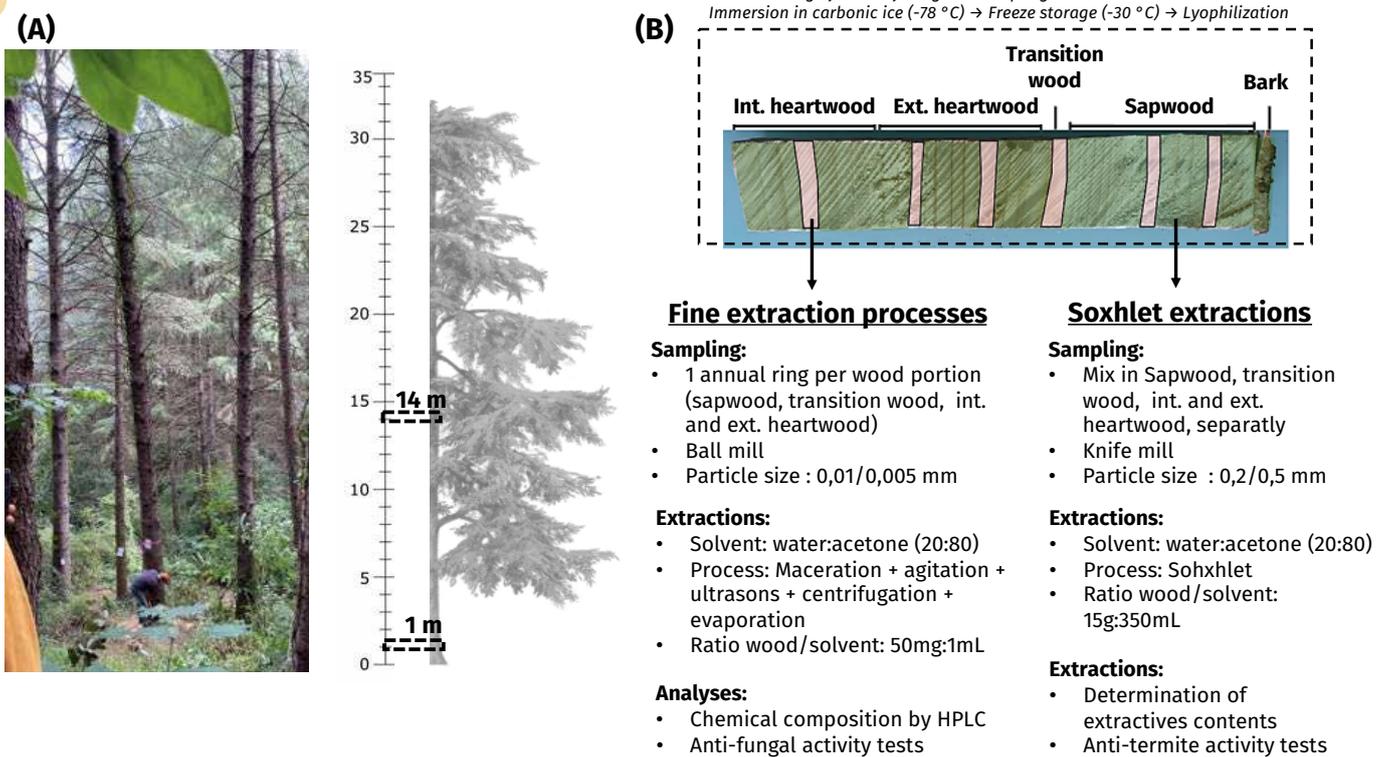


Figure 1. (A) Description of the wood sampling scheme within the *Cedrus atlantica* tree and (B) selection of the wood samples for the respective analyses and activity tests. Pink bands correspond to wood samples used for fine extraction processes, LC-MS analyses and antifungal bioassays. Green bands correspond to wood samples used for Soxhlet extraction processes, extractive contents determination and anti-termite activity tests.

terreanean Basin, France (latitude: 43° 58' 20" N, longitude: 03° 36' 03" E, altitude: 250 m), in September 2021. The stand is composed by the following tree species: Atlas cedar (*Cedrus atlantica* sp.), Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*) and Corsican pine (*Pinus nigra* subsp. *laricio* var. *corsicana*). The global stand density is around 500 trees/ha, with an Atlas cedar tree density of 350 trees/ha. The 53 years old harvested Atlas cedar tree measured 32 meters high and its diameter at 1.30 m from the ground level (DBH) was 48,4 cm.

Given that only one tree was sampled, precautions were taken to select an individual representative of the stand (age, size and diameter, sanitary status, closed forest environment) and comparable to those previously studied (Fidah *et al.*, 2016; Salhi *et al.*, 2020). However, the findings of this study must be taken with extreme precautions, as they do not reflect the intra-specific diversity of Atlas cedar wood. Supplementary analyses on different trees are required to substantiate these following preliminary results.

Extraction processes

Fine extraction process

Two wooden disks were collected at 1 m and 14 m above the ground level (figure 1A) along the trunk. The first one was used for a comprehensive study on the chemical composition and biocidal activities of each extractive fraction. The second one was only used to assess differences

between the stem base and higher up the stem (axial variation).

Annual rings present within sapwood, transition wood, inner and outer heartwood fractions (figure 1B) were firstly manually fragmented into chips and then grounded, separately, using a ball mill (Retsch MM 200, Retsch GmbH, Haan, Germany), during 2 min at 30 ball turns/second, to obtain about 500 mg of powder samples (from each wood part) with a particle size ranged from 0,005 to 0.01 mm. After a desiccator-conditioning step, 50 mg of each powder sample (3 replicates) was then placed into an Eppendorf tube (capacity of 2 mL). One milliliter of cold extractive solvent (water/acetone, 20/80, v/v at 3 °C) was added to each powder sample, which was then released in maceration for 12 h on a medium level agitation table VWR. The solutions were subsequently submitted to an ultrasonic bath (Branson 5510, Branson Ultrasonics Corp, Danbury, USA) for 20 min, before being centrifuged for 15 min at 3,290 g, after which the solvent was evaporated with an Eppendorf Concentrator plus (2 h at 45 °C). The whole process (including solution, maceration, agitation, centrifugation and evaporation steps) was repeated a second time on the same sample to optimize the amount of soluble compounds extracted.

Soxhlet extraction process

The experimental protocols employed for the determination of extractive contents were slightly adapted from the

procedures described by Rowell *et al.* (2013).

Bark, sapwood, outer and inner heartwood fractions of Atlas cedar tree were extracted from the wood disc collected at 1 m from ground level (figure 1A). Then, all samples were crushed and sieved in order to get particle sizes ranging from 0,2 to 0,5 mm. After a drying step at 103 ± 2 °C up to mass stabilization (m_0), the sawdusts (15 g, in dry basis) were separately extracted in a Soxhlet with a acetone:water (80/20, v/v) solution for 6 h following by 12 h of maceration, then dried at 103 ± 2 °C for 48 h to obtain the anhydrous mass (m_1). Soxhlet extraction processes were triplicated. The extractive content of each wood sample was determined by the following Equation (1):

$$\text{Ext}_{\text{ac}}(\% \text{DW}) = [(m_0 - m_1) / m_0] \times 100 \quad (1)$$

Chemical composition by HPLC analyses

Before being analyzed by HPLC, solid extractive fractions were diluted in 500 μL of methanol:water (80/20, v/v) solution and then submitted to an ultrasonic bath system for 20 min. This extractive solution was divided into two parts: 150 μL was devoted to HPLC analyses and 350 μL was devoted to antifungal activity tests.

The method used for the HPLC analyses was based on the one developed by Niamké *et al.* (2011). They were performed with a Kontron apparatus (Entraigues, France) using an C18 column ODB 5 μm RP-18, 250 \times 4.6 mm. All analyses were conducted with a flow rate of 0,8 mL/min, at a pressure of 257 bars and at temperature of 30 °C.

The mobile phase was composed by water/formic acid (99/1, v/v) and acetonitrile solvent. The initial concentration of the mobile phase was 95:5 water-formic acid:acetonitrile till to reach 100 % acetonitrile after 60 min. The chemical analyses were focused on the flavonoid compounds, for their antifungal and anti-termites' activities (Orhan *et al.*, 2010; Ohmura *et al.*, 2000). Indeed, the flavonoid substances exhibit toxic and repellent properties against termites through feeding deterrent mechanisms (Ohmura *et al.*, 2000; Verma *et al.*, 2009), and they are also effective antifungal agents against a wide range of pathogenic organisms (Aboody and Mickymaray, 2020).

The HPLC detection was fixed at 290 nm (Dulac, 2011). Each compound was characterized by its retention time (min), peak area ($\mu\text{V} \cdot \text{sec.}$), peak intensity (μV) and the wavelength of maximum absorbance of the molecule (nm). The (-)-catechin, (+)-epicatechin, (+)-taxifolin and myricetin were identified by comparison with authentic compounds analyzed separately by HPLC (figure 2) giving their retention times and absorbance spectra from 220 to 620 nm. 5-O-methoxyflavone was also used as internal standard (STDi). Each

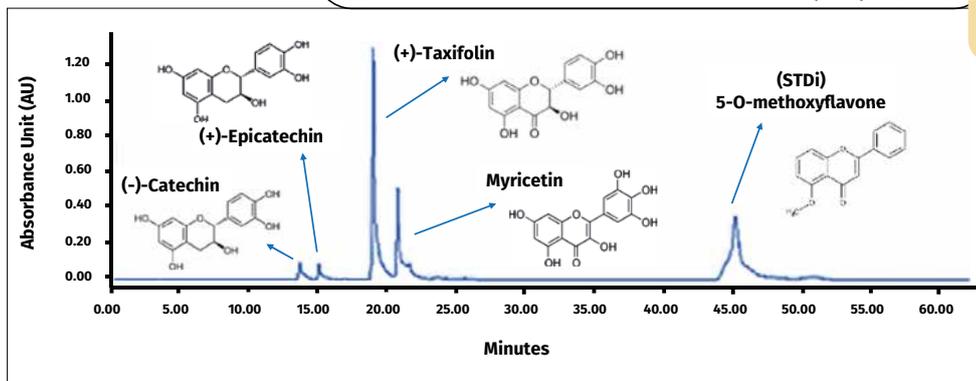


Figure 2.

HPLC chromatogram of the control solution used for identification of the major flavonoid compounds present in *Cedrus atlantica* wood samples. The absorbance (AU) was recorded at 290 nm, and the concentration of each components was 10⁻³ mol/L.

component concentration in this reference solution was 10⁻³ mol/L. The chemical analyses were focused on diverse flavonoids, known for their antifungal and anti-termite activities (Orhan *et al.*, 2010; Ohmura *et al.*, 2000).

Antifungal activity tests

The antifungal activities against the following pathogens were tested by Antofenol Company¹:

- *Botrytis cinerea* Pers. (fungus that can infect and destroy ornamental plants, as well as a wide range of fruits and vegetables, such as the grapevines, tomatoes and strawberries);
- *Mycosphaerella graminicola* J. Schröt. (fungus causing septoria leaf blotch of wheat);
- *Penicillium digitatum* (Pers.) Sacc. (fungus that can infect and destroy post harvesting citrus fruits);
- *Venturia inaequalis* (Cooke) G. Winter (fungus that can infect and destroy apples in the field).

Firstly, the 350 μL of extractive solution were evaporated to obtain dried extractive fraction (Eppendorf Concentrator plus, 45 °C, 4 h). Due to the low amount of each extractive fraction, all extractive samples from each type of wood, sapwood (11 mg) or heartwood (12 mg), were added together, and then diluted in an ethanol/water (8/92, v/v) solution to reach a concentration of 2% (in dry weight).

The antifungal bio-assays were carried out using a broth micro-dilution (Hadacek and Greger, 2000) with sterile, disposable microtitre plates with 96 U-bottomed wells (Elisa type from Corning Inc., Corning, NY, USA) (figure 3). Extractive solutions were blended with 40 g/L of the malt extract broth. Stock solutions were used at varying concentrations. The commercial biocide Imazalil (PESTANAL®, analytical standard, Merck, Germany) was applied as the positive control, and sterilised milliQ water as the negative control. The plates were incubated in a dark room at 21 °C and 70% humidity. In addition, U-bottomed wells filled with culture medium only (malt extract broth) were used as a reference for the optical density (OD) measurement performed at 800 nm, in order to determine the fungi development after 4 days. The higher the optical density, the more the fungus has grown with an optical density equalling to zero indicating a complete inhibition of the fungus growth.

¹ «Microbiological Testing and Homologation» Branch, University of Montpellier, Montpellier, France. More information can be found on the following website: <http://www.antofenol.com/fr>

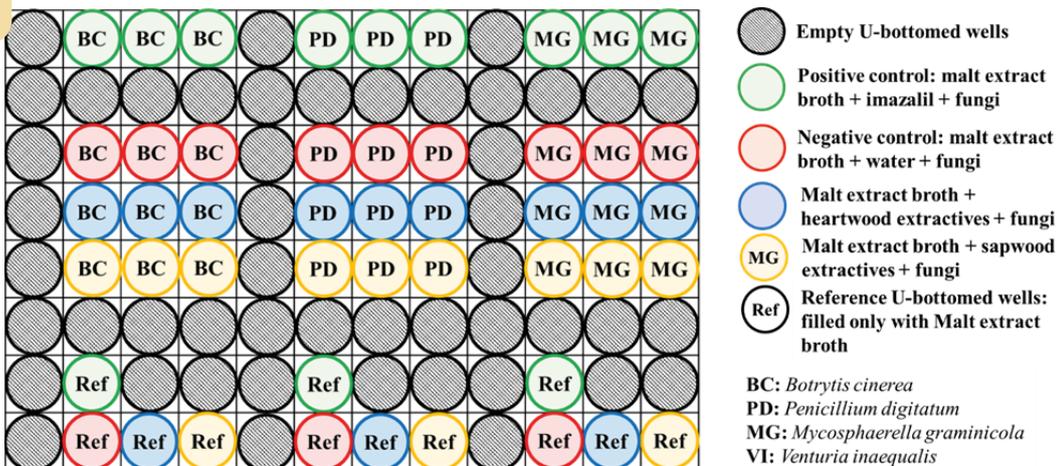


Figure 3. Scheme of one part of the antifungal bioassays carried out on acetonic extractives from *Cedrus atlantica* sapwood and heartwood samples.

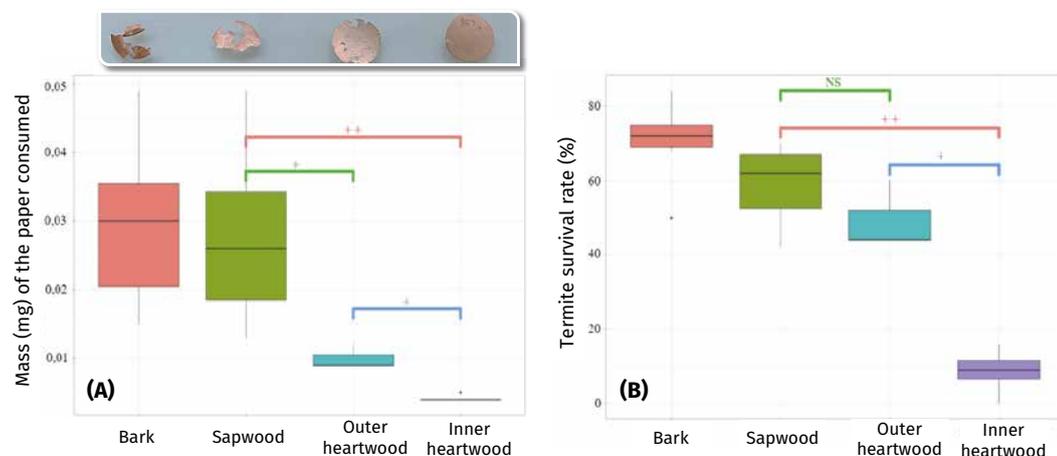


Figure 4. Effectiveness of acetonic extracts from bark, sapwood, outer heartwood and inner heartwood of *Cedrus atlantica*, against *Reticulitermes flavipes*. (A) Mass (mg) of paper consumed by the termites and (B) termite survival rate, associated to the visual aspect of the samples after 21 days of termite's exposure. ++ and + denote significant difference, $p < 0.05$ and $p < 0.01$ respectively. Non-significant differences (NS) are also highlighted. To be noted that these results were the mean values of three replicates for each extractives modalities, coming from a single *Cedrus atlantica* tree.

Anti-termite activity tests

The anti-termite activities of each Atlas cedar wood extractive fraction (bark, sapwood and both heartwood parts), obtained through Soxhlet process, were assessed by rapid screening tests.

Anhydrous cellulose paper (Whatman™, CAT n° 1001-325 – Grade 1, United Kingdom) measuring 2,5 cm in diameter was weighed (m_2) and then impregnated with 70 μ L of the diluted extracts in acetone (C = 2% and 4%, m/m), air

dried ($20 \text{ }^\circ\text{C} \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ and $65\% \pm 5\%$) for 2 hours (m_3), then placed in the centre of a Petri dish (5,5 cm diameter).

Fifteen grams of wet sand (4 vol. sand/1 vol. water) was disposed evenly around the paper and 50 termite workers (*Reticulitermes flavipes*, ex. *santonensis*) were incorporated to each test device. Three replicates were performed for each diluted wood extract. A comparable protocol is detailed and illustrated in a previous work (Candelier et al., 2020).

Three papers impregnated with acetone only were subjected to the same tests in order to check the impact of the solvent on termite activity. Tests with acetone only were also considered as a termite virulence control. For each test facility, the paper samples were placed on a plastic grid avoiding direct contact with sand humidity. Lastly, three diet control set-ups containing only 15 g of wet sand and 50 termites were used to check termite survival without any feeding possibilities/without any trophic sources. All test set-ups were kept at $27 \text{ }^\circ\text{C}$ and $> 75\%$ RH.

Every two days, each test set-up was observed to check sand humidity and to keep track of termite behaviour and activity. Water was added when needed. When all termites contained in the diet control set-ups had died, the test was stopped (maximum duration of 21 days). The termite survival rate was then determined, the anhydrous mass of the cellulose papers was measured (m_3) and the Weight Losses ($WL_{\text{term}}\%$) due to termite degradation were calculated by the following Equation (2):

$$WL_{\text{term}}(\% \text{ DW}) = [(m_2 - m_3) - m_2] \times 100 \quad (2)$$

Statistical analyses

The statistical tests performed to assess the anti-termite and anti-fungal activity of the various tested cedar extractives were carried out with RStudio® software [version 2021.09.2+382, RStudio Inc.]. These statistical tests are all non-parametric tests, consisting in a comparison of median values (Wilcoxon test). The results of the tests are specified in figure 4 for the anti-termite activities and in figure 5 for the antifungal activities.

Results and Discussion

Extractive contents

Table I shows the extractive contents of the studied Atlas cedar wood, by acetone/water soxhlet extractions, from bark, sapwood, outer and inner heartwood. The highest extractive rate was recorded in the bark fraction (24%), followed by heartwood (2.8% for inner and 2.7% for outer) and sapwood (2.2%) samples. In agreement with previous studies, acetone and water extractive contents of the bark fraction were significantly different from those of trunk and knot wood sections (Kebbi-Benkeder *et al.*, 2015; Heim *et al.*, 2022). In addition, previous studies also highlighted that the bark fraction contains higher levels of extractives than both sapwood and heartwood (Rowe and Conner, 1979). The extractive contents gradually increased from pith towards the heartwood-sapwood border, with no saturation at mature age (Gierlinger and Wimmer, 2004). These findings from the studied cedar tree confirm the lower extractive contents found in sapwood as compared to outer and inner heartwood.

Anti-termite activity

The control papers, impregnated with acetone, were completely eaten (0.045 g) by termites during the termite exposition tests. Moreover, the mean value of termite's survival rates was $90.2 \pm 3.7\%$, meaning that acetone had no impact against termite attack.

The masses of the paper samples consumed by termites are not significantly different for bark and sapwood extractive impregnations. However, the degradations caused by termites are significantly lower for the paper samples impregnated with extractives from outer and inner heartwood, with samples impregnated with inner heartwood extractives being only marginally degraded (figure 4A). The pictures in figure 4 illustrate the striking differences observed between extractive fractions after 21 days of termite's exposure.

Termite survival rate revealed the impact on termite biology. Even though the termite survival rate was not significantly different for bark, sapwood and outer heartwood extractives, it was significantly lower for the inner heartwood extractives samples (figure 4B).

These results suggest that acetone extracts of the studied Atlas cedar heartwood contain molecules with anti-termite activity. In addition, the observations carried

Table I.

Mean values (and standard deviation) of extractives contents of *Cedrus atlantica* wood, at 1 m above ground level, and according to the wood position within the tree, obtained by Soxhlet extractions.

<i>Cedrus atlantica</i> Wood disc located at 1 m DHB level	Bark	Sapwood	Outer heartwood	Inner heartwood
Acetonic extractive contents (% in dry basis)*	24 ± 2.6	2.2 ± 0.05	2.8 ± 0.9	2.7 ± 1.1
* To be noted that these results were the mean values of three replicates coming from a single <i>Cedrus atlantica</i> tree.				

out every two days during the anti-termite activity tests, showed that the termites submitted to the paper samples impregnated with inner heartwood extractives and those from the control diet device without any source of feeding died simultaneously. It can therefore be assumed that the cedar heartwood extractives possess termite repellent properties. Comparable repellent activity and resistance to termite attacks of *Juniperus oxycedrus* heartwood, a species closely related to *Cedrus atlantica*, were also highlighted by Ouair *et al.* (2022).

Antifungal activity

Figure 5 shows the optical density values recorded at 800 nm wavelength on the antifungal test devices, according to the extractive fractions and the fungal species. The higher the optical density, the more the fungus has grown. An optical density equal to zero indicates a complete inhibition of fungus. Acetone extractives of *Cedrus atlantica* sapwood did not affect significantly the four fungal growths. However, acetone extractives of the studied cedar heartwood inhibited the development of *Mycosphaerella graminicola* fungi significantly.

Different concentrations of extractive formulations should be tested to confirm these preliminary results. Fidah *et al.* (2016) highlighted that the durability class of *Cedrus atlantica* wood was positively correlated with the bioactivity of sawdust essential oil against lignivorous fungi. By performing bioassays, Fidah *et al.* (2016, 2017) highlighted that both *Tetraclinis articulata* and *Cedrus atlantica* woods, ranking from durable to very durable in natural durability classes (Fidah *et al.*, 2015, 2016), possess extractive compounds with strong activity against wood-destroying fungi.

Thus, it could be interesting to carry out supplementary tests of acetone extractives from Atlas cedar heartwood against wood-destroying fungi, used to determine the natural durability of wood in European standard (EN 350, 2016). These further tests on wood-degrading fungi could confirm that the sawdust from *Cedrus atlantica* heartwood may be a valuable source of active molecules for wood preservatives.

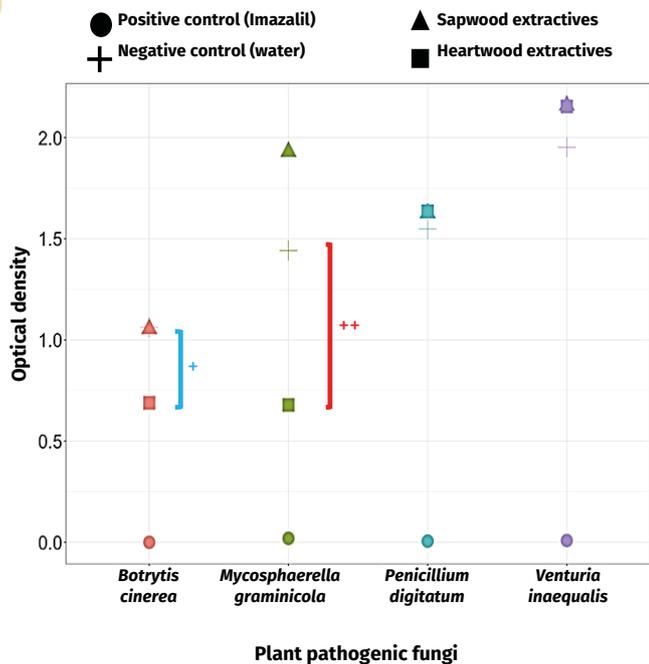


Figure 5. Effectiveness of acetonic extracts from bark, sapwood, inner heartwood and outer heartwood of *Cedrus atlantica*, against four different fungal crops and fruits pathogens, after 4 days of fungi's exposure. ++ and + denote significant difference, $p < 0.05$ and $p < 0.01$ respectively. To be noted that these results were the mean values of three replicates for each extractives modality, coming from a single *Cedrus atlantica* tree.

Chemical composition of acetonic extractives

The usual chromatograms from HPLC analyses of the major flavonoid compounds of sapwood, outer and inner cedar heartwood extractives by the acetone/water extraction process are illustrated in figure 6.

Preliminary HPLC analyses highlighted the presence of (-)-catechin, taxifolin glucoside (Hergert and Goldschmid 1958) and (+)-taxifolin, in sapwood. (-)-Catechin is not present in outer and inner heartwood. However, (+)-taxifolin strongly increases from sapwood to inner heartwood. In addition, inner and outer heartwood contain flavan-3-ols and other unidentified compounds (probably oxidized or methylated forms of diverse flavonoids), that are not observed in sapwood.

(-)-Catechin and (+)-taxifolin are the main compounds identified by HPLC analyses. These chemical analyses showed a decrease of (-)-catechin from the sapwood to the transition zone. Conversely, the amount of taxifolin increases from the transition zone to the heartwood. Thus, (-)-catechin appears to be transformed by hydroxylation and/or polymerised at the transition zone (sapwood/outer heartwood boundary) while (+)-taxifolin appears to be highly accumulated in the outer heartwood.

The heartwood formation process can explain the variation of (-)-catechin and (+)-taxifolin within the studied *Cedrus atlantica* tree. At the transition zone, the transformation of glycosylated taxifolin into (+)-taxifolin could be hypothesized. According to Mbakidi-Ngouaby (2017),

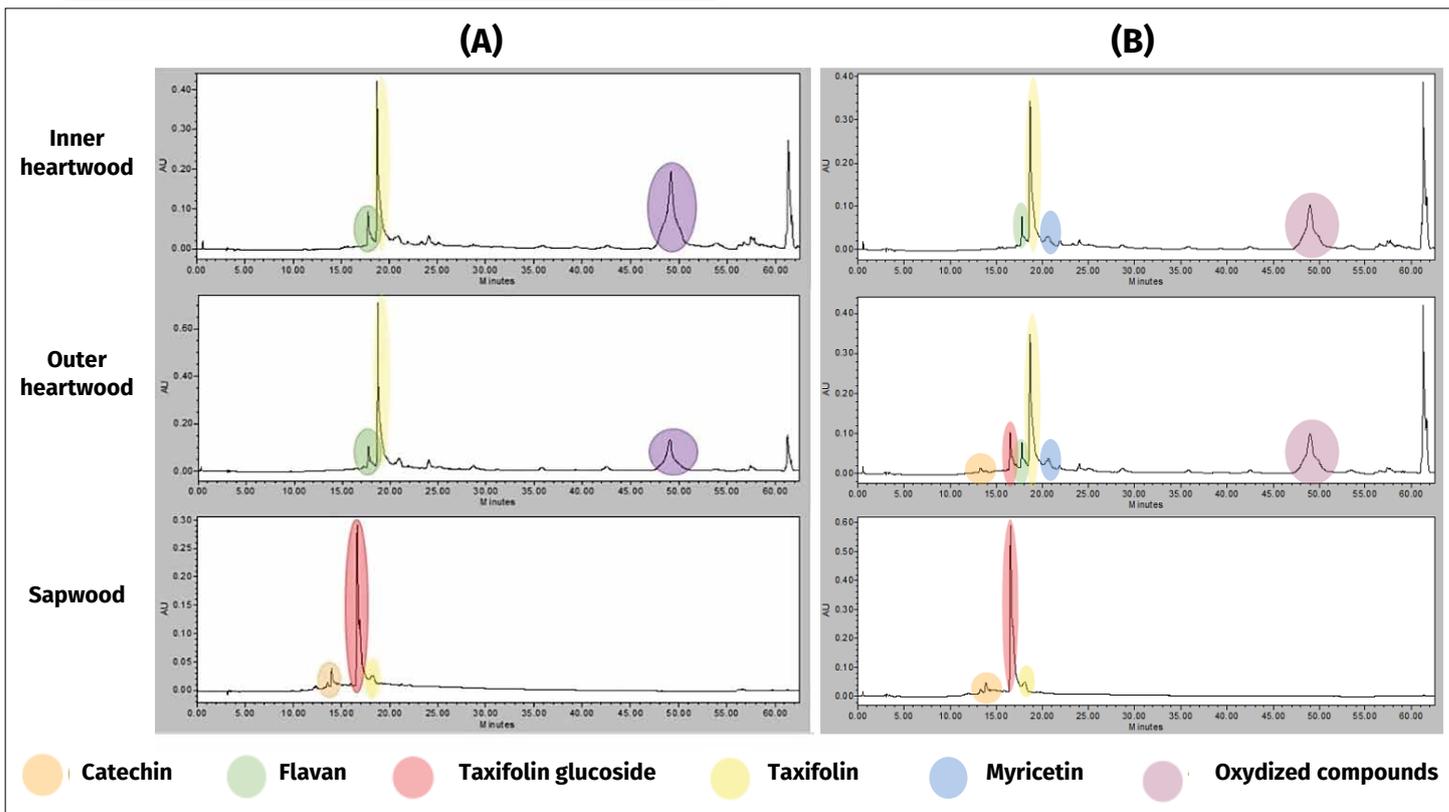


Figure 6. Compilation of the HPLC chromatograms of acetonic extracts from sapwood, outer heartwood and inner heartwood (A) from the wooden discs harvested at 1 m and (B) from the wooden discs harvested at 14 m above the ground level of the *Cedrus atlantica* tree.

(+)-taxifolin derives from carbohydrate monomers contained in the parenchyma wood cells. These monomers are metabolized through aromatic amino acids involving the shikimic pathway and then transformed in phenolic acids and flavonoids by diverse enzymatic activities such as PAL (Phenylalanine Amonia-Lyase), CHS (CHalcone Synthase) and CHI (CHalcone Isomerase). Therefore, (+)-taxifolin can be considered as the main molecule of the metabolic pathway of flavonoids (Thuan *et al.*, 2021) in cedar, which could be transformed in flavan-3-ols involving the activities of DFR (Dihydro-Flavonol 4-Reductase) and LAR (Leuco-Antocyanidin Reductase) enzyme (Beritognolo *et al.*, 2002; Liu *et al.*, 2021).

During the formation of heartwood, occurring in the transition zone (TZ), the amounts of phenolic compounds formed and accumulated in sapwood could be increased due to the activation of the phenolic metabolism, transforming sugars as starch, sucrose, fructose and glucose in flavonoids in the active cells (axial parenchyma and woody rays). However, others chemical and enzymatic processes occur before the death of cell through the three following different reactions (figure 7):

- (i) The deglucosylation of taxifolin glucoside driven by β -glucosidases releasing taxifolin (Auger-Rozenberg *et al.*, 1990, 1994);
- (ii) The oligomerization of catechin isomers and other monomers of flavan-3-ols;
- (iii) The oxidation of phenolic compounds involving polyphenol oxidases or peroxidases giving quinones with apolar properties and polymers.

All these reactions could explain their accumulation in heartwood (figure 7).

Finally, the distribution of (-)-catechin and (+)-taxifolin

in sapwood and heartwood could partly explain the difference in anti-fungal and anti-termite activities. Indeed, both (-)-catechin and (+)-taxifolin have anti-termite repellent properties (Ohmura *et al.*, 2000). Regarding the relationships between structure and activity, it was found that compounds possessing two hydroxyl groups at C-5 and C-7 in A-rings displayed a strong antifeedant activity (figure 7). In addition, these authors highlighted that (+)-taxifolin is more repellent than (-)-catechin. This agrees with the results of the activity tests performed on Soxhlet extraction showing a stronger effect of heartwood extractives (mostly (+)-taxifolin) than sapwood ones (mostly (-)-catechin) against fungi and termite attacks. Although carrying out HPLC analysis on extractives issued from the soxhlet extraction processes would have been more appropriated, it is very likely that the chemical signature of the different extractive fractions obtained from the two processes would be comparable. As both types of extraction processes used the same solvents (acetone:water, 80:20), each recovered extractive fraction should have a similar chemical signature, but possibly with varying amounts for a given molecule. In this sense, the chemical composition analyzed here is a first approach explaining the antifungal and anti-termite activities observed during bioassays using extractives from soxhlet process. Moreover, HPLC and LC-MS analyses of the different extractive's fractions obtained with the Soxhlet process will be considered in order to confirm that their chemical profiles are similar than those from the fine extraction method.

New investigations about the phenolic composition of wood should be developed through Liquid chromatography-mass spectrometry (LC-MS) analyses for identifying new phenolics, the derivatives from (-)-catechin and (+)-taxifolin, including oligomers formed in heartwood during the

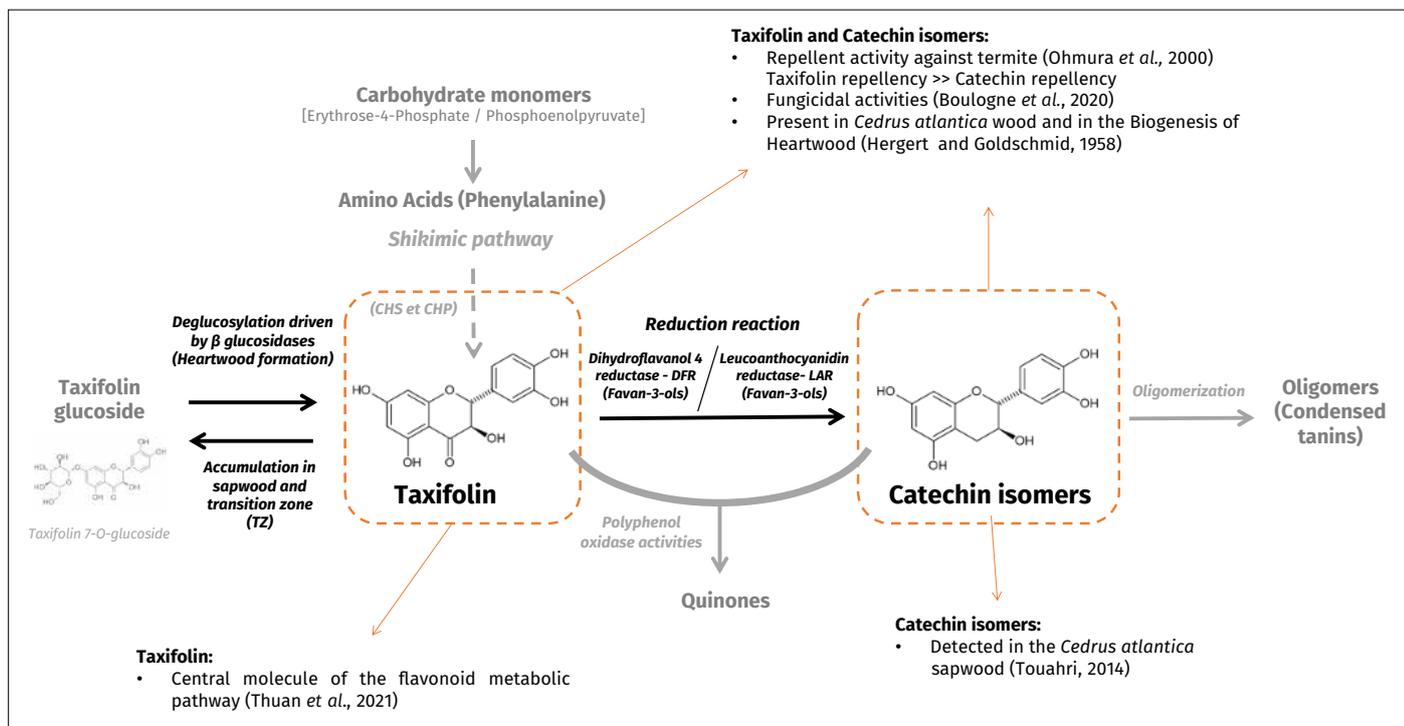


Figure 7. Putative reactions and roles of taxifolin and catechin isomers involved in the natural durability of *Cedrus atlantica* heartwood.

heartwood formation process in *Cedrus atlantica*. Then, the major chemical structures identified in heartwood could be tested alone or combined in order to better understand its protective effects.

Conclusion

High performance liquid chromatography (HPLC) analyses of acetic extractives from the studied *Cedrus atlantica* (Atlas cedar), sapwood, transition wood and heartwood, highlighted the role of two major flavonoid compounds, the (-)-catechin and the (+)-taxifolin, that could be involved in antifungal activities against four Ascomycota species, *Botrytis cinerea* Pers., *Mycosphaerella graminicola* J. Schröt., *Penicillium digitatum* (Pers.) Sacc., *Venturia inaequalis* (Cooke) G. Winter, or anti-termite activities against *Reticulitermes flavipes*.

The (-)-catechin is present only in sapwood, whereas the (+)-taxifolin is present in trace in sapwood and more substantially from transition wood to inner heartwood. These results allow a preliminary understanding of the heartwood formation process in Atlas cedar, based on (i) the loss of the (-)-catechin from the sapwood to the heartwood explained by oligomerization within the transition zone and (ii) the transformation of glycosylated taxifolin into the (+)-taxifolin in the transition zone. In this sense, the (+)-taxifolin and the (-)-catechin could be considered as central molecules in the flavonoid metabolic pathway, useful to assess the heartwood formation and protective process of Atlas cedar wood.

Acetic extractives of Atlas cedar heartwood are repellent to termites and show a potential antifungal activity against the four Ascomycota phytopathogens.

These fungicidal and termiticidal properties of the different wood parts of the studied Atlas cedar tree seem to be linked with their composition in (-)-catechin and (+)-taxifolin.

Additional tests and Liquid chromatography–mass spectrometry (LC-MS) analyses need to be carried out to confirm the potential valorization of *Cedrus atlantica* extractives in wood preservatives or in pest control towards crops and fruits pathogens. Moreover, HPLC and LC-MS analyses will be also performed on all the extractive fractions obtained with the Soxhlet process in order to confirm that their chemical profiles are similar than those from the fine extraction method. Finally, similar studies should be carried out on other *Cedrus atlantica* trees from various areas covering different climatic condition, and of different age, in order to confirm these interesting preliminary results and to evaluate the impact of growing conditions on heartwood formation process.

Aknowledgements

This research project has been sponsored by the Master in Wood Sciences from the University of Montpellier. The authors would like to thank the Antofenol Company for allowing carrying out the antifungal activity tests.

Funding

This research project has been sponsored by the Master in Wood Sciences from the University of Montpellier. The authors would like to thank the Antofenol Company for allowing carrying out the antifungal activity tests. The funding of this study is therefore based on a total self-financing of all laboratories and companies having participated in the project.

Data access

The detailed data obtained through this study and presented in this article are available in the “CIRAD Dataverse Portail” with the following reference: Candelier K., JAY-ALLEMAND C. DIJOUX R., DUCRUET R., KIENY E., AZNAR D., CAYZAC C., BIDEL L. P. R., 2023. Replication Data for: Repellent activities against four Ascomycota species and *Reticulitermes flavipes* of acetic extractives from sapwood to inner heartwood fractions of *Cedrus Atlantica*. CIRAD Dataverse. <https://doi.org/10.18167/DVN1/LYGTS4>

References

- Aberchane M., Fechtal M., Chaouch A., 2004. Analysis of Moroccan Atlas cedar wood oil (*Cedrus atlantica* Manetti). *Journal of Essential Oil Research*, 16 (6): 542-547. <https://doi.org/10.1080/10412905.2004.9698793>
- Aboudy M. S. A., Mickymaray S., 2020. Anti-Fungal Efficacy and Mechanisms of Flavonoids. *Antibiotics*, 9 (2): 45. <https://doi.org/10.3390/antibiotics9020045>
- Auger-Rozenberg M. A., Geri G., Jay-Allemand C., Bastien C., 1990. Comestibilité de différents clones de pin sylvestre pour *Diprion pini* L. (Hym., Diprionidae). I. Incidence de la consommation des aiguilles de différents clones de pin sylvestre sur le développement de *Diprion pini* L. *Journal of Applied Entomology*, 110 : 489-500. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.1990.tb00149.x>
- Auger-Rozenberg M. A., Jay-Allemand C., Bastien C., Geri C., 1994. Quantitative variations of taxifolin and its glucoside in *Pinus sylvestris* needles consumed by *Diprion pini* larvae. *Annals of Forest Sciences*, 51 (2): 135-146. <https://doi.org/10.1051/forest:19940204>
- Beritognolo I., Breton C., Charpentier J.-P., Noël N., Burtin P., Stokes A., et al., 2000. Activation of flavonoid metabolism in living sapwood cells is partly responsible for wood colour and durability: Towards an original concept of heartwood extension in trees. In: Labrecque M. (ed.). *The Tree*. Fourth International Congress, Québec, Canada, August 20-25, 2000. Montreal Botanical Garden, Proceedings, 128-132.
- Boulogne I., Petit P., Ozier-Lafontaine H., Desfontaines L., Loranger-Merciris G., 2012. Insecticidal and antifungal chemicals produced by plants: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 10 (4): 325-347. <https://doi.org/10.1007/s10311-012-0359-1>
- Bourkhiss M., Chaouch A., Ouhsine M., Bourkhiss B., Rassam A., 2015. Étude physicochimique de l'huile essentielle de *Tetraclinis articulata* (Vahl) Masters du plateau central marocain. *Les Technologies de Laboratoire*, 9 (37): 1-7. <https://revues.imist.ma/index.php/technolab/article/download/2823/2076>

- Brémaud I., 2006. Diversité des bois utilisés ou utilisables en facture d'instruments de musique. Étude expérimentale des propriétés vibratoires en direction axiale de types de bois contrastés en majorité tropicaux. Relations à des déterminants de microstructure et de composition chimique secondaire. Thèse de doctorat, Université Montpellier 2 - Sciences et Techniques du Languedoc, France, 324 p.
- Brunetti M., De Capua E. L., Macchioni N., Monachello S., 2001. Natural durability, physical and mechanical properties of Atlas cedar (*Cedrus atlantica* Manetti) wood from Southern Italy. *Annals of Forest Sciences*, 58: 607-613. <https://doi.org/10.1051/forest:2001148>
- Burtin P., Jay-Allemand C., Charpentier J.-P., Janin G., 1998. Natural wood coloring process in *Juglans* sp. (*J. nigra*, *J. regia* and hybrid *J. nigra* 23 x *J. regia*) depends on native phenolic compounds accumulated in the transition zone between sapwood and heartwood. *Trees*, 12: 258-264. <https://doi.org/10.1007/PL00009716>
- Burtin P., Jay-Allemand C., Charpentier J.-P., Janin G., 2000. Modifications of hybrid walnut (*Juglans nigra* x *Juglans regia*) wood color under various steaming conditions. Relationship with phenolic composition. *Holzforschung*, 54: 33-38. <https://doi.org/10.1515/HF.2000.006>
- Candelier K., Thévenon M.-F., Collet R., Gérardin P., Dumarçay S., 2020. Anti-fungal and anti-termite activity of extractives compounds from thermally modified ash woods. *Maderas. Ciencia y Tecnología*, 22 (2): 223-240. <https://doi.org/10.4067/S0718-221X2020005000209>
- Courbet F. (coord.), Lagacherie M., Marty P., Ladier J., Ripert C., Amandier L., et al., 2012. Atlas cedar and climate change in France: Assessment and recommendations. *Forêt Entreprise*, 204: 41-45. https://hal.inrae.fr/hal-02811160/file/Cedrus-report_Low_Resolution%281%29_3.pdf
- Dulac A., 2011. Marqueurs phénotypiques de la diversité des ressources génétiques du genre *Hydrangea*. Thèse de doctorat, Université d'Angers, France, 373 p.
- El Azzouzi K., Keller R., 1998. Propriétés technologiques du bois de cèdre de l'Atlas. *Forêt Méditerranéenne*, 19 (1) : 11-33. https://www.foret-mediterraneenne.org/upload/biblio/FORET_MED_1998_1_11.pdf
- EN 350, 2016. Durability of wood and wood-based products – Testing and classification of the durability to biological agents of wood and wood-based materials. European Committee for Standardization. <https://standards.iteh.ai/catalog/standards/cen/b02d18a7-87ce-4a20-84c7-c0de641a2780/en-350-2016>
- Fidah A., Rahouti M., Kabouchi B., Ziani M., El Bouhtoury-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>
- Fidah A., Salhi N., Rahouti M., Kabouchi B., Ziani M., Aberchane M., et al., 2016. Natural durability of *Cedrus atlantica* wood related to the bioactivity of its essential oil against wood decaying fungi. *Maderas. Ciencia y Tecnología*, 18 (4): 567-576. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-221X2016005000049>
- Fidah A., Salhi N., Rahouti M., Kabouchi B., Ismaili M. R., Ziani M., et al., 2017. Chemical variability and antifungal activity of *Tetraclinis articulata* (Vahl) Masters woods and leaves essential oils against wood decaying fungi. *International Journal of Pharmacognosy and Phytochemical Research*, 9 (1): 123-128. <https://www.semanticscholar.org/paper/Chemical-Variability-and-Antifungal-Activity-of-and-Fidah-Salhi/dd2b3a-04b7093ef5b902dd22e375dea5b30c6011>
- Gérard J. (coord.), Guibal D., Paradis S., Cerre J.-C., 2017. Tropical Timber Atlas. Technological characteristics and uses. Versailles, France, Éditions Quæ. https://www.itto.int/files/itto_project_db_input/3028/Technical/E-TMT-SDP-010-12-R1-M-Tropical%20Timber%20Atlas.pdf
- Gierlinger N., Wimmer R., 2004. Radial distribution of heartwood extractives and lignin in mature European larch. *Wood and Fiber Science*, 36 (3): 387-394. <https://wfs.swst.org/index.php/wfs/article/view/937/937>
- Hadacek F., Greger H., 2000. Testing of antifungal natural products: methodologies, comparability of results and assay choice. *Phytochemical Analysis*, 11 (3): 137-147. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1565\(200005/06\)11:3<137::AID-PCA514>3.0.CO;2-I](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1565(200005/06)11:3<137::AID-PCA514>3.0.CO;2-I)
- Hammani O., Mourad Y., 2019. Valuation of the sawdust stemming from Moroccan *Cedrus atlantica* by introducing it as charge into a matrix of high-density polyethylene. *International Journal of Scientific & Technology Research*, 8 (10): 1857-1952. <http://www.ijstr.org/final-print/oct2019/Valuation-Of-The-Sawdust-Stemming-From-Moroccan-Cedrus-Atlantica-By-Introducing-It-As-Charge-Into-A-Matrix-Of-High-density-Polyethylene.pdf>
- Heim L., Dodeler R., Brancheriau L., Marchal R., Boutahar N., Lotte S., et al., 2022. Comparison of extractive chemical signatures among branch, knot and bark wood fractions from forestry and agroforestry walnut trees (*Juglans regia* x *J. nigra*) by NIR spectroscopy and LC-MS analyses. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 15 (1): 56-62. <https://doi.org/10.3832/ifer3973-014>
- Hergert H. L., Goldschmid O., 1958. Biogenesis of heartwood and bark constituents. I. A. New taxifolin glucoside. *Journal of Organic Chemistry*, 23 (5): 700-704. <https://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/jo01099a015>
- Hillis W. E., 1987. Heartwood and Tree Exudates. Part of the book series: Springer Series in Wood Science (SSWO, volume 4). Springer-Verlag. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-72534-0>
- Jaouadi I., Cherrad S., Bouyahya A., Koursaoui L., Satrani B., Ghanmi M., et al., 2021. Chemical variability and antioxidant activity of *Cedrus atlantica* Manetti essential oils isolated from wood tar and sawdust. *Arabian Journal of Chemistry*, 14 (12): 103441. <https://doi.org/10.1016/j.arabjoc.2021.103441>
- Keppi-Benkeder Z., Colin F., Dumarçay S., Gérardin P., 2015. Quantification and characterization of knot wood extractives of 12 European softwood and hardwood species. *Annals of Forest Science*, 72: 277-284. <https://doi.org/10.1007/s13595-014-0428-7>
- Label P., Beritognolo I., Burtin P., Dehon L., Couée I., Breton C., et al., 2000. Cambial activity and xylem differentiation in walnut (*Juglans* sp.). In: Savidge R. A., Barnett J. R., Napier R. (eds). *Cell and Molecular Biology of Wood Formation*. London, UK, BIOS Scientific Publishers, 209-221.
- Liu W., Feng Y., Yu S., Fan Z., Li X., Li J., et al., 2021. The Flavonoid Biosynthesis Network in Plants. *International Journal of Molecular Sciences*, 22 (23): 12824. <https://doi.org/10.3390/ijms222312824>
- Master in Wood Sciences, 2022. Scientific atlas of a *Cedrus Atlantica* tree [in French]. University of Montpellier, France, 108 p.

- Mbakidi-Ngouaby H., 2017. Métabolites de *Pseudotsuga menziesii* : approche métabolomique et rôle dans la résistance. Thèse de doctorat, Université de Limoges, France, 201 p.
- Medha K., Rajna S., Devi L. J., Samant L, Jose S., 2021. A comprehensive review on moth repellent finishing of woolen textiles. Journal of Cultural Heritage, 49: 260-271. <https://doi.org/10.1016/j.culher.2021.02.006>
- Mhirit O., Blerot P. (dirs), 1999. Le grand livre de la forêt marocaine. 1st ed. Sprimont, Belgique, Éditions Mardaga, 280 p.
- Niamké F. B., Amusant N., Charpentier J.-P., Chaix G., Baissac Y., Boutahar N., et al., 2011. Relationships between biochemical attributes (non-structural carbohydrates and phenolics) and natural durability against fungi in dry teak wood (*Tectona grandis* L. f.). Annals of Forest Science, 68 (1): 201-211. <https://doi.org/10.1007/s13595-011-0021-2>
- Niamké B. F., Amusant N., Stien D., Chaix G., Lazano Y., Kadio A. A., et al., 2012. 4',5'-Dihydroxy-epiisocatalponol, a new naphthoquinone from *Tectona grandis* L. f. heartwood, and fungicidal activity. International Biodeterioration & Biodegradation, 74: 93-98. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2012.03.010>
- Ohmura W., Doi S., Aoyama M., Ohara S., 2000. Antifeedant activity of flavonoids and related compounds against the subterranean termite *Coptotermes formosanus* Shiraki. Journal of Wood Sciences, 46 (2): 149-153. <https://doi.org/10.1007/BF00777362>
- Ouaar D., Megherbi Benali A., Toumi Benali F., Thévenon M.-F., Candelier K., Pignolet L., et al., 2022. Durabilité naturelle et composition en extractibles du bois de *Juniperus oxycedrus* subsp. *oxycedrus* du Nord-Ouest de l'Algérie. Bois et Forêts des Tropiques, 350 : 57-69. <https://revues.cirad.fr/index.php/BFT/article/view/36837>
- Orhan D. D., Özçelik B., Özgen S., Ergun F., 2010. Antibacterial, antifungal, and antiviral activities of some flavonoids. Microbiological Research, 165 (6): 496-504. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2009.09.002>
- Polge H., 1982. Influence de la compétition et de la disponibilité en eau sur l'importance de l'aubier du douglas. Annals of Forest Science, 39 (4) : 379-398. <https://doi.org/10.1051/forest:19820403>
- Rabhi K., Tafer M., Messaoudene M., 2014. Évolution des proportions d'aubier et de duramen du cèdre de l'Atlas, *Cedrus atlantica* Manetti, en Algérie. Bois et Forêts des Tropiques, 322 (4) : 77-87. <https://doi.org/10.19182/bft2014.322.a31238>
- Rabhi K., Akli A., Djouhri A., Yahi N., Boudedja S., Messaoudene M., 2018. Bilan et croissance des reboisements de cèdre de l'Atlas, *Cedrus atlantica* (Endl.) Carrière, en Algérie : cas du Djurdjura et de l'Atlas blidéen. Bois et Forêts des Tropiques, 337 (3) : 3-15. <https://doi.org/10.19182/bft2018.337.a31627>
- Rowe J. W., Conner A. H., 1979. Extractives in eastern hardwoods – A review. Madison, WI, USA, USDA Forest Service, Forest Products Laboratory, General Technical Report, 67 p. <https://books.google.fr/books?id=pQd0PQZYr5cC&ots=VRTWigZpr-j&dq=Extractives%20in%20eastern%20hardwoods%20-%20A%20review&lr&hl=fr&pg=PP5#v=onepage&q=Extractives%20in%20eastern%20hardwoods%20-%20A%20review&f=false>
- Rowell R. M., Pettersens R., Han J. S., Rowell J. S., Tshabalala M. A., 2013. Cell wall chemistry. In: Rowell R. (ed.). Handbook of wood chemistry and wood composites. 2nd edition. Chapter 3: Cell wall chemistry. Boca Raton, FL, USA, CRC Press, 35-72. <https://www.fs.usda.gov/treearch/pubs/42245>
- Salhi N., Fidah A., Rahouti M., Ismaili M. R., Kabouchi B., Famiri A., 2020. Preservative effect of *Tetraclinis articulata* and *Cedrus atlantica* wood extractives against fungal decay. Madera y Bosques, 26 (3): e2632093. <https://doi.org/10.21829/myb.2020.2632093>
- Taylor A. M., Gartner B. L., Morrell J. J., 2002. Heartwood formation and natural durability – A review. Wood and Fiber Science, 34 (4): 587-611. <https://wfs.swst.org/index.php/wfs/article/view/539/539>
- Thuan N. H., Shrestha A., Trung N. T., Tatipamula V. B., Van Cuong D., Canh N. X., et al., 2021. Advances in biochemistry and the biotechnological production of taxifolin and its derivatives. Biotechnology and Applied Biochemistry, 202: 1-14. <https://doi.org/10.1002/bab.2156>
- Touahri N., 2014. Extractibles nodaux des essences forestières tempérées. Mémoire de stage, Université de Lorraine, France, 40 p.
- Verma M., Sharma S., Prasad R., 2009. Biological alternatives for termite control: A review, International Biodeterioration & Biodegradation, 63 (8): 959-972. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2009.05.009>

Candelier et al. – Author's contributions

Contributor role	Contributor names
Conceptualization	L. Bidel, C. Jay-Allemand, K. Candelier
Data Curation	L. Bidel, C. Jay-Allemand, K. Candelier, R. Dijoux, R. Ducruet, E. Kienny
Formal Analysis	R. Dijoux, R. Ducruet, E. Kienny
Funding Acquisition	L. Bidel, C. Jay-Allemand, K. Candelier, C. Cayzac
Investigation	R. Dijoux, R. Ducruet, E. Kienny
Methodology	L. Bidel, C. Jay-Allemand, K. Candelier
Project Administration	L. Bidel, C. Jay-Allemand, K. Candelier, R. Dijoux, R. Ducruet, E. Kienny
Resources	L. Bidel, C. Jay-Allemand, K. Candelier, D. Aznar, C. Cayzac
Software	R. Dijoux, R. Ducruet, E. Kienny
Supervision	L. Bidel, C. Jay-Allemand, K. Candelier
Validation	L. Bidel, C. Jay-Allemand, K. Candelier
Visualization	R. Dijoux, R. Ducruet, E. Kienny
Writing – Original Draft Preparation	L. Bidel, C. Jay-Allemand, K. Candelier, R. Dijoux, R. Ducruet, E. Kienny
Writing – Review & Editing	L. Bidel, C. Jay-Allemand, K. Candelier

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 - ISSN : L-0006-579X

Ozigo – *Dacryodes buettneri* H.J. Lam (Syn. *Pachylobus buettneri*)

Extrait de l'Atlas des bois tropicaux – Caractéristiques technologiques et utilisations
 J. Gérard (coord.), D. Guibal (au.), J.-C. Cerre (au.), S. Paradis (au.), et 40 auteurs, 2016.
 Éditions Quæ, 1000 p.

<https://www.quae.com/produit/1408/9782759225521/atlas-des-bois-tropicaux>

Accès à la notice d'information générale :

<https://doi.org/10.19182/bft2021.347.a36353>

Famille. Burseraceae.

Noms botaniques. *Dacryodes buettneri* H.J. Lam (Syn. *Pachylobus buettneri*)

Continent. Afrique.

CITES (Convention de Washington, 2016). Pas de restriction commerciale.

Description de la grume

Diamètre. De 70 à 100 cm.

Épaisseur de l'aubier. De 5 à 9 cm.

Flottabilité. Flottable.

Conservation en forêt. Moyenne (traitement recommandé).

Description du bois

Couleur référence. Brun clair.

Aubier. Peu distinct.

Grain. Moyen.

Fil. Contrefil.

Contrefil. Accusé.

Notes. Bois brun clair à blanc rosâtre. Surface lustrée. Aspect rubané et parfois moiré sur quartier.

Propriétés physiques et mécaniques

Propriété	Valeur moyenne
Densité ⁽¹⁾	0,59
Dureté Monnin ⁽¹⁾	2,8
Coefficient de retrait volumique	0,42 % par %
Retrait tangentiel total (Rt)	7,3 %
Retrait radial total (Rr)	5,2 %
Ratio Rt/Rr	1,4
Point de saturation des fibres	33 %
Conductivité thermique (λ)	0,20 W/(m.K)
Pouvoir calorifique inférieur	-
Contrainte de rupture en compression ⁽¹⁾	52 MPa
Contrainte de rupture en flexion statique ⁽¹⁾	91 MPa
Module d'élasticité longitudinal ⁽¹⁾	13 820 MPa

⁽¹⁾ À 12 % d'humidité, avec 1 MPa = 1 N/mm².



Dosse.
Photo D. Guibal, Cirad.



Quartier.
Photo D. Guibal, Cirad.

Durabilité naturelle et imprégnabilité du bois

Résistance aux champignons. Classe 5 – non durable.

Résistance aux insectes de bois sec. Classe S – sensible (risque dans tout le bois).

Résistance aux termites. Classe M – moyennement durable.

Imprégnabilité. Classe 3 – peu imprégnable.

Classe d'emploi couverte par la durabilité naturelle. Classe 2 – à l'intérieur ou sous abri (risque d'humidification).

Traitement de préservation

Contre les attaques d'insectes de bois sec. Ce bois nécessite un traitement de préservation adapté.

En cas d'humidification temporaire. L'utilisation de ce bois n'est pas conseillée.

En cas d'humidification permanente. L'utilisation de ce bois n'est pas conseillée.

Séchage

Vitesse de séchage. Normale.

Risque de déformation. Peu élevé.

Risque de cémentation. Pas de risque particulier connu.

Risque de fentes. Élevé.

Risque de collapsé. Pas de risque particulier connu.

Notes. Le bois doit être séché lentement. Ressuyage préalable conseillé.

Programme de séchage proposé. Programme n°5 (voir note explicative).

Sciage et usinage

Effet désaffûtant. Important.

Denture pour le sciage. Denture stellitée.

Outils d'usinage. Au carbure de tungstène.

Aptitude au déroulage. Bonne.

Aptitude au tranchage. Non recommandé ou sans intérêt.

Notes. Réduire l'angle de coupe à l'usinage (environ 15°). Taux de silice élevé. Quelques difficultés au rabotage en raison du contrefil. Tendance au peluchage.

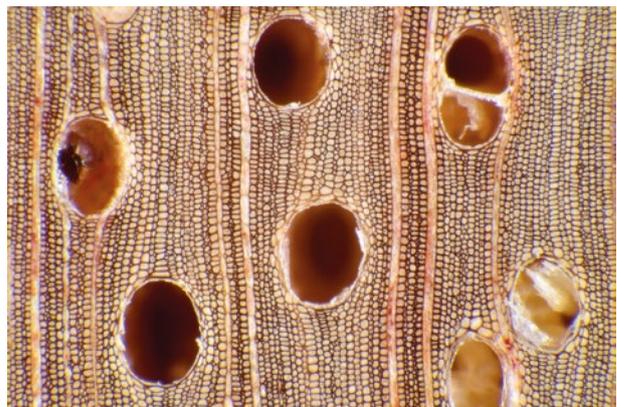
Assemblage

Clouage/vissage. Bonne tenue.

Sections transversales *Dacryodes buettneri*.
Photo J.-C. Cerre.



2 mm



0,5 mm

Classements commerciaux

Classement d'aspect des produits sciés

Selon les règles de classement SATA (1996).

Pour le « Marché général »

Classements possibles avivés : choix i, choix ii, choix iii, choix iv.

Classements possibles coursons : choix i, choix ii.

Classements possibles coursons de chevrons : choix i, choix ii, choix iii.

Pour les « Marchés particuliers »

Classements possibles frises et planchettes : choix i, choix ii, choix iii.

Classements possibles chevrons : choix i, choix ii, choix iii.

Classement d'aspect des produits sciés

Conformément à la norme française NF B 52-001-1 (2011), la classe mécanique D30 peut être attribuée par classement visuel.

Réaction au feu

Classement conventionnel français

Épaisseur > 14 mm : M3 (moyennement inflammable).

Épaisseur < 14 mm : M4 (facilement inflammable).

Classement selon euroclasses. D-s2, d0.

Ce classement par défaut concerne les bois massifs répondant aux exigences de la norme NF EN 14081-1 (avril 2016) : bois de structure utilisés en parois verticales et plafonds, classés, de densité moyenne minimale 0,35 et d'épaisseur minimale 22 mm.

Principales utilisations

Coffrage.

Emballage, caisserie.

Escalier d'intérieur.

Face ou contreface de contreplaqué.

Intérieur de contreplaqué.

Lambris.

Menuiserie intérieure.

Meuble courant ou élément meublant.

Parquet.

Principales appellations vernaculaires

Pays	Appellation
Allemagne	Assia
Cameroun	Assas
Gabon	Assia, Ozigo
Guinée équatoriale	Assia

Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2023.355.a37161>

Droit d'auteur © 2023, Bois et Forêts des Tropiques © Cirad © Quæ

Date de publication : 1^{er} mars 2023

Ozigo – *Dacryodes buettneri* H.J. Lam (Syn. *Pachylobus buettneri*)

From Tropical timber atlas – Technological characteristics and uses.

J. Gérard (coord.), D. Guibal (au.), J.-C. Cerre (au.), S. Paradis (au.), and 40 authors, 2016.
Publisher Éditions Quæ, 1000 p.

<https://www.quae.com/produit/1477/9782759227716/tropical-timber-atlas>

Access to the general information leaflet:

<https://doi.org/10.19182/bft2021.347.a36353>

Family. Burseraceae.

Botanical name. *Dacryodes buettneri* H.J. Lam (Syn. *Pachylobus buettneri*)

Continent. Africa.

CITES (Washington Convention of 2017). No trade restrictions.

Log description

Diameter. 70 to 100 cm.

Thickness of sapwood. 5 to 9 cm.

Buoyancy. Floats.

Log conservation. Moderate (treatment recommended).

Wood description

Reference colour. Light brown.

Sapwood. Not clearly demarcated.

Texture. Medium.

Grain. Interlocked grain.

Interlocked grain. Marked.

Notes. Wood light brown to pinkish white. Lustrous surface. Ribbon-like and sometimes moiré aspect on quartersawn.

Physical and mechanical properties

Property	Mean value
Density ⁽¹⁾	0.59
Monnin hardness ⁽¹⁾	2.8
Coefficient of volumetric shrinkage	0.42% per %
Total tangential shrinkage (Ts)	7.3%
Total radial shrinkage (Rs)	5.2%
T/R anisotropy ratio	1.4
Fibre saturation point	33%
Thermal conductivity (λ)	0.20 W/(m.K)
Lower heating value	-
Crushing strength ⁽¹⁾	52 MPa
Static bending strength ⁽¹⁾	91 MPa
Longitudinal modulus of elasticity ⁽¹⁾	13,820 MPa

⁽¹⁾ At 12% moisture content, with 1 MPa = 1 N/mm².



Flat sawn.
Photo D. Guibal, Cirad.



Quarter sawn.
Photo D. Guibal, Cirad.

Natural durability and treatability

Resistance to decay. Class 5 – non durable.

Resistance to dry wood borers. Class S – susceptible (risk in all the wood).

Resistance to termites. Class S – susceptible.

Treatability. Class 3 – poorly treatable.

Use class covered by natural durability. Class 2 – inside or under cover (dampness possible).

Preservation treatment

Against dry wood borer attacks. This wood requires appropriate preservation treatment.

In case of temporary humidification. Use of this wood is not recommended.

In case of permanent humidification. Use of this wood is not recommended.

Drying

Drying rate. Normal.

Risk of distortion. Slight risk.

Risk of case hardening. No known specific risk.

Risk of checking. High risk.

Risk of collapse. No known specific risk.

Notes. Must be dried slowly. Preliminary air drying recommended.

Suggested drying schedule. Schedule #5 (see explanatory note).

Sawing and machining

Blunting effect. High.

Tooth for sawing. Stellite-tipped.

Machining tools. Tungsten carbide.

Suitability for peeling. Good.

Suitability for slicing. Not recommended or without interest.

Notes. Reducing the cutting angle to 15° is recommended. High silica content. Some difficulties in planing due to interlocked grain. Tendency to woolliness.

Assembling

Nailing/screwing. Good.

Cross sections of *Dacryodes buettneri*.
Photo J.-C. Cerre.



2 mm



0,5 mm

Commercial grading**Sawn timber appearance grading**

According to SATA grading rules (1996).

For the “General Purpose Market”

Possible grading for square-edged timbers: choice i, choice ii, choice iii, choice iv.

Possible grading for shortlength lumbers: choice i, choice ii.

Possible grading for shortlength rafters: choice i, choice ii, choice iii.

For the “Special Market”

Possible grading for strips and small boards: choice i, choice ii, choice iii.

Possible grading for rafters: choice i, choice ii, choice iii.

Visual structure grading

According to French standard NF B 52-001-1 (2011), strength class D30 can be provided by visual grading.

Fire safety**Conventional French grading**

Thickness > 14 mm: M3 (moderately flammable).

Thickness < 14 mm: M4 (readily flammable).

Euroclass grading. D-s2, d0.

Default grading for solid wood that meets requirements of European standard NF EN 14081-1 (April 2016): structural graded timber in vertical uses and ceilings with minimal mean density of 0.35 and minimal thickness of 22 mm.

Main end uses

Formwork	Panelling.
Boxes and crates.	Interior joinery.
Stairs (inside).	Built-in furniture or mobile item.
Veneer for back or face of plywood.	Flooring.
Veneer for interior of plywood.	

Common names

Country	Local name
Germany	Assia
Cameroon	Assas
Gabon	Ozigo
Equatorial Guinea	Assia

Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2023.355.a37161>

Droit d'auteur © 2023, Bois et Forêts des Tropiques © Cirad © Quæ

Date de publication : 1^{er} mars 2023

RÉSUMÉ DE THÈSE /
ACADEMIC THESIS ABSTRACT / RESUMEN DE TESIS ACADÉMICAContribution à l'étude de la variabilité
chez le cèdre de l'Atlas au Maroc

Nezha EL BAKKALI

RÉSUMÉ

Le cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* (Endl.) G. Manetti ex Carrière) est une espèce endémique des montagnes du Maroc et de l'Algérie. Il constitue une ressource vitale pour les populations et d'intérêt bioécologique et socio-économique considérable. Cette ressource naturelle est malheureusement menacée par plusieurs facteurs de dépérissement et l'évolution rapide du climat vers la sécheresse, ce qui le pousse à modifier sa morphologie pour acquérir des caractères d'adaptation. Dans cette thèse, l'identification des traits morphologiques et anatomiques adaptatifs de *Cedrus atlantica* au Maroc est abordée via :

- L'évaluation de l'adaptabilité écologique et la microévolution des populations naturelles de *C. atlantica* basée sur l'analyse des caractères morphologiques et anatomiques des aiguilles.
- L'étude de certains caractères adaptatifs des aiguilles des populations du cèdre dans le Moyen Atlas central présentant des conditions environnementales et des niveaux de diversité génétiques différents.
- L'étude morphométrique effectuée sur des caractères morpho-anatomiques de l'aiguille dans des populations naturelles dans les montagnes du Moyen et du Haut Atlas au Maroc.

Les résultats de l'évaluation de l'influence de la géographie sur la morphologie et l'anatomie des aiguilles du *C. atlantica* montrent l'existence d'une adaptation de la structure des aiguilles à la position géographique et aux conditions climatiques des populations. De même, les populations du Moyen Atlas central présentant des conditions environnementales et des niveaux de diversité génétiques différents ont montré que les adaptations morpho-anatomiques des aiguilles sont en harmonie avec leur spécificité génétique révélée précédemment. Enfin, l'étude comparative de la variabilité morpho-anatomique des aiguilles des populations du Moyen et du Haut Atlas a confirmé l'existence de deux écotypes distincts génétiquement de *C. atlantica*, géographiquement distants dans les montagnes de l'Atlas. En conséquence, cela a permis de cerner l'écotype en conférant à cette espèce une place de choix dans les projets de revalorisation des populations méditerranéennes, en particulier sur les zones semi-arides. Ces résultats montrent que les traits morpho-anatomiques des aiguilles permettent l'évaluation de la diversité intra- et inter-population chez le cèdre de l'Atlas. De plus, ils ont une importance capitale dans les programmes de sélection ainsi que dans les études relatives à la microévolution du genre *Cedrus* au Maroc.

Mots-clés : aiguille, anatomie, cèdre de l'Atlas, morphologie, géographie, population, variabilité.

Contribution to studies of Atlas Cedar
variability in Morocco

ABSTRACT

The Atlas Cedar (*Cedrus atlantica* (Endl.) G. Manetti ex Carrière) is endemic to the mountainous regions of Morocco and Algeria. It is a vital natural resource for the local populations and of considerable bio-ecological and socio-economic interest, but it is unfortunately under threat from several factors causing dieback and from rapidly worsening drought conditions due to climate change, which are causing morphological changes as the trees acquire adaptive traits. This thesis addresses the identification of adaptive morphological and anatomical traits in *Cedrus atlantica* in Morocco through:

- Assessments of the ecological adaptability and micro-evolution of natural *C. atlantica* populations from analyses of the morphological and anatomical traits of the needles.
- Analysis of certain adaptive traits of the needles of cedar populations in the central area of the Middle Atlas with different environmental conditions and levels of genetic diversity.
- Morphological studies of the morpho-anatomical traits of needles in natural cedar stands in Morocco's Middle and High Atlas ranges.

The results of our assessment of the influence of geography on the morphology and anatomy of *C. atlantica* needles shows adaptation of the structure of the needles to the geographical position and climatic conditions of each stand. Similarly, in the stands in the central Middle Atlas with different environmental conditions and levels of genetic diversity, the morpho-anatomical adaptations of the needles differed according to the specific genetic traits identified previously. Finally, the comparative analysis of morpho-anatomical variability of the needles in *C. atlantica* stands in the Middle and High Atlas confirmed the existence of two genetically distinct and geographically distant ecotypes in the Atlas Mountains, making it possible to identify which ecotype is best suited to projects to rehabilitate Mediterranean populations of *C. atlantica*, especially in semi-arid zones. These results show that the morpho-anatomical traits of needles can be used to assess intra- and inter-species diversity in the Atlas Cedar, which is of crucial importance for breeding programmes and for studies on the micro-evolution of the genus *Cedrus* in Morocco.

Keywords: needle, anatomy, Atlas Cedar, morphology, geography, population, variability.

Contribución al estudio de la variabilidad
del cedro del Atlas en Marruecos

RESUMEN

El cedro del Atlas (*Cedrus atlantica* (Endl.) G. Manetti ex Carrière) es una especie endémica de las montañas de Marruecos y Argelia. Es una fuente vital para las poblaciones y proporciona un considerable valor bioecológico y socioeconómico. Este recurso natural está desgraciadamente amenazado por varios factores de debilitamiento y por la rápida evolución del clima hacia la sequía, que lo empuja a modificar su morfología para adquirir rasgos adaptativos. En esta tesis se aborda la identificación de los rasgos morfológicos y anatómicos adaptativos de *Cedrus atlantica* en Marruecos mediante:

- La evaluación de la adaptabilidad ecológica y la microevolución de las poblaciones naturales de *C. atlantica* a partir del análisis de los caracteres morfológicos y anatómicos de las acículas.
- El estudio de algunos rasgos adaptativos de las acículas de varias poblaciones de cedro del Atlas Medio central con diferentes condiciones ambientales y niveles de diversidad genética.
- El estudio morfométrico realizado en los caracteres morfoanatómicos de la acícula en poblaciones naturales de las montañas del Medio y Alto Atlas marroquí.

Los resultados de la evaluación de la influencia de la geografía en la morfología y anatomía de las acículas del *C. atlantica* muestran la existencia de una adaptación de la estructura de las acículas a la posición geográfica y a las condiciones climáticas de las poblaciones. Del mismo modo, las poblaciones del Atlas Medio central con diferentes condiciones ambientales y niveles de diversidad genética han demostrado que las adaptaciones morfoanatómicas de las acículas están en armonía con la especificidad genética revelada anteriormente. Por último, el estudio comparativo de la variabilidad morfoanatómica de las acículas de las poblaciones del Atlas Medio y del Alto Atlas confirmó la existencia de dos ecotipos genéticamente distintos de *C. atlantica* geográficamente distantes en las montañas del Atlas. Como resultado, se identificó el ecotipo que confiere a esta especie un lugar preferente en los proyectos de revalorización de poblaciones mediterráneas, especialmente en zonas semiáridas. Estos resultados muestran que los rasgos morfoanatómicos de las acículas permiten evaluar la diversidad intra e interpopulacional en el cedro del Atlas. Además, son de gran importancia en los programas de selección, así como en los estudios sobre la microevolución del género *Cedrus* en Marruecos.

Palabras clave: acícula, anatomía, cedro del Atlas, morfología, geografía, población, variabilidad.



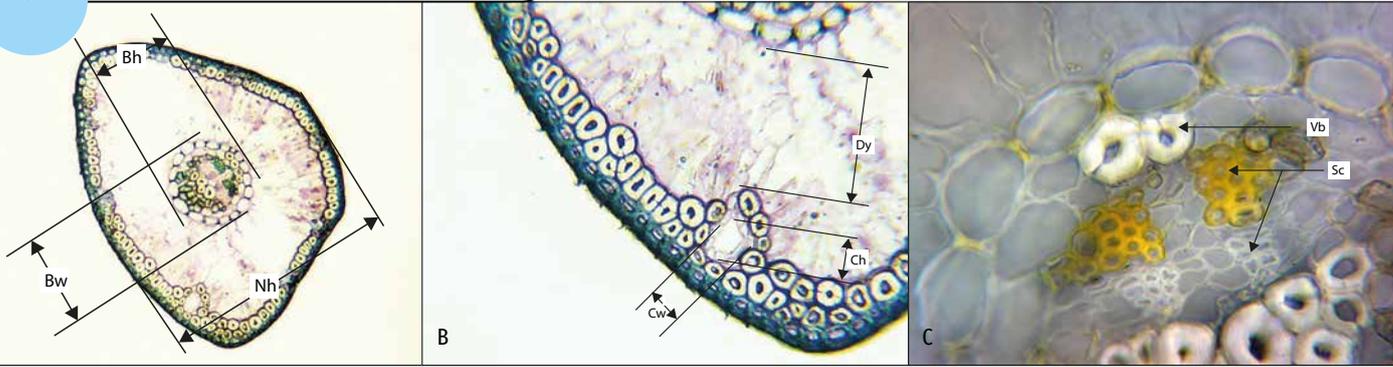
Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2023.a37153>

Droit d'auteur © 2023, Bois et Forêts des Tropiques © Cirad

Date de publication : 1^{er} mars 2023



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

**Photos 1.**

Observations des coupes transversales d'une aiguille de *Cedrus atlantica* Manetti sous le microscope optique (Optika DM-15). Seuls les principaux caractères mesurés ont été représentés. A : image illustrant la hauteur de la section de l'aiguille (Nh), largeur du cylindre central (Bw) et hauteur du cylindre central (Bh) ; B : image illustrant la largeur du canal résinifère (Cw), hauteur du canal résinifère (Ch), distance entre le canal résinifère et la bande vasculaire (Dy). C : image illustrant les bandes vasculaires (xylème et phloème) (Vb), cellules sclérenchymateuses (Sc).

Photos 1.

Optical microscopy images of cross sections of a *Cedrus atlantica* Manetti needle (Optika DM-15). Only the main characteristics measured are represented. A: Image showing height of needle cross-section (Nh), width of vascular bundle including endodermis (Bw) and height of vascular bundle including endodermis (Bh); B: Image showing width of resin canal (Cw), height of resin canal (Ch) and distance between resin canal and vascular bundle (Dy); C: Image showing vascular bands (xylem and phloem) (Vb) and sclerenchymal cells (Sc).

Fotos 1.

Observaciones de secciones transversales de una acícula de *Cedrus atlantica* Manetti mediante microscopio óptico (Optika DM-15). Solo se han representado las principales características medidas. A: Imagen que indica la altura de la sección transversal de la aguja (Nh); y la anchura del haz vascular, incluida la endodermis (Bw) y la altura del haz vascular, incluida la endodermis (Bh). B: Imagen que indica el ancho del canal de resina (Cw), la altura del canal de resina (Ch) y la distancia entre el canal de resina y el haz vascular (Dy). C: Imagen que indica bandas vasculares (xilema y floema) (Vb) y células esclerenquimatosas (Sc).

Photos N. El Bakkali.

Figure 1.

Résultat de l'analyse discriminante montrant la dispersion des individus dans l'espace entre les deux premières valeurs de discrimination U_1 et U_2 (responsables de 98 % de la variation entre les populations). L'analyse a mis en évidence trois nuages dispersés des arbres, représentant les quatre populations comparées. La variable de la discrimination U_1 a été déterminée principalement par la longueur de l'aiguille (NI), tandis que la variable U_2 a été déterminée par la largeur du cylindre central (Bw) et la hauteur de la paroi de la cellule de l'hypoderme (Ht). Cette dispersion a montré que les populations du Moyen Atlas (M et T) sont dispersées sans chevauchement avec la population en bordure sud du Moyen Atlas (O) et la population du Haut Atlas (A). Les individus sont dispersés au long de ces deux dernières populations et les individus d'Aït Oufella (A) ont pénétré en partie dans la zone confidentielle des populations du Moyen Atlas. M : Moudemame ; T : Tamrabta ; O : Aït Oufella ; A : Aït Ayach.

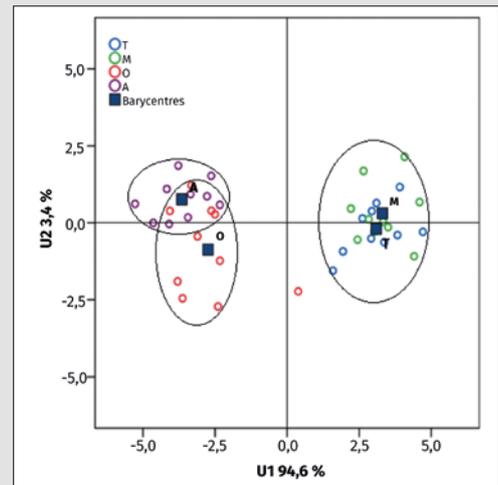
Figure 1.

Result of the discriminant analysis showing the spatial dispersion of individuals between the first two discrimination values U_1 and U_2 (responsible for 98% of the variation between populations). The analysis produced three scattered clouds of trees, representing the four populations being compared. The discrimination variable U_1 was determined mainly by the length of the needle (NI), while the variable U_2 was determined by the width of the vascular bundle including the endodermis (Bw) and the height of the cell wall of the hypodermis (Ht). This pattern shows that the dispersal of the populations of the Middle Atlas (M and T) does not overlap with the population on the southern edge of the Middle Atlas (O) or with the population of the High Atlas (A). The individuals are scattered alongside the latter two populations while the Aït Oufella individuals (A) have partly penetrated into the preferred zone of the Middle Atlas populations. M: Moudemame; T: Tamrabta; O: Aït Oufella; A: Aït Ayach.

Resultado del análisis discriminante que muestra la dispersión espacial de los individuos entre los dos primeros valores de discriminación U_1 y U_2 (responsables del 98 % de la variación entre poblaciones). Destacan tres nubes dispersas de árboles, que representan las cuatro poblaciones que se comparan. La variable de discriminación U_1 está determinada principalmente por la longitud de la acícula (NI), mientras que la variable U_2 está determinada por el ancho del haz vascular incluyendo la endodermis (Bw) y la altura de la pared celular de la hipodermis (Ht). Esta dispersión muestra que las poblaciones del Medio Atlas (M y T) están dispersas sin superponerse con la población del borde sur del Medio Atlas (O) y la población del Alto Atlas (A). Los individuos se encuentran dispersos a lo largo de estas dos últimas poblaciones y los individuos de Aït Oufella (A) han penetrado parcialmente en la zona confidencial de las poblaciones del Medio Atlas. M: Moudemame; T: Tamrabta; O: Aït Oufella; A: Aït Ayach.

Figure 1.

Resultado del análisis discriminante que muestra la dispersión espacial de los individuos entre los dos primeros valores de discriminación U_1 y U_2 (responsables del 98 % de la variación entre poblaciones). Destacan tres nubes dispersas de árboles, que representan las cuatro poblaciones que se comparan. La variable de discriminación U_1 está determinada principalmente por la longitud de la acícula (NI), mientras que la variable U_2 está determinada por el ancho del haz vascular incluyendo la endodermis (Bw) y la altura de la pared celular de la hipodermis (Ht). Esta dispersión muestra que las poblaciones del Medio Atlas (M y T) están dispersas sin superponerse con la población del borde sur del Medio Atlas (O) y la población del Alto Atlas (A). Los individuos se encuentran dispersos a lo largo de estas dos últimas poblaciones y los individuos de Aït Oufella (A) han penetrado parcialmente en la zona confidencial de las poblaciones del Medio Atlas. M: Moudemame; T: Tamrabta; O: Aït Oufella; A: Aït Ayach.



Grade et diplôme : Doctorat.

Université : Université Sidi Mohamed Ben Abdellah, Maroc.

Date de soutenance : 27 Février 2020.

Composition du jury

Direction : Mohammed Bendriss Amraoui (Professeur, Faculté des Sciences Dhar El Mahraz, Laboratoire de Biotechnologie, Environnement, Agroalimentaire et Santé).

Membres :

Yamina Msatef (Présidente, Faculté des Sciences Dhar El Mahraz, Fès, Maroc).

Hamid Mazouz (Rapporteur, Faculté des Sciences, Meknès, Maroc).

Laïla Nassiri (Rapporteuse, Faculté des Sciences, Meknès, Maroc).

Amina Bari (Rapporteuse, Faculté des Sciences Dhar El Mahraz, Fès, Maroc).

Meryem Benjelloun (Examinatrice, Faculté des Sciences et Techniques, Fès, Maroc).

Langue de rédaction : Français.

Financement : Université Sidi Mohamed Ben Abdellah, Maroc.

Accès au manuscrit : <https://hal.archives-ouvertes.fr/tel-03773145>

Contact :

Département de Biologie, Faculté des Sciences Dhar el Mahraz, Université Sidi Mohammed Ben Abdellah, P.O. Box 1796, Atlas, Fez, Maroc

elbakkalineza9@gmail.com

<https://orcid.org/0000-0002-0678-0912>

Liste des articles publiés

El Bakkali N., Bendriss Amraoui M., 2022. Structure of needle highlights ecological adaptability and micro-evolution of natural populations of *Cedrus atlantica* in Morocco. International Journal of Forestry Research, Volume 2022, Article ID 5415807, 9 p. <https://doi.org/10.1155/2022/5415807>

El Bakkali N., Bendriss Amraoui M., 2022. Morphological and anatomical characterization of ecotype needles of *Cedrus atlantica* in Morocco. International Journal of Forestry Research, Volume 2022, Article ID 5836589, 11 p. <https://doi.org/10.1155/2022/5836589>

El Bakkali N., Bendriss Amraoui M., 2018. The length, number, and endodermis area of needles discriminate two genetically distinct populations of *Cedrus atlantica* Manetti in the Moroccan Middle Atlas. Acta Societatis Botanicorum Poloniae, 87 (3): 3591. <https://doi.org/10.5586/asbp.3591>

BOOK OF ABSTRACTS
ALL-IUFRO CONFERENCE 2022

Forests in a Volatile World – Global Collaboration to Sustain Forests and Their Societal Benefits

21 – 23 September 2022, Vienna, Austria
University of Applied Arts ("Die Angewandte")

The conference explores the critical roles of research for the conservation and sustainable management of forests and trees under rapidly changing environmental, economic and social conditions. The program, developed jointly by IUFRO Divisions, Task Forces and Special Programs and Projects, places a particular focus on the importance of forests in achieving the Sustainable Development Goals.

<https://www.iufro.org/fileadmin/material/publications/proceedings-archive/all-iufro-conference-2022-abstracts.pdf>



PROCEEDINGS



Proceedings of
the Joint 44th Annual Meeting of
Council on Forest Engineering (COFE),
the 54th International Symposium on
Forest Mechanization (FORMEC),
and 2022 IUFRO All-Division 3
Meeting

One Big Family -
Shaping Our Future
Together

October 4-7, 2022
Corvallis, Oregon, USA

Editors
Woodam Chung
Christian Kanzian
Peter McNeary

**All-Division 3 Conference
and 44th Council on Forest
Engineering and 54th
International Symposium
on Forestry Mechanization:
One big family - Shaping
the future together**

**4-7 October 2022, Corvallis,
Oregon, United States**

Editors: Woodam Chung,
Christian Kanzian, Peter McNeary

The Council on Forest Engineering (COFE), the International Symposium on Forest Mechanization (FORMEC), and the International Union of Forest Research Organizations (IUFRO) Division 3 will meet in Corvallis, Oregon. This year's international meeting is the in-person forum on cutting-edge scientific research and innovative practices in forest operations and engineering. The 2nd IUFRO Division 3 Doctoral Conference will be held alongside this 2022 Joint Meeting. One Big Family – Shaping Our Future Together will focus on building a strong community of forest engineering across continents and sectors. Together, we will learn from each other and shape our future.

https://www.iufro.org/fileadmin/material/publications/proceedings-archive/30000-COFE_FORMEC_All-IUFRO3-2022_Proceedings.pdf