



Bois & forêts

des
tropiques

4^e trimestre 2021
n° 350

Bois & forêts des tropiques

Revue éditée par le Cirad
n° 350 / 4^e trimestre 2021

Rédacteur en chef

Jean-François Trébuchon

Rédacteurs scientifiques

Kévin Candelier
Vincent Freycon
Antoine Galiana
Valéry Gond
Jean Gérard
Jacques Tassin

Coordination éditoriale

Jean-François Trébuchon

Comité éditorial 2020-2022

Seheno Andriantsaralaza (Madagascar)
Samuel Assembe-Mvondo (Cameroun)
Loïc Brancheriau (France)
Stéphanie Carrière (France)
Adeline Fayolle (Belgique)
Isabel Garcia Drigo (Brésil)
Mohamed Tahar Elaieb (Tunisie)
Gerard Nounagnon Gouwakinnou (Bénin)
Isabel Gutierrez-Montes (Costa Rica)
Jean-Michel Harmand (France - Côte d'Ivoire)
Verina Ingram (Cameroun)
Lydie-Stella Koutika (République du Congo)
Anne Larson (Pérou)
Nassima Lassouane (Algérie)
Guillaume Lescuyer (France)
William Mala (Cameroun)
Lucas Jose Mazzei De Freitas (Brésil)
Florence Bobélé Niamke (Côte d'Ivoire)
Symphorien Ongolo (Allemagne)
Johan Oszwald (France)
Amadé Ouédraogo (Burkina Faso)
Ángela Parrado Rosselli (Colombie)
Josoa Randriamalala (Madagascar)
Fränk Richard (France)
Cécile Richard-Hansen (France)
Er-Riyahi Saber (Maroc)
Jolien Schure (Suède)
Jose Antonio Sierra-Huelsz (Mexique)
Marie Laure Sougoti-Guissou (Burkina Faso)
Shinya Takeda (Japon)
Marie-France Thévenon-Brillard (France)
Irié Casimir Zo-Bi (Côte d'Ivoire)

Graphiste

Pierre-Yves Bled

Correcteur

Jacques Bodichon

Traducteurs

Ilona Bossanyi
Anna Lon Quintana

Service de presse

Laurence Campas

Webmestre

Jean-François Trébuchon

Directrice de publication

Élisabeth Claverie de Saint Martin



Relecteurs ayant contribué à l'évaluation

des articles en 2020/

*Reviewers who have contributed
to the evaluation of articles in 2020*

Abderrahman Aafi, Amah Akodewou, Achille Assogbadjo, Seheno Andriantsaralaza, Jacques Beauchêne, Julie Betbeder, Lilain Blanc, Élodie Blanchard, Évelyne Bocquet, Frans Bongers, Clément Bourgoïn, Kévin Candelier, Stéphanie Carrière, François Courbet, Kasso Dainou, André De Kesel, Philippe Deleporte, Sékouna Diatta, Chauvelin Douh, Isabelle Droy, Fulvio Ducci, Simon Dufour, Sylvie Durrieu, Jean Paul Obame Engone, Mohamed Tahar Elayeb, Adeline Fayolle, Édith Fernandez-Baca, Éric Forni, Antoine Galiana, Laurent Gazull, Nancy Gélinas, Jean Gérard, Gus Gintzburger, Valéry Gond, Mostefa Goubi, Sylvie Gourlet-Fleury, Gérard Nounagnon Gouwakinnou, Michel Grimaldi, Hubert Guérin, Masumi Hasegawa, Jean-Marc Hémin, Dominique Hervé, Aristide Comlan Houngan, Justin Kassi, Dalila Kherchouche, Kouami Kokou, Adzo Kokutse, Bruno Kpangui, Davor Kržišnik, Clément Lacoste, Anne Larson, Nassima Lassouane, Nicolas Le-Moigne, Renan Leroux, Gauthier Ligot, Florent Lombard, Jean Joël Loumeto, Dominique Louppe, Daniel Maillard, Bernard Mallet, Rémy Marchal, Jean-François Mas, Radim Matula, Lucas Jose Mazzei de Freitas, Audrey Mercier, Éric André Nicolini, Pius Tshimankinda Mpiana, Johan Oszwald, Ahmed Ouhammou, Christine Ouinsavi, Amadé Ouédraogo, Angela Parrado-Rosselli, Marko Petrič, Romain Pirard, Noémie Pousse, Khellaf Rabhi, Josoa Randriamalala, Jacques Ranger, Dimitrios Raptis, Cécile Richard-Hansen, Emilio de los Ríos Ibarra, Patrick Rousset, Er-riyahi Saber, Slim Saïdi, Julian Schlubach, Julien Schure, Jose Antonio Sierra-Huelsz, Juan Carlos Suarez, Marijenka Tabaković, Jacques Tassin, Adeline Thévand, Marie-France Thévenon, Bernard Thibaut, Fanta Tietiambou, Ismaïla Toko Imourou, Toma Tonchev, Jean-François Trébuchon, Astrid Verhegghen, Cédric Vermeulen, Matthieu Vignal, Irié Casimir Zo-Bi

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

revues.cirad.fr

© Bois et forêts des tropiques © Cirad

ISSN 0006-579X

Dépôt légal : juin 2021

283997X - Imprimé en France par Dupli-Print

733, rue SAINT-Léonard

53100 Mayenne, France

Maquette : P-Y. Bled, Curvalle

Numéro d'inscription à la CPPP : 59465

Directrice générale : É. Claverie de Saint Martin

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>



« Drôle de Carré », les jardins Mallet-Stevens – Réalisation Bois et Loisirs, Croix (France).
“Drôle de Carré”, Mallet-Stevens gardens – creation by Bois et Loisirs, Croix (France).
Photo D. Delequeuche.

Conditions de publication

Consulter les instructions aux auteurs qui figurent sur le site web :

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

Pour être recevables, les textes doivent être originaux. Tous les articles sont soumis à l'appréciation d'un comité éditorial. Après acceptation, des corrections ou modifications sont proposées aux auteurs.

Les opinions émises par les auteurs n'engagent pas la responsabilité de la rédaction.



Politique d'Accès Libre
Open Access policy

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



La licence utilisée est

Attribution 4.0 International (CC BY 4.0).

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

L'utilisation d'une licence *creative commons* ne se substitue pas au Droit d'auteur et au *copyright*.



LE POINT SUR...

- Connaissances actuelles sur le complexe de tourbières de la Cuvette centrale et orientations futures pour la recherche** 3
 THE CONGOPEAT EARLY CAREERS RESEARCHERS GROUP:
 G. E. BIDDULPH, Y. E. BOCKO, P. BOLA, B. CREZEE, G. C. DARGIE, O. EMBA, S. GEORGIU,
 N. GIRKIN, D. HAWTHORNE, A. J. JOVANY-SANCHO, J. KANYAMA T., W. E. MAMPOUYA,
 M. MBEMBA, M. SCIUMBATA, G. TYRRELL
- Dissémination et germination de semences issues des fèces de bétail au Sahel du Burkina Faso** 15
 P. OUÉDRAOGO, S. TRAORÉ, B. M. I. NACOULMA, E. DABOUE, B. A. BATIONO
- Cartographie de l'évolution spatio-temporelle des mangroves au Bénin et projection de leur état futur à l'horizon 2050** 29
 M. G. S. ZANVO, Y. S. S. BARIMA, K. V. SALAKO, K. A. N. KOUA, M. A. KOLAWOLE,
 A. E. ASSOGBADJO, R. GLÈLÈ KAKAÏ
- Événements climatiques extrêmes et croissance radiale de *Cedrus atlantica* (Manetti) dans les massifs du Belezma et du Chélia (Algérie)** 43
 M. TAHER, S. SLIMANI, D. KHERCHOUCHE, F. BEKDOUCHE, M. MESSAOUDÈNE
- Durabilité naturelle et composition en extractibles du bois de *Juniperus oxycedrus* subsp. *oxycedrus* du Nord-Ouest de l'Algérie** 57
 D. OUAAR, A. MEGHERBI BENALI, F. TOUMI BENALI,
 M.-F. THÉVENON, K. CANDELIER, L. PIGNOLET, J. GÉRARD

DESCRIPTIF TECHNIQUE

- Descriptif technique d'essence tropicale – Jarrah, *Eucalyptus marginata* Donn.** 71
Descriptif technique d'essence tropicale – Okan, *Cylicodiscus gabunensis* Harms 77

RÉSUMÉ DE THÈSE

- Le concept de services écosystémiques peut-il faciliter la transition agroécologique dans l'Amazonie brésilienne ? Résultats d'une approche de recherche par méthodes mixtes à Irituia et Paragominas, dans l'État du Pará** 83
 A. G. LIMA RESQUE
- Évaluation et gestion des potentialités microbiennes du sol pour l'amélioration de la tolérance du caroubier aux contraintes hydriques** 87
 H. KHASSALI

VOS LECTURES

- 28, 70, 85
IUFRO, 2021. IUFRO Annual Report 2020 and Highlights. 90
INTERNATIONAL UNION OF FOREST RESEARCH ORGANIZATIONS (IUFRO).

ACTES DE CONFÉRENCES

- 86
43^e réunion annuelle conjointe du Council on Forest Engineering (COFE) et du 53^e symposium international sur la mécanisation forestière (FORMEC), la famille du génie forestier - avancer ensemble, 27-30 septembre 2021, Corvallis, Oregon, États-Unis

CONFÉRENCES INTERNATIONALES

- 89
FABI, the Forestry and Agricultural Biotechnology Institute, at the University of Pretoria, IUFRO WP 7.03.16 Mentoring Program 24th of January 2022, Europe and Africa session, 12.00 UTC 21st of February 2022, North, Central and South America, 18.00 UTC 28th of March 2022, Asia and Oceania session, 04.00 UTC.





FOCUS ON...

- Current knowledge on the Cuvette Centrale peatland complex and future research directions** 3
 THE CONGOPEAT EARLY CAREERS RESEARCHERS GROUP:
 G. E. BIDDULPH, Y. E. BOCKO, P. BOLA, B. CREZEE, G. C. DARGIE, O. EMBA, S. GEORGIU,
 N. GIRKIN, D. HAWTHORNE, A. J. JOVANY-SANCHO, J. KANYAMA T., W. E. MAMPOUYA,
 M. MBEMBA, M. SCIUMBATA, G. TYRRELL
- Dissemination and germination of seeds from Sahelian cattle faeces in Burkina Faso** 15
 P. OUÉDRAOGO, S. TRAORÉ, B. M. I. NACOULEMA, E. DABOUE, B. A. BATIONO
- Mapping spatio-temporal changes in mangroves cover and projection in 2050 of their future state in Benin** 29
 M. G. S. ZANVO, Y. S. S. BARIMA, K. V. SALAKO, K. A. N. KOUA, M. A. KOLAWOLE,
 A. E. ASSOGBADJO, R. GLÈLÈ KAKAÏ
- Extreme climatic events and radial growth of *Cedrus atlantica* (Manetti) in the Belezma and Chélia cedar forests (Algeria)** 43
 M. TAFER, S. SLIMANI, D. KHERCHOUCHE, F. BEKDOUCHE, M. MESSAOUDÈNE
- Natural resistance and extractives of *Juniperus oxycedrus* subsp. *oxycedrus* wood from north-western Algeria** 57
 D. OUAAR, A. MEGHERBI BENALI, F. TOUMI BENALI,
 M.-F. THÉVENON, K. CANDELIER, L. PIGNOLET, J. GÉRARD

TECHNICAL DESCRIPTION

- Technical description of tropical species – Jarrah, *Eucalyptus marginata* Donn.** 74
Technical description of tropical species – Okan, *Cylicodiscus gabunensis* Harms 80

PHILOSOPHIÆ DOCTOR ABSTRACT

- Can the concept of ecosystem services facilitate agroecological transition in the Brazilian Amazon? Results from a mixed-methods approach at Irituia and Paragominas, in Pará state** 83
 A. G. LIMA RESQUE
- Evaluation and management of soil microbial potentialities for improving the carob tree tolerance to water constraints** 87
 H. KHASSALI

BOOK REVIEW

- 28, 70, 85
IUFRO, 2021. IUFRO Annual Report 2020 and Highlights. 90
INTERNATIONAL UNION OF FOREST RESEARCH ORGANIZATIONS (IUFRO).

CONFERENCE PROCEEDINGS

- 86
The Joint 43rd Annual Meeting of Council on Forest Engineering (COFE) & the 53rd International Symposium on Forest Mechanization (FORMEC), Forest Engineering Family – Growing Forward Together, 27-30 September 2021, Corvallis, Oregon, USA.

INTERNATIONAL CONFERENCES

- 89
FABI, the Forestry and Agricultural Biotechnology Institute, at the University of Pretoria, IUFRO WP 7.03.16 Mentoring Program 24th of January 2022, Europe and Africa session, 12.00 UTC 21st of February 2022, North, Central and South America, 18.00 UTC 28th of March 2022, Asia and Oceania session, 04.00 UTC.

The CongoPeat Early Careers Researchers Group:

George Elliot BIDDULPH¹
Yannick Enock BOCKO²
Pierre BOLA³
Bart CREZEE⁴
Greta C. DARGIE⁴
Ovide EMBA³
Selena GEORGIU⁵
Nicholas GIRKIN^{6, 7}
Donna HAWTHORNE¹
A. Jonay JOVANI-SANCHO^{7, 8}
Joseph KANYAMA T.⁹
Wenina Emmanuel MAMPOUYA¹⁰
Mackline MBEMBA¹⁰
Matteo SCIUMBATA¹¹
Genevieve TYRRELL¹²

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

² Institut Supérieur Pédagogique Mbandaka
 Département de Biologie - Mbandaka
 Democratic Republic of the Congo

³ Institut Supérieur Pédagogique Mbandaka - Mbandaka
 Democratic Republic of the 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
 Democratic Republic of the Congo

¹⁰ Université Marien Nguabi - École Nationale Supérieure
 d'Agronomie et de Foresterie - Brazzaville
 Republic of the 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

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

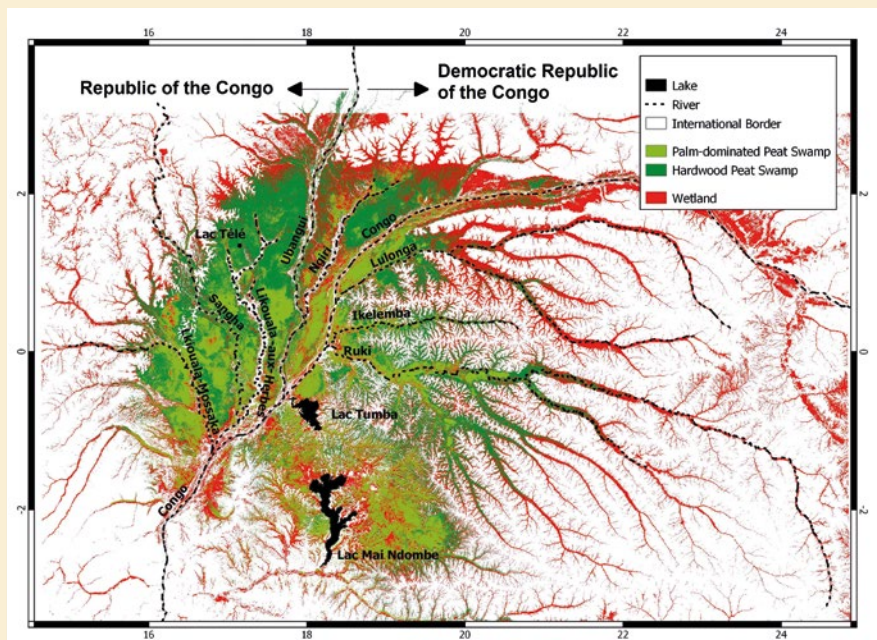


Figure 1.

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).

Doi : 10.19182/bft2021.350.a36288 – Droit d’auteur © 2021, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 24 décembre 2020 ; date d’acceptation : 22 juin 2021 ; date de publication : 1er décembre 2021.



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

Citer l’article / To cite the article

Biddulph G. E., Bocko 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), 2021. Current knowledge on the Cuvette Centrale peatland complex and future research directions. Bois et Forêts des Tropiques, 350 : 3-14. Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2021.350.a36288>

RÉSUMÉ

Connaissances actuelles sur le complexe de tourbières de la Cuvette centrale et orientations futures pour la recherche

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 Congo and the Democratic Republic of 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 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

Relatively recently it became apparent that the Cuvette Centrale, a vast region of wetlands in the centre of the Congo Basin, shared between the Republic of the Congo (ROC) and Democratic Republic of the Congo (DRC), is home to the largest tropical peatland complex in the world. Peatlands are a type of wetland, but are distinguishable from other wetland ecosystems by the considerable amounts of organic matter, and therefore, carbon they have accumulated. As a result, peatlands are widely recognised as playing an important role in the global carbon cycle, storing an estimated 600 peta-grams of carbon (Pg C; Yu *et al.*, 2010), accounting for over a third of the global soil carbon stock (Page *et al.*, 2011). Peatland ecosystems can also play a valuable role in regulating regional hydrology and provide habitat for endangered or unique flora and fauna (Parish *et al.*, 2008). In some regions of the world peatlands are important for the provision of food, construction materials, as well as medicines (Parish *et al.*, 2008) and worldwide often form an important part of peoples' culture and heritage (Schulz *et al.*, 2019).

Across the world, peatlands are coming under threat from land use conversion and climate change. In Southeast Asia, the scale and rapidity of peatland degradation, primarily from conversion to oil palm and pulpwood plantations, has been alarming (Miettinen *et al.*, 2016). Following extensive peatland fires, which started during the dry and hot conditions of an El Niño year, in areas of peatlands made vulnerable to fire by drainage (Miettinen *et al.*, 2017), Indonesia was the fourth largest emitter of greenhouse gases in 2015 (Climate Watch, 2019). The disruption to trade, transport and education from these fires cost Indonesia the equivalent of 2% of its GDP (World Bank, 2016). It is estimated that across the region the air pollution from these fires resulted in 100,000 excess deaths (Kopplitz *et al.*, 2016). The irony is that the long term productivity and future of many of these peatland plantations is at risk owing to peatland subsidence from drainage, which in turn increases the risk of plantations becoming completely inundated as the peatland surface is lowered below the wet season high water table (Sumarga *et al.*, 2016) and to the exposure of potential acid sulphate soils consisting of underlying pyrite-rich marine clays in coastal and sub-coastal peatlands (Haraguchi, 2016). Furthermore, the naturally nutrient poor status of domed tropical peatlands, means that fertilisers are often required when these peatlands are converted to agricultural land, which leads to increased nitrous oxide emissions (Cooper *et al.*, 2020).

The Southeast Asian experience highlights the perils of implementing policies that seek short-term economic gains at the expense of an ecosystem function. The Cuvette Centrale peatlands were first mapped in 2017 (Dargie *et al.*, 2017), and whilst the peatlands are at present largely intact, a

number of potential threats have been identified including climate change, hydrocarbon exploration, industrial logging and infrastructure development with negative impacts on carbon stocks, biodiversity and water quality expected if these threats were to materialise (Dargie *et al.*, 2019). Research into the Cuvette Centrale peatlands is very much in its infancy. Building up knowledge of these ecosystems is essential for their preservation. Here we summarise the current state of knowledge of the Cuvette Centrale peatlands, whilst highlighting the many unknowns which remain.

Peatland extent

The only field-based study to date to map the peatlands of the Cuvette Centrale, estimate that they cover an area of 145,500 km² (Dargie *et al.*, 2017), accounting for circa 77% of all African peatlands (based on a total African peatland extent of 187,061 km²; Xu *et al.*, 2018). Independently, Gumbricht *et al.* (2017) estimate the size of the Cuvette Centrale peatlands to be 125,440 km², based on remotely sensed data alone.

Both Dargie *et al.* (2017) and Gumbricht *et al.* (2017) have strict definitions of what they consider to constitute peat: a layer of partially decomposed vegetation, with a minimum thickness of 30 cm and an organic matter content of at least 65% (Dargie *et al.*, 2017) or 50% (Gumbricht *et al.*, 2017). As a result, the peatland area estimates of both Dargie *et al.* (2017) and Gumbricht *et al.* (2017) are considerably smaller than estimates of the total wetland extent in the Cuvette Centrale (table 1, figure 1, photos 1 and 2). For example, Betbeder *et al.* (2014), estimate that the forested wetlands (consisting of forests with a stable water level, forests that experience a seasonal flood pulse and forests experiencing a low-amplitude and short-duration flood pulse) of the Cuvette Centrale cover 230,000 km². On the other hand, Bwangoy *et al.* (2010) developed a wetland probability map for the region, again using a multi-sensor remote sensing approach, which encompasses all wetland types. They estimated a total wetland extent (all pixels with a $\geq 50\%$ probability) to be 360,000 km².



Photo 1.
Photo of hardwood peat swamp
Photo Simon Lewis.

Table I.

Estimates of the extent of the Cuvette Centrale peatlands and the larger wetland area that they are part of.

Study	Wetland area (km ²)	Peatland area (km ²)	Notes
Bwangoy <i>et al.</i> (2010)	360,000	-	Supervised classification of optical, radar, and topographic data, using manual photo-interpretation
Betbeder <i>et al.</i> (2014)	230,000	-	Unsupervised classification of MODIS-Enhanced Vegetation Index (EVI)
Gumbricht <i>et al.</i> (2017)	-	125,440	Rules-based model combining hydrological modelling and optical and topographic data
Dargie <i>et al.</i> (2017)	-	145,500	Supervised classification of optical, radar, and topographic data, using field data

Peatland carbon stocks and cycling

While the peatland area estimates of Dargie *et al.* (2017) and Gumbricht *et al.* (2017) are not far apart, Gumbricht *et al.* (2017) calculated the associated total peat volume to be 915 km³, almost 3 times the size of the 350 km³ estimate of Dargie *et al.* (2017). This discrepancy is primarily caused by the very large peat depth estimate that was used by Gumbricht *et al.* (2017), which is not in line with recent *in situ* measurements by Dargie *et al.* (2017), who recorded a mean (\pm SD) and maximum depth of 2.4 \pm 1.6 m and 5.9 m respectively. Whilst the use of *in situ* data warrants more confidence in an estimate, Dargie *et al.* (2017) still report a large uncertainty around their peat carbon stock estimate for the Cuvette Centrale (6.3–46.8 Pg C, 95% confidence interval), which is mostly attributable to large variability in recorded peat depths. Dargie *et al.* (2017) report a best estimate of 30.6 Pg C belowground, which is equivalent to approximately 29% of the total tropical peat carbon pool, or 5% of global peat carbon stock. With uncertainty in total carbon stock estimates driven by uncertainties in peatland area and peat depth, as well as peat bulk density and peat carbon concentration, more *in situ* data, which is representative of the basin, will improve belowground peatland carbon stock estimates in the Cuvette Centrale.

A further 0.6–2.5 Pg C is estimated to be stored in the vegetation of the Cuvette Centrale peatlands (Dargie *et al.*, 2017). When compared to adjacent *terra firme* and seasonally flooded forests, Bocko *et al.* (2017) found that the peatland swamp forests of the Cuvette Centrale had considerably lower aboveground carbon stocks (peatlands swamp forest: 147.7 \pm 69.7 t/ha; *terra firme* forest: 295.3 \pm 96.3 t/ha, seasonally flooded forest: 292.3 \pm 62.8 t/ha). Differences in forest structure were also noted with the contribution of very large individuals (dbh > 70 cm) to the aboveground carbon stock being much more important in *terra firme* and seasonally flooded forests, whilst the peatland swamp forests had far fewer very large trees (Bocko *et al.*, 2017).

In addition to improving estimates of above and belowground carbon stocks, it is also important to understand the carbon dynamics within tropical peatlands. Bocko *et al.* (2017) quantified the deadwood carbon pool in the swamp forests of the Cuvette Centrale. However, at present there are currently no published studies on gross primary productivity and net primary productivity in the Cuvette Centrale peatlands. This is not a problem unique to this region; across the globe, few studies have tried to quantify the full carbon budget of a tropical peatland (Bocko *et al.*, 2017; Dargie *et al.*, 2017; Pangala *et al.*, 2017).

Despite its large spatial extent, relatively little is known about greenhouse gas (GHG) emissions from the Cuvette Centrale. Although pristine tropical peatlands are significant sources of methane (CH₄) emissions (Girkin *et al.*, 2020) they are usually net carbon sinks (i.e. they accumulate more carbon than the amount of carbon released through decomposition). However, when these peat swamp forests are drained and converted to other land uses, they become a significant source of carbon dioxide (CO₂) and nitrous oxide (N₂O) while CH₄ emissions decrease significantly (Cooper *et al.*, 2020 and references therein). GHG fluxes are regulated by environmental factors including water table dynamics, peat temperature, peat properties and pore water chemistry (e.g. pH, availability of terminal electron acceptors and nutrient levels), and vegetation type. Peat surface CO₂ emissions generally increase with increasingly aerobic conditions associated with low water tables, whilst CH₄ emissions increase with increasingly anaerobic conditions under high water tables (Couwenberg *et al.*, 2010). N₂O on the other hand shows a nonlinear relationship with soil moisture content (Couwenberg *et al.*, 2010). Increases in soil temperature, occurring in response to climate warming and increased exposure to solar radiation through deforestation and degradation of tropical peatlands, can drive feedbacks that drastically increase CO₂ and CH₄ emissions, although we hypothesise the tropical peat swamp forest is likely to remain a net carbon sink in the absence of other dis-

turbances (Cooper *et al.*, 2020). Whilst N₂O emissions can increase under increasing soil temperatures (with degraded tropical peatlands being hotspots of N₂O emissions), this response is dependent on other optimal environmental conditions, such as optimal water content and nitrate concentrations, first being met (Pärn *et al.*, 2018). Higher pH, which can be driven by drainage and mineralisation of soil organic matter, has also been linked to higher CO₂ and N₂O emissions, with the effect on CH₄ being less clear (Hatano *et al.*, 2016). Although tropical peatlands in their natural state emit GHGs, this should not be confounded with peatlands being a net source of carbon emissions or having a net warming effect on the climate. Indeed, the opposite is true for healthy peatlands which continue to accumulate organic matter; they are an overall net carbon sink and have a cooling effect on the global climate (Gallego-Sala *et al.*, 2018).

The overlying vegetation also influences peatland GHG emissions: first, by providing substrates for the soil heterotrophic population through litterfall and roots (Girkin *et al.*, 2018). Second through species-specific adaptations found in flood-tolerant plants in tropical peat swamp forest that increase gas exchange under waterlogged conditions, such as enlarged lenticels (stem pores), the presence of aerenchyma (spongy, porous tissue) and pneumatophores (aerial roots specialised for gas exchange; Pangala *et al.*, 2017). These adaptations can affect fluxes by either increasing oxygenation in the rooting zone, potentially increasing CO₂ production or decreasing CH₄ production, or by providing a physical pathway through which CH₄, produced belowground, can travel to the atmosphere (Girkin *et al.*, 2020).

To date, the only published *in situ* gas flux measurements for the Cuvette Centrale show emissions from wetlands soils to be highly variable over short spatial distances (less than a few km; Tathy *et al.*, 1992). When scaled up, the authors estimate that the swamp forests of the Cuvette Centrale emit between 0.0013–0.0043 Tg CH₄/ha/yr. This is broadly comparable to the 0.0019–0.0028 Tg CH₄/ha/yr estimated by Lunt *et al.* (2019), who combined satellite data and modelling to estimate monthly emissions over the region between 2010 and 2016. The sparsity of gas flux data from the Cuvette Centrale peatlands means there is a limited understanding of the magnitude and the relationships between fluxes and environmental variables. Moving forward, *in situ* data from both static chamber (< 1 m²) and flux-towers (< 1 km²) should be integrated with remotely sensed gas flux data (e.g. OCO-2/OCO-3 and Tropomi instruments; scales of > 1 km²) to better understand the spatio-temporal variations in fluxes from the Cuvette Centrale peatlands. If combined with plant community distributions, peatland and inundation maps and land-surface and atmospheric models can be used to produce accurate estimates of greenhouse gas emissions for the peatlands at a regional scale.

Peatland hydrology: water origin and dynamics

Our understanding of the water dynamics across the central Congo Basin is still in its infancy (Alsdorf *et al.*, 2016). Satellite-based studies suggest that some parts of the Cuvette Centrale peatlands, particularly interfluvial basins in the ROC, are mostly hydrologically distinct from adjacent rivers, with limited water flow from the rivers to the peatlands (Jung *et al.*, 2010; Lee *et al.*, 2011). Water levels at various locations along the Congo main stem appear to be consistently lower than in the adjacent forested wetlands (by 0.5 to 3 m; Lee *et al.*, 2011). Furthermore, seasonal changes in the stage height of the main stem of the Congo River range between 2 and 3 m (Kim *et al.*, 2017; Lee *et al.*, 2011), while changes in water table levels in the forested wetlands appear to be small. This suggests that during the wet season, water flows from the wetland area towards the river (Yuan *et al.*, 2017). Alsdorf *et al.* (2016) hypothesise that the shallow fluctuations in swamp forest water table levels, varying between the dry and wet season by only 0.5–1 m (Lee *et al.*, 2011), could be driven by precipitation alone. Dargie *et al.* (2017) also propose that rainfall is the main water source in the interfluvial basin peatlands of ROC, based on geochemical analysis and *in situ* water level measurements. Furthermore, a recent study which combined *in situ* peat depth measurements and LiDAR topography measurements of the surface of a large interfluvial peatland in the Likouala Department, ROC, showed that the peatland has a shallow domed structure (Davenport *et al.*, 2020). Domed peatlands are a classic indication of ombrotrophic, i.e. rain-fed, conditions.

However, the research cited above focused on the interfluvial basins of the ROC and the conclusion that the peatlands are ombrotrophic systems is unlikely to apply to all areas of the Cuvette Centrale peatlands. Based on multi-sensor remote sensing data, Lee *et al.* (2011) concluded that local upland run-off (from higher-ground *terra firme* forest) is the main water source of the Congo wetlands. In addition, while shallower flood depths (< 0.6 m) are found in interfluvial basins, such as between the Congo main stem and the Ubangi or Ngiri River (Lee *et al.*, 2015), narrow bands of riverine wetlands next to the Congo main stem and along some of the Congo's left-bank tributaries in DRC experience large inundations of up to 1-1.5 m in the main wet season (Lee *et al.*, 2015). Rather than precipitation alone, this suggests that river influx or upland runoff could also be a source of water in some parts of the Cuvette Centrale peatlands. The spatial extent of these riverine peatlands across the basin is unclear, as most of the recent remote sensing studies focus on the same 350 x 350 km area in the central part of the region (e.g. Kim *et al.*, 2017; Lee *et al.*, 2011, 2015). Earlier research using maps of low and high-water table levels across the larger Congo Basin suggest floodplains with high water tables can be found: north and east of Lac Mai-Ndombe; further east/up-river on the left-bank tributaries of the Congo; and along the Likouala-Mossaka and Sangha rivers in ROC (figure 1, photos 1 and 2; Jung *et al.*, 2010; Rosenqvist and Birkett, 2002).

Future work should prioritise monitoring of water table levels across the peatlands, both *in situ* and remotely, targeting a wide range of peatland sites within the Cuvette Centrale, in terms of both different hydrologies and vegetation types. Long wavelength radar data are particularly useful for mapping inundation over the Congo Basin, as the radar signal can pass through the forest canopy and detect patterns of spatial flooding at ground level (Alsdorf *et al.*, 2016; Betbeder *et al.*, 2014; Bwangoy *et al.*, 2010; Jung *et al.*, 2010). Radar satellite missions including ESA's BIOMASS (due for launch in 2021) and NASA's NISAR (due for launch in 2022) will provide open source data that will contribute to improved assessment of flood dynamics across the peatlands. In addition to the peatlands themselves, understanding the hydrodynamics of the Congo River and its tributaries is crucial to understanding the relationship between the rivers and adjacent peatlands. Whilst improvements in the spatial and temporal resolution of remotely sensed surface water data are expected with the launch of new satellite missions, such as SWOT (Surface Water and Ocean Topography; NASA, 2020), Carr *et al.* (2019) demonstrate that *in situ* data on river bathymetry, discharge and stage height on the main stem Congo River cannot be fully replaced by remotely sensed data. Furthermore, it would be useful to extend the work by Davenport *et al.* (2020) and measure peatland surface elevation and topography at different sites, including valley-bound riverine peatlands to help distinguish peatland areas that are rain-fed alone from those which receive water from other sources. Little is known about how surface run-off and sub-surface flow may contribute to the water balance across the peatlands. Water run-off from adjacent *terra firme* forests is especially interesting, given how this could be affected by future land use change, e.g. deforestation.

By developing a finer scale understanding of peatland hydrological dynamics, the foundations will be laid for research to move towards a more process-based understanding of the peatland's hydrology through modelling

(Baird *et al.*, 2017). An improved understanding of the water balance of the peatland is essential for understanding peat-growth and determining which regions of the peatland are most at risk from climate change impacts. Comprehensive spatio-temporal mapping of the water balance will also improve understanding of GHG fluxes, either by acting as a data input for modelled fluxes or by allowing *in situ* measurements to be scaled up across the basin.

Peatland formation and development

Radiocarbon dating of basal peats from several sites within the Cuvette Centrale show peat initiation between 10,554 to 7,137 cal yrs BP (calibrated ¹⁴C years before the present, where the present is defined as the year 1950; Dargie *et al.*, 2017) during the African Humid Period (14,800–5,500 yrs BP), a period of higher rainfall across Africa. At present, all peatland sites within the Cuvette Centrale for which basal dates are available are located in the Likouala Department, ROC, and are all within interfluvial basins. However, there is potentially large heterogeneity between the hydrologies of the peatlands across the Cuvette Centrale and therefore possibly contrasting processes and timings of peat initiation and development. Obtaining peatland basal dates from a wide range of peatland types across the Cuvette Centrale is crucial for establishing the potential spatial variation associated with the timing of peat initiation. This will also contextualise the peat initiation with coeval climatic and vegetation changes. In addition to dating the base of peat profiles, it is equally important to date several points in the overlying column to determine the rate of vertical peat accumulation. When combined with paleoclimate and paleoenvironmental information, this can improve our understanding of the drivers of peat development through time, by allowing us to investigate the relationships between peat accumulation, and climate and environmental conditions.

Waterlogging, influenced by precipitation is an important factor in peat development, but the impacts of previous climatic changes on the development of the Cuvette Centrale peatlands are still not understood (Dargie *et al.*, 2019). Mean annual rainfall in the Congo Basin (~1,700 mm/yr; Samba and Nganga, 2012) is comparatively lower than other tropical peatlands, however, the bi-annual wet season and low topographical gradients help to maintain a high-water table to support current peat preservation. The role of the Congo River in peatland initiation and development is still unknown however; but it is likely that the patterns of flow, discharge and drainage would affect the peatlands' water table. The rivers of the Congo Basin have an extremely low gradient (c. 3 cm over 1 km⁻¹), and mostly lack the meandering characteristics seen in other tropical regions e.g. in Amazonia. The Congo River also has low water level fluctuations, when compared to the Amazon Basin, which may contribute to water retention within the Cuvette Centrale (Kim *et al.*, 2017 and refe-



Photo 2.
Photo of palm-dominated swamp.
Photo Greta Dargie.

rences therein). In order to explore this variation in terms of peat accumulation and preservation, measurements from different areas of the peatlands and from different peatland morphologies will be important, not only in characterizing the developmental history of the peatlands, but also in understanding the relationships between hydrology, vegetation, peat depth and peat occurrence. Additionally, future studies combining multiple proxies such as testate amoebae, both bulk and compound-specific isotope analysis, and hydrological studies allow for the reconstruction of past water table height, rainfall patterns and insights into the degree of past peat degradation. Combined with current hydrological studies such as present-day flood mapping, the approach can provide an additional understanding of water table fluctuations of the Cuvette Centrale peatlands.

Insights into past vegetation change within the Cuvette Centrale are limited. A few studies have been published from swamp forests examining past vegetation change in the Late Holocene from a maximum age of 3300 cal yrs BP (e.g. Brncic *et al.*, 2007, 2009; Tovar *et al.*, 2015). Whilst these records show periods of increased aridity, the persistence of swamp forest vegetation throughout shows some degree of resilience to changes in rainfall. Outside of the Cuvette Centrale, in the south of the ROC, older paleoecological records exist. The oldest, a peat core taken from Ngamakala Pond (Elenga *et al.*, 1994) on the Plateaux Batéké, dates back to 24,000 cal yrs BP and records several phases of swamp forest retreat and expansion in response to climate. Swamp forests at this site, after experiencing a decline from 24,000 cal yrs BP, began re-expanding during the Early Holocene. However, at 3,000 cal yrs BP there was a marked decline in forest extent. This decline is also recorded in Congolese coastal peatlands (Elenga *et al.*, 2001) and indeed across numerous records in Central Africa (Giresse *et al.*, 2020). Whilst both offshore (Schefuss *et al.*, 2016) and onshore (Bonnefille and Chalieu, 2000) records show an increase in aridity across the region at this time, debates continue as to the extent in which climate alone or climate combined with anthropogenic activities caused this forest retreat (Garcin *et al.*, 2018; Giresse *et al.*, 2020). Charcoal remains indicate an increase in fires in the Congo Basin in the Late Holocene, particularly around 1,000 cal yrs BP associated with anthropogenic burning (Hubau *et al.*, 2015). However, throughout the Holocene there have also been several periods of increased fire frequency linked to drier climatic conditions (Hubau *et al.*, 2013). At these times, savannahs expanded and forests became more open, providing flammable fuels and fire prone open patches within the forest (Hubau *et al.*, 2013). Currently there are no detailed multiproxy paleo records for the Cuvette Centrale region. Additional palynological and charcoal records from the Cuvette Centrale will help shed light on the vegetation and fire histories of these peatlands providing insights into their level of resilience to climatic change and anthropogenic activities. Ideally, paleo records from multiple cores from a single site or multiple sites should be studied in order to ascertain the degree of heterogeneity in peatland development within or across sites, an approach that has proven to be of value in other peatland sites (e.g. in Amazonia; Kelly *et al.*, 2020).

Peatland biodiversity: flora and fauna

The sheer extent and inaccessibility of the Cuvette Centrale wetland forests and the lack of systematic survey since the 1960's means that there remain many unknowns surrounding the biodiversity of the Cuvette Centrale peatland vegetation communities. Within the DRC, some of the most renowned works on vegetation community classifications are Lebrun and Gilbert (1954) and Evrard (1968). Whilst the classification of Lebrun and Gilbert groups together many diverse forests associated with hydromorphic soils, e.g. swamp, flooded, riparian, riverine, valli-cole-alluvial forests and mangroves, Evrard (1968) specifically focuses on the ecological classification of different hydromorphic forest types in the Congo Basin, which later Betbeder *et al.* (2014) used to interpret their flood map of the Cuvette Centrale forests. However, there is frequently a confusion and semantic drift between the definitions of forests linked to hydromorphic soils and humid forest areas. Evrard (1968) enumerated 106 tree species grouped into 21 families of vascular plants, which are characteristic of hydromorphic forest ecosystems. Additionally, species such as *Symphonia gobulifera* L. f. (Clusiaceae), species of the genus *Mitragyna* (Rubiaceae) and *Alstonia* (Apocynaceae), as well as other species such as *Oubanguia africana* Baill. (Scytopetalaceae), *Entandrophragma palustre* Staner (Meliaceae), *Daniellia pynaertii* De Wild and *Guibourtia demeusei* (Harms) J. Léonard (Fabaceae), *Raphia laurentii* De Wild., *R. sese* De Wild. and various rattans (Arecaceae) have been listed by several authors as being characteristic of swamp, flooded or periodically flooded forests of the Congo Basin (Hughes and Hughes, 1992; Bocko *et al.*, 2016, and references therein). Specifically related to peatlands, a recent preliminary study has so far documented approximately 100 species of woody and herbaceous plants in one peatland site in the Cuvette Centrale (Befale and Mpama, DRC; Ewango C., personal communication, 2020). Despite this, there is still much work to be done characterising the peatland vegetation communities in terms of their phylogeny and phytomorphology as well as disentangling the factors (biotic and abiotic) which drive species composition. In particular, understanding the relationship between peatland vegetation communities and hydrology, such as flooding depth and duration and water geochemistry is something which remains to be understood and explored in detail. Additionally, variations in the pollen production and dispersal of characteristic vegetation communities has important implications for past palynological studies and the reconstruction of past vegetation change. Elenga *et al.* (2000) compared the pollen signal in modern surface samples with the surrounding vegetation composition in the Congo Basin, and confirm that the modern pollen rain largely reflects the present-day vegetation observed. However, future studies such as this are needed within the Cuvette Centrale to determine the relationship between pollen rain, deposition and the abundance of individual taxa, to improve palynological interpretations

and increase our understanding of the pollen production and dispersal of individual swamp forest taxa. For example, Tovar *et al.* (2019) established that in a monodominant *Gilbertiodendron dewevrei* forest, this taxon is largely underrepresented in the pollen signal due to its low pollen production, having major implications for palynological interpretations. The Cuvette Centrale peatland forests are found along river floodplains (of acidic black water rivers) and interfluvial basins, adjacent to rivers with a wide range of different biogeochemistry (Bouillon *et al.*, 2014). Therefore, it is likely that factors such as nutrient status, flooding depth and duration would drive some of the spatial variation in vegetation distribution, whilst biotic factors such as seed dispersal limitations and canopy structure, affecting radiation and surface temperatures, could also be at play. Furthermore, it is important to understand these processes at different spatial scales, from across the basin, down to very localised scales.

Research into the faunal diversity of the Cuvette Centrale has highlighted that the wetland forests in particular have high population densities of ape species such as the lowland gorilla (*Gorilla gorilla gorilla*), chimpanzee (*Pan troglodytes* Blumenbach) and bonobo (*Pan paniscus* Schwartz; Rainey *et al.*, 2010; Inogwabini *et al.*, 2013). Other species noted to be present in the swamps of the Cuvette Centrale include the African forest elephant (*Loxodonta cyclotis* Matschie) and the dwarf crocodile (*Osteolaemus tetraspis* Cope), which has been recorded using the peat to construct its nests (Riley and Huchzremer, 1999). However, research into less emblematic species within the peatlands is limited. In the Equateur province, DRC, Monsembula R. (personal communication, 2020) reported that local hunters could count at least 40 species of mammals, 26 species of reptiles and 17 species of birds present within the peatlands. No information is available for amphibians and macro-invertebrates, but 53 species of fish have been identified (Monsembula R., personal communication, 2020).

Human Use of Peatland Resources

There are few studies on the socio-economic activities of the communities living within or adjacent to the Cuvette Centrale peatlands. Whilst some data exists for community natural resource use within national parks containing peatlands (WCS, 2019a; WCS, 2019b), it is not specified within which ecosystem the natural resources referred to were collected. We, the authors, have personally observed community members sourcing food from the peatlands such as bushmeat, fish, caterpillars, fruits and honey, and fuel for fires. Additionally, certain tree and liana species have medicinal uses and provide construction materials and fibres, and *R. laurentii* fronds are used for roofing material. Although not an internationally commercial species, a demand from local markets for the species *D. pynaertii*, used for construction in urban areas, has also led to high levels of selective logging in the peatland forests of the DRC (personal observations of the authors). It is also clear that many communities have strong spiritual beliefs and

practices linked to their forests. However, the true economic and cultural value of the peatlands to local communities is not well understood by the academic world and this is an area that is grossly understudied. Work by Cole *et al.* (2021) in Southeast Asia has revealed a severe lack of communication between local and international communities, leading to large gaps in knowledge and a complete disconnect between the two in terms of how they want the peatlands to be managed. Work in Amazonian Peru, carrying out interviews with local communities and accompanying them to areas of the peatlands used by the community, has not only shown how communities value the peatlands, in terms of resources and cultural and spiritual beliefs, and the diversity in these values between different communities, but has also helped to identify ways in which external actors could assist communities to meet their needs whilst simultaneously managing the peatlands sustainably (Schulz *et al.*, 2019). Similar conversations and consultations need to happen with the communities of the Cuvette Centrale to ensure the direction of peatland management in the region is for the benefit of and is supported by local communities.

At present there are few large-scale economic activities occurring within the Cuvette Centrale peatlands. However, Dargie *et al.* (2019) have highlighted the potential threats from hydrocarbon exploration and logging within the peatlands. The announcement in 2019 that oil had been found beneath a hydrocarbon concession overlying peatland in the ROC (Le Monde/AFP, 2019), is a reminder of how real this threat is. With these activities comes infrastructure development, such as roads and this can inadvertently increase forest access, increasing deforestation, degradation and biodiversity loss, as well as potentially affecting peatland hydrology. Within the DRC, in particular, areas mapped as peatland forests have been subjected to deforestation from slash and burn agriculture along roadsides (Miles *et al.*, 2017).

The future of the Cuvette Centrale peatland complex

The future of the Cuvette Centrale peatlands will depend strongly on socio-economic factors and the political will and capacity at both a national and international level to preserve the peatlands. The Brazzaville Declaration signed by the nations of ROC, DRC and Indonesia, declared there would be a collaborative effort between the three nations to ensure the protection of the Congo Basin peatlands (United Nations Environment Programme, 2018). However, the degree to which this commitment is met will likely depend on the level of international financial support provided and competing economic development pathways.

Climate change will also be crucial in determining the future of the Cuvette Centrale peatlands. Changes in precipitation patterns, temperature and therefore evapotranspiration rates, will impact the hydrological balance of the peatlands and as a result the balance between organic matter accumulation and decay. However, it is far from clear how

climate change will play out across the Congo Basin. Temperatures are predicted to rise by 0.5 °C by 2100 even under modest emission scenarios (Niang *et al.*, 2014), which in turn may increase evapotranspiration rates. However, changes in precipitation are a lot less clear. A distinct lack of ground-based observations across the basin poses problems for estimating rainfall across the basin present day, let alone in the future under different emission scenarios (Washington *et al.*, 2013; Nicholson *et al.*, 2019). Whilst some model ensembles show a slight wetting trend in response to global heating across Central Africa, the magnitude of change is small in comparison to the variability between individual models (Creese *et al.*, 2019). Other model ensembles, on the other hand, show an increase in rainfall extremes, with an increase in rainfall intensity, but also the intensity and frequency of dry events (Dosio *et al.*, 2019). Future projections are further complicated by uncertainties in land use change, which in turn impacts the feedbacks between the biosphere and atmosphere (Akkermans *et al.*, 2014). Whilst efforts should be made to establish more ground based long-term meteorological observations, the urgency of the situation means that there have also been calls for intensive field campaigns focused on obtaining meteorological data which in the short term can help refine satellite derived estimates of rainfall across the basin (Washington *et al.*, 2013).

As well as being subject to the effects of climate change, peatlands can also help mitigate against or contribute towards changes in climate, by either taking up carbon from the atmosphere when accumulating organic matter or by releasing carbon to the atmosphere when in a state of decay. For example, peatlands in the northern high latitudes are estimated to have taken up 547 Pg C since the Last Glacial Maximum (Yu *et al.*, 2010). Future simulations project that this northern peatland carbon sink is set to continue until at least the end of the century despite the higher global temperatures, thanks to an increase in the growing season length for the peatland vegetation communities (Qiu *et al.*, 2019, and references therein), although some argue this may be offset by an increase in drought, continued land use change and fire (Loisel *et al.*, 2021). However, in tropical regions, where peatland vegetation communities are already growing under high temperatures, biomass productivity is unlikely to increase with further temperature increases and there are signs that the fertilisation effect of rising CO₂ levels on tropical forests is beginning to plateau (Hubau *et al.*, 2020). Therefore, a rise in temperatures is more likely to mean an increase in peat decomposition, potentially switching tropical peatlands to a net source of carbon (Gallego-Sala *et al.*, 2018).

Mathematical models can be used to make predictions about the future of the Cuvette Centrale peatlands under different land use change and climate change scenarios at different spatial scales. Peatland development models operate on a site-specific scale and there are several in existence, which could potentially be adapted to a tropical setting (Farmer *et al.*, 2011). However, at present only three models have been applied to tropical peatlands. The first is HPMTrop, a one-dimensional model where the peatland is represented as a single column which can accumulate or

lose peat (Kurnianto *et al.*, 2015). The second is Digibog, a three-dimensional model, where the peatland is represented as a grid of peat columns which interact with one another (Baird *et al.*, 2017). And the third from Cobb *et al.* (2017) who have developed a model to simulate peatland topography under different tropical climates, which they have applied to both intact and drained Bornean peatlands (Cobb *et al.*, 2020). However, one major barrier to the implementation of these models is the lack of *in situ* data across the tropics, but particularly in the Congo Basin, for their parameterisation and validation.

On a regional to global scale earth system models (ESM) are models which, as well as representing the global climate systems, try to represent the biogeochemical processes of land and aquatic systems and the interactions between these different components. Traditionally, peatlands have not been included in these ESM and whilst progress has been made to incorporate high latitude peatlands into some of the earth system models (e.g. Bechtold *et al.*, 2019; Qiu *et al.*, 2019), the Cuvette Centrale peatlands are yet to be represented by any ESM. Therefore, any potential feedbacks from the Cuvette Centrale peatlands are currently not considered in climate change scenarios, adding to the uncertainty for the region.

Conclusion

The peatlands of the Cuvette Centrale are undoubtedly a globally significant carbon store. Work is still needed to improve peatland maps and reduce the large uncertainties around the carbon stock estimate, with data acquisition in the region made challenging by the vast extent and relative inaccessibility of these peatland ecosystems. However, it is not just a question of carbon stocks; very little is known about the carbon dynamics of the Cuvette Centrale peatlands and their role in the global carbon cycle. Carbon accumulation and preservation in a peatland ecosystem is strongly dependent on the hydrological regime of the peatland. There is strong evidence to suggest that at least some of the Cuvette Centrale peatlands are rain fed ecosystems, but consideration needs to be given to the likely heterogeneity of peatland hydrology across the region and more work is needed to understand the relationship between the river networks and the adjacent wetlands. Whilst studies started characterising different wetland vegetation communities within the Cuvette Centrale many decades ago, there is still much to learn about the phylogeny and phytomorphology of peatland vegetation communities and their spatial variations. In terms of faunal biodiversity, the Cuvette Centrale peatlands are home to some of the most emblematic species of Central Africa, such as the forest elephant and the western gorilla, but beyond this, very little is known about the role these peatlands play in supporting faunal biodiversity. The need to understand the ecological value of these peatlands, beyond their role in carbon storage, also extends to understanding how peatlands support local livelihoods and cultures. Whilst the Cuvette Centrale peatlands are largely intact, a number of potential threats, including hydrocarbon exploration, logging and plantations, have been identified. The lack of

data from the Cuvette Centrale peatlands makes it difficult to assess the full degree to which these activities would negatively impact the peatlands, although any lowering of water table levels is likely to result in increased carbon emissions. Uncertainty also surrounds the impact of climate change. As only a handful of basal dates are available from one region within the Republic of the Congo, the developmental history of the peatlands and how they have responded to past climatic changes is largely unknown. This limits our insight into possible future trajectories. However, perhaps a bigger limitation is the uncertainty around how future climate change will impact precipitation patterns across the region. The lack of *in situ* meteorological data from the Congo Basin to inform earth system models highlights that the urgent need for data acquisition from this region is not just restricted to the peatlands themselves. In the face of such uncertainties, it is clear that a sustained, international effort is crucial to protect this globally important ecosystem.

Acknowledgements

The authors would like to thank Corneille Ewango and Raoul Monsembula for their personal communications. CongoPeat Early Careers Researchers Group is a group of early career researchers who work directly or in partnership with the NERC funded CongoPeat project (NERC reference no.: NE/R016860/1; <https://congopeat.net>), which has provided the authors with full or partial financial and academic support.

References

- 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>
- Bonneville 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>
- Brcic 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>
- Brcic 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, World Resources Institute, online observatory. (date accessed: October 2020). https://www.climatewatchdata.org/ghg-emissions?end_year=2016&start_year=1990
- 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 B., 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>

- Elena 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)
- Elena 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)
- Elena H., Vincens A., Schwartz D., Fabing A., Bertaux J., Wirmann 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., Sebagn 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., Craigan 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., Kitiin 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>
- Koplitz 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., Murdiyarso 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-high-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. 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]. 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.* – Authors' contributions

Contributor role	Contributor names
Visualization	G. E. Biddulph, Y. E. Bocko, P. Bola, B. Crezee, G. C. Dargie, O. Emba, S. Georgiou, N. Girkin, D. Hawthorne, J. J. Sancho, J. Kanyama T., W. E. Mampouya, M. Mbemba, M. Sciumbata, G. Tyrrell
Writing – Original Draft Preparation	G. E. Biddulph, Y. E. Bocko, P. Bola, B. Crezee, G. C. Dargie, O. Emba, S. Georgiou, N. Girkin, D. Hawthorne, J. J. Sancho, J. Kanyama T., W. E. Mampouya, M. Mbemba, M. Sciumbata, G. Tyrrell
Writing – Review & Editing	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

Dissémination et germination de semences issues des fèces de bétail au Sahel du Burkina Faso

Pauline OUÉDRAOGO¹
Salifou TRAORÉ¹
Blandine Marie Ivette NACOULMA¹
Édith DABOUE²
Babou André BATIONO³

¹ Université Joseph Ki-Zerbo
Unité de formation et de recherche
en Sciences de la Vie et de la Terre
(UFR SVT)
03 BP 7021
Ouagadougou
Burkina Faso

² Centre national des semences
forestières (CNSF)
01 BP 2682
Ouagadougou
Burkina Faso

³ Institut de l'environnement
et de recherches agricoles (INERA)
Département Environnement et Forêts
01 BP 476
Ouagadougou
Burkina Faso

Auteur correspondant /
Corresponding author:
Pauline Ouédraogo -
paulineouedraogo@gmail.com



Photo 1.
Agroécosystème type de la zone d'étude.
Typical agro-ecosystem of the study area.
Photo P. Ouédraogo.

Doi : 10.19182/bft2021.350.a36826 – Droit d'auteur © 2021, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 21 octobre 2020 ; date d'acceptation : 8 juin 2021 ; date de publication : 1er décembre 2021.



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

Citer l'article / To cite the article

Ouédraogo P., Traoré S., Nacoulma B. M. I., Daboue E., Bationo B. A., 2021. Dissémination et germination de semences issues des fèces de bétail au Sahel du Burkina Faso. Bois et Forêts des Tropiques, 350 : 15-27. Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2021.350.a36826>

RÉSUMÉ

Dissémination et germination de semences issues des fèces de bétail au Sahel du Burkina Faso

Les pratiques agropastorales présentent à la fois des effets positifs et négatifs sur la régénération des agroécosystèmes. Cette étude a pour objectif de déterminer l'effet des fèces de différents ruminants sur la dissémination et la germination des espèces en fonction de leurs traits fonctionnels. Ainsi, les fèces des bovins (*Bos indicus*), des caprins (*Capra hircus*) et des ovins (*Ovis aries*) ont été échantillonnées en 15 répétitions suivant trois périodes saisonnières de l'année dans 45 enclos en zone sahélienne du Burkina Faso. Le potentiel en semences et la capacité de germination de cinq espèces agroforestières (*Balanites aegyptiaca*, *Faidherbia albida*, *Piliostigma reticulatum*, *Vachellia nilotica* et *Ziziphus mauritiana*) et d'une espèce invasive (*Senna obtusifolia*) y ont été déterminés. Les résultats montrent que les fèces des caprins contiennent plus de semences des espèces agroforestières tandis que les ovins disséminent plus les semences de l'espèce invasive. Pour l'ensemble des six espèces, le potentiel séminal des fèces des caprins représente 64 %, contre 34 % pour les fèces des ovins et 2 % pour les fèces des bovins, de l'ensemble du potentiel séminal. Le potentiel séminal fluctue tout au long de l'année et est plus élevé en saison sèche et froide, soit 73 %, contre 21 % pour les fèces de la saison sèche et chaude et 6 % pour les fèces de la saison pluvieuse. Les semences témoins et celles issues des fèces des caprins ont les délais, durée, vitesse et taux de germination les plus élevés comparativement aux semences issues des fèces des ovins et des bovins. Les fèces assurent la dissémination et influencent les capacités germinatives des semences, d'où le rôle crucial des pratiques agropastorales dans les traits de régénération des agroécosystèmes.

Mots-clés : bovins, caprins, fèces, germination, ovins, potentiel séminal, Burkina Faso.

ABSTRACT

Dissemination and germination of seeds from Sahelian cattle faeces in Burkina Faso

Agropastoralism has both positive and negative effects on the regeneration of agro-ecosystems. This study aims to determine the effects of the faeces of different ruminants on the dissemination and germination of species according to their functional traits. The faeces of cattle (*Bos indicus*), goats (*Capra hircus*) and sheep (*Ovis aries*) were sampled in 15 replicates at three seasonal periods of the year in 45 enclosures in the Sahelian zone of Burkina Faso. The seed potential and germination capacity of five agroforestry species (*Balanites aegyptiaca*, *Faidherbia albida*, *Piliostigma reticulatum*, *Vachellia nilotica* and *Ziziphus mauritiana*) and one invasive species (*Senna obtusifolia*) were determined. The results show that goat faeces contain more seeds of the agroforestry species while sheep disseminate more seeds of the invasive species. For all six species, the seed bank potential in goat faeces is 64% of the total potential as against 34% in sheep faeces and 2% in cattle faeces. This potential fluctuates throughout the year and is highest in faeces produced in the cool dry season, at 73% as against 21% in the warm dry season and 6% in the wet season. The control seeds and those from goat faeces had a longer germination time and duration and a greater speed and rate of germination than those in sheep and cattle faeces. Faeces ensure dissemination and influence the germination capacity of seeds, hence the crucial role of agropastoral practices in the regeneration characteristics of agro-ecosystems.

Keywords: cattle, goats, faeces, germination, sheep, seed bank potential, Burkina Faso.

RESUMEN

Diseminación y germinación de semillas provenientes de heces de ganado en el Sahel de Burkina Faso

Las prácticas agropastorales tienen efectos tanto positivos como negativos en la regeneración de los agroecosistemas. El objetivo de este estudio es determinar el efecto de las heces de diferentes ruminantes en la diseminación y germinación de las especies según sus rasgos funcionales. Así, se tomaron muestras de heces de bovinos (*Bos indicus*), caprinos (*Capra hircus*) y ovinos (*Ovis aries*) en 15 réplicas durante tres períodos estacionales del año en 45 recintos de la zona del Sahel de Burkina Faso. Se determinó el potencial en semillas y la capacidad de germinación de cinco especies agroforestales (*Balanites aegyptiaca*, *Faidherbia albida*, *Piliostigma reticulatum*, *Vachellia nilotica* y *Ziziphus mauritiana*) y una especie invasora (*Senna obtusifolia*). Los resultados muestran que las heces de cabrino contienen más semillas de especies agroforestales, mientras que los ovinos esparcen más semillas de la especie invasora. Para el conjunto de las seis especies, el potencial seminal de las heces de cabrino representa el 64 % del potencial seminal total, frente al 34 % de las heces de ovino y al 2 % de las heces de bovino. El potencial seminal fluctúa a lo largo del año y es mayor en la estación seca y fría, con un 73 %; frente al 21 % de las heces de la estación seca y cálida, y al 6 % de las heces de la estación lluviosa. Las semillas de control y las provenientes de heces de cabrino son las que tienen mayor plazo, duración, velocidad y altas tasas de germinación en comparación con las semillas de heces de ovino y de bovino. Las heces aseguran la diseminación e influyen en la capacidad de germinación de las semillas, de ahí el papel crucial de las prácticas agropastorales en la regeneración de los agroecosistemas.

Palabras clave: ganado vacuno, ganado cabrino, heces, germinación, ganado ovino, potencial seminal, Burkina Faso.

Introduction

Les agroécosystèmes sahéliens sont marqués par des associations d'arbres, d'arbustes et de cultures (Yélémou *et al.*, 2013). Les arbres et arbustes dans ces agro-écosystèmes composites enrichissent les services d'approvisionnement, de régulation et de soutien (Belem *et al.*, 2007 ; Traoré *et al.*, 2011). Cependant, divers facteurs climatiques et anthropiques entraînent une dégradation accrue des écosystèmes avec des risques sur les services de base. Dans les zones sahéliennes et soudano-sahéliennes, la dégradation des terres est caractérisée à la fois par une perte de la productivité des sols (Bayen *et al.*, 2012) et de la biodiversité (Zwarg *et al.*, 2012). Cette dégradation est accentuée par un manque de régénération du couvert végétal accélérant le processus de l'érosion (Ouédraogo *et al.*, 2017). Dans les zones sahéliennes, la plupart des agroécosystèmes dégradés sont dans le stade ultime, marqués par l'apparition de sols dénudés et encroûtés (Zougmoré *et al.*, 2003). Dans ces conditions environnementales caractérisées également par des épisodes climatiques extrêmes, les populations ont adopté des pratiques d'adaptation pour restaurer et conserver les services des agroécosystèmes. Les pratiques de restauration des terres dans les agrosystèmes sont fréquemment associées à l'utilisation de la fumure organique pour améliorer la fertilité des sols, d'où le rôle primordial des pratiques agropastorales. En plus, ces différentes pratiques d'adaptation semblent être à l'origine du retour de la végétation dans les agroécosystèmes dégradés. Cependant, les pratiques agropastorales présentent à la fois des effets positifs et négatifs sur la régénération des écosystèmes car les herbivores détruisent les plantules (Niang-Diop *et al.*, 2011) tout en facilitant la dissémination et la levée de dormance des graines (Danthu *et al.*, 1996 ; Guèye *et al.*, 1999).

De nombreux fruits sont appréciés par les herbivores, faisant d'eux les acteurs majeurs de la dispersion des semences par endozoochorie. Cependant, peu d'études se sont intéressées à l'effet du potentiel séminal des fèces des animaux dans la régénération des agroécosystèmes. Cette étude se base sur l'hypothèse que les matières fécales des animaux contiennent des semences des espèces végétales appréciées et contribue à la régénération le long des parcours ou lors des amendements des sols utilisant la fumure organique. En plus du potentiel séminal, les fèces en tant que substrat avec des propriétés chimiques et biologiques particulières (pH, C, N, enzymes extracellulaires) peuvent influencer sur la capacité germinative des semences. Les traits fonctionnels des semences, notamment la dormance et la dissémination, influencent les traits de régénération (Cornelissen *et al.*,

2003). Effectivement, la régénération peut être limitée par des facteurs comme la dissémination, la dormance, la prédation ou l'infestation des graines (Niang-Diop *et al.*, 2011). La plupart des graines dans la zone sahélo-soudanienne ont des téguments durs imperméables à l'eau, ce qui est le facteur le plus important pour déclencher le processus de germination. Ces semences, dites à dormance tégumentaire, sont caractéristiques des légumineuses (Fabaceae-Cesalpinoïdées, Fabaceae-Mimosoïdées et Fabaceae-Faboidées) qui dominent la flore de notre zone d'étude (Ouédraogo *et al.*, 2017). Parmi ces légumineuses à graines dures figurent des espèces comme *Piliostigma reticulatum* (DC.) Hochst., *Vachellia nilotica* (L.) P.J.H. Hurter & Mabb., *Faidherbia albida* (Delile) A. Chev. et *Senna obtusifolia* (L.) Irwin & Barneby. D'autres comme *Balanites aegyptiaca* (L.) Delile (Abdou Habou *et al.*, 2019) et *Ziziphus mauritiana* (Lam.) (Guèye *et al.*, 1999) sont des drupes à parois lignifiées imperméables à l'eau. La dormance tégumentaire des graines pourrait cependant être levée par le transit intestinal des ruminants dû à la mastication dentaire et aux sucs digestifs.

Notre étude portera sur ces sept espèces qui sont les principales espèces fourragères dont les fruits sont appréciés par le bétail (Ouédraogo *et al.*, 2017). Les espèces comme *P. reticulatum* (Yélémou *et al.*, 2013) et *Z. mauritiana* à port arbustif jouent un rôle important dans la lutte contre l'érosion éolienne surtout en saison sèche. *B. aegyptiaca* et *V. nilotica* sont les principales espèces des zones de pâturage épargnées dans les champs pour servir d'ombrage et pour d'autres usages multiples. *F. albida* est une espèce à haute valeur fourragère (Ouédraogo et Alexandre, 1996) et agroforestière améliorant la fertilité des sols et les rendements des cultures (Depommier, 1992). *S. obtusifolia*, bien qu'elle soit une espèce fourragère et alimentaire, semble être invasive (Gebreyesus, 2017).

La présente étude a pour objectif de déterminer l'effet des pratiques agropastorales, notamment l'effet des matières fécales des ruminants d'élevage sur la régénération de la végétation des agroécosystèmes. Plus spécifiquement, elle vise à déterminer le potentiel en semences de *B. aegyptiaca*, *Faidherbia albida*, *P. reticulatum*, *V. nilotica*, *Z. mauritiana* et *S. obtusifolia* dans les différents types de fèces des ruminants (caprins, ovins et bovins), à tester la capacité de germination des semences issues des types de fèces, enfin à déterminer l'influence des traits fonctionnels des semences sur la régénération et les changements de la diversité des espèces dans les agroécosystèmes sahéliens.

Matériel et méthodes

Localisation et caractéristiques agroécologiques des sites d'étude

L'étude a été effectuée dans trois villages (Sillia, Ramdolla, Tibtenga) situés en zone sahélienne du Burkina Faso appartenant à la grande bande agroécologique du Sahel (figure 1). Le climat est du type sahélien caractérisé par une saison sèche de 9 mois qui va d'octobre à juin et une saison pluvieuse de 3 mois allant de juillet à septembre. La pluviométrie annuelle fluctue entre 600 et 700 mm. Les précipitations moyennes annuelles au cours des 20 dernières années (2000 à 2019) sont de 702 mm. Les températures les plus basses sont observées en décembre et janvier avec une moyenne de 26 °C tandis que les plus élevées sont enregistrées entre mars et mai avec une moyenne de 43 °C. Les modes d'occupation des terres sont largement représentés par des agroécosystèmes composites constitués de champs et terres dégradées (photo 1) en extension au détriment des fourrés et des brousses tigrées.

Les principales espèces agroforestières sont disséminées à faible densité dans les champs (*Adansonia digitata* (L.), *V. nilotica*, *B. aegyptiaca*, *Faidherbia albida*, *Lannea microcarpa* Engl. & K. Krause, *Sclerocarya birrea* (A. Rich.) Hochst., *Tamarindus indica* (L.), *Vitellaria paradoxa* C.F. Gaertn.). L'élevage, de type extensif et dépendant des ressources naturelles (pâturages, points d'eau), concerne les bovins, les petits ruminants comme les ovins et les caprins ainsi que la volaille (poules, pintades). En saison sèche, en plus des ressources naturelles, les ovins sont nourris par les fanes d'arachide, de niébé et de pois de terre, le son des céréales et par des feuilles étêtées de *Pterocarpus lucens* à l'approche de la saison des pluies. Les bovins sont nourris avec les tiges de mil et de sorgho en saison sèche et les feuilles d'*Adansonia digitata* en début de saison pluvieuse, tandis que les caprins ne reçoivent presque pas de supplément alimentaire. Par manque de fertilisants minéraux et de disponibilité en ressources fourragères, les populations pratiquent traditionnellement l'association agriculture-élevage (pratiques agropastorales).

Échantillonnage et collecte des fèces

Trois types de fèces issues des ruminants d'élevage ont été échantillonnés. Il s'agit des fèces des caprins (*Capra hircus*), des ovins (*Ovis aries*) et des bovins (*Bos indicus*). Chaque type de fèces (5 kg en masse sèche) a été échantillonné dans 15 enclos à raison de cinq enclos distincts dans chacune des trois localités. Chaque enclos renferme des individus de la même espèce animale (photo 2). Les fèces ont été collectées en trois périodes pour tenir compte des pratiques de stockage et de la phénologie des espèces végétales. En effet, les paysans commencent le stockage des matières fécales en saison pluvieuse, en juillet de l'année en cours jusqu'à juin de l'année suivante. Les trois périodes d'échantillonnage sont octobre (fin de saison pluvieuse), janvier (milieu de saison sèche) et juin (début de saison pluvieuse). Une fois au laboratoire, les échantillons de fèces collectées ont fait l'objet de tamisage pour collecter les semences.

Détermination des caractéristiques chimiques des matières fécales

Les échantillons de fèces ont été analysés au laboratoire pour déterminer le pH, le carbone et l'azote. Le pH_{eau} a été mesuré dans une suspension d'eau dans un rapport sol/solution de 1/2,5. La teneur en carbone total (C) a été déterminée par combustion sèche automatisée en utilisant un analyseur d'éléments CHN (Carlo Erba EA 1108). Le tableau I présente les caractéristiques des différentes fèces.

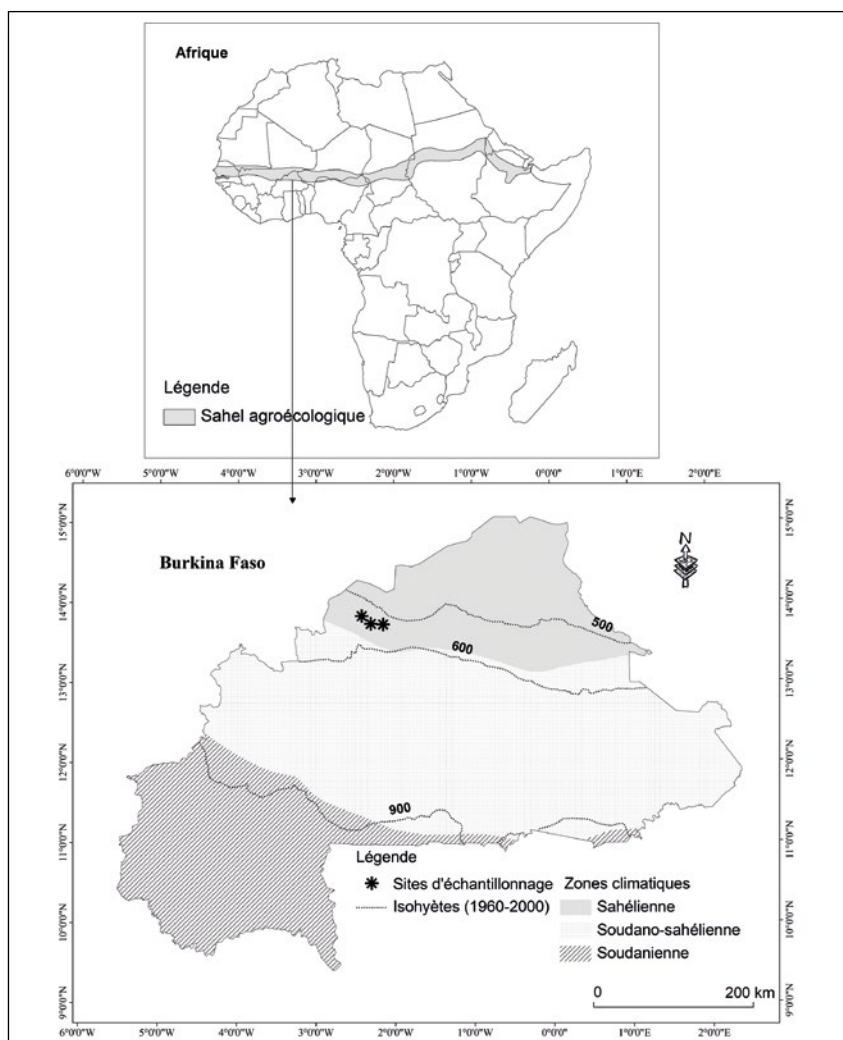


Figure 1.
Carte de localisation des sites de collecte des matières fécales.
Location map of faecal collection sites.

Détermination du potentiel séminal par type de fèces

Chaque échantillon de matière fécale (5 kg de masse sèche) est d'abord soumis à un premier tamisage permettant de trier les grosses semences (*B. aegyptiaca*, *Sclerocarya birrea*, *Z. mauritiana*). Ensuite, la fraction grossière issue du premier tamisage est soumise à des tamisages successifs. Le tamisage a été effectué à l'aide d'un tamis de 2 mm de maille. Les semences sont ensuite triées, identifiées visuellement puis comptées par espèce

Test de germination

Sélection des semences

Les espèces ont été sélectionnées en fonction de l'importance de leur potentiel séminal. Ce sont des espèces agroforestières (*P. reticulatum*, *Z. mauritiana*, *V. nilotica*, *F. albida* et *B. aegyptiaca*) et invasive (*S. obtusifolia*) (tableau II).

La capacité germinative des semences de ces espèces issues des fèces de la saison sèche et froide (période à potentiel séminal maximal) a été testée avec leurs témoins. Les semences témoins ont été échantillonnées en récoltant les fruits des espèces sélectionnées sur leurs semenciers. Pour obtenir les semences, les gousses de *P. reticulatum*, *V. nilotica* et *F. albida* ont été extraites suivant le protocole d'extraction utilisé par le Centre national de semences forestières (CNSF). Les gousses de *S. obtusifolia* étant déhiscentes, les semences ont été libérées par l'ouverture de leurs fentes. Les semences obtenues ont fait l'objet d'un tri pour éliminer les



Photo 2.
 Matières fécales de bovins dans une étable.
Cattle faeces in a cowshed.
 Photo P. Ouédraogo.

Tableau I.
 Caractéristiques chimiques des matières fécales prélevées.
Chemical characteristics of collected faeces.

Matières fécales	N total (g/kg)	C total (g/kg)	C/N	PH
Caprins	1,37 ± 0,06	23,27 ± 0,04	17,06 ± 0,73	8,04 ± 0,04
Ovins	1,54 ± 0,07	28,86 ± 2,59	18,70 ± 0,78	7,97 ± 0,01
Bovins	0,98 ± 0,08	21,07 ± 2,69	21,52 ± 1,03	8,11 ± 0,05

C : carbone total ; N : azote.

Tableau II.
 Principaux traits fonctionnels des espèces sélectionnées.
Main functional traits of the selected species.

Traits fonctionnels	Statut écologique des espèces	Type morphologique	Type de fruit	Nombre de graines par fruit	Mode de dispersion	Période de maturité des fruits
<i>Balanites aegyptiaca</i>	Agroforestière	Arbre	Drupe	1	Barochorie, endozoochorie	Saisons sèche et pluvieuse
<i>Faidherbia albida</i>	Agroforestière	Arbre	Gousse indéhiscence	10 à 30	Barochorie, endozoochorie	Saison sèche
<i>Piliostigma reticulatum</i>	Agroforestière	Arbuste	Gousse indéhiscence	5 à 15	Barochorie, endozoochorie	Saison sèche
<i>Senna obtusifolia</i>	Invasive	Herbe	Gousse déhiscence	25 à 30	Autochorie, endozoochorie	Fin de saison pluvieuse et saison sèche
<i>Vachellia nilotica</i>	Agroforestière	Arbre	Gousse indéhiscence	4 à 10	Barochorie, endozoochorie	Saison sèche
<i>Ziziphus mauritiana</i>	Agroforestière	Arbuste	Drupe	1	Barochorie, endozoochorie	Saison sèche

semences de mauvaise qualité. Pour chaque espèce, 12 lots des semences issues des types de fèces (caprins, ovins et bovins) et des semenciers des trois localités (Ramdolla, Sillia et Tibtenga) ont été constitués pour effectuer les tests de germination. Les semences de chaque lot de semences ont été soigneusement triées en éliminant les semences brisées, infectées par les insectes, pourries et immatures. Ensuite, les semences ont été homogénéisées, puis le choix des semences à tester dans le lot s'est fait suivant la méthode des divisions progressives (Niang-Diop *et al.*, 2011). Le nombre de semences par lot varie de 15 à 20 selon les espèces. Pour un lot donné, si le nombre de semences qualitatives est inférieur au nombre voulu (15 ou 20), les semences de ce lot ne sont pas prises en compte.

Dispositif expérimental et suivi de la germination

Les semis ont été effectués dans des bacs de germination contenant 1/5 de sable, 3/5 de terre et 1/5 de compost bovin à raison de 10 semences par bac pour *B. aegyptiaca*, *P. reticulatum*, *S. obtusifolia* et *Z. mauritiana* et 7 à 8 semences pour *V. nilotica* et *Faidherbia albida*. Les semences ont été semées à une profondeur de 2 à 3 cm environ et espacées entre elles d'environ 3 cm. L'arrosage a été effectué chaque matin et les germinations ont été enregistrées quotidiennement. Nous avons considéré qu'une semence a germé lorsque nous constatons l'émergence de la tigelle (levée). La durée de suivi est de 4 mois. Les paramètres de germination suivants ont été déterminés :

- le temps de latence (temps mis entre le semis et l'apparition de la première radicule) ;
- le temps moyen de germination (temps à la fin duquel on atteint 50 % du taux de germination totale du lot de semences testées) ;
- la durée de germination (temps entre la première et la dernière germination) ;
- le taux de germination ou capacité germinative ou encore pouvoir germinatif (proportion de semences ayant germé pendant la durée de l'observation), déterminé par la formule suivante :

$$\text{Taux de germination} = \frac{\text{Nombre de graines germées}}{\text{Nombre total de graines semées}} \times 100$$

- le taux maximum de germination journalière (TMGj), obtenu par le calcul du pourcentage de germination maximale obtenu en un jour au cours de la durée de l'observation ;
- le délai de germination maximale obtenu par le comptage du nombre de jours après semis où l'on a obtenu le maximum de germination journalière.

Analyse statistique

Les données sur les variables quantitatives ont fait l'objet d'analyses statistiques descriptives (moyennes, écarts-types, erreur standard) et inférentielles en utilisant les modèles linéaires généralisés (GLM). Ces modèles permettent d'ajuster les variables avec les types de distributions usuels. Ainsi les données de comptage (potentiel séminal) ont-elles été ajustées à la distribution de quasi-Poisson (dispersion élevée), les données de proportion

(taux de germination) à la distribution binomiale et celles sur la durée (délai, vitesse, durée, délai maximum de germination) et le taux de germination maximal à la distribution gamma. Le meilleur ajustement des données est retenu suite à l'examen des graphiques diagnostiques. En présence d'effets significatifs de l'origine des semences ($p \leq 0,05$), une comparaison post-hoc (2 à 2) est effectuée ensuite en utilisant le test de Tukey à un niveau de signification de 5 %. Une analyse en composantes principales (ACP) a également été réalisée afin de catégoriser les paramètres de germination qui caractérisent les espèces végétales et les types de semences. Les analyses ont été faites en utilisant le logiciel R, version 3.6.0.

Résultats

Potentiel séminal dans les fèces

Pour l'ensemble des six espèces, le potentiel séminal des fèces des caprins représente 64 %, contre 34 % pour les fèces des ovins et 2 % pour les fèces des bovins, de l'ensemble du potentiel séminal. Suivant les périodes de collecte, le potentiel séminal dans les fèces collectées en saison sèche et froide représente 73 % contre 21 % en saison sèche et chaude et 6 % durant la saison pluvieuse. Pour l'ensemble des matières fécales et sur un cumul des trois périodes de collecte, les semences de *P. reticulatum* représentent 38 % du potentiel séminal, celles de *Z. mauritiana* 20 %, celles de *V. nilotica* 17 %, celles de *S. obtusifolia* 14 %, celles de *F. albida* 6 % et celles de *B. aegyptiaca* 4 %. Le potentiel séminal de la saison sèche et froide est significativement plus élevé que celui de la saison pluvieuse et de la saison sèche et chaude ($P < 0,05$). En saison pluvieuse, aucune semence n'a été trouvée dans les fèces des bovins (tableau III). Il n'existe pas de différence significative dans le potentiel séminal des espèces agroforestières contenues dans les fèces des caprins et dans celles des ovins ($P > 0,05$) à cette période. Cependant, les semences de *S. obtusifolia* (espèce invasive) sont beaucoup plus abondantes dans les fèces des ovins, soit plus de six fois les fèces des caprins. En saison sèche et froide, les fèces des caprins, des ovins et des bovins ont montré des effets significativement différents dans la dissémination des semences des espèces étudiées ($P < 0,05$). À cette période, les semences de *P. reticulatum* représentent 38 % du potentiel séminal, celles de *Z. mauritiana* 24 %, celles de *V. nilotica* 21 %, celles de *S. obtusifolia* 9 %, celles de *F. albida* 5 % et celles de *B. aegyptiaca* 3 %. De même, les fèces des caprins contiennent respectivement 29, 45, 154, 65 et 65 fois plus les semences de *P. reticulatum*, *Z. mauritiana*, *V. nilotica*, *F. albida* et *B. aegyptiaca* que les fèces des bovins et respectivement 2, 11, 8 et 8 fois plus que celles des ovins (tableau III). Les fèces des ovins contiennent à cette période 12 fois plus les semences de *S. obtusifolia* que les fèces des caprins et 8 fois celles des bovins. En saison sèche et chaude, les fèces des caprins contiennent davantage les semences des espèces agroforestières ($P < 0,05$) à l'exception de *B. aegyptiaca* et *P. reticulatum* tandis que les ovins disséminent plus les semences de *S. obtusifolia* et *P. reticulatum*. Pendant cette période, les semences de *P. reticulatum* représentent

Tableau III.

Potentiel séminal moyen (nombre de semences/kg) en fonction de la source des matières fécales et de la période de collecte.

Average seminal potential (number of seeds/kg) depending on the source of the faeces and the collection period.

Période Fumier	Saison pluvieuse			Saison sèche et froide			Saison sèche et chaude		
	Caprins	Ovins	Bovins	Caprins	Ovins	Bovins	Caprins	Ovins	Bovin
<i>Balanites aegyptiaca</i>	6,10a	4,10a	0b	17,57a	2,11b	0,27c	4,38ab	2,05b	0,33b
<i>Faidherbia albida</i>	0,13a	0,07a	0b	26,88a	3,15b	0,41c	21,34a	2,27b	0,37b
<i>Piliostigma reticulatum</i>	1,20a	0,27a	0b	156,36a	64,60b	5,4c	49,11b	55,38a	2,17c
<i>Senna obtusifolia</i>	4,28b	28,47a	0c	3,69b	45,17a	5,32b	2,03b	31,62a	1,59b
<i>Vachellia nilotica</i>	0,73a	0,13a	0b	112,64a	10,24b	0,73c	18,86a	1,64b	0,40b
<i>Ziziphus mauritiana</i>	0,47a	0,28a	0b	93,08a	46,27b	2,07c	17,68a	5,38b	0,35c

Pour chaque espèce et par période, les moyennes suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$). Les comparaisons sont faites entre les différentes espèces animales pour chaque espèce végétale par période.

Tableau IV.

Paramètres de germination en fonction des espèces.

Germination parameters according to species.

Espèce	Fumier	Dél.ger (jours)	Tem.moy.ger (jours)	Dur.ger (jours)	Tmax.ger.jour (%)	Dél.max.ger (jours)	T.ger.général (%)
<i>Balanites aegyptiaca</i>	Caprin	13a	16a	17b	11,67b	16b	50a
	Ovin	13a	17a	7c	10c	15b	47,5a
	Témoin	13a	17a	29a	16,67a	17a	46,67a
<i>Faidherbia albida</i>	Caprin	7c	31a	102a	6,67c	25b	88,89b
	Ovin	13b	25c	87c	20a	25b	93,33a
	Bovin	20a	27b	42d	20a	26b	86,67c
	Témoin	8c	32a	95b	8,89b	34a	82,22d
<i>Piliostigma reticulatum</i>	Caprin	12b	61c	121a	3,33b	53;60;77;91d	53c
	Ovin	10c	70a	121a	6,67a	72a	60b
	Bovins	10c	70a	108c	7,5a	69b	53c
	Témoin	14a	65b	118b	6,67a	64;66c	68a
<i>Vachellia nilotica</i>	Caprin	19a	23c	11c	4,44c	23a	11,11c
	Ovin	10d	34a	25b	3,33c	10c	10c
	Bovin	12c	18d	12c	10a	18b	20b
	Témoin	15b	25a	83a	6,7b	18b	35,56a
<i>Ziziphus mauritiana</i>	Caprin	11c	17a	47a	11,67a	16b	63,33a
	Ovin	13b	17a	35b	12,5a	13c	55b
	Bovin	12cb	17a	19c	10b	16b	62,5a
	Témoin	15a	18a	36b	10b	18a	45c
<i>Senna obtusifolia</i>	Caprin	25a	61c	74d	1,67c	25a	16,67c
	Ovin	9c	42d	90b	3,33b	9c	28,33b
	Bovin	8c	76a	93a	1,67c	8c	13,33d
	Témoin	12b	69b	90b	5a	12b	38,33a

Dél.ger = délai de germination ; Vit.ger = vitesse de germination ; Dur.ger = durée de germination ; Dél.ger.max = délai de germination maximal ; Tmax.ger.jour = taux maximum de germination journalière ; T.ger.général = taux général de germination.



Photo 3.
Plantules de *Faidherbia albida*.
Faidherbia albida seedlings.
Photo P. Ouédraogo.

49 % du potentiel séminal contre 15 % pour *S. obtusifolia*, 12 % pour *Faidherbia albida*, 11 % pour *Z. mauritiana*, 10 % pour *V. nilotica* et 3 % pour *B. aegyptiaca*. Les fèces des ovins contiennent respectivement 20 et 25 fois plus les semences de *S. obtusifolia* et de *P. reticulatum* que les fèces des bovins et respectivement 16 et une fois plus que celles des caprins. Les fèces des caprins contiennent respectivement 58, 50, 47 et 13 fois plus les semences de *Faidherbia albida*, *Z. mauritiana*, *V. nilotica* et *B. aegyptiaca* que les fèces des bovins et 9, 3, 11 et 2 fois plus que celles des ovins.



Photo 4.
Plantules de *Ziziphus mauritiana*.
Ziziphus mauritiana seedlings.
Photo P. Ouédraogo.

Paramètres de germination en fonction des semences par type de matière fécale

Les photos 3 et 4 montrent des plantules de *F. albida* et *Z. mauritiana* après germination des graines. Il n'y a pas de différence significative entre les taux de germination des semences de *B. aegyptiaca* issues des fèces et celui des semences témoins (tableau IV). Le transit intestinal des bovins, des caprins et des ovins a permis d'avoir des taux de germination des semences de *F. albida* plus élevés de 4, 7 et 11 % comparativement aux semences témoins. Chez *Z. mauritiana*, les semences issues des fèces des ovins, des bovins et des caprins ont des taux de germination plus élevés respectivement de 10, 18 et 18 % comparativement aux semences témoins. Le taux de germination des semences témoins de *P. reticulatum* est plus élevé de 8, 15 et 15 % que celui des semences issues respectivement des fèces des ovins, des bovins et des caprins. Aussi, le taux de germination des semences témoins de *V. nilotica* est plus élevé de 16, 24 et 26 % que celui des semences issues respectivement des fèces des bovins, des caprins et des ovins, tandis que le taux de celles de *S. obtusifolia* est plus élevé de 10, 22 et 25 % par rapport aux semences issues respectivement des fèces des ovins, des caprins et des bovins.

L'analyse en composantes principales (ACP) permet de classer les espèces en quatre groupes (figure 2). Le groupe 1 est constitué de *B. aegyptiaca*, *F. albida* et *Z. mauritiana*. Le groupe 2 est représenté par l'espèce *P. reticulatum*, le groupe 3 par *S. obtusifolia* et le groupe 4 par *V. nilotica*. Les deux premiers axes concentrent plus de 73 % de la variance totale. L'axe 1 représente 43,59 % de l'information et le deuxième axe 29,78 %. Les figures 2a et 2b montrent que *B. aegyptiaca*, *F. albida* et *Z. mauritiana* sont caractérisées par les plus forts taux de germination maximale journalière comparative aux trois autres espèces (tableau IV). *Faidherbia albida* se distingue aussi de ces deux autres espèces par son fort taux de germination dépassant 80 % quel que soit le type de semences. *P. reticulatum* se distingue des autres espèces par la longue durée de germination (108-121 jours) et le plus long délai de germination maximale (53-91 jours) de ses semences. *Senna obtusifolia* et *V. nilotica* se caractérisent par leur faible taux de germination. En analysant les courbes de germination, après deux semaines de temps de latence, les semences de *B. aegyptiaca* (figure 3a) présentent une germination rapide se caractérisant par une faible durée de ger-

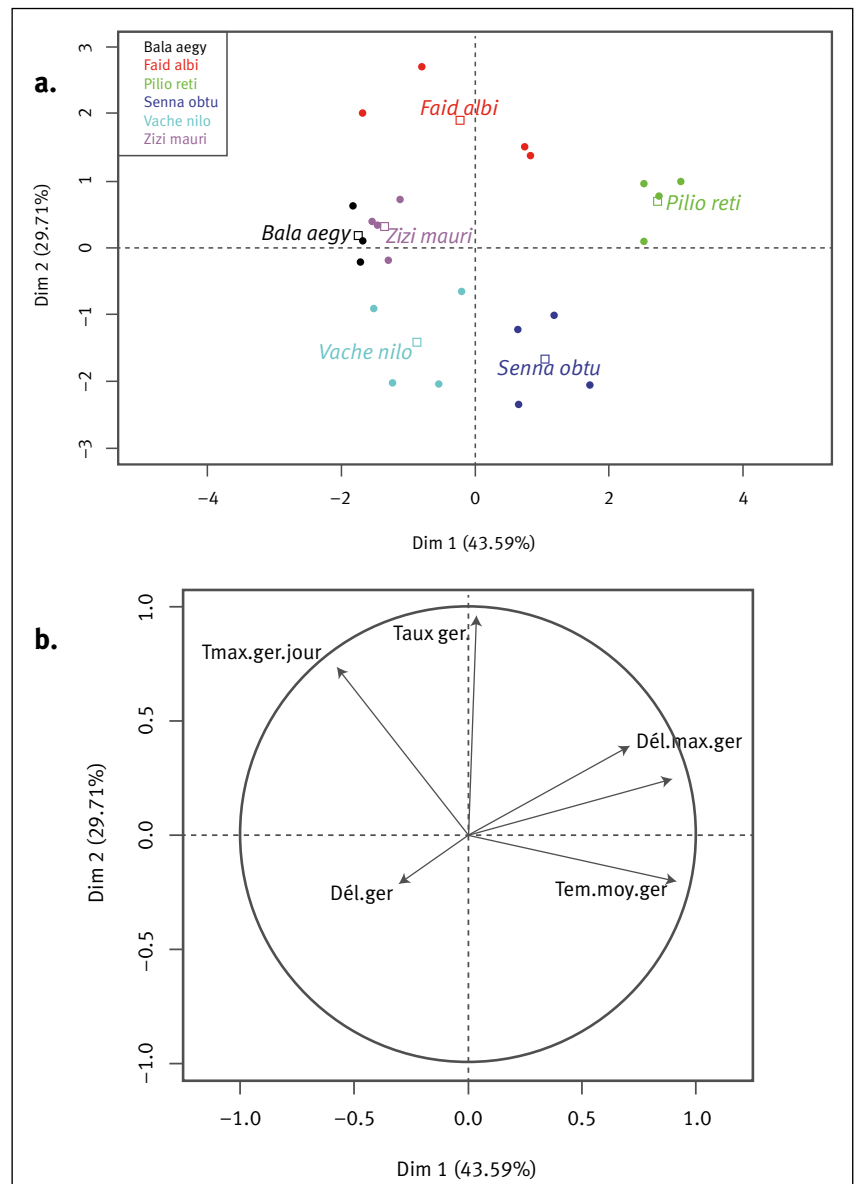
mination. La courbe de germination de *F. albida* montre une forte germination des semences qui diminue à partir du 50^e jour après semis (figure 3b). La courbe de germination de *P. reticulatum* (figure 3c) présente des escaliers dont la longueur de stabilité est courte avec de faibles hauteurs. La courbe de germination de *V. nilotica* (figure 3d) présente des escaliers dont la longueur de stabilité est longue avec de faibles hauteurs. La courbe de germination de *Z. mauritiana* (figure 3e) présente la même allure que celle de *B. aegyptiaca* et celle de *S. obtusifolia* (figure 3f) la même allure que la courbe de germination de *V. nilotica*.

Discussion

Potentiel séminal des espèces dans les différents types de matières fécales

Les résultats ont révélé que les fèces des caprins ont un potentiel séminal plus élevé que celles des ovins dont le potentiel est supérieur à celui des bovins. Cette différence dans la dissémination des semences pourrait s'expliquer par leurs préférences alimentaires (Dumont, 1996 ; Rutter, 2010), leur système buccal et digestif, la disponibilité et l'accessibilité des espèces appréciées (César et Zoumana, 1999). Les études de César et Zoumana (1999) ont rapporté que les caprins se nourrissent principalement de ligneux et subligneux (80 %) ; les ovins ont le régime le plus équilibré (60 % de graminées, 20 % d'autres herbes et 20 % de ligneux et subligneux) et les bovins consomment principalement les graminées (90 %). Les fèces des ovins se distinguent par un potentiel séminal marqué par l'abondance des semences de *S. obtusifolia* qui est une espèce invasive (Gebreyesus, 2017). En dehors de la saison pluvieuse, les caprins et les ovins sont en liberté dans la nature tandis que les bovins sont conduits par un berger. Cette mise en liberté en plus de leur rapidité à courir font d'eux les principaux consommateurs des gousses de *F. albida* comparativement aux bovins (Depommier, 1996). Aussi, l'efficacité de la dissémination des semences végétales par les herbivores dépend du pourcentage des pertes par écrasement et abrasion mécanique lors du processus de mastication et par abrasion chimique lors du processus de digestion (Suárez et Malo, 1997) qui serait plus élevé chez les bovins que chez les petits ruminants. Le système buccal des ruminants joue un rôle dans la sélection des espèces appréciées. En effet, le système buccal des caprins est bien adapté à la consommation des espèces épineuses par rapport aux ovins (Ginane *et al.*, 2008). Les bovins sont moins aptes à la consommation des espèces épineuses du fait de leur appareil buccal ina-

dapté mais digèrent mieux les fourrages très fibreux en raison du plus long temps de séjour des aliments dans le rumen (Dumont *et al.*, 2007 ; Ginane *et al.*, 2008). Ce qui explique l'absence de semences dans les fèces des bovins en saison pluvieuse où les herbacées sont disponibles. Il apparaît que le nombre de semences disséminées diffère en fonction des périodes. *Balanites aegyptiaca* et *S. obtusifolia* sont les semences les mieux représentées dans les matières fécales d'octobre. Les semences de *V. nilotica*, *F. albida* et *Z. mauritiana* sont plus représentées au mois de janvier et diminuent au mois de juin. Ces résultats reflètent la phénologie des espèces étudiées. La phénologie des espèces est un trait influençant la disponibilité donc la capacité de dissémination des semences au cours de l'année.



Figures 2.

(a) Plan factoriel de l'analyse en composantes principales (espèces végétales x traitements [types de semences]). (b) Cercle des corrélations entre paramètres de germination dans le plan principal (plan 1-2).

(a) Factorial design of the principal component analysis (plant species x treatments [seed types]). (b) Circle of correlations between germination parameters in the main design (design 1-2).

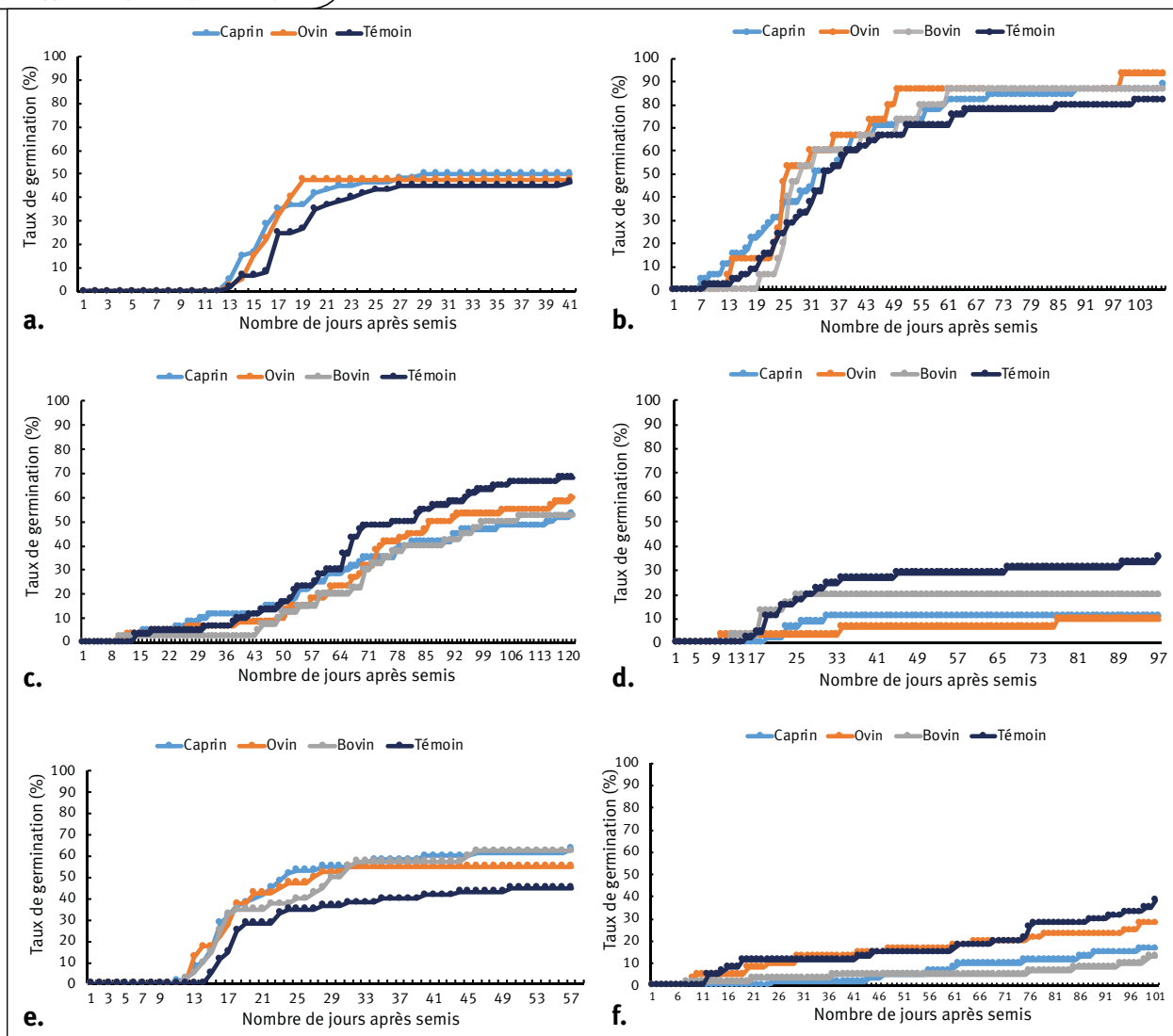


Figure 3. Variation du taux de germination des semences issues de différents types de fèces en comparaison avec les semences témoins. (a) *Balanites aegyptiaca* ; (b) *Faidherbia albida* ; (c) *Piliostigma reticulatum* ; (d) *Vachellia nilotica* ; (e) *Ziziphus mauritiana* ; (f) *Senna obtusifolia*.
Variation in germination rate of seeds from different types of faeces in comparison with control seeds. (a) *Balanites aegyptiaca* ; (b) *Faidherbia albida* ; (c) *Piliostigma reticulatum* ; (d) *Vachellia nilotica* ; (e) *Ziziphus mauritiana* ; (f) *Senna obtusifolia*.

Influence des types de fèces sur la germination

Le passage des semences dans le tractus digestif peut impacter, négativement ou positivement, la viabilité des semences en supprimant l'effet inhibiteur de la pulpe, en altérant chimiquement ou mécaniquement les enveloppes séminales (Samuels et Levey, 2005 ; Traveset *et al.*, 2007 ; Bradford et Westcott, 2010). Le suc digestif, l'activité masticatoire et la durée des aliments dans le tube digestif des animaux sont des facteurs qui peuvent influencer sur le devenir des semences ingérées. Considérant les paramètres (Norden *et al.*, 2009) qui caractérisent une bonne germination (courts délai et durée de germination), ce sont les ovins et les bovins qui améliorent la germination comparativement aux caprins et aux témoins. Si les ovins améliorent la germination des semences de *V. nilotica*, *B. aegyptiaca*, *F. albida*

et *S. obtusifolia*, cela serait lié à leur suc digestif. Les fèces des ovins ont des taux d'azote, de carbone et un rapport C/N plus élevé que ceux des caprins avec un pH moins basique. Cela confirme le fait que les ovins ont un régime alimentaire intermédiaire consommant plus de fibres que les caprins (César et Zourmana, 1999). Ainsi, les semences ont dû séjourner plus longtemps dans le suc digestif des ovins que les caprins. Aussi, le pH moins basique que celui des caprins aurait un effet positif sur la levée de la dormance comme le traitement à l'acide. Le pH et la durée de séjour ont permis donc aux sucs digestifs d'altérer chimiquement les barrières (noyaux, téguments), d'où une durée, une vitesse et un délai de germination plus réduits que chez les caprins. Aussi, le nombre élevé de semences dans les tubes digestifs des caprins n'a pas facilité leur traitement par les sucs digestifs. C'est ainsi que la germination des

semences issues des caprins est plus échelonnée dans le temps. Les bovins consomment très peu ces semences. Les fèces des bovins ont un rapport C/N > 20 et se caractérisent par un pH plus basique que celui des ovins et caprins. Le rapport C/N plus élevé indique la forte consommation des fourrages fibreux par les bovins. Ce qui aurait permis aux semences de *Z. mauritiana* et *F. albida* de passer plus de temps dans le tractus intestinal des bovins car les gosses de ces deux espèces sont fibreuses, d'où une amélioration de la germination. Le faible nombre des semences dans le tube digestif des bovins aurait facilité leur traitement par les sucs digestifs. Le taux de germination élevé des semences de *V. nilotica* issues des fèces des bovins comparativement à celles issues des fèces des caprins et des ovins pourrait s'expliquer par l'intensité de la mastication car les gosses de cette espèce ne sont pas épaisses, permettant une meilleure scarification des graines comparativement aux graines de *F. albida* et *P. reticulatum* dont les gosses sont très lignifiées. En outre, les bovins ont davantage accès aux gosses présentes sur les semenciers de cette espèce que les caprins et ovins qui ont accès seulement aux gosses sèches tombées au sol. Les graines des gosses fraîches ont une plus forte teneur en eau que celles des gosses sèches qui sont très dures expliquant ainsi leur faible germination. S'agissant de *Z. mauritiana*, la mastication plus intense des drupes par les bovins du fait de l'endocarpe lignifié aurait permis de mieux les scarifier d'où une meilleure germination. En fait, l'effet ramollissant des sucs digestifs et l'effet de la mastication augmentent la porosité à l'eau et à l'air de l'endocarpe, permettant une germination rapide plutôt qu'un taux de germination élevé (Guèye *et al.*, 1999 ; Abdou Habou *et al.*, 2019).

Influence des traits fonctionnels des semences sur la germination

Les semences des espèces étudiées présentent une dormance physique. En effet, les semences de *B. aegyptiaca* sont des noyaux à endocarpe lignifié et fibreux renfermant une graine (amande). Celles de *Z. mauritiana* sont également des noyaux à endocarpe lignifié et fortement sclérenchymatisé avec une ou deux loges carpellaires contenant chacune une graine. Les semences de *V. nilotica* sont constituées d'un épiderme palissadique, d'une assise en sabliers, le reste du tégument étant formé par un tissu fibreux, très épais, dont les cellules sont arrondies, collenchymateuses, lacuno-digitées. Les semences de *S. obtusifolia* sont constituées d'une cuticule, de macrosclérides et ostéosclérides (Mensah et Ekeke, 2016). Les semences de *F. albida* sont protégées par une cuticule cireuse et celles de *P. reticulatum* présentent des enveloppes coriaces (Yélémo *et al.*, 2007).

La dormance d'une graine est un phénomène très important qui permet aux plantes de coloniser les milieux les plus variés et de survivre à des bouleversements importants des écosystèmes. La dormance est aussi une stratégie pour résister à l'extinction d'une espèce si une perturbation exceptionnelle détruit l'ensemble des parties végétatives (Crosaz, 1995). Ainsi, elle est une stratégie écologique qui ne déclenche la germination que dans des conditions favo-

rables capables d'assurer la survie des plantules. Pour ces semences, il y a nécessité de prétraitement afin d'obtenir des germinations rapides avec des taux de germination élevés et uniformes (Burrows *et al.*, 2009 ; Azad *et al.*, 2011).

De manière générale, il n'y a pas de différence significative entre les taux de germination des semences issues des fèces et des témoins. Selon Danthu *et al.* (1996), l'ingestion par les ruminants domestiques ne peut être considérée comme un facteur favorisant la levée de dormance des semences dures dont *F. albida* et *V. nilotica* mais seulement comme un moyen de dissémination des semences intactes. Concernant *B. aegyptiaca* et *Z. mauritiana*, le faible taux de germination observé chez ces deux espèces serait dû à l'endocarpe qui constitue une barrière physique à la pénétration de l'eau et de l'air dans la graine (amande) qu'il contient (Guèye *et al.*, 1999 ; Karimpour *et al.*, 2013 ; Elfeel et Hindi, 2014). Pour ces types de semences, l'amélioration de la germination se fait en mettant à nu les semences ou en fissurant l'endocarpe (Danthu *et al.*, 1996 ; Guèye *et al.*, 1999) car la levée de dormance reste limitée après mastication et passage dans les sucs digestifs des animaux (Abdou Habou *et al.*, 2019). En mettant à nu ou en fissurant l'endocarpe, l'eau atteint l'amande qui est charnue (graine non dure) et capable de germer facilement. Par exemple, observée par les paysans, la forte présence des juvéniles de ces deux espèces dans les agrosystèmes soumis aux pratiques de conservation des eaux et des sols (*zai*) serait due aux meilleures conditions hydriques qu'offrent les poquets de *zai*. Indépendamment de l'espèce, la nature des semences joue un rôle important dans la germination. Ce qui caractérise ces deux espèces sur le plan de la germination.

Les semences des légumineuses (*Faidherbia albida*, *P. reticulatum*, *S. obtusifolia* et *V. nilotica*) ont les plus longues durées de germination se caractérisant par un échelonnement dans le temps de la levée des semences, qui est d'ailleurs une stratégie d'adaptation des espèces à la forte variabilité de la pluviométrie (Bationo, 1996 ; Depommier, 1996). En fait, les semences de ces espèces nécessitent des prétraitements pour fragiliser les téguments durs et favoriser la germination (Diallo *et al.*, 1996 ; Yélémo *et al.*, 2007 ; Abdulazez, 2016 ; Mensah et Ekeke, 2016 ; Satti *et al.*, 2016). *Vachellia nilotica* et *S. obtusifolia* sont les espèces qui ont les plus faibles taux de germination. *Faidherbia albida* a un fort taux de germination quel que soit le type de semences tandis que *P. reticulatum* a un taux de germination moyen. Les semences des légumineuses, bien que dures, se distinguent par l'épaisseur de la cuticule qui recouvre le tissu palissadique (Niang-Diop *et al.*, 2011) ayant un effet inhibiteur qui rend les semences imperméables à l'eau (Kheloufi et Mansouri, 2017). Ainsi, en fonction de l'épaisseur des téguments, il faut une période plus ou moins longue pour que la graine s'oxygène et s'hydrate pour permettre sa germination, ce qui différencie la capacité et le taux de germination au cours d'une période donnée. Pour *V. nilotica*, Yousif *et al.* (2020) ont montré que la couche épidermique du tissu palissadique du tégument des semences est dense, ce qui empêche l'imbibition des semences (Mensah et Ekeke, 2016). Le fort taux de germination obtenu chez *F. albida* au cours des 4 mois de suivi

de la germination montre que les semences de cette espèce sont susceptibles de germer toutes dans les conditions pluviométriques de la zone d'étude (3 à 4 mois de pluie). Par contre, les faibles taux de germination observés au cours des 4 mois de suivi chez *V. nilotica* et *S. obtusifolia* montrent qu'il ne peut y avoir une germination presque complète de leurs semences dans les conditions climatiques de la zone d'étude. Ces semences non germées enrichissent le sol en semences (banque de semences de sol) et pourraient germer dans les années à venir si leur viabilité est conservée.

Conclusion

La capacité de dissémination des semences par les ruminants est liée au régime et à la préférence alimentaires propres à chaque animal, mais aussi à la phénologie des espèces végétales. Les fèces des caprins renferment plus de semences des espèces agroforestières (*Vachellia nilotica*, *Balanites aegyptiaca*, *Faidherbia albida* et *Ziziphus mauritiana*) tandis que les fèces des ovins contiennent celles de l'espèce invasive (*Senna obtusifolia*). Le passage des semences par le transit intestinal des animaux n'a pas permis d'améliorer de façon significative leurs taux de germination. L'endocarpe lignifié de *B. aegyptiaca* et de *Z. mauritiana*, les téguments durs des semences de *F. albida*, *P. reticulatum*, *S. obtusifolia* et *V. nilotica* constituent des barrières à la levée de la dormance. Même si le passage par le transit intestinal des animaux n'a pas amélioré significativement les taux de germination, la capacité à germer d'une portion des semences serait à l'origine de leur régénération dans les agrosystèmes dégradés où sont appliquées les fumures qui les contiennent. Les ovins (pour *V. nilotica*, *B. aegyptiaca*, *F. albida* et *S. obtusifolia*) et les bovins (pour *Z. mauritiana* et *F. albida*) offrent de meilleures possibilités de régénération au regard des taux de germination obtenus avec des délais et des durées de germination plus courts. Les animaux contribuent directement à modifier la diversité fonctionnelle des espèces dans les agroécosystèmes grâce à la dissémination des graines, et l'homme intervient indirectement par le parage et l'apport des fèces stockées en enclos ou en fosses fumières en leur sein.

Remerciements

Les auteurs remercient le ministère de l'Enseignement supérieur et de la Recherche et de l'Innovation pour avoir octroyé une bourse d'étude au premier auteur et le CORAF-WECARD pour avoir soutenu cette étude à travers le projet d'amélioration de la résilience des agroécosystèmes (AmREACAF)

Références

Abdou Habou M. K. H. R., Abdou L., Abdourahmane Illiassou S., Sanoussi Issoufou A. A. E., Soumana A., Mahamane A., 2019. Germination et croissance des plantules d'une espèce fruitière indigène au Niger : *Balanites aegyptiaca* (L.) Del. International Journal of Biological and Chemical Sciences, 13 (2): 693-703. <https://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v13i2.10>

Abdulazeez A., 2016. Effects of hot water on breaking seed dormancy of *Senna obtusifolia* from Bichi, Nigeria, in green house conditions. Journal of Agriculture and Veterinary Science, 9 (10): 29-32. <https://doi.org/10.9790/2380-0910012932>

Azad S., Manik M. R., Hasan S., Matin A., 2011. Effect of different pre-sowing treatments on seed germination percentage and growth performance of *Acacia auriculiformis*. Journal of Forestry Research, 22 (2): 183-188. <https://doi.org/10.1007/s11676-011-0147-y>

Bationo A. B., 1996. Étude de la régénération séminale des ligneux dans les jachères de Sobaka (Forêt classée de Nazinon, Burkina Faso). Mémoire DEA, Université de Ouagadougou, Burkina Faso, 54 p.

Bayen P., Traoré S., Bognounou F., Kaiser D., Thiombiano A., 2012. Effet du zaï amélioré sur la productivité du sorgho en zone sahélienne. VertigO, 11 (3) : 1-10. <http://id.erudit.org/iderudit/1015054ar>

Belem B., Nacoulma B. M. I., Gbangou R., Kambou S., Hansen H. H., Gausset Q., et al., 2007. Use of Non-Wood Forest Products by local people bordering the "Parc National Kaboré Tambi", Burkina Faso. The Journal of Transdisciplinary Environmental Studies, 6 (1): 1-21.

Bradford M. G., Westcott D. A., 2010. Consequences of southern cassowary (*Casuarius casuarius* L.) gut passage and deposition pattern on the germination of rainforest seeds. Austral Ecology, 35: 325-333. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2009.02041.x>

Burrows G. E., Virgona J. M., Heady R. D., 2009. Effect of boiling water, seed coat structure and provenance on the germination of *Acacia melanoxylon* seeds. Australian Journal of Botany, 57 (2): 139-147. <https://doi.org/10.1071/BT08194>

Centre Technique Forestier Tropical (Cirad-CTFT), 1988. *Faidherbia albida* (Del.) A. Chev. (synonyme : *Acacia albida* Del.). Monographie. Nogent-sur-Marne, France, Cirad-CTFT, 72 p. <https://agritrop.cirad.fr/375602/>

César J., Zoumana C., 1999. Les régimes alimentaires des bovins, ovins et caprins dans les savanes de Côte-d'Ivoire, et leurs effets sur la végétation. Fourrages, 159 : 237-252.

Cornelissen J. H. C. A., Lavorel S. B., Garnier E. B., Díaz S. C., Buchmann N. D., Gurvich D. E. C., et al., 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. Australian Journal of Botany, 51: 335-380. <http://www.publish.csiro.au/journals/ajb>

Crosaz Y., 1995. Lutte contre l'érosion des sols en montagne méditerranéenne : connaissance du matériel végétal et quantification de son impact sur l'érosion. Thèse de doctorat, Université de droit, d'économie et des sciences d'Aix-Marseille, France, 229 p.

Danthu P., Ickowicz A., Friot D., Manga D., Sarr A., 1996. Effet du passage par le tractus digestif des ruminants domestiques sur la germination des graines de légumineuses ligneuses des zones tropicales sèches. Revue d'Élevage et de Médecine Vétérinaire des Pays Tropicaux, 49 (3) : 235-242. <https://doi.org/10.19182/remvt.9520>

Depommier D., 1996. Production fruitière et devenir des semences de *Faidherbia albida* : la part des insectes spermatophages et du bétail dans la régénération de l'espèce. In : Peltier R. (éd.). Les parcs à *faidherbia*, Montpellier, France, Cirad-Forêt, 9-22. <https://agritrop.cirad.fr/388629/>

Depommier D., Janodet E., Olivier R., 1992. *Faidherbia albida* parks and their influence on soils and crops at Watinoma, Burkina Faso. In: Vandenbeldt R. J. (ed.). *Faidherbia albida* in the West African Semi-Arid Tropics. Nairobi, Kenya, ICRAF, 111-115. <https://agritrop.cirad.fr/465590/>

Diallo I., Danthu P., Sambou B., Dione D., Goudiaby A., Poulsen K., 1996. Effects of different pretreatments on the germination of *Faidherbia albida* (Del.) A. Chev. International Tree Crops Journal, 9: 31-36. <https://doi.org/10.1080/01435698.1996.9752957>

Dumont B., 1996. Préférences et sélection alimentaire au pâturage. Productions Animales, 9 (5) : 359-365.

Dumont B., Farruggia A., Garel J. P., 2007. Pâturage et biodiversité des prairies permanentes. Rencontres autour des Recherches sur les Ruminants, 14 (1) : 17-24.

Elfeel A. A., Hindi S. Z., 2014. *Balanites aegyptiaca* (L.) Del. var. *aegyptiaca* seed composition and variability among three different intra-specific sources. Life Science Journal, 11 (7): 160-166. http://www.lifesciencesite.com/ljsj/life1107/020_2399/0life110714_160_166.pdf

Gebreyesus G. M., 2017. Livestock herders perception on the causes and effects of *Senna obtusifolia* L. invasion in rangelands of Northern Ethiopia. African Journal of Agricultural Research, 12 (42): 3081-3087. <https://doi.org/10.5897/AJAR2017.12505>

Ginane C., Dumont B., Baumont R., Prache S., Fleurance G., Farruggia A., 2008. Comprendre le comportement alimentaire des herbivores au pâturage : intérêts pour l'élevage et l'environnement. Rencontres autour des Recherches sur les Ruminants, 15 : 315-322.

Guèye M., Samb P. I., Nongonierma A., 1999. Effets du tractus digestif de chèvres sur la germination de *Ziziphus mauritiana* Lam. Tropicicultura, 16-17 (3) : 109-112.

Karimpour S., Davarynejad G. H., Rouhbakhsh H., Ardakani E., 2013. Data on scarification and stratification treatments on germination and seedling growth of *Ziziphus jujuba* seeds. Advances in Environmental Biology, 7 (3): 501-505.

Kheloufi A., Mansouri L. M., 2017. Effet de l'acide sulfurique sur la germination d'un arbre fourrager *Vachellia nilotica* (L.) subsp. *tomentosa*. Livestock Research for Rural Development, 29 (2) : 11.

Mensah S. I., Ekeke C., 2016. Effects of different pretreatments and seed coat on dormancy and germination of seeds of *Senna obtusifolia* (L.) H. S. Irwin & Barneby (Fabaceae). International Journal of Biology, 8 (2): 77-84. <https://doi.org/10.5539/ijb.v8n2p77>

Niang-Diop F., Sambou B., Lykke A., 2011. Contraintes de régénération naturelle de *Prosopis africana* : facteurs affectant la germination des graines. International Journal of Biological and Chemical Sciences, 4 (5) : 1693-1705. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v4i5.65578>

Norden N., Daws M. I., Antoine C., Gonzalez M. A., Garwood N. C., Chave J., 2009. The relationship between seed mass and mean time to germination for 1037 tree species across five tropical forests. Functional Ecology, 23: 203-210. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2008.01477.x>

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

Ouédraogo S. J., Alexandre D. Y., 1996. Dynamique des parcs à *Faidherbia albida* : contraintes écologiques et économiques sur le terroir de Watinoma au Burkina Faso. In : Les parcs à *Faidherbia albida*. Cahiers scientifiques du Cirad-Forêt, 12 : 191-202.

Rutter S. M., 2010. Review: Grazing preferences in sheep and cattle: Implications for production, the environment and animal welfare. Canadian Journal of Animal Science, 90 (3): 285-293. <https://doi.org/10.4141/cjas09119>

Samuels I. A., Levey D. J., 2005. Effects of gut passage on seed germination: do experiments answer the questions they ask? Functional Ecology, 19: 365-368. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2005.00973.x>

Satti J. M., Kiran Kumar M., Sandeep B. V., Sudhakar P., 2016. Effect of chemical treatments on germination *Acacia nilotica* L. of seeds. International Journal of Biotechnology. Photon, 115: 456-462.

Suárez F., Malo J. E., 1997. La dissémination endozoochore dans les pâturages méditerranéens et la transhumance. In : Fabre P., Duclos J.-C., Molénat G. (éds). Transhumance. Actes des journées euro-méditerranéennes de la transhumance. Saint-Martin de Crau, France, Maison de la Transhumance/Cheminements, 247-262.

Traoré L., Ouédraogo I., Ouédraogo A., Thiombiano A., 2011. Perceptions, usages et vulnérabilité des ressources végétales ligneuses dans le Sud-Ouest. International Journal of Biological and Chemical Sciences, 5 (1) : 258-278.

Traveset A., Robertson A. W., Rodriguez-Pérez J., 2007. A review on the role of endozoochory in seed germination. In: Dennis A. J., Schupp E. W., Green R. J., Wescott D. A. (eds). Seed dispersal: theory and its application in a changing world. Wallingford, UK, CABI, 78-103. <https://doi.org/10.1079/9781845931650.0078>

Yélémou B., Yaméogo G., Barro A., Taonda S., Hien V., 2013. La production de sorgho dans un parc à *Piliostigma reticulatum* en zone nord-soudanienne du Burkina Faso. Tropicicultura, 31 (3) : 154-162.

Yélémou B., Yaméogo G., Millogo/Rasolodimby J., Hien, V., 2007. Germination sexuée et dynamique de développement de *Piliostigma reticulatum* (D.C.) Hochst, une espèce agroforestière du Burkina Faso. Sécheresse, 18 (3) : 185-192.

Yousif A. M. I., Wang Y. R., Dali C., 2020. Seed dormancy overcoming and seed coat structure change in *Leucaena leucocephala* and *Acacia nilotica*. Forest Science and Technology, 16 (1): 18-25. <https://doi.org/10.1080/21580103.2019.1700832>

Zougmoré R., Zida Z., Kambou N. F., 2003. Role of nutrient amendments in the success of half-moon soil and water conservation practice in semi-arid Burkina Faso. Soil and Tillage Research, 71 (2): 143-149. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(03\)00050-3](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(03)00050-3)

Zwarg A., Schmidt M., Janßen T., Hahn K., Zizka G., 2012. Plant diversity, functional traits and soil conditions of grass savannas on lateritic crusts (bowé) in south eastern Burkina Faso. Flora et Vegetatio Sudano-Sambesica, 15: 15-24.

Ouédraogo et al. – Contribution des auteurs

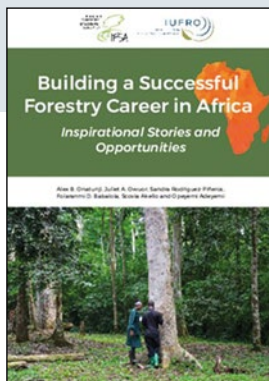
Rôle du contributeur	Noms des auteurs
Conceptualisation	P. Ouédraogo, S. Traoré, B. A. Bationo
Gestion des données	P. Ouédraogo, S. Traoré, B. M. I. Nacoulma, E. Daboue, B. A. Bationo
Analyse formelle	P. Ouédraogo, S. Traoré, B. M. I. Nacoulma, E. Daboue, B. A. Bationo
Méthodologie	P. Ouédraogo, S. Traoré, B. A. Bationo
Visualisation	P. Ouédraogo, S. Traoré, B. M. I. Nacoulma, E. Daboue, B. A. Bationo
Écriture – Préparation de l'ébauche originale	P. Ouédraogo, S. Traoré, B. M. I. Nacoulma, E. Daboue, B. A. Bationo
Écriture – Révision et édition	P. Ouédraogo, S. Traoré, B. M. I. Nacoulma, E. Daboue, B. A. Bationo

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



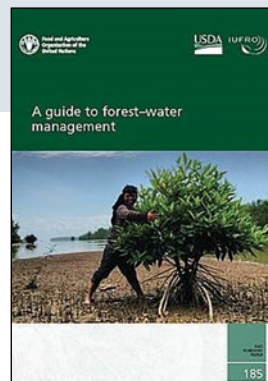
ONATUNJI A. B., OWUOR J. A., RODRIGUEZ-PIÑEROS S., BABALOLA F. D., AKELLO S., ADEYEMI O., 2021. **BUILDING A SUCCESSFUL FORESTRY CAREER IN AFRICA: INSPIRATIONAL STORIES AND OPPORTUNITIES.** AUSTRIA, INTERNATIONAL UNION OF FOREST RESEARCH ORGANIZATIONS (IUFRO), 120 P.

The New book by the IUFRO-IFSA Task Force on Forest Education provides inspiration and tips for the next generation of African foresters. Are you looking for a degree that allows you to develop your capacities, discover your passion, contribute to society, earn a living, and become a successful professional? A forestry or forestry-related degree could be just right for you! This book features 23 inspiring stories of selected students, and young and established forestry professionals from 12 African countries, who have defied all odds with purpose, passion, as well as determination, and made giant strides in building a successful career in the forest sector. It provides information about universities in Africa offering forest-related degree programmes, and local and international organizations providing networking opportunities to forestry students and early career professionals. It gives valuable tips on securing scholarships to pursue forestry programmes. And it provides insights into exciting forestry career opportunities beyond the forests. This book is an output of the Young African Forestry Professionals Publications project (YAFP), an initiative of the Joint IUFRO-IFSA Task Force on Forest Education and IUFRO-SPDC.

Adapted from the publisher's summary.

Download the book:

www.iufro.org/fileadmin/material/publications/other-publications/building-a-successful-forestry-career-in-africa.pdf

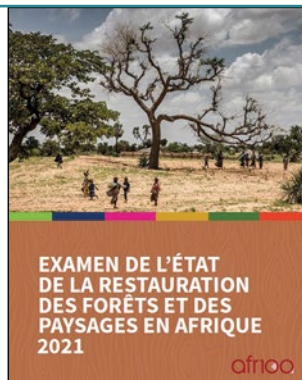


FAO, IUFRO, USDA, 2021. **A GUIDE TO FOREST-WATER MANAGEMENT.** FAO FORESTRY PAPER NO. 185. ITALY, INTERNATIONAL UNION OF FOREST RESEARCH ORGANIZATIONS (IUFRO), FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO), U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE (USDA), 184 P.

Many people worldwide lack adequate access to clean water to meet basic needs, and many important economic activities, such as energy production and agriculture, also require water. Climate change is likely to aggravate water stress. As temperatures rise, ecosystems and the human, plant, and animal communities that depend on them will need more water to maintain their health and to thrive. Forests and trees are integral to the global water cycle and therefore vital for water security – they regulate water quantity, quality, and timing and provide protective functions against (for example) soil and coastal erosion, flooding, and avalanches. Forested watersheds provide 75 percent of our freshwater, delivering water to over half the world's population. The purpose of A Guide to Forest-Water Management is to improve the global information base on the protective functions of forests for soil and water. It reviews emerging techniques and methodologies, provides guidance and recommendations on how to manage forests for their water ecosystem services, and offers insights into the business and economic cases for managing forests for water ecosystem services. Intact native forests and well-managed planted forests can be a relatively cheap approach to water management while generating multiple co-benefits. Water security is a significant global challenge, but this paper argues that water-centered forests can provide nature-based solutions to ensuring global water resilience.

Adapted from the publisher's summary.

Download the full report: <https://doi.org/10.4060/cb6473en>
FAO, Viale delle Terme di Caracalla, 00153 Rome, Italy.



MANSOURIAN S., BERRAHMOUNI N., 2021. **EXAMEN DE L'ÉTAT DE LA RESTAURATION DES FORETS ET DES PAYSAGES EN AFRIQUE 2021.** GHANA, FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO), AGENCE DE DÉVELOPPEMENT DE L'UNION AFRICAINE (AUDA NEPAD), 84 P.

L'objectif du présent rapport est d'évaluer la mise en œuvre actuelle de la restauration des forêts et des paysages (RFP) en Afrique. Il expose le contexte de la RFP sur le continent africain, met en lumière les principales initiatives de la RFP et en donne un aperçu en Afrique au début de la Décennie des Nations Unies pour la restauration des écosystèmes (2021-2030). Il identifie les principaux défis, opportunités, acteurs et processus, le tout illustré par quelques études de cas. La collecte des données était aussi bien primaire (entretiens) que secondaire (recherche bibliographique approfondie). Le rapport permet de suivre les progrès de la mise en œuvre de l'AFR100 et d'autres initiatives de la RFP sur le terrain en Afrique. Il fournit une base de référence pour la Décennie des Nations Unies pour la restauration des écosystèmes et devra être mis à jour à intervalles réguliers. Le rapport est préparé dans le cadre du programme régional de coopération technique mis en œuvre conjointement par le Bureau régional de la FAO pour l'Afrique (RAF) et l'Agence de développement de l'Union africaine

(AUDA NEPAD) intitulé « Appui à la mise en œuvre et au suivi de l'Initiative pour la restauration des paysages forestiers africains (AFR100) », en étroite collaboration avec les membres de l'équipe de gestion et les partenaires de l'AFR100. Il fait également suite à la recommandation de la 22^e Session de la Commission des forêts et de la faune sauvage pour l'Afrique de la FAO, qui s'est tenue en mars 2020 en Afrique du Sud

Résumé adapté de celui de l'éditeur.

Accéder au rapport complet : <https://doi.org/10.4060/cb6473en>
FAO, Viale delle Terme di Caracalla, 00153 Rome, Italy.

Mapping spatio-temporal changes in mangroves cover and projection in 2050 of their future state in Benin

M. G. Serge ZANVO¹
Y. S. Sabas BARIMA²
K. Valère SALAKO¹
K. A. Noël KOUA²
Moustapha A. KOLAWOLE¹
A. Ephrem ASSOGBADJO¹
Romain GLÈLÈ KAKAI¹

¹ Université d'Abomey-Calavi
Faculté des sciences agronomiques
Laboratoire de biomathématiques et
d'estimations forestières (LABEF)
04 BP 1525, Cotonou
Benin

² Université Jean Lorougnon Guédé
Groupe de recherche pluridisciplinaire
en écologie du paysage
et en environnement (GRIEPE)
Côte d'Ivoire

**Auteur correspondant /
Corresponding author:**
M. G. Serge Zanvo –
zanvoserge@gmail.com



Photo 1.
Picture of mangroves in Benin, village of Togbin-Daho, Municipality of Abomey-Calavi.
Photo K. V. Salako, 2018.

Doi : 10.19182/bft2021.350.a36828 – Droit d'auteur © 2021, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 14 décembre 2020 ; date d'acceptation : 1^{er} juillet 2021 ; date de publication : 1^{er} décembre 2021.



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

Citer l'article / To cite the article

Zanvo M. G. S., Barima Y. S. S., Salako K. V., Koua K. A. N., Kolawole M. A., Assogbadjo A. E., Glèlè Kakai R., 2021. Mapping spatio-temporal changes in mangroves cover and projection in 2050 of their future state in Benin. Bois et Forêts des Tropiques, 350 : 29-42. Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2021.350.a36828>

RÉSUMÉ

Cartographie de l'évolution spatio-temporelle des mangroves au Bénin et projection de leur état futur à l'horizon 2050

Les mangroves sont des écosystèmes précieux qui apportent à l'humanité des bénéfices socio-économiques, environnementaux et culturels essentiels. Cependant, elles connaissent un déclin alarmant en raison des activités humaines et des risques naturels. L'évaluation de leur dynamique spatio-temporelle est indispensable pour leur suivi et pour guider leur gestion afin d'en assurer la pérennité. Nous avons évalué la dynamique spatio-temporelle des mangroves et établi leurs tendances prévisionnelles en utilisant des techniques de télédétection et l'analyse en chaîne markovienne. Des images Landsat TM/ETM+/OLI (pour 1988, 2001 et 2019) ont été obtenues, traitées, classées et analysées à l'aide de techniques de télédétection et de SIG. Les changements observés au cours de ces périodes (1988-2001, 2001-2019 et 1988-2019) ont été utilisés pour prédire les tendances à l'horizon 2050, à l'aide de l'analyse en chaîne markovienne. Les résultats montrent que la zone de mangrove étudiée, qui occupait 5205,24 ha en 1988, a diminué de 62,07 % entre 1988 et 2001 mais a augmenté de 18,84 % de 2001 à 2019. Cette augmentation est attribuée au renforcement des efforts de restauration de la mangrove. Les mangroves ont été principalement converties en prairies (52,35 % en 1988-2001 et 7,31 % en 2001-2019) et en d'autres types de végétation (17,57 % en 1988-2001 et 27,05 % en 2001-2019). Leur déclin a été plus important dans les communes d'Abomey-Calavi et de Ouidah, lesquelles nécessitent donc des efforts de conservation plus importants. Notre projection basée sur l'analyse en chaîne markovienne suggère que ces mangroves continueront à décliner, mais lentement. Cette étude fournit des informations essentielles pour guider les actions de conservation des mangroves à prévoir dans la zone d'étude.

Mots-clés : écosystèmes côtiers, dynamique, télédétection, chaîne de Markov, Bénin.

ABSTRACT

Mapping spatio-temporal changes in mangroves cover and projection in 2050 of their future state in Benin

Mangroves are precious ecosystems that provide vital socio-economic, environmental and cultural benefits to humanity. However, they are declining alarmingly due to human activities and natural hazards. Assessment of their spatio-temporal dynamics is essential to monitor these ecosystems and guide their management to ensure their sustainability. We assessed the spatio-temporal dynamics of mangroves and predicted their future trends using remote sensing techniques and Markovian chain analysis. Landsat images TM/ETM+/OLI (for 1988, 2001 and 2019) were obtained, processed, classified and analyzed using remote sensing techniques and GIS. The changes observed during these periods (1988-2001, 2001-2019 and 1988-2019) were used to predict future trends up to 2050, using Markovian chain analysis. The results showed that the mangrove area studied, which occupied 5205.24 ha in 1988, declined by 62.07% between 1988 and 2001 but increased by 18.84% from 2001 to 2019. This increase is attributed to strengthened mangrove restoration efforts. The mangroves had mainly been converted into grassland (52.35% in 1988-2001 and 7.31% in 2001-2019) and other vegetation types (17.57% in 1988-2001 and 27.05% in 2001-2019). Their decline was most severe in the municipalities of Abomey-Calavi and Ouidah, which therefore require greater conservation efforts. Our projection based on Markovian chain analysis suggests that these mangroves will continue to decline, but slowly. This study provides essential information to guide future mangrove conservation action in the study area.

Keywords: coastal ecosystems, dynamics, remote sensing, Markov chain, Benin.

RESUMEN

Cartografía de los cambios espacio-temporales de la cobertura de los manglares y proyección de su estado futuro al año 2050 en Benín

Los manglares son ecosistemas preciosos que proporcionan beneficios socioeconómicos, medioambientales y culturales vitales para la humanidad. Sin embargo, están disminuyendo de forma alarmante debido a las actividades humanas y a los peligros naturales. La evaluación de la dinámica espacio-temporal es esencial para su seguimiento y para orientar su gestión sostenible. Evaluamos la dinámica espacio-temporal de los manglares y predecimos sus tendencias futuras utilizando técnicas de teledetección y análisis de cadenas de Markov. Se obtuvieron, procesaron, clasificaron y analizaron imágenes Landsat TM/ETM+/OLI (de 1988, 2001 y 2019) mediante técnicas de teledetección y SIG. Los cambios observados durante estos periodos (1988-2001, 2001-2019 y 1988-2019) se utilizaron para predecir las tendencias futuras en el horizonte 2050 mediante un análisis de cadenas de Markov. Los resultados mostraron que los manglares, que ocupaban 5 205,24 ha en 1988 en la zona de estudio, experimentaron un descenso del 62,07 % entre 1988 y 2001, pero un aumento del 18,84 % entre 2001 y 2019. Esto último se atribuye al incremento de los esfuerzos de restauración de los manglares. Los manglares se convirtieron principalmente en praderas (52,35 % en 1988-2001 y 7,31 % en 2001-2019) y otros tipos de vegetación (17,57 % en 1988-2001 y 27,05 % en 2001-2019). Los municipios de Abomey-Calavi y Ouidah fueron los lugares donde el declive de los manglares fue mayor, por lo que requieren mayores esfuerzos de conservación. La proyección futura basada en el análisis de la cadena de Markov sugiere que los manglares seguirán disminuyendo, pero lentamente. Este estudio proporciona información esencial para orientar las futuras acciones de conservación de los manglares en la zona de estudio.

Palabras clave: ecosistemas costeros, dinámica, teledetección, cadena de Markov, Benín.

Introduction

Mangroves (photo 1) are forest ecosystems encountered in intertidal areas of estuarine systems formed mainly by halophytic woody plants that are adapted to saline and anaerobic conditions in coastal regions (Hogarth, 1999). These ecosystems are found in tropical and subtropical regions between 30°N and 30°S and represent 0.7% of all tropical forests (Giri *et al.*, 2011). They provide vital socio-economic, environmental and cultural benefits to humanity. For example, mangrove forests offer significant protection to coastal communities against natural hazards such as coastal erosion, tsunamis, and storms (Chang *et al.*, 2006; Danielsen *et al.*, 2005). They also provide a diverse range of goods (e.g., food, medicine, construction materials, fuel), and services (e.g., water filtration, faunal breeding, nesting, nursing, feeding grounds). They support biodiversity and sequester significant amounts of CO₂ (Gilman *et al.*, 2008). Despite their significance in providing socio-economic and ecological services, mangroves worldwide are declining (Salazar-Ortiz, 2017). Estimations suggest that mangroves have globally declined at a rate of about 1% annually (Wilkie and Fortuna, 2003), though Goldberg *et al.* (2020) reported a relatively slower annual rate of 0.13% between 2000 and 2016. About 20-35% of global mangrove extent was lost over the last 50 years (Polidoro *et al.*, 2010). In Africa, 30% of mangrove forests were lost during last decades. Future predictions suggest 30-40% of coastal wetlands (IPCC, 2007) and 100% of mangrove forests (Gilman *et al.*, 2008) could be lost in the next 100 years if the present rate of loss continues. This would cause a reduction in the supply of important ecosystem goods and services provided by mangrove forests (Gilman *et al.*, 2008) and the likely extinction of several fauna species that they host. Like other forests, mangrove degradation impacts fauna species (Buelow *et al.*, 2017) through fragmentation that reduces connectivity among habitats, vital space, distribution, and productivity (Carr *et al.*, 2017). It is now clear that without carefully planned conservation, much of the remaining mangrove forest areas are likely to continue to decline (Beger *et al.*, 2010).

The main causes of this decline are both natural and human-induced (Salazar-Ortiz, 2017), but anthropogenic factors are recognized as the main drivers of mangrove forests decline, accounting for 62% of global losses between 2000 and 2016 (Goldberg *et al.*, 2020). Studies have consistently found that anthropogenic factors such as aquaculture development, shifting cultivation, grazing, fuelwood gathering, logging, economic development, cattle ranching, and mining are primarily responsible for the deforestation of mangroves (Giri *et al.*, 2008; Goldberg *et al.*, 2020). Other studies have shown that rainfall deficits during 1960 and 1970 in Africa were important factors of mangroves decline (Faye *et al.*, 2018).

In West Africa, although some authors have showed a regenerative trend for about 25 years (Andrieu *et al.*, 2020; Lombard *et al.*, 2020; Andrieu, 2018; Balla Dièye *et al.*, 2013), in some countries however, mangroves are still declining (Orekan *et al.*, 2019; Folega *et al.* 2017). In Benin, previous studies suggest that mangroves are still declining, although the magnitude of this decline and its future trajectory are not well understood. Mangroves provide crucial ecosystem goods and services to local communities in coastal area of Benin (Teka *et al.*, 2018). The growing pressures on mangroves prompt the need to better understand their spatio-temporal dynamics. Spatio-temporal dynamics generate useful information for decision-makers including national and local authorities but also non-governmental organizations (NGOs) for better planning their conservation and management actions (Massó *et al.*, 2010). Although there have been some recent attempts to assess mangrove forests spatial-temporal dynamics in Benin (Orekan *et al.*, 2019; Orekan *et al.*, 2018), we still lack detailed information on these spatial-temporal changes for their sustainable management. In particular, what are the places (e.g., municipalities) where mangroves declined the most and what was the annual rate of loss? Does mangroves loss pattern vary across periods, and if so, what are the underlying factors? And based on their past dynamics, what could be the future trajectory of mangroves? Such information is essential to plan better management of mangroves.

Remote sensing techniques and GIS are widely used approaches for mapping, monitoring and detecting changes in forest cover (Mayaux *et al.*, 2003), including in mangroves (e.g., Roy *et al.*, 2019; Islam *et al.*, 2020). Furthermore, knowledge on land use/land cover transition has been used as inputs in Markovian chain model to predict the future expansion and land-use/land-cover change in many instances (e.g., Padonou *et al.*, 2017).

The aim of this study was to (i) assess the spatio-temporal dynamics of mangrove forests in the coastal area of Benin, and (ii) predict their future trend. We addressed these objectives using remote sensing techniques, GIS, and Markovian chain model on data from three Landsat TM scenes (1988, 2001, and 2019).

Material and methods

Study area

This study was conducted in Benin (figure 1), a West African country located between 6°10'-12°25'N and 0°45'-3°55'E. The study particularly focused on the coastal area in the south, where mangrove forests are found on the Ramsar sites 1017 and 1018. The mangrove forests grow within a wetland complex area that includes Porto-Novo Lagoon, the Lake Ahémé, and the Chenal Aho. The coastal area covers approximately 12,000 km² representing about 10.5% of the total land surface of Benin (Teka *et al.*, 2018). Mangrove forests are concentrated between 6°10'-6°40' N and 1°40'-

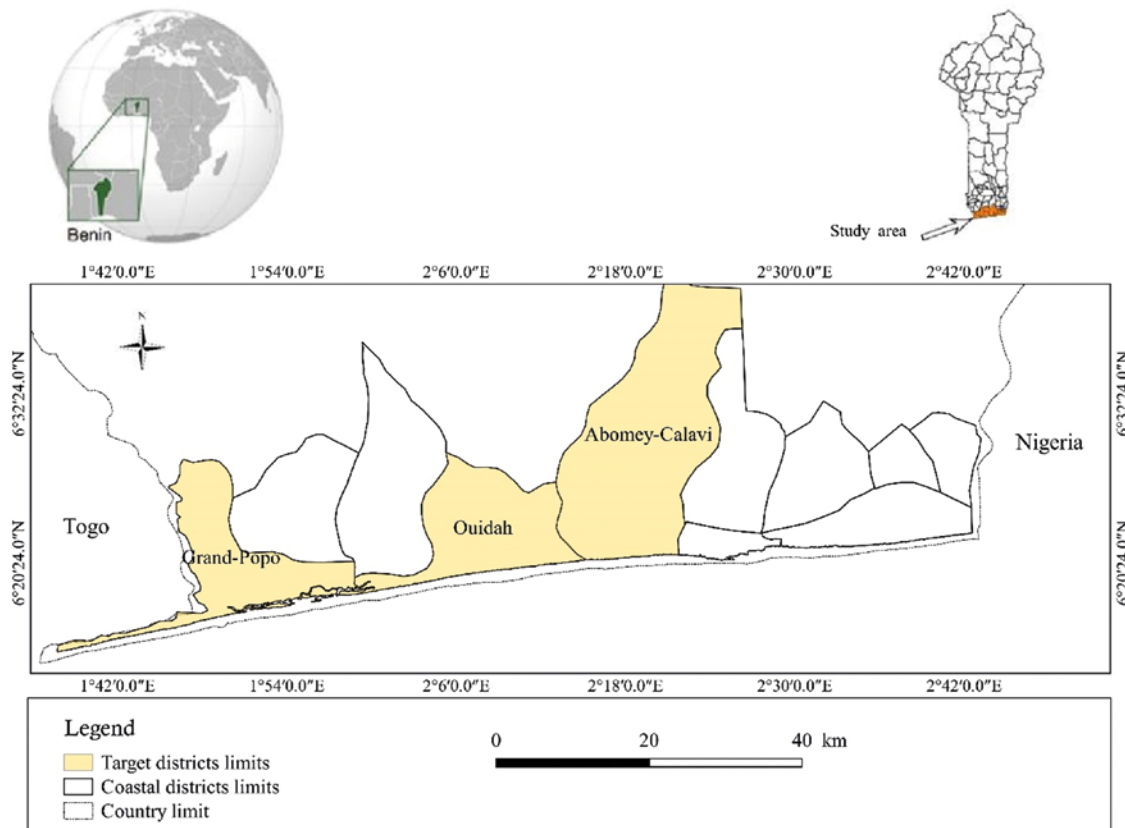


Figure 1.
Map of the study area.

2°45'E (Sinzogan *et al.*, 2019). The climate is equatorial with a mean total rainfall of 1,200 mm/year. There are two rainy seasons (March-late July and September-November) and two dry seasons (late July-early September and late November-early March) (Adam and Boko, 1993). Mean daily temperature is around 27 °C, and relative humidity varies from 78% in January–February to a maximum of 95% in September. The soils are sandy, hydromorphic, and ferralitic, hosting two main true mangrove species namely *Rhizophora racemosa* and *Avicennia germinans*. Other associate mangrove species frequently encountered are *Dalbergia ecastaphyllum* and *Drepanocarpus lunatus*. Herbaceous species include *Paspalum vaginatum*, *Sesuvium portulacastrum*, *Phloxeris vermicularis*, *Acrostichum aureum* (mangrove fern) and to some extent *Fimbristylis ferruginea*, *Crotalaria retusa*, *Hibiscus tiliaceus*, *Annona senegalensis*, *Chrysobalanus orbicularis*, *Elaeis guineensis*, and *Cocos nucifera* (Sinsin *et al.*, 2018). The most important fauna species include *Jacana actophilornis*, *Hippopotamus amphibious*, *Trichechus senegalensis*, *Lepidochelys olivacea*, *Dermochelys coriacea*, *Cercopithecus erythrogaster*, and *Tragelaphus spekei*. Benin's coastal area is characterized by a high population density estimated as 800 inhabitants/km² (INSAE, 2015). A previous study by Teka *et al.* (2018) suggests that high human density in Benin coastal area mediates increasing human economic activities such as fishery, salt production, and wood collection for domestic uses and services which in turns accelerate the decline of mangroves.

Remote sensed data and source

Classic remote sensing technics applied by Roy *et al.* (2019) was considered. This technic consisted into five main steps: (i) acquisition of freely available satellite images, (ii) images classification, (iii) field data verification, (iv) images validation, and (v) images interpretation.

Three Landsat TM/ETM+/OLI images (resolution of 30 m × 30 m pixels), respectively for 1988, 2001, and 2019 (table I) were downloaded from the United States Geological Survey (USGS) website¹. These three years were chosen because they are characterized by different events and different mangrove forest stages. First, population density varied considerably between the periods (INSAE, 2015). Second, the importance of mangrove restoration activities differed markedly between the periods. In 1988, the population density in the Benin coastal area was 1,347,618 inhabitants which rose to 1,826,820 inhabitants in 2001 (i.e., +35.6%). During this period, there were insufficient governmental actions to preserve mangrove forests. From year 2001 to 2019, the human population rose to 3,211,228 inhabitants (i.e., a 138% and 75.8% increase compared to 1988 and 2001, respectively). This period is however characterized by vital governmental and NGOs actions to preserve pristine mangroves and restore degraded mangrove forests including (i) restauration of degraded mangrove sites through

¹ <http://earthexplorer.usgs.gov/>

plantations, (ii) raising of local communities' awareness, and (iii) several governmental decrees banning exploitation of mangroves and repressions (Teka *et al.*, 2018). The dry season images were considered in order to avoid cloud cover and perform a more precise image classification (Solly *et al.*, 2018). In addition to focusing on the region as a whole, the analyses further considered the three coastal municipalities that host the major part of mangrove forests namely Grand Popo, Ouidah and Abomey-Calavi (figure 1).

Pre-processing of data and classification

The images were geometrically and radiometrically corrected (Chander and Markam, 2003). The obtained images were subset by the boundaries of the study area using Envi 4.7 software. These images were used as inputs to perform classification by supervised classification methods. The Maximum Likelihood Classification (MLC) technique was used for this purpose. The MLC is a reliable and probability-based classification technique that has been widely applied to multi-temporal classification (Das and Angadi, 2020). The three reflectance bands most useful in distinguishing vegetation ecosystems (band 3: red, 0.63-0.69 μm ; band 4: near infrared, 0.76-0.90 μm and band 5: mid infrared, 1.55-1.75 μm) were used to process the images.

For LANDSAT 7 TM and LANDSAT 4-5 TM images classifications, spectral bands 4-5-3 (near infrared, medium infrared and red) were used to perform the colored composition. These spectral bands were used because: (i) the near infrared is particularly sensitive to plant biomass, (ii) the medium infrared is sensitive to water stocked in plants and (iii) the red is the spectral band that allows correct identification of vegetation. Concerning Landsat 8 OLI image classification, spectral bands 5-6-3 (near infrared, medium infrared, and red) were used to perform the colored composition consistently with Bonn and Rochon (1992) and Oszward (2005) who pointed out that spectral characteristics of these bands allow a reliable discrimination of vegetation types. The signature of each class was tabulated to perform the classification. For each soil occupation class and each year (1988, 2001 and 2019), regions of interest (training ROIs and control ROIs) were selected for images classification. ROIs used for the classification are the homogeneous zones with area superior to 20 pixels (Barima *et al.*, 2009); they are distributed in all the study area according the distribution of soil occupation classes. Images of 2019 were first clas-

sified and their ROIs were chosen using field information. Field data, namely direct observations coupled with GPS coordinates of 50 points for each soil occupation class were collected in 2019 (from October to November 2019) in order to ensure a correct image classification (Manandhar *et al.*, 2009). For the classification of images of 1988 and 2001, their ROIs were selected considering spectral signature of each soil occupation identified for year 2019 after Landsat 8 OLI 2019 classification following Barima *et al.* (2016), Barima *et al.* (2009) and Munyemba and Bogaert (2014). This method suggests that soil occupation classes identified in the study area in 2019 are the same for years 1988 and 2001 and that only the areas of the soil occupation classes change across dates (N'Da *et al.*, 2008).

Indexes such as soil brightness (SB), soil wetness (SW) and soil greenness were taken into account for ROI selection. Five soil occupation classes were finally defined: (i) mangrove forests (include all mangrove forests present in the coastal area and mainly composed of *R. racemosa* and *A. germinans*), (ii) meadows and swamps (include areas composed by tanne – mangrove areas degraded dried up and covered by grasses – and swamp grasses), (iii) other forests and plantations (include other vegetation areas composed of natural forests, tree plantations and fallows but excluding mangrove forests), (iv) human habitations (include agglomerations, infrastructures, and uncovered soils), and (v) water bodies (include areas composed of continental water areas like lagoons and lakes). The statistics of each soil occupation class were then quantified for each year for the whole study area and per municipality using Envi software (version 4.7).

A confusion matrix was tabulated for each period and based on reference points. A confusion matrix is the most commonly used method in remote sensing application to assess the accuracy of classification (Foody, 2002). Error of commission and error of omission were calculated for each class. The overall accuracy and kappa coefficient were also calculated in order to assess the accuracy of image classification (Skupinski *et al.*, 2009).

Land use/land cover transition probability matrices

Transition probability matrices were elaborated for three periods 1988-2001, 2001-2019 and 1988-2019 to describe the changes in each soil occupation class. Each matrix represents the probability of the persistence of each soil occupation class, or the probability of a transition to another soil occupation class from the first to the last year in the period (Godard, 2005). For a given period, these values were obtained by superimposing the two maps (at t_0 and t_1) using Envi software and this allows to detect changes in land use between these dates. Values in the matrix were standardized to obtain annualized changes and to make comparisons.

Table I.

Characteristics of different scenes downloaded and used for the analysis.

Sensor type	Image ID	Acquisition date
Landsat 4-5 TM	LT04_L1TP_192056_20170209_01_T1.tar	12-02-1988
Landsat 7 ETM+	LE07_L1TP_192056_20170206_01_T1.tar	04-04-2001
Landsat 8 OLI	LC08_L1TP_192056_20190130_01_T1.tar	08-01-2019

The projection system was WGS 1984 UTM Zone 31N for all images.

Future scenario for mangrove forests

The annualized transition matrices were used to predict the proportion of each land cover class, particularly mangrove at any time based on a Markovian chain model. The projections were based on assumptions that dynamics observed in 1988-2001 (scenario 1), 2001-2019 (scenario 2), or 1988-2019 (scenario 3) will prevail. The model was validated using a χ^2 test. For this test, the area expected from the 2019 scenarios based on the 1988-2001 period was compared with the area for 2019, and the area expected from the 2001 scenarios based on the whole period 1988-2019 was compared with the area for 2001 as in Padonou *et al.* (2017).

Mangrove deforestation rate

For the mangrove forest class, the annual deforestation rate (r) was calculated using the formula by Puyravaud (2003):

$$r = \frac{1}{t_2 - t_1} \times \ln(A_2/A_1)$$

In this formula, r represents the deforestation rate (calculated in % of mangrove loss per year); A_1 and A_2 represent initial and final mangrove forest areas, respectively (i.e., at date t_1 and t_2); t_1 and t_2 represent the start date and the end date of the period in years considered for the calculation ($l = 1988$, 2001 , and 2019); $r < 0$ indicates deforestation, whereas $r > 0$ rather indicates expansion (i.e., no deforestation), $r = 0$ indicate forest stability i.e., stagnation.

Results

Accuracy assessment of the classification

Table II shows the confusion matrix together with the overall accuracy and kappa coefficient. Values in the diagonals of this matrix contain the proportions of well-classified pixels (presented in bold) and the off-diagonals contain the proportions of misclassified pixels. Overall, the classifications were correct for the 1988 image (kappa = 0.95; overall accuracy = 96.05%) with a negligible, 0.38% confusion between mangrove forests and water bodies classes. A similar classification was achieved for the 2001 image (kappa coefficient = 0.99, Overall accuracy = 99.11%),

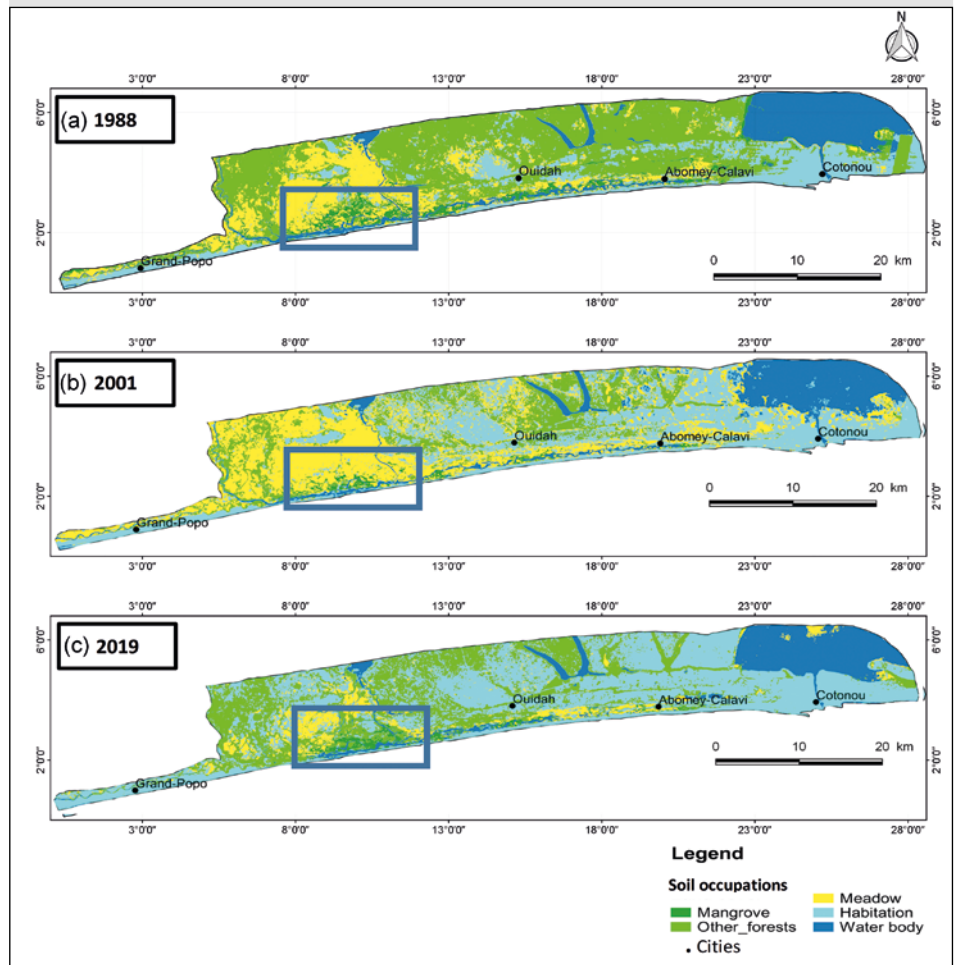


Figure 2. Maps of soil occupations of the coastal region of Benin in 1988, 2001 and 2019.

with a 2.38% confusion with other forests and 1.59% with meadows. Considering the 2019 image, similar accuracy values (kappa = 0.93; overall accuracy = 95.77%) were obtained with a marginal confusion between mangrove forests and meadows (1.13%) and other forests (1.13%).

Soil occupations and mangrove deforestation

Figures 2, 3 and 4 show the land cover maps in 1988, 2001, and 2019, and changes across the periods, respectively. The mangrove forests' area decreased during period 1 (1988-2001) and increased during period 2 (2001-2019). Mangrove forests covered 5,205.24 ha (5.4%), decreased to 1,974.24 ha (2.0%) in 2001, and increased to 2,346.21 ha (2.4%) in 2019. Thus, about 62.2 % of mangrove areas were lost from 1988 to 2001 (−3231 ha) whereas 18.84% (371.97 ha) were restored from 2001 to 2019 (figures 2 and 4). At the scale of the three main municipalities harboring mangroves, results showed quite different trends. From 1988 to 2001, all the three sites lost important areas of mangrove forests: 71.71% (309.33 ha), 50.69% (897.66 ha) and 28.20% (452.43 ha) in Abomey-Calavi, Ouidah and Grand-Popo municipalities, respectively (figure 5). This indicates that Ouidah and Grand Popo were the muni-

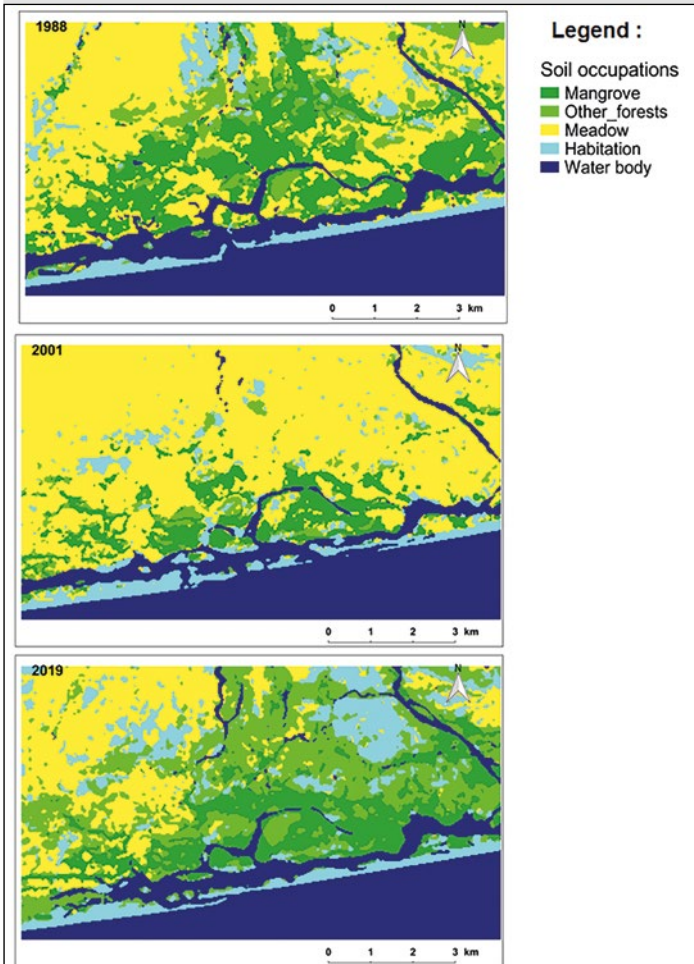


Figure 3. A zoom of area delimited on figure 2 showing more details on soil occupation changes between 1988, 2001 and 2019.

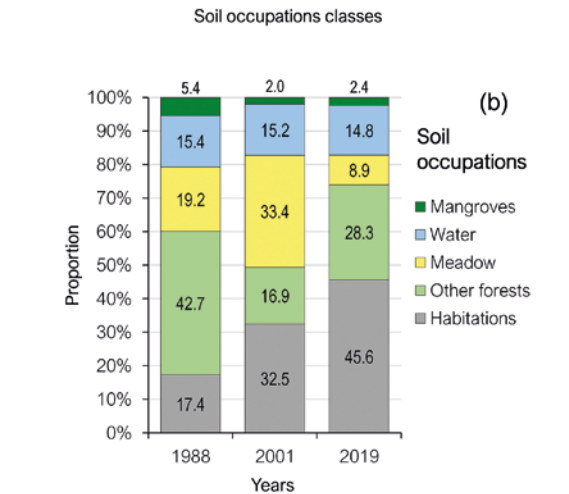
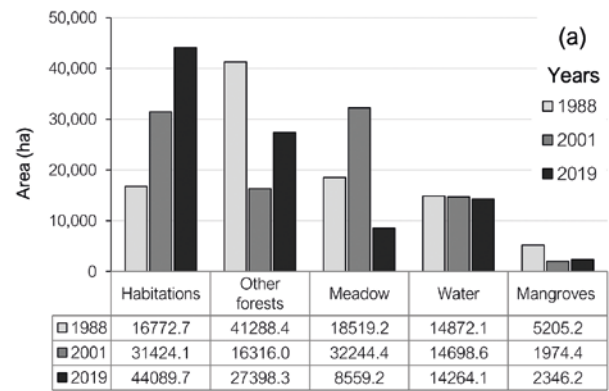


Figure 4. Soil occupation classes (area in ha and in %) of the coastal region of Benin for 1988, 2001 and 2019.

cipalities with the largest losses of mangroves. However, during the period 2001-2019, the mangrove area increased by 8.76% (100.89 ha) and 70.32% (613.98 ha) in Grand-Popo and Ouidah, respectively but in contrast decreased in Abomey-Calavi by 20.7 ha, (16.96 %), although with a lesser intensity compared to the first period.

The average annual deforestation rate of mangrove forests was $r = -0.074$ between 1988 and 2001 and $+0.009$ between 2001 and 2019, indicating deforestation in the first period but expansion in the second period.

Transition matrices of soil occupation classes

Table III shows the transition matrices between pairs of soil occupations from 1988 to 2019, 2001 to 2019, and 1988 to 2019. From 1988 to 2001, 80% of mangrove forests were degraded and converted principally into meadow (52.35%), other forests (17.57%), water bodies (5.18%) and human habitations (4.97%). Between 2001 and 2019, 46% of initial mangrove forests area in 2001 have been disturbed. During this period, 7.31% of mangroves were converted mainly into meadow, 4.72% into human habitations, and 27.05% into other forests. Considering the whole period (i.e., between 1988 and 2019), 52.35% of mangrove

forests were converted into meadow, 4.97% into human habitations, 17.57% into other forests, and 5.18% into water bodies.

Future scenarios for mangroves based on Markov chain analysis

Figure 6 shows the future trends of soil occupation, particularly mangroves at horizon 2050, predicted based on the dynamics of 1988 to 2001 (figure 6a), 2001 to 2019 (figure 6b), and 1988 to 2019 (figure 6c). The difference between the observed and simulated probabilities using the 2019 soil occupation map was not significant ($\chi^2 = 0.264$, $p > 0.05$). Thus, the model could be applied for simulating future trends in soil occupations. The future projection that took into account the landscape occupation dynamic observed during the first period (1988 to 2001) predicted that mangroves, other forests, and water bodies will decrease by 3.9%, 36.2%, and 1.3% by horizon 2050, respectively, compared to their 1988 occupations. In contrast, meadow and human habitations will increase by 12.7% and 28.6%, respectively, by 2050. Assuming that trend observed in the second period (2001-2019) will continue, mangroves will remain relatively constant. However,

Table II.
Confusion matrix for the three years.

Year 1988	Class	Mangrove	Other forests	Meadow	Habitation	Water
	Mangrove	99.62	0.00	4.19	0.00	0.00
	Other forests	0.00	100.00	0.40	0.12	0.00
	Meadow	0.00	0.00	90.42	7.31	0.00
	Habitation	0.00	0.00	0.80	92.57	0.00
	Water	0.38	0.00	4.19	0.00	100.00
	Overall Accuracy = 96.05%; Kappa Coefficient = 0.95					
Year 2001	Class	Mangrove	Other forests	Meadow	Habitation	Water
	Mangrove	96.03	0.00	0.00	0.00	0.00
	Other forests	2.38	98.14	0.00	0.00	0.00
	Meadow	1.59	1.03	99.03	0.15	0.00
	Habitation	0.00	0.83	0.97	99.85	0.00
	Water	0.00	0.00	0.00	0.00	100.00
	Overall Accuracy = 99.11%; Kappa Coefficient = 0.99					
Year 2019	Class	Mangrove	Other forests	Meadow	Habitation	Water
	Mangrove	97.74	0.00	0.00	0.00	0.00
	Other forests	1.13	99.18	2.31	4.03	14.27
	Meadow	1.13	0.00	92.57	0.64	6.21
	Habitation	0.00	0.82	5.11	95.33	2.78
	Water	0.00	0.00	0.00	0.00	76.74
	Overall Accuracy = 94.77%; Kappa Coefficient = 0.93					

meadow and water body areas will experience a 26.9% and 1.6% decrease from their initial areas in 2001 by horizon 2050. Other soil occupations such as other forests and human habitations will increase by 2050 by 11.6% and 17%, respectively. If the dynamics observed during the last 31 years (1988-2019) continue, then mangrove forests and classes such as other forests, meadow, and water bodies will decrease by 3.4%, 0.1%, 7.1%, and 11.4%, respectively by horizon 2050 in favor of human habitations, which will increase by 35.3%.

Discussion

This study used remote sensing techniques, and GIS in combination with Markovian chain model on satellite images to map spatio-temporal dynamics of mangrove forests and predict their future trends in Benin. Several other studies have used these modelling techniques to assess land use and land cover changes and predict their future courses (e.g., Padonou *et al.*, 2017) including in mangrove ecosystems (Roy *et al.*, 2019; Islam *et al.*, 2020).

Classification accuracy assessment

There were very low confusions between the main soil occupations. The values of the overall accuracy and kappa coefficient showed a great reliability of the classification. These values are consistent with other studies on mangrove forest dynamics. For example, the overall accuracy ranged between 90 and 97 in Orekan *et al.* (2018) and the Kappa coefficient was greater than 0.86 in Leempoel *et al.* (2013). These similar statistics indicate that image classifications were accurate enough for assessing the spatio-temporal dynamics of mangroves.

Spatio-temporal dynamics of mangroves and future scenario

Two trends were observed for mangroves in Benin during the study period. Mangroves declined between 1988 and 2001 but increased from 2001 to 2019. Between 1988 and 2001, significant proportions of mangroves were converted into meadow and human habitations. Orekan *et al.* (2018) reported a 39.42% loss of mangroves between

1986 and 2000 in the Avlo locality, which hosts large mangrove areas in Benin. Previous studies in Benin and in West Africa have also reported a decline of natural forests due to the human perturbations (Sambieni *et al.*, 2015; Dimobe *et al.*, 2012). These findings are also consistent with other studies in West African countries. For e.g., in Togo, Folega *et al.* (2017) reported a significant loss of mangrove forests between 1986 and 2014. Similarly, in Cameroon, mangroves have experienced a 52% decline in their area during the last three decades (Kana *et al.*, 2019). Many other countries outside Africa have also reported a major decline in mangroves cover (e.g., 36% between 1967 and 2009 in China and 35% between 1975 and 2005 in Myanmar (Leempoel *et al.*, 2013). Our results showed mangroves are principally converted into meadow. However, a small part of mangroves was also converted into other forests. Conversion of mangroves into other forests is due to the restauration of some degraded mangroves areas dominated by *A. germinans* (second mangrove forest species in Benin) with plantations of *Acacia auriculiformis*. *Acacia auriculiformis* is a fast-growing tree species used as the principal substitute species to mangrove wood in Benin's coastal area and successfully grows in

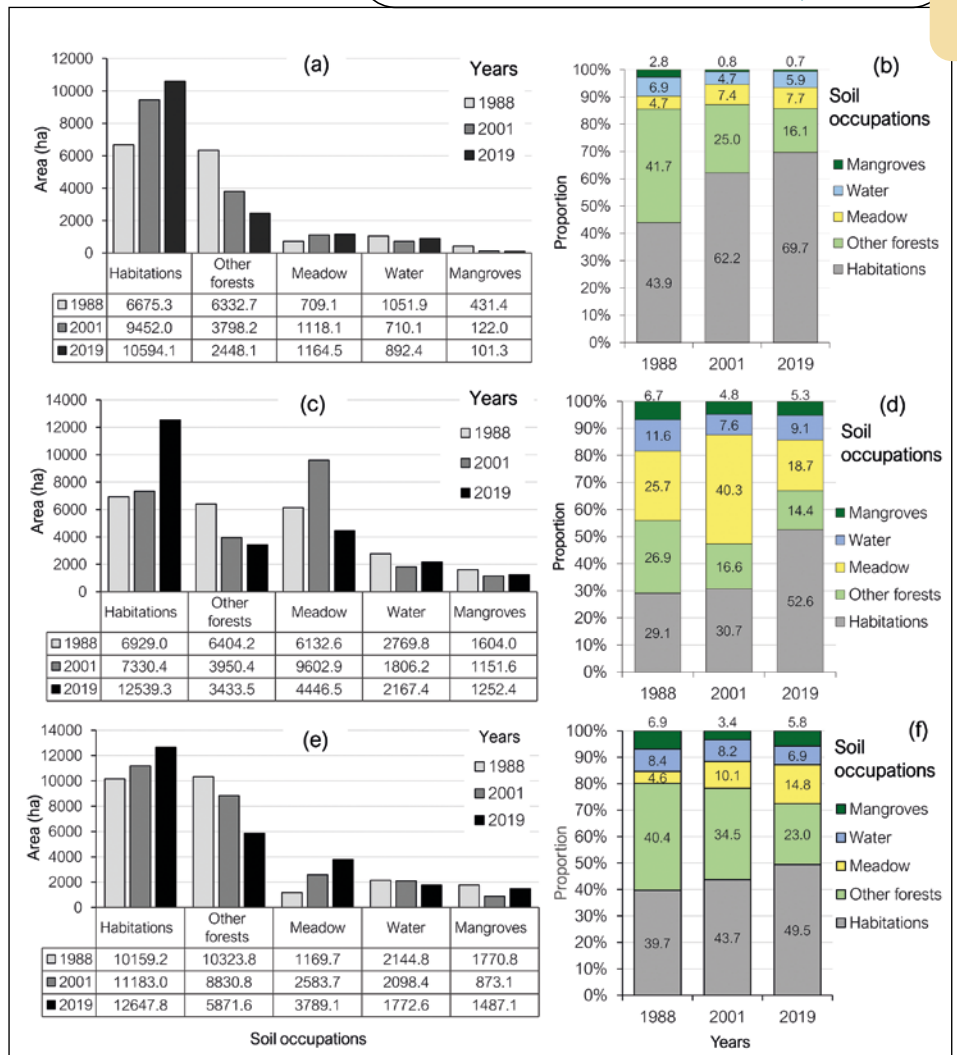


Figure 5. Soil occupation classes (area in ha and in %) of three municipalities of the coastal area of Benin for 1988, 2001 and 2019: a-b) Abomey-Calavi, c-d) Grand-Popo, e-f) Ouidah.



Photo 2. Woods of *Rhizophora racemosa* collected for domestic uses, village of Azizakouè, Municipality of Ouidah. Photo K. V. Salako, September 2020.

Table III.

Transition matrices (area in ha) between 1988-2001-2019 soil occupations in the coastal area of Benin.

	Class	Year 1988 Mangrove	Habitation	Meadow	Other forests	Water body	Total
Year 2001	Mangroves	1037.1	15.9	473.5	240.4	207.4	1974.2
	Meadow swamps	2725.0	2067.5	12850.2	13907.6	694.8	32245.1
	Habitation	258.8	13960.3	3912.5	12663.7	625.2	31420.4
	Other forests	914.7	448.7	1081.4	13784.5	90.5	16319.6
	Water body	269.7	280.4	201.7	692.2	13254.2	14698.2
	Total	5205.2	16772.7	18519.2	41288.4	14872.1	96657.6
	Class	Year 2001 Mangrove	Habitation	Meadow	Other forests	Water body	Total
Year 2019	Mangroves	1069.6	38.2	962.6	194.2	81.7	2346.2
	Meadow swamps	144.4	600.8	6567.5	470.4	776.2	8559.2
	Habitation	93.2	25742.7	12806.3	4565.5	882.0	44089.7
	Other forests	534.1	4411.7	10961.6	10968.9	522.0	27398.3
	Water body	133.2	630.8	946.4	116.9	12436.7	14264.1
	Total	1974.4	31424.1	32244.4	16316.0	14698.6	96657.6
	Class	Year 2019 Mangrove	Habitation	Meadow	Other forests	Water body	Total
Year 2019	Mangroves	1272.2	27.7	656.8	111.2	278.4	2346.2
	Meadow swamps	907.4	359.2	5153.2	1212.1	920.7	8552.6
	Habitation	535.6	15025.7	8006.0	20157.0	361.4	44085.7
	Other forests	1939.5	1194.7	4262.3	19400.4	599.9	27396.8
	Water body	550.6	161.3	434.2	406.4	12711.7	14264.1
	Total	5205.2	16768.5	18512.6	41287.1	14872.1	96657.6

these areas. The success of this restoration is due to the fact that *A. germinans* stands do not grow in lagoons as opposed to *R. racemosa*, which offers proper habitat to *A. auriculiformis*.

Rising human population densities in coastal areas and anthropogenic activities are recognized as the principal driver of mangrove forests degradation, and hence their decline. Indeed, coastal populations use mangrove forests as a source of timber and wood for fuel, fencing, and habitat constructions. In the coastal region of Benin, fishery and salt production activities are well developed and depend highly on wood from mangroves (Teka *et al.*, 2018). Salt production covers approximately 100% of local, and approximately 60% of the national consumption (INSAE, 2009) and constitutes the second most important activity in mangroves areas after fishery. As such, apart from the use of wood for daily domestic utilizations (photo 2), salt production and fishery represent important sources of pressure on mangrove forests. Fishermen cut and use mangrove trees to make local fish traps known as *Acadja*, and this local fishing technique is a major cause of the destruction of

mangrove ecosystems in Benin. Extraction of fuelwood from mangroves in Benin is severe because there are few alternative sources of energy available for domestic use in the study area (Teka *et al.*, 2018). This is consistent with the observation that mangrove deforestation and degradation for fuelwood is the major driver of mangrove ecosystem perturbation (Giri *et al.*, 2015). This high pressure on mangrove forests is further mediated by the rising population density in the region which likely increases mangrove deforestation. For example, compared to 1988, the population increased by about +35.6% in 2001 and 138% in 2019 (INSAE, 2015). Increase in human population size means increase of pressures on mangroves through various activities they practice. This trend has been particularly observed in the municipalities of Abomey-Calavi and Ouidah where population density (inhabitants per km²) in 2019 reached about five and three times higher than in 1988 (Abomey-Calavi: 235, 571, 1217; Ouidah: 192, 228, 481; respectively, in 1988, 2001, and 2019) with important loss of mangrove forests. This is higher compared to Grand Popo (114, 140, 199; respectively in 1988, 2001, and 2019) (INSAE, 2015).

These anthropogenic pressures are generally due to widespread poverty (Armah *et al.*, 2010), which is true for Benin Republic. In this study, human pressures are pointed out as more important parameters causing mangroves loss. However, it's important to note that others natural factors (e.g., high salinity, low availability of nutrients and poor microbial activities in the soil substrates) could also have contributed to mangrove degradation, although the impacts of these factors may not be as significant as the anthropogenic ones (Kathiresan, 2002).

After the first period characterized by mangroves decline (i.e., 1988-2001), we found an 18.84 % increase of mangrove area between 2001 and 2019. A similar trend was recorded for mangroves by Gevana *et al.* (2015) in Philippines, Roy *et al.* (2019) in India and Islam *et al.* (2020) in Bangladesh. According to these authors, such an increase is attributable to continuous restoration activities of degraded mangroves. Expansion of mangroves has also been reported in Senegal in the last decades (see Andrieu *et al.*, 2020; Andrieu, 2018; Balla Dièye *et al.*, 2013) although the weighting of factors between natural regeneration and human made plantations is controversial. In Benin, the increase in mangroves cover has certainly resulted from increased efforts of mangroves restoration in the coastal region. This was achieved through intensive production and plantation of seedlings of mangrove species *R. racemosa* and *A. germinans* on degraded sites in collaboration with local communities but also the increased sensitization to raise local communities' awareness for the conservation of mangroves. These actions were concomitantly led by the national forest department but also several NGOs working in the field of nature conservation. The restoration activities were more important in Grand Popo, likely because this municipality is hotspot of mangroves in Benin. The restoration efforts observed in this period should continue in order to bring adequate solutions to reverse the future predictions that mangroves' area will either decline or remain relatively constant. Traditional conservation of forests through sacred groves, which has been effective for mangroves (Teka *et al.*, 2018), should be encouraged to limit the illegal haweristing of mangrove forest for fuelwood and other uses.

Implications for conservation of mangroves

The long-term dynamic of mangroves in the study area predicted a regression in the next three decades. Adequate actions must be taken in areas where mangroves are still conserved, and restoration efforts should be increased to ensure that degraded areas are restored. New mangrove restoration projects should be initiated either by the national forest department or by NGOs. This can be achieved for instance through national government-supported competitive grants for NGOs. Support can also be obtained through advocacy towards technical partners. These restoration projects should be participative and involve local communities to ensure that they participate in the conservation initiatives.

Another major issue that needs to be addressed is related to alternative sources of wood harvested from mangroves due to the challenges of reconciling conservation

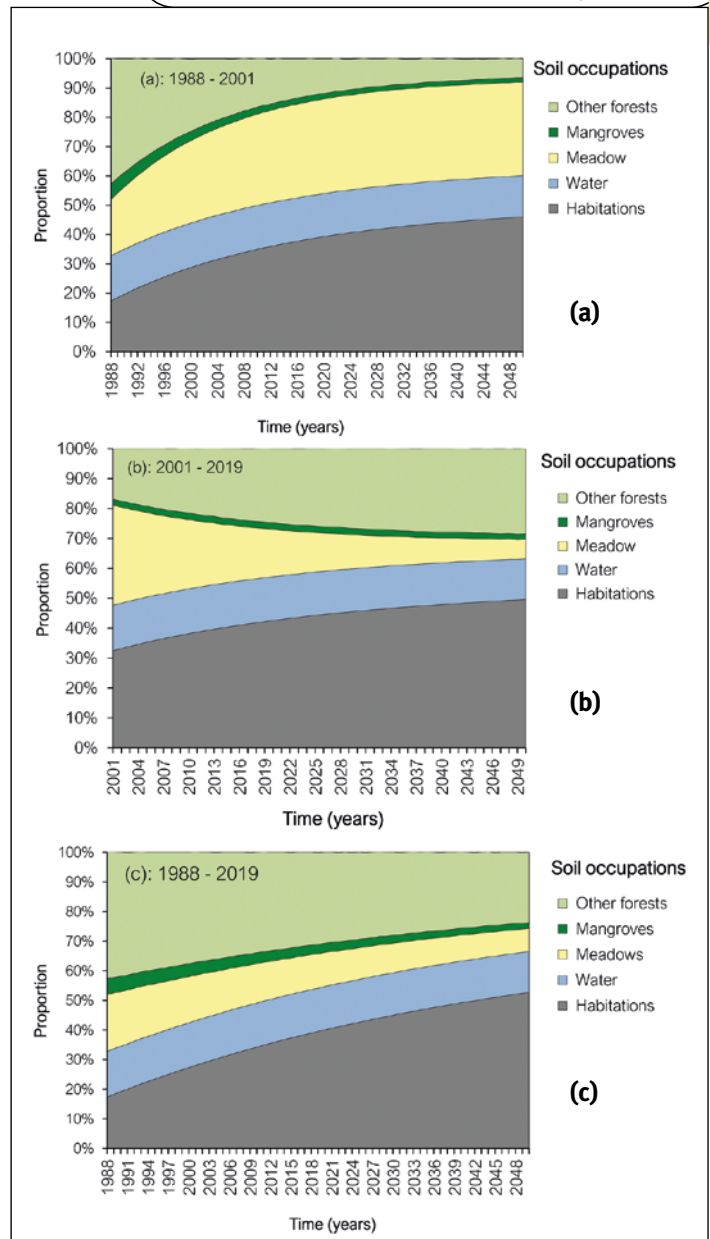


Figure 6.

Simulated evolution of the five soil occupation classes under three future scenarios. Dynamics observed during the periods (a) 1988-2001; (b) 2001-2019; and (c) the total study period (1988-2019). Future evolution of soil occupations at horizon 2050 according to three dynamic scenarios.

and human daily needs in wood in the region. As long as sustainable alternatives are not offered to local communities, it would be difficult to eradicate the illegal harvesting of mangroves, which is a major factor of their decline in Benin (Zanvo *et al.*, 2021). Plantations of fast-growing species as a source of firewood such as *Acacia auriculiformis*, which is wide spread in other regions of the country, might offer interesting alternatives. However, studies are needed to understand the socio-economic and institutional motivations for local people to adhere to these conservation efforts. Our study revealed that mangroves decline was most severe in the municipalities of Abomey-Calavi and Ouidah.

These municipalities, therefore require greater conservation efforts to ensure that existing mangroves are preserved but also that degraded sites are restored. Additional detailed investigations are needed on fauna species identified as locally extinct or very rare to inform further conservation actions on these species.

Conclusion

Using remote sensing techniques and GIS, this study showed that mangroves dynamics experienced two contrasting trends: a sharp decline in the first period (1988-2001) and an expansion in the second period (2001-2019). However, over the entire period, mangroves have globally declined. Projections using markovian chain analysis suggest that mangroves will continue to decline in the next three decades if the past trends continue. This study provides useful information and demonstrated the usefulness of the used modelling techniques to understand the past dynamics of mangrove forests and their future trend, which are essential to guide future conservation actions. In the municipalities where mangroves are mainly found in the study area, Abomey-Calavi and Ouidah experienced the largest decline of mangroves. These municipalities should be given greater priorities in future conservation and sustainable management initiatives.

Acknowledgments

This study was supported by the “Fonds National pour la Recherche Scientifique et l’Innovation Technologique, FNRSIT” of the Benin republic (Grant No.003/MESRS/FNRSIT/AC/SSE/SAI/SA). Additional support was obtained from International Foundation for Science – IFS (Grant No.111_D_034990) and the TWAS Fellowship for Research and Advanced Training under (Grant No.FR:3240313441) attributed to the first author. Authors are grateful to researchers of the Interdisciplinary Research Group on Landscape Ecology and Environment (GRIEP) of University Jean Lorougnon Guédé (Côte d’Ivoire).

References

Adam K. S., Boko M., 1993. Le Bénin. Cotonou, Bénin, Les Éditions du Flamboyant, 95 p.

Andrieu J., Lombard F., Fall A., Thior M., Ba B. D., Dieme B. E. A., 2020. Botanical field-study and remote sensing to describe mangrove resilience in the Saloum Delta (Senegal) after 30 years of degradation narrative. *Forest Ecology and Management*, 461: 117963.

Andrieu J., 2018. Land cover changes on the West-African coastline from the Saloum Delta (Senegal) to Rio Geba (Guinea-Bissau) between 1979 and 2015. *European Journal of Remote Sensing*, 51 (1): 314-325. <https://doi.org/10.1080/22797254.2018.1432295>

Armah A. K., Diame A., Gordon A., Kairo J., 2010. Protection des mangroves : Le rôle du Réseau africain des mangroves. *Nature et Faune*, 24 (1) : 27-51.

Balla Dièye E. H., Tahirou Diaw A., Sané T., Ndour N., 2013. Dynamique de la mangrove de l’estuaire du Saloum (Sénégal) entre 1972 et 2010. *Cybergeo. Revue Européenne de Géographie*. <https://doi.org/10.4000/cybergeo.25671>

Barima Y. S. S., Barbier N., Bamba I., Traoré D., Lejoly J., Bogaert J., 2009. Dynamique paysagère en milieu de transition forêt-savane ivoirienne. *Bois et Forêts des Tropiques*, 299 (1) : 15-25. <https://doi.org/10.19182/bft2009.299.a20419>

Barima Y. S. S., Kouakou A. T. M., Bamba I., Sangne Y. C., Godron M., Andrieu J., *et al.*, 2016. Cocoa crops are destroying the forest reserves of the classified forest of Haut-Sassandra (Ivory Coast). *Global Ecology and Conservation*, 8: 85-98. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2016.08.009>

Beger M., Grantham H. S., Pressey R. L., Wilson K. A., Peterson E. L., Dorfman D., *et al.*, 2010. Conservation planning for connectivity across marine, freshwater, and terrestrial realms. *Biological Conservation*, 143: 565e575. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.11.006>

Bonn F., Rochon G., 1992. Précis de télédétection. Principes et méthodes. Presses de l’Université du Québec, Canada, vol. 1, 485 p.

Buelow C. A., Baker R., Reside A. E., Sheaves M., 2017. Spatial dynamics of coastal forest bird assemblages: the influence of landscape context, forest type, and structural connectivity. *Landscape Ecology*, 32 (3): 547-561. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0461-z>

Carr M. H., Robinson S. P., Wahle C., Davis G., Kroll S., Murray S., *et al.*, 2017. The central importance of ecological spatial connectivity to effective coastal marine protected areas and to meeting the challenges of climate change in the marine environment. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems*, 27: 6-29. <https://doi.org/10.1002/aqc.2800>

Chander G., Markham B., 2003. Revised Landsat-5 TM radiometric calibration procedures and post-calibration dynamic ranges. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 41(11): 2674-2677. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2003.818464>

Chang S. E., Adams B. J., Alder J., Berke P. R., Chuenpagdee R., Ghosh S., *et al.*, 2006. Coastal ecosystems and tsunami protection after the December 2004 Indian Ocean tsunami. *Earthquake Spectra*, 22 (3_suppl): 863-887. <https://doi.org/10.1193/1.2201971>

Danielsen F., Sørensen M. K., Olwig M. F., Selvam V., Parish F., Burgess N. D., *et al.*, 2005. The Asian tsunami: A protective role for coastal vegetation. *Science*, 310 (5748): 643. <https://doi.org/10.1126/science.1118387>

Das S., Angadi D. P., 2020. Assessment of urban sprawl using landscape metrics and Shannon’s entropy model approach in town level of Barrackpore sub-divisional region, India. *Modeling Earth Systems and Environment*, 7: 1071-1095. <https://doi.org/10.1007/s40808-020-00990-9>

- Dimobe K., Wala K., Batawila K., Dourma M., Woegan Y. A., Akpagana K., 2012. Analyse spatiale des différentes formes de pressions anthropiques dans la réserve de faune de l'Oti-Mandouri (Togo). Vertigo, Hors-série 14. <https://doi.org/10.4000/vertigo.12423>
- Faye B., Dome T., Diop C., Ndiaye D., Ndiaye A., Faye G., 2018. Dynamique et détection des changements des unités d'occupation du Nord de l'estuaire du Saloum (Sénégal) de 1973 à 2014. Revue Marocaine de Géomorphologie, 2 : 79-96.
- Folega F., Rakotondrasoa M. A., Wala K., Woegan, Y. A., Kanda M., Pereki H., *et al.*, 2017. Écologie et dynamique spatio-temporelle des mangroves au Togo. Vertigo, 17 (3):1-22. <https://doi.org/10.4000/vertigo.18791>
- Foody G. M., 2002. Status of land cover classification accuracy assessment. Remote Sensing of Environment, 80: 185-201. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00295-4](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00295-4)
- Gevana D., Camacho L., Carandang A., Camacho S., Im S., 2015. Land use characterization and change detection of a small mangrove area in Banacon Island, Bohol, Philippines using a maximum likelihood classification method. Forest Science and Technology, 11 (4): 197-205. <https://doi.org/10.1080/21580103.2014.996611>
- Gilman E. L., Ellison J., Duke N. C., Field C., 2008. Threats to mangroves from climate change and adaptation options: A review. Aquatic Botany, 89 (2): 237-250. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.009>
- Giri C., Long J., Abbas S., Murali R. M., Qamer F. M., Pengra B., *et al.*, 2015. Distribution and dynamics of mangrove forests of South Asia. Journal of Environmental Management, 148: 101-111. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.01.020>
- Giri C., Ochieng E., Tieszen L. L., Zhu Z., Singh A., Loveland T., *et al.*, 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. Global Ecology and Biogeography, 20 (1): 154-159. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00584.x>
- Giri C., Zhu Z., Tieszen L. L., Singh A., Gillette S., Kelmelis J. A., 2008. Mangrove forest distributions and dynamics (1975-2005) of the tsunami-affected region of Asia. Journal of Biogeography, 35: 519-528. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2007.01806.x>
- Godard V., 2005. Typologie des paysages forestiers du sud du massif de Fontainebleau après la tempête de décembre 1999. Évaluation des dégâts forestiers à l'aide d'un semis de points et d'imagerie satellitale optique. Revue Internationale de Géomatique, 15 : 281-302.
- Goldberg L., Lagomasino D., Thomas N., Fatoyinbo T., 2020. Global declines in human-driven mangrove loss. Global Change Biology, 26 (10): 5844-5855. <https://doi.org/10.1111/gcb.15275>
- Hogarth P. J., 1999. The biology of mangroves. Oxford, United Kingdom, Oxford University Press, 228 p.
- INSAE, 2015. Quatrième Recensement général de la population et de l'habitation du Bénin. Cotonou, Bénin, INSAE. <https://insae.bj/>
- INSAE, 2009. Tableau de bord économique et social. Quatrième trimestre. Cotonou, Bénin, INSAE. <https://insae.bj/>
- IPCC, 2007. Climate Change 2007. The Physical Science Basis Summary for Policymakers. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva, Switzerland, IPCC, 1007 p. <https://www.ipcc.ch/report/ar4/wg1/>
- Islam M. M., Chowdhury R. M., Zaman A. M., Rahman M. S., Islam M. N., Rudra A. K., *et al.*, 2020. Spatiotemporal mapping mangroves of Tengragiri wildlife sanctuary under Barguna district of Bangladesh using freely available satellite imagery. Modeling Earth Systems and Environment, 6: 917-927. <https://doi.org/10.1007/s40808-020-00728-7>
- Kana C. E., Ngouanet C., Céleste A., Tchanga T., Bernardin R., Tafokou J., *et al.*, 2019. Potentiel de l'imagerie multi-capteur dans le suivi des mangroves de l'estuaire du Wouri-Cameroun. OSFACO 2019, 13-15 mars 2019, Cotonou, Bénin, 19 p. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02189420>
- Kathiresan K., 2002. Why are mangroves degrading? Current Science, 83: 1246-1249. <https://www.jstor.org/stable/24106478>
- Leempoel K., Satyanayana B., Bourgeois C., Zhang J., Chen M., Wang J., *et al.*, 2013. Dynamics in mangroves assessed by high-resolution and multi-temporal satellite data: A case study in Zhanjiang Mangrove National Nature Reserve (ZMNNR), P. R. China. Biogeosciences, 10 (8): 5681-5689. <https://doi.org/10.5194/bg-10-5681-2013>
- Lombard F., Andrieu J., Descroix L., 2020. La population d'*Avicennia germinans* du delta du Saloum est-elle relictuelle depuis la dernière période humide ? Bois et Forêts des Tropiques, 346 : 51-64. <https://doi.org/10.19182/bft2020.346.a36296>
- Manandhar R., Odeh I. O., Ancev T., 2009. Improving the accuracy of land use and land cover classification of Landsat data using post classification enhancement. Remote Sensing, 1: 330-344. <https://doi.org/10.3390/rs1030330>
- Massó S., Bourgeois C., Appeltans W., Vanhoorne B., Hauwera N. D., Stoffelen P., *et al.*, 2010. The Mangrove Reference Database and Herbarium. Plant Ecology and Evolution, 143 (2): 225-232. <https://doi.org/10.5091/plecevo.2010.439>
- Mayaux P., Gond V., Massart M., Pain-Orcet M., Achard F., 2003. Évolution du couvert forestier du bassin du Congo mesurée par télédétection spatiale. Bois et Forêts des Tropiques, 277 (3) : 45-52. <https://revues.cirad.fr/index.php/BFT/article/view/20183>
- Munyemba K. F., Bogaert J., 2014. Anthropisation et dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol dans la région de Lubumbashi entre 1956 et 2009. E-revue Unilu, 1 : 3-23. <http://www.unilu.ac.cd/pressesuniversitaires/wp-content/uploads/2015/05/Munyemba-et-Bogaert.pdf>
- N'DaH. D., N'Guessan E. K., Wadja M. E., Kouadio A., 2008. Apport de la télédétection au suivi de la déforestation dans le Parc National de la Marahoué (Côte d'Ivoire). Télédétection, 8 (1) : 17 -34. <https://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00386032>

Orekan O. A. V., Toffi D. M. A., Hohodji I. A., Plabeto H., 2018. Dynamique spatiale des écosystèmes de mangrove dans l'arrondissement d'Avlo-Grand-Popo sur le Littoral du Bénin. *International Journal of Science Engineering Research*, 9 (10) : 487-494.

Orekan V., Plagbeto H., Edea E., Sossou M., 2019. Évolution actuelle des écosystèmes de mangrove dans le littoral béninois. OSFACO 2019, 13-15 mars 2019, Cotonou, Bénin, 15 p. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02189536>

Oszwald J., 2005. Dynamique des formations agroforestières en Côte d'Ivoire (des années 1980 aux années 2000) suivi par télédétection et développement d'une approche cartographique. Thèse de Doctorat, UFR de Géographie et d'aménagement, Université des sciences et technologies de Lille (Lille, France), 304 p.

Padonou E. A., Lykke A. M., Bachmann Y., Idohou R., Sinsin B., 2017. Mapping changes in land use/land cover and prediction of future extension of bowé in Benin, West Africa. *Land Use Policy*, 69: 85-92. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.09.015>

Polidoro B. A., Carpenter K. E., Collins L., Duke N. C., Ellison A. M., Ellison J. C., *et al.*, 2010. The loss of species: Mangrove extinction risk and geographic areas of global concern. *PLoS ONE*, 5 (4): e10095. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0010095>

Puyravaud J.-P., 2003. Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management*, 177 (1-3): 593-596. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00335-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00335-3)

Roy S., Mahapatra M., Chakraborty A., 2019. Mapping and monitoring of mangrove along the Odisha coast based on remote sensing and GIS techniques. *Modeling Earth Systems and Environment*, 5 (1): 217-226. <https://doi.org/10.1007/s40808-018-0529-7>

Salazar-Ortiz E., 2017. Land Use and Land Management during the Past Century Determine Mangrove Dynamics in Northwestern Puerto Rico: The Case of the Maracayo Mangrove. *Journal of Environmental Science and Engineering*, 6: 593-623. <https://doi.org/10.17265/2162-5263/2017.12.002>

Sambieni K. R., Toiy M. S., Mama A., 2015. Perception paysanne sur la fragmentation du paysage de la Forêt classée de l'Ouémé Supérieur au nord du Bénin. *Vertigo*, 15 (2). <https://doi.org/10.4000/vertigo.16477>

Sinsin B., Tenté B., Yo Tiemoko, Adanguidi J., Lougbénon T., Ahouansou S., *et al.*, 2018. Inventaire floristique et faunique des écosystèmes de mangroves et des zones humides côtières du Bénin. FAO, Bénin, 89 p.

Sinzogan F., Adje A. H. C., Degbe C. G., Edea E., Dassi E., Orou M. A., *et al.*, 2019. Rapport. Description des zones marine et côtière d'importance écologique ou biologique (ZIEB) au Sud-Bénin. Ministère du Cadre de Vie et du Développement durable, 64 p. <https://mamiwataproject.org/wp-content/uploads/2019/08/Rapport-de-Description-des-ZIEB-du-Benin.pdf>

Skupinski G., Binhtran D., Weber C., 2009. Les images satellites Spot multi-dates et la métrique spatiale dans l'étude du changement urbain et suburbain : le cas de la basse vallée de la Bruche (Bas-Rhin, France). *Cybergeo. Revue Européenne de*

Géographie, 439. <https://doi.org/10.4000/cybergeo.21995>

Solly B., Sané T., Diaw A. T., 2018. Dynamique de la mangrove de Thiobon dans l'estuaire de la Casamance (Sénégal) entre 1972 et 2017. *European Scientific Journal*, 14 (33) : 118-133. <https://doi.org/10.19044/esj.2018.v14n33p118>

Teka O., Houessou L. G., Djossa B. A., Bachmann Y., Oumorou M., Sinsin B., 2018. Mangroves in Benin, West Africa: threats, uses and conservation opportunities. *Environment, Development and Sustainability*, 21: 1153-1169. <https://doi.org/10.1007/s10668-017-0075-x>

Wilkie M. L., Fortuna S., 2003. Status and Trends in Mangrove Area Extent Worldwide. FAO, Forest Resource Division, Working Paper no. 63. <https://www.fao.org/3/j1533e/j1533e00.htm>

Zanvo M. G. S., Salako K. V., Gnangle C., Mensah S., Assogbadjo A. E., Glèlè Kakaï R., 2021. Human disturbances have less effect on tree taxonomic diversity than structural diversity, population structure, and stability in a west-African mangrove forest. *Wetlands Ecology and Management*, 29: 433-450. <https://doi.org/10.1007/s11273-021-09793-w>

Zanvo *et al.* – Contribution des auteurs

Rôle du contributeur	Noms des auteurs
Conceptualisation	M. G. S. Zanvo, K. V. Salako
Gestion des données	M. G. S. Zanvo, K. V. Salako, K. A. N. Koua
Analyse formelle	M. G. S. Zanvo, Y. S. S Barima, K. A. N. Koua
Enquête et investigation	M. G. S. Zanvo, Y. S. S Barima, K. A. N. Koua, K. V. Salako
Méthodologie	M. G. S. Zanvo, Y. S. S Barima, K. A. N. Koua, K. V. Salako, M. A. Kolawolé
Gestion de projet	M. G. S. Zanvo, Y. S. S Barima, K. A. N. Koua, K. V. Salako, A. E. Assogbadjo, R. Glèlè Kakaï
Ressources	Y. S. S Barima, A. E. Assogbadjo, R. Glèlè Kakaï
Logiciels	M. G. S. Zanvo, K. A. N. Koua, K. V. Salako
Supervision	R. Glèlè Kakaï, Y. S. S Barima, A. E. Assogbadjo
Validation	R. Glèlè Kakaï, Y. S. S Barima, A. E. Assogbadjo
Visualisation	R. Glèlè Kakaï, Y. S. S Barima, A. E. Assogbadjo,
Écriture – Préparation de l'ébauche originale	M. G. S. Zanvo, K. V. Salako, R. Glèlè Kakaï
Écriture – Révision et édition	M. G. S. Zanvo, Y. S. S Barima, K. A. N. Koua, K. V. Salako, A. E. Assogbadjo, R. Glèlè Kakaï

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

Mourad TAFER^{1,2}
Said SLIMANI³
Dalila KHERCHOUCHE⁴
Farid BEKDOUCHE^{5,6}
Mahand MESSAOUDÈNE^{7*}

¹ Université de Bejaia
Faculté des sciences de la Nature et de la Vie
06000 Bejaia
Algérie

² Université de Bouira
Faculté des sciences de la Nature et de la Vie
et des sciences de la Terre
Laboratoire de gestion et valorisation des ressources
naturelles et assurance qualité
Rue Drissi Yahia
10000 Bouira
Algérie

³ Université de Tizi-Ouzou
Faculté des sciences biologiques
et agronomiques
15000 Tizi-Ouzou
Algérie

⁴ Université Batna 1
Institut des sciences vétérinaires
et des sciences agronomiques
Allées 19 mai, route de Biskra
05000 Batna
Algérie

⁵ Université Batna 2
Faculté des sciences de la Nature et de la Vie
53, route de Constantine
Fédsis, 05078 Batna
Algérie

⁶ Université de Bejaia
Laboratoire de recherche en écologie
et environnement
06000 Bejaia
Algérie

⁷ Institut national de recherche forestière (INRF)
Station régionale de Tizi-Ouzou
BP 30
15365 Yakouren
Algérie

* Directeur de recherche à l'Institut national de
recherche forestière, station d'Azazga (Algérie),
décédé le 18 novembre 2016.

Auteur correspondant /
Corresponding author:
Mourad Tafer - m.tafer@univ-bouira.dz

Événements climatiques extrêmes et croissance radiale de *Cedrus atlantica* (Manetti) dans les massifs du Belezma et du Chélia (Algérie)



Photo 1.
Ampleur du dépérissement dans la cédraie du Belezma.
Extent of dieback in the Belezma cedar forest.
Photo Parc national du Belezma.

Doi : 10.19182/bft2021.350.a36298 – Droit d'auteur © 2021, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 13 janvier 2021 ;
date d'acceptation : 1^{er} juillet 2021 ; date de publication : 1^{er} décembre 2021.



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

Citer l'article / To cite the article

Tafer M., Slimani S., Kherchouche D., Bekdouche F., Messaoudène M., 2021. Événements climatiques extrêmes et croissance radiale de *Cedrus atlantica* (Manetti) dans les massifs du Belezma et du Chélia (Algérie). Bois et Forêts des Tropiques, 350 : 43-56.
Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2021.350.a36298>

RÉSUMÉ

Événements climatiques extrêmes et croissance radiale de *Cedrus atlantica* (Manetti) dans les massifs du Belezma et du Chélia (Algérie)

Pour mieux comprendre l'impact des facteurs climatiques et l'influence de la diversité des habitats sur le dépérissement des cédraies des Aurès, une approche dendrochronologique basée sur la relation cerne-climat a été adoptée et appliquée à six stations, réparties sur deux cédraies méridionales, du Belezma et du Chélia (Atlas saharien), distantes de 60 km et impactées par différentes perturbations climatiques. Pour les deux sites étudiés, un sondage de 120 arbres a été réalisé, permettant d'extraire au total 240 carottes. Une chronologie maîtresse a été établie pour chaque station et une série moyenne de données a été élaborée pour chaque site. Les chronologies obtenues ont été standardisées afin d'atténuer les effets et les tendances non liées à la variation climatique. Puis, les chronologies résiduelles ont été utilisées pour appréhender la relation cerne-climat. Les résultats obtenus montrent une hétérogénéité de la réponse du cèdre de l'Atlas au sein des deux massifs. La durée et l'intensité des épisodes secs se sont différemment exprimées en fonction des deux sites d'étude, avec un nombre d'années sèches plus important pour le massif du Belezma, pour lequel l'indice standardisé de précipitations (SPI) révèle une récurrence d'épisodes pluvieux plus sévères à partir de la seconde moitié du XX^e siècle. Un taux élevé d'années caractéristiques a été enregistré au niveau des deux stations étudiées. Cependant, un plus grand nombre d'événements extrêmes est enregistré au Belezma en comparaison avec le Chélia. Le signal climatique revêt une bonne homogénéité dans les deux sites, mais il est mieux perçu au Belezma. Les coefficients de corrélation expriment une plus forte relation des précipitations avec la croissance radiale au sein de la cédraie dépérie du Belezma, où le dépérissement semble être aggravé par l'âge vieillissant de cette formation, sa basse altitude, son sol maigre et ses peuplements équiennes. À contrario, l'altitude élevée, le sol profond et la structure en futaie jardinée de la formation du mont Chélia sont des facteurs qui semblent atténuer cette forte corrélation cerne-climat, et par conséquent les effets du déficit hydrique responsables du dépérissement sont significativement réduits.

Mots-clés : *Cedrus atlantica*, cèdre de l'Atlas, dépérissement, relations cerne-climat, Aurès, Algérie.

ABSTRACT

Extreme climatic events and radial growth of *Cedrus atlantica* (Manetti) in the Belezma and Chélia cedar forests (Algeria)

To better understand the impact of climatic factors and the influence of habitat diversity on the decline of cedar forests in the Aurès range, a dendrochronological approach based on the relationship between tree rings and climate was adopted and applied in six stations located 60 km apart in two southern Algerian cedar forests, Belezma and Chélia (Saharan Atlas), which are affected by different climatic disturbances. A survey of 120 trees was carried out across the two sites studied, with a total of 240 core samples extracted. A baseline chronology was established for each station and an average data set developed for each site. The resulting chronologies were standardised in order to smooth out effects and trends not related to climatic variations. The residual chronologies were then used to understand the relationship between tree rings and climate. The results show an uneven response of Atlas cedars in both forests. The duration and intensity of dry episodes were expressed differently in the two study sites, with a larger number of dry years for the Belezma forest, for which the standardised precipitation index (SPI) reveals a recurrence of more severe rainy episodes from the second half of the 20th century. A high rate of characteristic years was recorded at the two stations studied. However, there were more extreme events recorded at Belezma than Chélia. The climatic signal is homogeneous in both sites but more clearly perceived in Belezma. The correlation coefficients show a stronger relationship between precipitation and radial growth in the declining cedar forest of Belezma, where dieback seems to be worsened by the age of the stand and its low altitude, poor soil and even-aged structure. On the other hand, the high altitude, deep soil and high forest structure of the Chélia forest are factors that seem to mitigate the strong correlation between tree-rings and climate, so that the effects of the water deficit responsible for dieback are significantly reduced.

Keywords: *Cedrus atlantica*, Atlas cedar, dieback, tree-ring relationship with climate, Aurès, Algeria.

RESUMEN

Eventos climáticos extremos y crecimiento radial del *Cedrus atlantica* (Manetti) en los macizos de Belezma y Chélia (Argelia)

Para comprender mejor el impacto de los factores climáticos y la influencia de la diversidad de hábitats en el declive de los bosques de cedros en Aurès, se adoptó un enfoque dendrocronológico basado en la relación de los anillos de crecimiento con el clima. Se aplicó a seis estaciones situadas en dos bosques de cedros del sur, Belezma y Chélia (Atlas saharieno), separados por 60 km y afectados por diferentes perturbaciones climáticas. En las dos zonas estudiadas, se realizó un estudio de 120 árboles, lo que permitió extraer un total de 240 muestras. Se estableció una cronología maestra para cada estación y se elaboró una serie de datos promedio para cada sitio. Las cronologías resultantes se normalizaron para suavizar los efectos y las tendencias no relacionados con la variación climática. A continuación, se utilizaron las cronologías residuales para comprender la relación anillo-clima. Los resultados obtenidos muestran una heterogeneidad de la respuesta del cedro del Atlas en los dos macizos. La duración y la intensidad de los episodios secos fueron diferentes en los dos bosques estudiados, con un mayor número de años secos para el macizo de Belezma, donde el índice de precipitación estandarizado (SPI) revela una recurrencia de episodios lluviosos más severos a partir de la segunda mitad del siglo XX. En las dos estaciones estudiadas se registró un alto índice de años característicos. Sin embargo, en Belezma se registra un mayor número de eventos extremos en comparación con Chélia. La señal climática es bastante homogénea en ambos sitios, pero se percibe mejor en Belezma. Los coeficientes de correlación muestran una relación más fuerte entre las precipitaciones y el crecimiento radial en el cedral debilitado de Belezma, donde la mortandad parece estar agravada por el envejecimiento del bosque, la baja altitud, el poco espesor del suelo y las masas forestales de edad homogénea. Por otro lado, la elevada altitud, la profundidad del suelo y la estructura de entresaca de la formación del Monte Chelia son factores que parecen atenuar esta fuerte correlación anillo-clima y, por consiguiente, los efectos del déficit hídrico responsables del declive del bosque se reducen considerablemente.

Palabras clave: *Cedrus atlantica*, cedro del Atlas, declive, relaciones anillo-clima, Aurès, Argelia.

Introduction

La région méditerranéenne représente l'une des 34 zones sensibles de la biodiversité identifiées au niveau mondial. Elle n'abrite pas moins de 10 zones régionales et 52 refuges putatifs (Véla et Benhouhou, 2007).

Les forêts méditerranéennes constituent des écosystèmes de grandes valeurs écologique, génétique et socio-économique. Ces écosystèmes hautement anthropisés, dont le niveau de biodiversité est élevé, font de la Méditerranée une des régions les plus menacées de la planète par les changements globaux (Quézel et Médail, 2003). Ces biomes « en crise » sont considérés comme des modèles clés pour étudier les effets des changements climatiques sur les processus écosystémiques. Les modèles climatiques, développés pour ces régions à l'horizon 2100, prévoient généralement une forte augmentation de la température moyenne annuelle, une diminution de l'ordre de 30 % des précipitations annuelles et enfin une récurrence des événements extrêmes (Jacq, 2008).

Selon Quézel (1998), certaines cédraies d'Afrique du Nord semblent être mises en péril. Cette étude caractérise ces cédraies comme étant dans un état de survie et estime qu'elles finiront par disparaître dans les prochaines décennies. La modélisation adoptée par Demarteau *et al.* (2007) fait ressortir un scénario selon lequel l'aire de distribution du cèdre de l'Atlas serait considérablement modifiée dans les prochaines années : le climat de l'Afrique du Nord deviendrait trop chaud pour le bon développement du cèdre, son aire de distribution s'en verrait ainsi réduite, et contraindrait donc cette espèce à se confiner dans des zones refuges situées à haute altitude. Par le passé, suite à la période de sécheresse prolongée qui s'est produite de 1872 à 1882, Lapie (1909) a mis en avant une mortalité massive des cédraies méridionales de l'Algérie, telles que celles du Belezma, du Chélia et de Theniet El Had. Suite à un second épisode de sécheresse ayant débuté à la fin des années 1970, qui s'est ensuite accentué durant les dernières décennies (Abdessemed, 1981 ; Messaoudène *et al.*, 2013), les études récentes montrent que ces formations forestières exposées aux bioclimats subhumide et semi-aride font état d'un dépérissement intense. Les diverses conclusions retenues, qu'elles soient limitées au cèdre ou s'étendent à l'échelle globale des forêts méditerranéennes, ne mettent pas en évidence l'impact d'un facteur bien individualisé. Il semblerait que plusieurs paramètres comme les facteurs prédisposants (âge des arbres, potentiel génétique, édaphique...), les facteurs déclenchants (sécheresse, attaques d'insectes défoliateurs...) et les facteurs aggravants (insectes xylophages, champignons parasites...) jouent un rôle conjoint dans le dépérissement des zones forestières méditerranéennes (Sbabdji *et al.*, 2009, 2015 ; Aoubouazza, 2017 ; Sarmoum *et al.*, 2019).

D'après les renseignements recueillis au sein de l'administration des forêts et confirmés par nos observations sur le terrain, les cédraies du massif des Aurès (Belezma et Chélia) sont les plus touchées en Algérie ; elles sont soumises à un dépérissement massif depuis la fin des années 1980. Dans les autres cédraies du pays, comme dans les parcs nationaux

de Theniet El Had et du Djurdjura, le phénomène est partiel et se limite au versant sud. Si l'on se réfère à la position sociale des arbres dépéris sur pied et à l'état de la régénération naturelle, il apparaît que le phénomène de dépérissement ne s'apparente pas aux mêmes causes à l'échelle de toutes les cédraies d'Algérie. Au Chélia, par exemple, seuls les arbres très âgés sont atteints par ce phénomène ; les autres stades d'évolution de la futaie à cèdre, de gaulis à perchis, sont épargnés. Ce n'est pas le cas au Belezma où le dépérissement est marqué par une mortalité massive.

Comprendre la résilience des forêts et la réponse aux changements climatiques a des implications importantes pour la gestion et la sauvegarde de ces forêts vulnérables. Cette contribution s'inscrit dans le contexte de la variabilité climatique qui s'opère en Algérie au cours de ce dernier siècle. Le but recherché consiste à vérifier, par une approche dendrochronologique, l'hypothèse selon laquelle les épisodes successifs de sécheresse constatés à partir de la seconde moitié du XX^e siècle auraient eu un impact sur la croissance radiale du cèdre de l'Atlas et son dépérissement au sein des massifs du Belezma et du Chélia (région des Aurès). Par cette approche, on tentera aussi d'apprécier dans quelle mesure les facteurs écologiques propres à ces deux massifs forestiers seraient responsables dans l'amplification ou l'atténuation de ce phénomène. Au final, l'idée est de proposer des solutions afin de réduire au mieux la mortalité survenue au sein de ces formations.

Matériel et méthodes

Milieu d'étude

Les cédraies étudiées sont des formations végétales naturelles et se localisent sur deux sites de la région des Aurès : les massifs du Belezma et du Chélia (figure 1). En dépit de leur proximité géographique, ces deux milieux d'étude distants d'environ 60 km sont très contrastés du point de vue de l'intensité de dépérissement, du degré d'anthropisation, de l'équilibre écologique, du taux de régénération, de l'état sylvicole et du type de sol (Alileche, 2012).

La cédraie du Belezma est située dans le Parc national du Belezma. Elle s'étend sur une superficie de 7 000 ha et se présente comme une formation sylvicole très anthropisée et en mauvais état de conservation. Un dépérissement intense y est enregistré, dépassant les 90 % dans certaines stations (photo 1) (Kherchouche *et al.*, 2013). Ces peuplements équiennes présentent une régénération naturelle très faible voire inexistante dans certaines parties du massif. Les sols de ces cédraies sont maigres et peu évolués, de types bruns calcaires et rendzines dolomitiques (Harfouche et Nedjahi, 2003). Le massif est caractérisé par une pluviosité moyenne de 346 mm/an dont une partie se précipite sous forme neigeuse (45 jours/an). L'humidité relative est estimée à 60,5 %. La température moyenne annuelle ne dépasse pas 15,1 °C (Alileche, 2012).

D'une superficie estimée à 8 000 ha, la cédraie du Chélia est du type jardiné (photo 2). C'est une formation bienvenante avec de meilleures aptitudes à occuper des territoires potentiellement appropriés. Le dépérissement s'y limite à quelques sujets âgés. La régénération est remarquable, notamment dans les trouées d'abattage et les remblais de talus. Les sols sont du type rendzine, profonds et évolués avec une litière très abondante. Les signes d'anthropisation sont très discrets (Bentouati, 2008). La moyenne des précipitations annuelles est de l'ordre de 533,6 mm. La neige y est plus abondante (57 jours). On enregistre une température moyenne mensuelle de 16,6 °C. L'humidité relative moyenne enregistrée est de 56 % avec, cependant, des fluctuations considérables durant l'année (40 % à 80 %) (Alileche, 2012).

Dans chaque site, un choix de trois stations d'échantillonnage est établi sur la base de la distinction entre leurs



Photo 2.

Aperçu de la cédraie du Chélia avec sa structure jardinée.
Overview of the cedar grove of Chélia with its garden structure.
Photo M. Tafer.

caractéristiques écologiques comme l'altitude, l'exposition, la pente, le type de sol, la densité du peuplement et son degré de dépérissement représenté par le nombre de sujets dépéris sur le nombre total d'arbres de la station (tableau I).

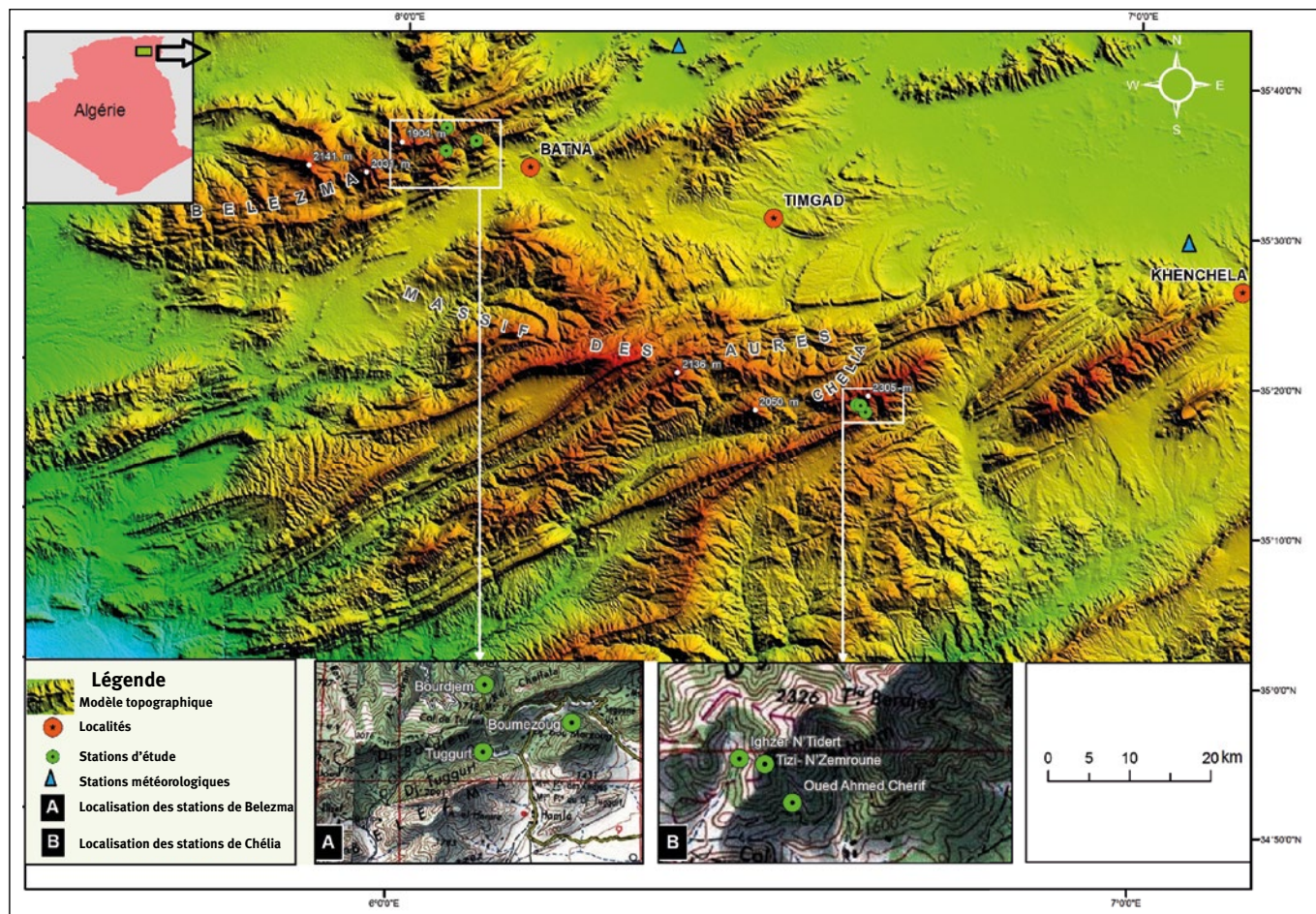


Figure 1.

Carte de situation des deux sites d'étude.
Location map of the two study sites.

Tableau I.
 Caractéristiques écologiques des sites d'étude.
Ecological characteristics of the study sites.

Sites	Stations	Latitude (N)	Longitude (E)	Exposition	Altitude (m)	Bioclimat	Pente (%)	Densité (N/5 ares)	Dépérissement (%)	Type de sol (Abdesmed, 1981)
Belezma	Boumerzoug	35°35'28"	6°05'43"	Nord	1 500	Semi-aride froid	35-40	16	70	Sols bruns calcaires
	Tuggurt	35°34'72"	6°03'29"	Nord-Est	1 300	Semi-aride froid	25-30	17	65	Rendzines décalcarisées
	Bordjem	35°36'14"	6°03'16"	Crête	1 750	Subhumide froid	05-10	23	35	Sols bruns peu calcaires
Chélia	Oued Ahmed Chérif	35°18'01"	6°38'05"	Sud	1 770	Semi-aride froid	40-50	18	25	Sols bruns peu calcaires
	Ighzer N'Tidert	35°18'31"	6°37'16"	Est	1 900	Subhumide froid	30-35	22	20	Rendzines décalcarisées
	Tizi-N'Zemroune	35°18'27"	6°37'37"	Ouest	1 990	Subhumide froid	10	20	20	Rendzines décalcarisées

Données climatiques

Les données météorologiques exploitées sont les cumuls mensuels des précipitations (enregistrés de 1936 à 2009) et les températures moyennes mensuelles (enregistrées de 1960 à 2009). Pour le mont Chélia, celles-ci proviennent du poste météorologique de Khenchela, situé à une altitude de 1 150 m et à environ 40 km du site d'étude. Concernant le massif du Belezma, elles sont recueillies au niveau de la station météorologique de Batna (1 045 m d'altitude), distante de 30 km de notre aire d'échantillonnage, et complétées par les valeurs de *Climate Research Unit* (CRU) version 3.24 (Harris *et al.*, 2014).

L'indice standardisé de précipitations (*Standardised Precipitation Index*, « SPI ») a été utilisé pour quantifier les tendances dans cette série de données. Cet indice a été élaboré en vue de caractériser les déficits de précipitations pour une période donnée. Une application développée par le National Drought Mitigation Center¹ a permis de générer les valeurs de l'indice SPI des deux sites. Cet indice correspond à la transformation de la série temporelle des précipitations en une distribution normale standardisée de moyenne nulle et d'écart-type unitaire, et prend en considération l'importance du temps dans l'analyse de la disponibilité des ressources en eau (McKee *et al.*, 1993). Kherchouche *et al.* (2013) considèrent qu'une année est extrêmement sèche lorsque le cumul de ses précipitations d'octobre à juin est inférieur au seuil de 80 % de la moyenne. Quant à Hirche *et al.* (2007), ils définissent une année sèche et une année humide d'après l'écart à la moyenne. Elle sera sèche si la valeur est en deçà de 10 %, c'est-à-dire inférieure à 90 % de la moyenne, et humide au-delà. Pour notre part, les années sèches et humides sont déterminées par les valeurs de leur SPI classées selon la

nomenclature établie par McKee *et al.* (1993) et rapportée dans le tableau II. Une courbe moyenne mobile de quatre ans a permis une meilleure expression de la tendance de la courbe des valeurs SPI.

L'appréciation de l'évolution des températures au cours de ces dernières décennies est rendue possible grâce à l'exploitation des températures moyennes annuelles standardisées en soustrayant la moyenne et en divisant par l'écart-type (Cuccia, 2013).

Tableau II.
 Nomenclature de l'indice standardisé de précipitations (SPI) (McKee *et al.*, 1993).
Nomenclature of the Standardised Precipitation Index (SPI) (McKee *et al.*, 1993).

Indice SPI	Caractérisation
2,0 et plus	Extrêmement humide
de 1,5 à 1,99	Très humide
de 1,0 à 1,49	Modérément humide
de - 0,99 à 0,99	Proche de la normale
de - 1,0 à - 1,49	Modérément sec
de - 1,5 à - 1,99	Très sec
- 2 et moins	Extrêmement sec

¹<https://drought.unl.edu/droughtmonitoring/SPI/SPIProgram.aspx>

Échantillonnage et analyses statistiques

En se basant sur l'approche dendrochronologique, dans chaque site étudié, 60 arbres (20 arbres par station) ont été étudiés. La sélection de ces arbres s'est faite de manière à être orientée vers des arbres sains avec des catégories d'âge variées, et en évitant les sujets situés près des cours d'eau ou des sources afin d'augmenter le signal climatique enregistré dans les cernes de croissance et de minimiser les effets d'autres facteurs. Deux carottes (orientations opposées) ont été prélevées sur chaque arbre, à cœur et à hauteur de la poitrine (1,30 m), à l'aide d'une tarière de Pressler (photo 3). Les carottes ont été poncées et interdatées selon les principes de base de la dendrochronologie (Stokes et Smiley, 1996). L'épaisseur des cernes a été mesurée avec une précision de 1/1 000 mm à l'aide d'un banc de mesure semi-automatique LINTAB^{ms}. Le programme COFECHA (Holmes, 1983) a été utilisé pour le contrôle statistique de la qualité de l'interdatation.

Afin de réduire au maximum les effets et les tendances non liés à la variation climatique, une standardisation des séries chronologiques interdatées a été effectuée avec le programme ARSTAN sous Windows (Cook, 1985), en utilisant une fonction *spline* cubique de lissage avec une fenêtre définie à 67 % de la longueur de la série (Cook, 1985 ; Cook *et al.*, 1995 ; Delwaide et Fillion, 2010). Enfin, les séries détendancées qui en résultent ont été soumises à un traitement ultime permettant de retirer l'autocorrélation résiduelle et d'éliminer ainsi les phénomènes d'arrière-effets. En définitive, une chronologie résiduelle avec une variabilité relativement homogène dans le temps et une moyenne égale à 1 en résulte (Fritts, 1976).

Les principaux paramètres statistiques utilisés pour la caractérisation du signal climatique enregistré dans les séries de cernes sont : l'écart-type (ET), la sensibilité

moyenne (SM), l'autocorrélation d'ordre 1 (AC1), la variance du premier vecteur propre (VP1), la corrélation moyenne entre carottes (CMC), et le signal exprimé dans la population (EPS : *Expressed Population Signal*). La sensibilité moyenne (SM) permet de définir la variation moyenne entre deux épaisseurs annuelles successives. Elle exprime l'ampleur des changements affectant, à court terme, l'épaisseur du cerne (Lebourgeois et Mérian, 2012).

L'autocorrélation d'ordre 1 estime l'interdépendance de deux cernes successifs de la même série chronologique. Elle quantifie l'effet de la persistance liée aux conditions conduisant à l'élaboration du cerne de l'année $t - 1$ sur la mise en place du cerne de l'année t (Lebourgeois et Mérian, 2012). La variance du premier vecteur propre reflète la qualité du signal climatique contenu dans les cernes de croissance (Slimani *et al.*, 2014).

L'EPS constitue un très bon paramètre pour apprécier la robustesse des chronologies utilisées et quantifie la force relative du signal, commun à tous les arbres par rapport au signal total. Ses valeurs proches de 1 traduisent un bruit réduit et un signal fort de la population échantillonnée (Lebourgeois et Mérian, 2012).

La méthode Neuwirth (Neuwirth *et al.*, 2007) a été adoptée pour déceler les années caractéristiques (AC) correspondant aux réactions de croissance annuelles dues aux changements brusques des conditions environnementales (Schweingruber *et al.*, 1990). Cette méthode a consisté à transformer les séries chronologiques moyennes brutes des populations étudiées en séries d'indice Cropper (ICr). Ce dernier correspond au rapport de la largeur du cerne d'une année à la moyenne des largeurs mesurées sur une fenêtre de 13 années centrée sur l'année considérée. Les chronologies ICr qui en résultent sont tronquées de six années au niveau des deux extrémités, puis normalisées pour avoir une moyenne de zéro et un écart-

type de un. Les valeurs obtenues sont rangées en trois classes de déviation de croissance positive (cerne épais) ou négative (cerne mince) : faible (ICr > 1), forte (ICr > 1,28) et extrême (ICr > 1,645). Les ICr des cernes épais correspondent aux AC positives ou humides. Inversement, on associe les ICr des cernes minces aux AC négatives ou sèches.

La relation cerne-climat a été évaluée au moyen de corrélations saisonnières établies par le programme Seascore (Meko *et al.*, 2011). Les fichiers *input* sont la série chronologique des indices de croissance et les 24 régresseurs climatiques des précipitations mensuelles et températures moyennes mensuelles d'octobre de l'année $t - 1$ à septembre de l'année t .



Photo 3. Prélèvement sur chaque arbre, à cœur et à hauteur de la poitrine (1,30 m) à l'aide d'une tarière de Pressler.
Sampling of each tree at heart and chest height (1.30 m) using a Pressler auger.
Photo M. Tafer.

Résultats

Analyse des données climatiques

En se référant au tableau III des valeurs de l'indice SPI calculées sur la période commune (1961-2009), nous constatons que le Belezma a enregistré pas moins de 14 années de xéricité prononcée, réparties à parts égales entre sept années « modérément sèches » et sept autres années « très sèches ». En revanche, au Chélia, on dénombre seulement huit années dont sept « sèches » et une seule qualifiée de « très sèche ». Inversement, les valeurs SPI correspondant aux périodes humides penchent nettement en faveur du Chélia. Sur un total de huit années pluvieuses, six s'inscrivent dans la catégorie « modérément humides » et deux dans celle « très humides ». Ces années pluvieuses se font par contre plus discrètes dans le Belezma : quatre années réparties équitablement entre « modérément humides » et « très humides ».

La courbe de lissage de moyenne mobile de l'indice SPI du Belezma (1910-2009) (figure 2) montre une nette tendance à la baisse dès le début de la décennie 1960. En effet, les indices SPI enregistrés au cours de ces six dernières décennies sont dans leur majorité (75 %) de signe négatif. Par ailleurs, durant cette même période, ce massif dévoile aussi deux épisodes prolongés de sécheresse caractérisés par des années à indices SPI négatifs : le premier épisode s'étale sur environ 16 années (1974-1989) et affiche un effectif de quatre années « très sèches » (1978, 1981, 1983 et 1988) et le second a été enregistré peu de temps après, entre 1993 et 2002, avec huit années affichant un SPI négatif dont cinq années qualifiées de « très sèches ». Ce dernier épisode a été plus sévère que le premier en raison de l'apparition de successions climatiques de deux années « très sèches », 1993-1994, avec des valeurs SPI respectives de -1,77 et -1,70, et de trois autres années considérées comme « modérément sèches », 2000-2001-2002, ayant respectivement des indices SPI de -1,56, -1,35 et -1,37. Cependant, si on se base sur un indice SPI calculé sur la période couvrant les mois de mars à juin, qui présentent une relation significative entre la précipitation et l'activité cambiale dans la région des Aurès, on constate que le déficit hydrique se restreint uniquement aux années 2001 et 2002, identifiées respectivement comme « modérément sèche » et « très sèche ». En revanche, l'année 2000 se décline comme proche de la normale.

Ces deux épisodes de décrochage sont également observés dans le Chélia mais avec une plus courte durée et une intensité moindre. Le premier se situe entre 1984 et 1991 : les années 1984 (SPI = -1) et 1988 (SPI = -1,04) y sont identifiées comme « modérément sèches ». Le second épisode est considérablement plus court (2001-2004) mais légèrement plus prononcé : les années 2001 (SPI = -1,32) et 2002 (SPI = -1,14) y sont identifiées comme « modérément sèches ». Cependant, en se référant à l'indice SPI limité à la saison de croissance, l'année 2002 s'avère plutôt « très sèche ».

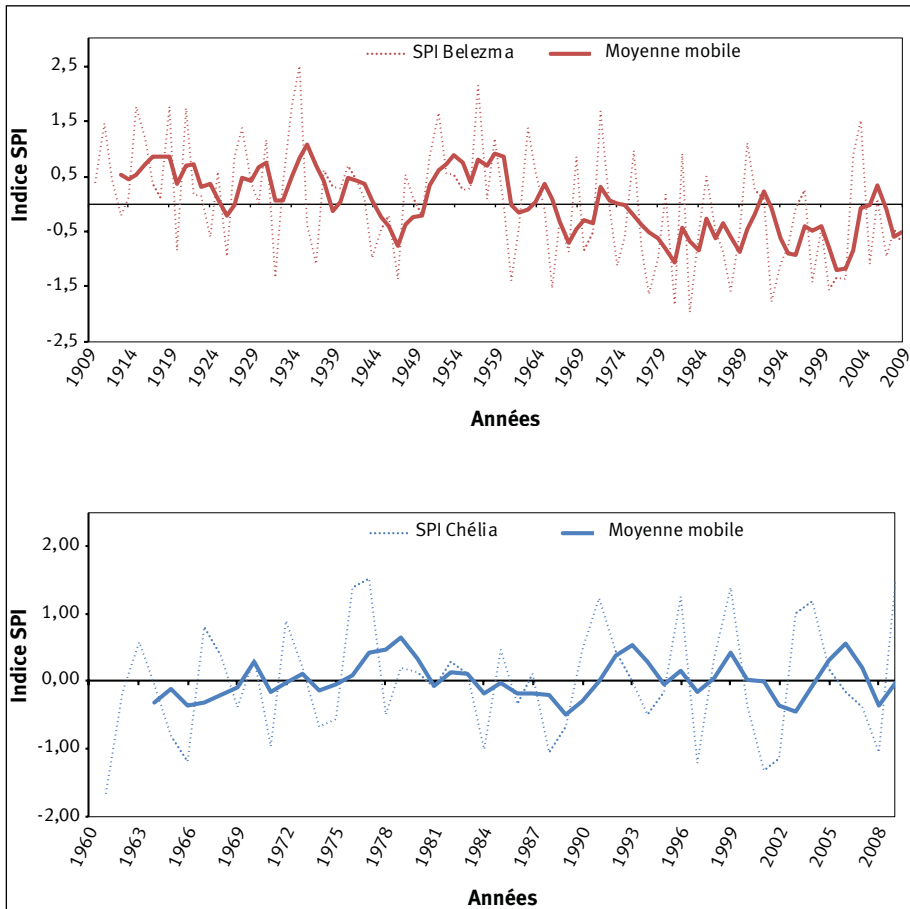


Figure 2. Valeurs de l'indice standardisé de précipitations (SPI) pour les massifs du Belezma (1910-2009) et du Chélia (1960-2009).
Standardized precipitation index (SPI) values for the Belezma (1910-2009) and Chélia (1960-2009) massifs.

Tableau III.
 Nombre d'événements climatiques extrêmes dans les deux sites d'étude (1961-2009).
Number of extreme climatic events at the two study sites (1961-2009).

SPI	Belezma	Chélia
≥ 2,0	0	0
1,5 à 1,99	2	2
1,0 à 1,49	2	6
- 0,99 à 0,99	32	33
- 1,0 à - 1,49	7	7
- 1,5 à - 1,99	7	1
≤ - 2	0	0

SPI : indice standardisé de précipitations.

La figure 3 montre que les températures moyennes annuelles standardisées ont enregistré un accroissement significatif ($p < 0,001$; $n = 50$) à partir des années 1970.

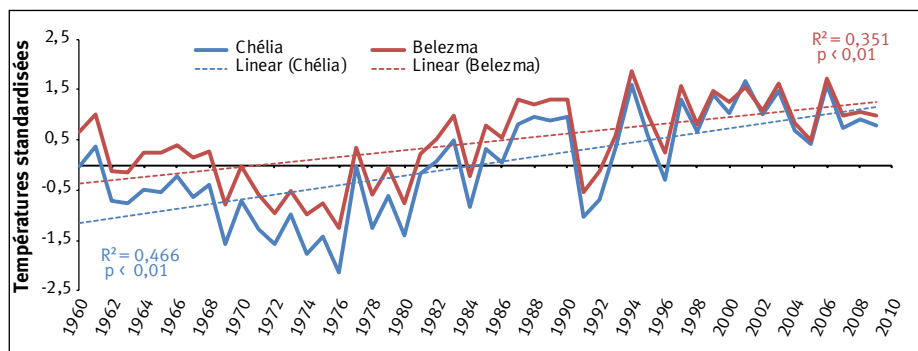


Figure 3.

Tendance des températures moyennes annuelles standardisées des sites d'étude sur la période 1960-2010.

Trend in standardised annual mean temperatures for the study sites over the period 1960-2010.

Analyse de la croissance radiale

L'analyse de la croissance radiale et l'appréhension de la relation cerne-climat reposent sur les chronologies résiduelles, qui affichent les meilleures valeurs des paramètres statistiques pour une analyse dendroclimatique (tableau IV). La longueur des chronologies finales est basée sur le seuil EPS de 0,85.

On remarque que les valeurs de l'écart-type (ET) et de la sensibilité moyenne (SM) sont variables entre les stations et les deux sites d'étude. La plus grande dispersion de l'indice de croissance autour de la moyenne, exprimée par la valeur de l'écart-type, caractérise la population de Tuggurt (0,387),

la plus faible étant enregistrée à Ighzer N'Tidert (0,255). La sensibilité moyenne enregistrée fluctue entre 0,339 à Ighzer N'Tidert et 0,469 à Oued Ahmed Chérif.

La variance du premier vecteur propre (VP1) et la corrélation moyenne entre carottes (CMC) de chaque population sont élevées dans toutes les stations. La plus faible valeur de VP1 (65,73 %) est transcrite à Ighzer N'Tidert et la plus élevée (79,26 %) à Oued Ahmed Chérif. La CMC oscille entre les valeurs de 0,637 et 0,783, enregistrées respectivement à Ighzer N'Tidert et Oued Ahmed Chérif.

Les stations de Tuggurt (massif du Belezma) et de Oued Ahmed Chérif (massif du Chélia) ont enregistré à la fois les ET, SM, CMC et VP1 les plus élevés. Pour autant, les quatre paramètres ont enregistré leurs plus faibles valeurs, dans les mêmes sites, à Boumerzoug (Belezma) et Ighzer N'Tidert (Chélia).

La chronologie moyenne du Chélia affiche une SM plus élevée que celle du

Belezma. Néanmoins, une analyse sur la période commune (1936-2009) révèle que ce paramètre est plus fort au Belezma (0,468). Les valeurs VP1 et CMC sont plutôt comparables entre les deux sites.

La figure 4 montre un bon synchronisme des deux chronologies globales. Les valeurs minimales de l'indice de croissance, enregistrées simultanément en 2001, sont de 0,240 au Belezma et de 0,197 au Chélia. Les maximums obtenus sont de 2,145 (1996) au Belezma et de 1,457 (1943) au Chélia. De fortes fluctuations de cet indice sont perceptibles à partir des années 1950 et s'accroissent à la fin du siècle avec de nombreux cernes minces. Sur la période commune, le Belezma a enregistré une plus forte variabilité de la croissance radiale.

Tableau IV.

Paramètres statistiques des chronologies résiduelles.
Statistical parameters of residual chronologies.

Sites	Stations	Durée	I	ET	SM	SK	KU	AC1	VP1 (%)	CMC	EPS > 0,85	
											Période	Nombre d'arbres
Belezma	Boumerzoug	1879-2009	0,982	0,327	0,352	0,672	1,334	0,019	70,51	0,686	1903-2009	3
	Tuggurt	1867-2007	0,993	0,387	0,461	0,383	2,077	-0,118	79,23	0,779	1870-2007	2
	Bordjem	1912-2009	0,994	0,318	0,396	-0,125	1,262	-0,115	70,73	0,691	1915-2009	3
Belezma		1867-2009	0,989	0,289	0,338	0,143	2,035	-0,132	67,88	0,669	1876-2009	3
		1936-2009	0,989	0,356	0,468	-0,010	0,814	-0,146	67,68	0,667	1936-2009	3
Chélia	Oued Ahmed Chérif	1936-2009	1,000	0,341	0,469	-0,644	0,379	-0,107	79,26	0,783	1942-2009	2
	Ighzer N'Tidert	1958-2009	0,995	0,255	0,339	-0,995	1,389	-0,174	65,73	0,637	1936-2009	3
Chélia	Tizi-N'Zemroune	1955-2009	1,006	0,324	0,434	-1,151	1,178	-0,084	76,61	0,756	1959-2009	2
		1936-2009	0,998	0,298	0,407	-0,750	0,206	-0,140	68,60	0,667	1944-2009	3

I : indice de croissance moyen ; ET : écart-type ; SM : sensibilité moyenne ; SK : coefficient d'asymétrie (*skewness*) ; KU : coefficient d'aplatissement (*kurtosis*) ; AC1 : autocorrélation d'ordre 1 ; VP1 : variance du 1^{er} vecteur propre ; CMC : corrélation moyenne entre carottes ; EPS : signal exprimé dans la population (*expressed population signal*).

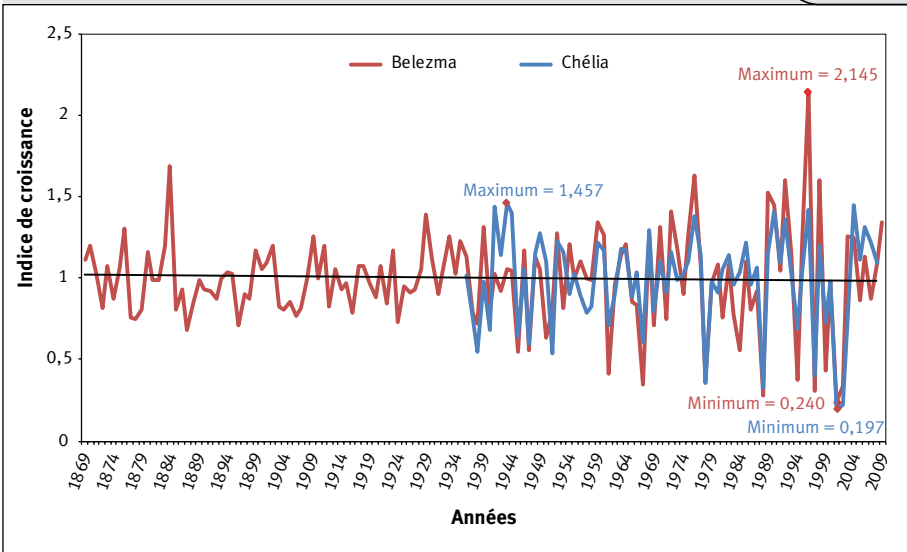


Figure 4.
 Variations interannuelles de l'indice de croissance des deux sites d'étude.
Interannual variations in the growth index of the two study sites.

Réponse aux extrêmes climatiques

La comparaison des indices Cropper (ICr) des chronologies maîtresses, sur la période commune 1964-2009, correspondant à la plus jeune station (Ighzer N'Tidert), révèle une différence du nombre des AC enregistré au sein des deux cédraies étudiées. Les stations du Belezma comptabilisent un effectif des AC variant de 16 à 18 ; celles du Chélia oscillent entre 10 et 12 années (figure 5). Tuggurt (massif du Belezma) est incontestablement la station la plus marquée par les extrêmes climatiques secs. On y dénombre 11 AC négatives dont six sont considérées comme « extrêmes ». En revanche, Ighzer N'Tidert (massif du Chélia), avec cinq AC négatives, est la station la moins touchée par cette sécheresse.

Les ICr des chronologies globales des deux sites sur la période commune (1964-2009) confirment les différences constatées au niveau des chronologies maîtresses. Le Belezma affiche un nombre de 17 événements caractéristiques alors que le Chélia n'en comptabilise que 12. Néanmoins, les deux sites expriment un synchronisme élevé par rapport à ces évé-

nements extrêmes. On remarque que les valeurs ICr négatives élevées affectent beaucoup plus la cédraie du Belezma. Dans la catégorie des ICr négatifs « forts » et « extrêmes », on identifie neuf années à Belezma (1967, 1978, 1984, 1988, 1994, 1997, 1999, 2001 et 2002) et seulement cinq années au Chélia (1978, 1988, 1997, 2001 et 2002). Durant cette période, on constate également que le taux des événements extrêmes secs communs aux deux massifs, qui est de 70 %, est plus important que celui des événements humides (50 %). En outre, les cernes manquants identifiés lors de l'interdatation se localisent aux années suivantes : 1978, 1984, 1988, 1994, 2001 et 2002 avec une nette prépondérance pour les deux dernières.

Par ailleurs, l'analyse de la chronologie du Belezma sur la période commune à ses trois stations (1900-2000) fait apparaître une différence de répartition des AC perceptible sur les deux moitiés de ce siècle. En effet, la seconde moitié du XX^e siècle comptabilise 18 événements extrêmes, un nombre trois fois supérieur à celui enregistré sur la période 1900-1950, qui n'a connu que six événements extrêmes.

Analyse de la relation cerne-climat

Les résultats des corrélations saisonnières, calculées sous le programme Seascorr, sont illustrés dans la figure 6. À l'échelle mensuelle, le Belezma affiche une corrélation significative ($p < 0,01$) et positive de la croissance radiale avec la pluviosité des mois de septembre et octobre de l'année $t - 1$ et janvier, février, mars, avril et mai de l'année t .

Concernant les températures, seule celle du mois de juin exprime une corrélation négative et significative.

Dans le Chélia, l'impact des précipitations n'est significatif que pour les mois de septembre de l'année $t - 1$ et mars de l'année t . Vis-à-vis des températures, aucune corrélation significative n'y est perceptible.

Par ailleurs, il y a lieu de signaler que les analyses considérant des précipitations cumulées sur des intervalles de temps supérieurs à un mois ont généré des corrélations de plus en plus similaires entre les deux sites, notamment à partir d'un jeu de données de six mois de précipitations, avec, toutefois, des corrélations légèrement supérieures pour le Belezma.

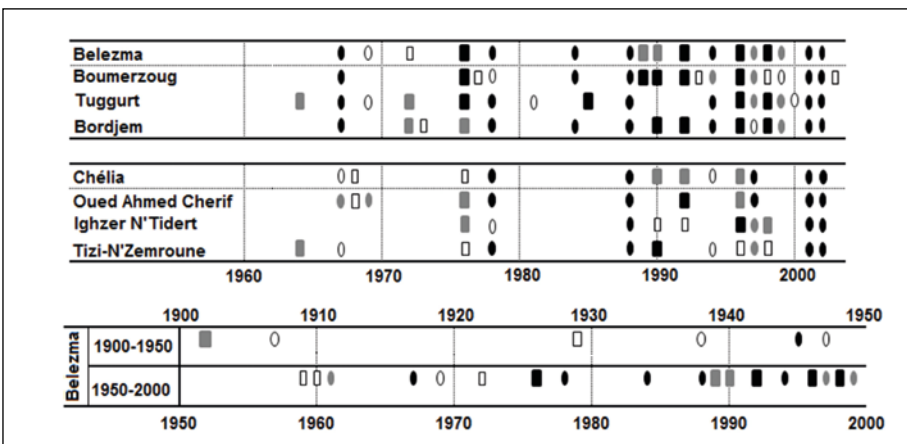


Figure 5.
 Années caractéristiques (AC) basées sur les indices Cropper pour les deux sites d'étude. Les AC faibles sont représentées par des symboles en blanc, les AC fortes en gris, les AC extrêmes en noir, le carré correspond à une AC positive et le cercle à une AC négative.
Characteristic years (CA) based on Cropper indices for the two study sites. Weak CAs are represented by symbols in white, strong CAs in grey, extreme CAs in black, the square corresponds to a positive CA and the circle to a negative CA.

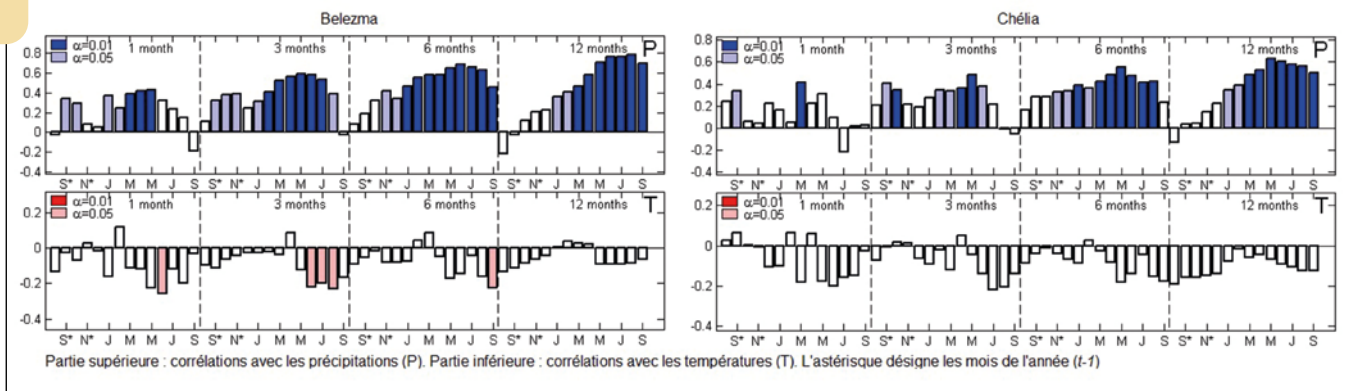


Figure 6.

Corrélations saisonnières entre les indices de croissance des chronologies globales des deux sites d'étude et les variables climatiques saisonnières. En haut les corrélations avec la variable climatique primaire, les précipitations (P). En bas les corrélations avec la variable climatique secondaire, la température (T). L'astérisque (*) indique les mois de l'année $t - 1$.

Seasonal correlations between the growth indices of the global chronologies of the two study sites and the seasonal climate variables.

Top: correlations with the primary climate variable, rainfall (P). Bottom: correlations with the secondary climate variable, temperature (T). The asterisk () indicates the months of year $t - 1$.*

Discussion

De l'expression des valeurs SPI calculées (figure 2), il est incontestablement établi que le Belezma constitue le massif forestier le plus affecté par les années de sécheresse. De 1960 à 2009, 14 événements extrêmes de « modérément secs » à « très secs » sont comptabilisés, soit un chiffre supérieur à celui dénombré au Chélia (tableau III). L'origine orographique de la pluviométrie qui caractérise cette région est un élément explicatif à cette différenciation réelle. Les pluies en Algérie sont, en effet, conditionnées par la direction des axes montagneux par rapport à la mer et aux vents humides. Le relief du Chélia, avec ses sommets dépassant 2 000 m d'altitude, constitue un écueil efficace pour les masses d'air chargées d'humidité (Meharzi, 1994).

Sur la courbe lissée des indices SPI de la série climatique centenaire du Belezma (figure 2), une tendance à la baisse dès la décennie 1960 est très visible. Durant cette seconde moitié du XX^e siècle, pas moins de 75 % des valeurs SPI sont négatives. Cette péjoration de la pluviosité a été également constatée par Hirche *et al.* (2007) pour quelques zones arides sahariennes, présahariennes et steppiques des hautes plaines algériennes. Les épisodes de décrochage de la courbe lissée traduisent une forte intensité et fréquence des événements de déficit hydrique au sein des formations sylvatiques du massif du Belezma. Ces épisodes correspondent à deux périodes distinctes : le premier a sévi de 1974 à 1989 (75 % des SPI < 0), où les années 1978, 1981, 1983 et 1988 ont été très sèches. D'ailleurs, c'est au cours de cette période que l'épisode de dépérissement survenu à la fin des années 1970 a été signalé dans l'Aurès (Bentouati, 2008). D'une durée plus courte mais d'un déficit plus intense, le second épisode a été enregistré entre 1993 et 2002. Une sévérité qui est d'autant plus accrue par la succession d'années xériques telles que 1993-1994 et 2001-2002. Au Chélia, on distingue les mêmes phases de xéricité mais leur persistance et leur intensité sont bien moindres que celles du Belezma.

Selon Allen *et al.* (2010) et Navarro-Cerrillo *et al.* (2019), les dernières vagues de dépérissement sont principalement dues aux stress hydrique et thermique enregistrés depuis les années 1970. Cette conjugaison d'événements de déficit hydrique et leur occurrence rapprochée a été fatale aux formations sylvatiques fragiles et vulnérables de ces massifs. Ce dernier épisode de dépérissement a touché de plein fouet les peuplements de cèdre du massif du Belezma, alors qu'il n'a eu qu'un impact superficiel au Chélia (Bentouati, 2008 ; Messaoudène *et al.*, 2013). Les mêmes événements xériques sont rapportés par Touchan *et al.* (2008, 2017) pour tout le Nord-Ouest africain. Dans ce contexte, ces auteurs font remarquer que cette période de sécheresse extrême qui s'est produite dans le Nord-Ouest africain entre la fin du XX^e et le début du XXI^e siècle est un événement climatique exceptionnel au cours des cinq derniers siècles. Ces mêmes périodes critiques ont été identifiées par Nouaceur et Laignel (2015) pour le littoral et les hautes plaines d'Algérie.

En effet, un tel phénomène est rarement décrit dans la littérature consultée. D'après M'hirit et Benzyane (2006), les sécheresses se produisent en moyenne tous les 11 ans, leur durée est plutôt courte, généralement d'environ un an et demi. Celles qui prévalent sur une durée plus longue sont relativement rares. Ces auteurs rapportent que la sécheresse qui a sévi de 1979 à 1984 au Maroc ne survient qu'une fois tous les quatre siècles et demi.

Les plus faibles valeurs des paramètres analysés, ET, SM, CMC et VP1, ont été enregistrées à la station de Ighzer N'Tidert, tandis que les plus élevées sont observées à la station de Oued Ahmed Chérif (tableau IV). La station de Ighzer N'Tidert semble être favorisée par son altitude élevée, son exposition (est) relativement fraîche et ombragée. Au contraire, celle de Oued Ahmed Chérif, située à une basse altitude, se présente sur une forte pente et une exposition sud, ce qui amoindrit les précipitations du nord-ouest et la soumet à un ensoleillement excessif. Les fluctuations des valeurs de ET et SM enregistrées entre les deux cédraies étudiées sont expliquées par la relative hétérogénéité des

conditions écologiques entre les stations et les deux sites d'étude. Le signal climatique intense enregistré au niveau des stations étudiées et exprimé par des CMC ($\geq 0,637$) et VP1 ($\geq 65,73$ %) élevées reflète le bon synchronisme des patrons de croissance entre les stations de chaque site d'étude, suggérant ainsi que les différences mises en exergue par les valeurs des ET sont faibles. On remarque que les sites les plus sensibles (Tuggurt et Oued Ahmed Chérif) expriment la variabilité de la croissance la plus élevée ainsi qu'une plus forte synchronisation des patrons de croissance (CMC), leur permettant ainsi d'enregistrer un meilleur signal climatique (VP1).

En dépit de la forte variabilité climatique installée dès la fin des années 1950, la longueur des chronologies du Belezma a pondéré substantiellement les valeurs de ces paramètres, notamment celui du signal climatique enregistré par les séries temporelles. Dans ce sens, Slimani *et al.* (2014) ont signalé l'effet de la longueur de la chronologie sur la force du signal climatique enregistré dans les cernes de croissance pour la cédraie de Guetiane, située à l'extrême ouest de la région des Aurès. Les auteurs mettent en évidence la tendance à l'augmentation du synchronisme entre les patrons de croissance des arbres induite par des conditions de plus en plus sèches à partir de la seconde moitié du XX^e siècle. En effet, dans la reconstruction de la précipitation d'octobre à juin à partir de la cédraie du Belezma, Kherchouche *et al.* (2013) rapportent un coefficient de détermination ajusté de l'ordre de 0,66 sur la période 1971-2009, contre un coefficient de 0,57 sur l'intervalle 1931-1970. La pondération de la force du signal climatique sur la période totale de calibration (1931-2009) a été matérialisée par un coefficient de détermination ajusté de l'ordre de 0,59.

Effectivement, en éliminant cet effet de la longueur de la série, le Belezma paraît de loin plus sensible à la variabilité climatique et affiche des valeurs de ET et SM plus élevées. Ceci est confirmé sur la figure 4, qui montre un indice de croissance du Belezma plus dispersé que celui du Chélia. En effet, l'analyse des chronologies globales des deux sites sur une période commune (1936-2009) a révélé une plus forte variabilité de l'indice de croissance du Belezma générée par un signal climatique plus intense et moins stable. Une variabilité climatique qui est caractérisée par des épisodes de déficit hydrique plus sévères et plus fréquents dans ce site. Les résultats révèlent, en effet, que les arbres sondés dans le massif du Belezma ($SM = 0,468$) étaient plus sensibles à la variabilité climatique que ceux du massif du Chélia ($SM = 0,407$). Ces valeurs sont proches de celles rapportées par Kherchouche *et al.* (2013), Slimani (2014) et Sarmoum *et al.* (2019) pour les cédraies des Aurès et de Theniet El Had. Les coefficients d'autocorrélation d'ordre 1 presque nuls (de $-0,146$ à $-0,140$) dénotent l'élimination de la rémanence des conditions antérieures de croissance persistante dans les chronologies Standard et Arstan. Ceci constitue l'un des critères principaux pour la sélection de la série standardisée à utiliser dans les analyses dendrochronologiques. Lebourgeois et Mérian (2012) considèrent ces autocorrélations basses comme propres aux biotopes soumis à un stress hydrique intense où l'effet persistance d'élaboration du cerne $t - 1$ sur le cerne t est très réduit.

Il est bien établi qu'un des effets immédiats de la contrainte hydrique pour le végétal est le ralentissement de sa croissance qui intervient avant tout changement notable de la photosynthèse. À un degré de criticité plus élevé apparaissent des phénomènes de dysfonctionnement hydraulique (cavitation et embolie) et des déficiences de réserves carbonées (Delaporte, 2015). Dans ces conditions, le caractère anisohydrique du cèdre de l'Atlas ne peut être qu'un paramètre aggravant la déshydratation et *in fine* le dépérissement (Zine El Abidine *et al.*, 2013).

Malgré leur relative proximité (60 km), les deux massifs d'étude présentent des différences dans leurs réponses à la variabilité climatique. Par son altitude prononcée, ses sols évolués et profonds de type rendzine et sa structure jardinée, le Chélia semble être relativement protégé des événements secs, sévères, longs et fréquents qu'a connus la région des Aurès. Au contraire, les populations équiennes du Belezma, avec leur âge avancé (perte de vigueur) et évoluant à des altitudes plus basses sur des sols squelettiques (lithosols), présentent des conditions plus vulnérables au phénomène de dépérissement. Dans ce contexte, Aoubouazza (2017) affirme que les rendzines, les andosols et les dolomies forment de vrais réservoirs aquifères et atténuent considérablement le phénomène de dépérissement au sein des formations à cèdre de l'Atlas. Le Houerou *et al.* (1977) constatent que sur nos sites d'étude il existe une différence importante de pluviosité entre versants exposés aux pluies et ceux en ombre pluviale. Dans ce sens, Abdessemed (1981) confirme, également, l'existence d'un déterminisme basé sur le substrat et l'exposition qui différencie les cédraies des Aurès. Meharzi (1994) constate dans le massif de l'Aurès un contraste pluviométrique très prononcé. Il note que le total des précipitations d'une station à une autre peut varier de un à quatre, et même plus sur une distance très courte. L'auteur ajoute que la répartition des pluies obéit à deux paramètres majeurs que sont l'hypsométrie et la disposition du relief. Suivant ces deux paramètres, il établit une configuration pluviométrique de la région définissant trois secteurs : un secteur humide où se situe le massif du Chélia, un secteur moyennement arrosé et un secteur sec auquel est rattaché le massif du Belezma.

Les nuances distinguant les deux massifs forestiers peuvent être déterminantes à ces latitudes où les capacités adaptatives des espèces sont mises à rude épreuve. Ces zones limites des aires biogéographiques des essences aussi nobles et exigeantes que le cèdre de l'Atlas constituent des biotopes très vulnérables où toute perturbation peut porter un préjudice majeur au maintien de ces espèces. Les dépérissements massifs des cédraies des Aurès induits par ces épisodes xériques en sont très explicites (Kherchouche *et al.*, 2013 ; Slimani, 2014).

Les AC sont plus nombreuses au sein des populations du Belezma (une moyenne de 17 AC) que de celles du Chélia (une moyenne de 11 AC). Parmi ces années remarquables, on distingue un effectif de sept AC communes (1976, 1978, 1988, 1996, 1997, 2001 et 2002) aux six populations étudiées (figure 5). Les valeurs SPI correspondant à ces années exceptionnelles à portée locale et régionale (Delwaide et Filion, 2010) expliquent leur singularité : les SPI des années

1976 et 1996 sont considérés « modérément humides », ceux des années 1997 et 2001 sont qualifiés de « modérément secs » et ceux des années 1978, 1988 et 2002 sont identifiés comme « très secs ». Kherchouche *et al.* (2013) identifient l'année 1978 comme l'année la plus sèche qui a précédé l'épisode de dépérissement observé dans les cédraies de l'Aurès. Pour Slimani (2014), l'année 1978 est le second événement le plus sec répertorié après celui de l'année 2002.

Comparativement aux chronologies maîtresses par station, les chronologies globales des deux sites d'étude enregistrent un nombre plus élevé d'AC communes (11) dont une majorité (64 %) représente des années sèches (1967, 1978, 1988, 1994, 1997, 2001 et 2002) et moins d'un tiers est représenté par des années humides (1976, 1990, 1992 et 1996). La série du Belezma est la plus impactée par ces événements critiques (figure 5). En outre, une régression sur les indices de croissance inférieurs à la moyenne a révélé une augmentation significative ($p < 0,001$) des cernes minces au cours des dernières décennies. D'après Slimani *et al.* (2014), la sécheresse augmente le synchronisme entre les patrons de croissance, car elle homogénéise les conditions écologiques entre sites. En effet, ces derniers répondent concomitamment à la variabilité des conditions mésoclimatiques (climat régional) aux dépens de la réponse au microclimat. En revanche, les conditions humides, engendrées par les précipitations et l'humidité relative (Aussenac *et al.*, 1981), permettent une meilleure expression des facteurs écologiques locaux et par conséquent un indice de croissance différemment enregistré. Les mêmes événements extrêmes sont signalés dans des études antérieures des cédraies d'Algérie et du Maroc (Kherchouche *et al.*, 2013 ; Slimani, 2014 ; Aoubouazza, 2017 ; Navarro-Cerrillo *et al.*, 2019 ; Sarmoum *et al.*, 2019 ; Moukrim *et al.*, 2020).

La relation cerne-climat, exprimée par les corrélations saisonnières, révèle un plus fort déterminisme des régresseurs climatiques (P et T) sur la croissance radiale dans le massif du Belezma (figure 6). En considérant les mois individuellement, les précipitations de l'année $t - 1$ des mois de septembre au Chélia et de septembre et octobre au Belezma agissent positivement sur la croissance radiale de l'année t . Cependant, cette corrélation est d'autant plus homogène entre les deux sites en considérant les précipitations moyennes sur des périodes plus longues (6 et 12 mois). Une ressource hydrique qui sera vraisemblablement responsable de la reconstitution des réserves en eau du sol et profitable à la reprise de la croissance à la fin de l'hiver. Ces résultats corroborent ceux rapportés dans les travaux de Kherchouche *et al.* (2013) et Slimani *et al.* (2014) pour la même région d'étude.

La pluviométrie reçue pendant les mois de janvier, février, mars, avril et mai au Belezma et durant le mois de mars au Chélia reste déterminante pour la mise en place de l'accroissement annuel. L'expression de la précipitation en tant que facteur limitant est plus importante au Belezma. En revanche, conjuguées au déficit hydrique, les hautes températures de juin affectent négativement et significativement la croissance radiale au Belezma, pouvant induire

un ralentissement voire un arrêt précoce de la croissance radiale. Elles n'ont, cependant, aucune incidence pour le Chélia qui semble être privilégié par ses caractéristiques mésologiques et la structure jardinée de ses peuplements. Ce résultat s'accorde avec ceux de Derak *et al.* (2008) qui soulignent que les cédraies saines au Maroc sont associées aux structures irrégulières et jardinées.

À l'image des peuplements de pin noir en région méditerranéenne étudiés par Sangüesa-Barreda *et al.* (2019), la cédraie du Belezma a montré une augmentation conséquente des corrélations cernes-précipitations mensuelles à partir de la seconde moitié du XX^e siècle. Cela se justifie par la tendance à la baisse de l'indice SPI et la récurrence accrue des épisodes de sécheresse au cours de cette période. Cette situation est aggravée par l'accroissement des températures moyennes annuelles depuis la fin des années 1970 (figure 3) (Farah, 2014).

Conclusion

Les résultats de cette étude basée sur une approche dendrochronologique ont montré une croissance des arbres très instable à partir de la seconde moitié du XX^e siècle. L'augmentation des événements critiques au cours des dernières décennies a engendré une forte variabilité de l'indice de croissance au sein de ces formations aurésiennes à cèdre de l'Atlas. Le degré de stress hydrique enregistré, reflété par l'augmentation significative des années caractéristiques, a permis un meilleur synchronisme des patrons de la croissance radiale et une réponse accrue des arbres au signal climatique perçu. Le déterminisme des précipitations printanières est un élément clé dans la formation du cerne annuel de croissance. Néanmoins, les précipitations automnales et hivernales jouent un rôle prépondérant dans la survie du cèdre ; elles améliorent les réserves utiles en eau du sol que le cèdre de l'Atlas utilise pendant la phase d'activité cambiale.

Les sécheresses fréquentes et l'augmentation des températures au niveau de ces limites méridionales de l'aire biogéographique du cèdre l'Atlas ont fait dériver ces cédraies vulnérables vers des points de ruptures (dépassement de la limite de résilience où le dépérissement devient inévitable) parfois irréversibles. Certains facteurs mésologiques tels qu'une altitude élevée, une exposition fraîche, un sol profond, une faible densité et une structure jardinée des peuplements (arbres de tous âges et toutes dimensions en mélange intime) s'avèrent déterminants dans l'atténuation et la compensation de l'effet stress hydrique et par conséquent du degré de dépérissement.

Le stress hydrique survenu au sein de ces formations peut être considéré comme un facteur déclenchant du phénomène de dépérissement, qui est parfois aggravé par les facteurs propres à chaque peuplement. Concernant l'effet de la densité des peuplements, il est important de préciser que dans cette étude ce paramètre n'a pas été considéré comme une variable statistique explicative de la variabilité de croissance radiale mais uniquement comme grandeur descriptive pouvant être considérée comme un des éléments de réponse à cette variabilité.

Dans le souci de la conservation du cèdre de l'Atlas, la mise en place d'opérations sylvicoles dans les cédraies dépéries est une nécessité pour réduire les contraintes de gestion de l'eau utile. Malgré les contraintes imposées par le Parc national du Belezma, qui interdisent l'exploitation des arbres, une gestion rationnelle des peuplements par des prélèvements sélectifs des arbres ne peut que contribuer à réduire les compétitions très accrues observées dans les peuplements et permettre une meilleure alimentation des réserves hydriques. De plus, dans certaines conditions, l'ouverture des peuplements âgés et fermés, par des opérations sylvicoles appropriées, facilitera la régénération naturelle et permettra l'installation d'une structure irrégulière très recommandée dans ces cédraies perturbées.

Remerciements

Nos remerciements s'adressent à M. Frédéric Guibal pour son chaleureux accueil au sein du laboratoire de dendrochronologie de l'Institut méditerranéen de biodiversité et d'écologie marine et continentale, Aix-en-Provence, France. Nous remercions également les personnels de la circonscription des forêts de Bouhmama (Khenchela) et du Parc national du Belezma (Batna) pour leurs aides précieuses accordées durant la réalisation de ce travail. Un hommage particulier est rendu, ici, à feu Dr Mahand Messaoudène, un des pionniers de la dendrochronologie algérienne, initiateur de ce travail de recherche.

Références

Abdessemed K., 1981. Le cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) dans les massifs de l'Aurès et du Belezma. Étude phytosociologique, problèmes de conservation et d'aménagement. Thèse de docteur ingénieur, Université d'Aix-Marseille III, France, 119 p. https://bibliotheques.mnhn.fr/medias/detailstatic.aspx?INSTANCE=EXPLOITATION&RSC_BASE=HORIZON&RSC_DOCID=468576

Allen C. D., Macalady A. K., Chenchouni H., Bachelet D., McDowell N., Vennetier M., *et al.*, 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, 259 (4): 660-684. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.001>

Alileche A., 2012. Étude du dépérissement du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) dans la cédraie des Aurès. Mémoire magistère, Université des sciences et de la technologie Houari Boumediène, Alger, Algérie, 90 p. <https://repository.usthb.dz/handle/123456789/2921>

Aoubouazza M., 2017. Influence des propriétés hydrodynamiques du sol sur la sensibilité au dépérissement du Cèdre dans le Causse moyen-atlasique central marocain. *Revue Marocaine des Sciences Agronomiques et Vétérinaires*, 5 (3) : 293-303. https://www.agrimaroc.org/index.php/Actes_IAPH2/article/view/505

Aussenac G., Granier A., Gross P., 1981. Étude de la croissance en hauteur du Cèdre (*Cedrus atlantica* Manetti). Utilisation d'un appareillage de mesure automatique. *Annales des Sciences Forestières*, 38 (3) : 301-316. <https://doi.org/10.1051/forest:19810301>

Bentouati A., 2008. La situation du cèdre de l'Atlas en Algérie. *Forêt Méditerranéenne*, 29 (2) : 203-208. <http://www.foret-mediterranee.org/fr/catalogue/id-1108-la-situation-du-cedre-de-l-atlas-en-algerie>

Cuccia C., 2013. Impacts du changement climatique sur la phénologie du Pinot noir en Bourgogne. Thèse de doctorat en géographie, Université de Bourgogne, France, 321 p. <https://www.theses.fr/2013DJ105094>

Cook E. R., 1985. A time series analysis approach to tree ring standardization. PhD dissertation, University of Arizona, Department of Geosciences, USA, 36 p. <https://www.st-andrews.ac.uk/~rjsw/PalaeoPDFs/Cook1985-Chapter%202.pdf>

Cook E. R., Briffa K. R., Meko D. M., Graybill D. A., Funkhouser G., 1995. The 'segment length curse' in long tree-ring chronology development for palaeoclimatic studies. *The Holocene*, 5 (2): 229-237. <https://doi.org/10.1177/095968369500500211>

Delaporte A., 2015. Vers une compréhension fonctionnelle des dépérissements forestiers : étude du cas du hêtre (*Fagus sylvatica* L.) en forêt de Fontainebleau. Thèse de doctorat, Université Paris-Sud, France, 150 p. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01216464/document>

Delwaide A., Filion L., 2010. Échantillonnage et datation dendrochronologique. In : Filion L., Payette S. (éds). *La dendroécologie : Principes, méthodes et applications*. Québec, Canada, Presses de l'Université Laval, 167-197. https://www.researchgate.net/publication/285772202_Echantillonnage_et_datation_dendrochronologique

Demarteau M., François L., Cheddadi R., Roche E., 2007. Réponses de *Cedrus atlantica* aux changements climatiques passés et futurs. *Revue Internationale de Géologie, de Géographie et d'Écologie Tropicales*, 31 : 105-146. <http://hdl.handle.net/2268/115919>

Derak M., M'hirit O., Mouflih B., Et-Tobi M., 2008. Influence de la densité et du type de peuplement sur le dépérissement du Cèdre à Sidi M'Guild (Moyen Atlas marocain). *Forêt Méditerranéenne*, 29 (1) : 23-32. <http://hdl.handle.net/2042/39042>

Farah A. K., 2014. Changement climatique ou variabilité climatique dans l'Est algérien. Mémoire de magistère, Université de Constantine, Algérie, 127 p. <http://www.secheresse.info/spip.php?article80242>

Fritts H., 1976. *Tree rings and climate*. London, United Kingdom, Academic Press, 534 p. <https://www.elsevier.com/books/tree-rings-and-climate/fritts/978-0-12-268450-0>

Harfouche A., Nedjahi A., 2003. Prospections écologiques et sylvicoles dans les cédraies du Belezma et de l'Aurès à la recherche de peuplements semenciers et d'arbres plus. *Revue Forestière Française*, 55 (2) : 113-122. <https://doi.org/10.4267/2042/5162>

Harris I., Jones P. D., Osborn T. J., Lister D. H., 2014. Updated high-resolution grids of monthly climatic observations – the CRU TS3.10 Dataset. *International Journal of Climatology*, 34: 623-642. <https://doi.org/10.1002/joc.3711>

Hirce A., Boughani A., Salamani M., 2007. Évolution de la pluviosité annuelle dans quelques stations arides algériennes. *Science et changements planétaires / Sécheresse*, 18 (4) : 314-320. <https://www.jle.com/10.1684/sec.2007.0099>

Holmes R. L., 1983. Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement. *Treering Bulletin*, 43: 51-67. https://www.ltrr.arizona.edu/~ellisqm/outgoing/dendroecology2014/readings/Holmes_1983.pdf

Jacq V., 2008. Les modèles de prévision climatique en région méditerranéenne. *Forêt Méditerranéenne*, 29 (2) : 107-112. <http://pascalfrancis.inist.fr/vibad/index.php?action=getRecordDetail&idt=20657343>

Kherchouche D., Kalla M., Gutierrez E., Briki A., Hamchi A., 2013. La sécheresse et le dépérissement du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) dans le massif du Belezma (Algérie). *Science et changements planétaires / Sécheresse*, 24 (2) : 129-137. <http://doi.org/10.1684/sec.2013.0384>

Lapie G., 1909. Étude phytogéographique de la Kabylie du Djurjura. Thèse de doctorat, Université de Paris, France, 156 p. <https://ia600306.us.archive.org/2/items/etudephytogog00lapi/etudephytogog00lapi.pdf>

Le Houerou H., Claudin J., Pouget J., 1977. Étude bioclimatique des steppes algériennes. *Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de l'Afrique du Nord*, Alger, 68 (34) : 33-74. http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers09-04/29910.pdf

Lebourgeois F., Mérian P., 2012. Principes et méthodes de la dendrochronologie. *AgroParisTech, ENGREF*, 85 p. <https://hal.archives-ouvertes.fr/cel-01627048>

M'hirit O., Benzyane M., 2006. *Le Cèdre de l'Atlas : Mémoire du temps*. Sprimont, Belgique, Mardaga, Casablanca, Maroc, La croisée des chemins, 288 p. https://books.google.dz/books?id=6wFPkWjOPTeC&pg=PA3&hl=fr&source=gbs_selected_pages&cad=3#v=onepage&q&f=false

McKee T. B., Doesken N. J., Kleist J., 1993. The relationship of drought frequency and duration to time scales. Proceedings of the 8th Conference on Applied Climatology. Boston, USA, American Meteorological Society, 17, 179-183. <https://climate.colostate.edu/pdfs/relationshipof-droughtfrequency.pdf>

Meharzi M. K., 1994. Le rôle de l'orographie dans la répartition spatiale des précipitations dans le massif de l'Aurès. Méditerranée, 3 (4) : 73-78. https://www.persee.fr/doc/medit_0025-8296_1994_num_80_3_2861

Meko D., Touchan R., Anchukaitis K., 2011. Seascorr: A MATLAB program for identifying the seasonal climate signal in an annual tree-ring time series. Computers & Geosciences, 37 (9): 1234-1241. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2011.01.013>

Messaoudène M., Rabhi K., Megdoud A., Sarmoum M., Dahmani-Megrerouche M., 2013. État des lieux et perspectives des cédraines algériennes. Forêt Méditerranéenne, 34 (4) : 1-8. <http://hdl.handle.net/2042/53617>

Moukrim S., Lahssini S., Rifai N., Menzou K., Mharzi-Alaoui H., Labbaci A., et al., 2020. Modélisation de la distribution potentielle de *Cedrus atlantica* Manetti au Maroc et impacts du changement climatique. Bois et Forêts des Tropiques, 344 (2) : 3-16. <https://doi.org/10.19182/bft2020.344.a31888>

Navarro-Cerrillo R. M., Sarmoum M., Gazol A., Abdoun F., Camarero J. J., 2019. The decline of Algerian *Cedrus atlantica* forests is driven by a climate shift towards drier conditions. Dendrochronologia, 55: 60-70. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2019.04.003>

Neuwirth B., Schweingruber F. H., Winiger M., 2007. Spatial pattern of central European pointer years from 1901 to 1971. Dendrochronologia, 24 (2-3): 79-89. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2006.05.004>

Nouaceur Z., Laignel B., 2015. Caractérisation des événements pluviométriques extrêmes sur la rive Sud du bassin méditerranéen : études du cas du « quart Nord-Est algérien ». Actes du XXVIII^e Colloque de l'Association internationale de climatologie, Liège, 573-578. http://www.climato.be/aic/colloques/actes/ACTES_AIC2015/5%20Variabilites%20et%20aleas%20climatiques/093-NOUACEUR-573-578.pdf

Quézel P., 1998. Cèdres et cédraines du pourtour méditerranéen : signification bioclimatique et phytogéographique. Forêt Méditerranéenne, 19 (3) : 243-260. <http://www.foret-mediterranee.org/fr/catalogue/id-721-cedres-et-cedraies-du-pourtour-mediterranee-signification-bioclimatique-et-phytogeographique>

Quézel P., Médail F., 2003. Écologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen. Paris, France, Elsevier, 575 p. <https://www.lavoisier.fr/livre/environnement/ecologie-et-biogeographie-des-forets-du-bassin-mediterraneen/quezel/descriptif-9782842994518>

Sangüesa-Barreda G., Camarero J. J., Sánchez-Salguero R., Gutiérrez E., Linares J. C., Génova M., et al., 2019. Droughts and climate warming desynchronize Black pine growth across the Mediterranean Basin. Science of The Total Environment, 697, 13 p. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133989>

Sarmoum M., Navarro-Cerrillo R., Guibal F., 2019. Bilan actuel et rétrospectif du dépérissement du cèdre de l'Atlas dans le Parc national de Theniet El Had (Algérie). Bois et Forêts des Tropiques, 342 (4) : 29-40. <https://doi.org/10.19182/bft2019.342.a31636>

Sbajdji M., El Hadi O., Haddad A., Kadik B., Lambs L., 2009. Cedar tree growth (*Cedrus atlantica* Manetti) in Chréa National Park, Algeria, and the influence of defoliation by the pine processionary caterpillar (*Thaumetopoea pityocampa* Schiff.). Revue d'Écologie (La Terre et la Vie), 64 : 323-332. <http://hdl.handle.net/2042/55794>

Sbajdji M., Lambs L., Haddad A., Kadik B., 2015. Effect of periodic defoliations by *Thaumetopoea pityocampa* Schiff. on radial growth in cedar woodland in Chréa, Algeria. Revue d'Écologie (La Terre et la Vie), 70: 371-386. <http://hdl.handle.net/2042/56930>

Schweingruber F. H., Eckstein D., Serre-Bachet F., Bräker O. U., 1990. Identification, presentation and interpretation of event years and pointer years in dendrochronology. Dendrochronologia, 8: 9-38. <https://www.naturfagsenteret.no/c1761334/binfil/download2.php?tid=1856970>

Slimani S., 2014. Reconstitutions dendrochronologiques du climat et de l'histoire des incendies dans les régions des Aurès et de Kabylie, nord de l'Algérie. Thèse de doctorat, Université Mouloud Mammeri, Tizi-Ouzou, Algérie, 171 p. https://virelex.ummto.dz/bitstream/handle/ummto/1575/Th%c3%a8se_S.%20Slimani_2014.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Slimani S., Derridj A., Gutierrez E., 2014. Ecological response of *Cedrus atlantica* to climate variability in the Massif of Guetiane (Algeria). Forest Systems, 23 (3): 448-460. <http://dx.doi.org/10.5424/fs/2014233-05175>

Stokes M. A., Smiley T. L., 1996. An introduction to tree-ring dating. Tucson, AZ, USA, University of Arizona Press, 73 p. <https://uapress.arizona.edu/book/an-introduction-to-tree-ring-dating>

Touchan R., Anchukaitis K. J., Meko D. M., Attalah S., Baisan C., Aloui A., 2008. Long term context for recent drought in northwestern Africa. Geophysical Research Letters, 35 (13), 5 p. <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1029/2008GL034264>

Touchan R., Anchukaitis K. J., Meko D. M., Kerchouche D., Slimani S., Ilmen R., et al., 2017. Climate controls on tree growth in the Western Mediterranean. The Holocene, 27: 1429-1442. <https://doi.org/10.1177/0959683617693901>

Véla E., Benhouhou S., 2007. Évaluation d'un nouveau point chaud de biodiversité végétale dans le Bassin méditerranéen (Afrique du Nord). Comptes Rendus Biologies, 330 (8) : 589-605. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2007.04.006>

Zine El Abidine A., Lamhamedi M. S., Taoufik A., 2013. Relations hydriques des arbres sains et dépérissants de *Cedrus atlantica* M. au Moyen Atlas Tabulaire au Maroc. Revue Internationale de Géologie, de Géographie et d'Écologie Tropicales, 37 (2) : 157-176. <https://mffp.gouv.qc.ca/documents/forets/connaissances/recherche/Geo-Eco-Trop-37-2-157-176.pdf>

Tafer et al. – Contribution des auteurs

Rôle du contributeur	Noms des auteurs
Conceptualisation	M. Tafer, M. Messaoudène
Gestion des données	M. Tafer
Analyse formelle	M. Tafer, S. Slimani, D. Kherchouche
Acquisition du financement	M. Tafer
Enquête et investigation	M. Tafer
Méthodologie	M. Tafer
Gestion de projet	M. Tafer, F. Bekdouche
Ressources	M. Tafer, D. Kherchouche
Logiciels	M. Tafer, S. Slimani, D. Kherchouche
Supervision	M. Tafer, F. Bekdouche
Validation	M. Tafer, F. Bekdouche, S. Slimani, D. Kherchouche
Visualisation	M. Tafer, F. Bekdouche, S. Slimani, D. Kherchouche
Écriture – Préparation de l'ébauche originale	M. Tafer, S. Slimani
Écriture – Révision et édition	M. Tafer, F. Bekdouche, S. Slimani, D. Kherchouche

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

Durabilité naturelle et composition en extractibles du bois de *Juniperus oxycedrus* subsp. *oxycedrus* du Nord-Ouest de l'Algérie

Djilali OUAAR¹
Aïcha MEGHERBI BENALI¹
Fawzia TOUMI BENALI¹
Marie-France THÉVENON^{2,3}
Kévin CANDELIER^{2,3}
Luc PIGNOLET^{2,3}
Jean GÉRARD^{2,3}

¹ Université Djilali Liabes
LR Écodéveloppement des espaces (Ecodev)
Sidi Bel Abbès
Algérie

² Cirad
UPR BioWooEB
34398 Montpellier
France

³ BioWooEB
Univ Montpellier
Cirad
Montpellier
France

**Auteur correspondant /
Corresponding author:**
Jean Gérard - jean.gerard@cirad.fr



Photo 1.

Aspect général d'un genévrier oxycède (*Juniperus oxycedrus* subsp. *oxycedrus*) aux environs de Sidi Bel Abbès, dans la station de Moulay Slissen.
*General aspect of a juniper (*Juniperus oxycedrus* subsp. *oxycedrus*) in the proximity of Sidi Bel Abbès, in the station of Moulay Slissen.*
Photo D. Ouaar.

Doi : 10.19182/bft2021.350.a36837 – Droit d'auteur © 2021, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 4 janvier 2021 ; date d'acceptation : 17 août 2021 ; date de publication : 1er décembre 2021.



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

Citer l'article / To cite the article

Ouaar D., Megherbi Benali A., Toumi Benali F., Thévenon M.-F., Candelier K., Pignolet L., Gérard J., 2021. 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.
Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2021.350.a36837>

RÉSUMÉ

Durabilité naturelle et composition en extractibles du bois de *Juniperus oxycedrus* subsp. *oxycedrus* du Nord-Ouest de l'Algérie

Les bois de *Juniperus oxycedrus* subsp. *oxycedrus* étudiés sont issus de deux provenances du Nord-Ouest algérien aux conditions climatiques et édaphiques différentes (régions de Sidi Bel Abbès et de Tiaret). Les extractibles et les polyphénols totaux du duramen ont été quantifiés et caractérisés. La durabilité naturelle du duramen a été évaluée vis-à-vis de deux champignons de pourriture brune (*Rhodonia placenta* et *Coniophora puteana*) et de termites (*Reticulitermes flavipes*). Les taux d'extractibles les plus élevés sont ceux obtenus pour les bois de Sidi Bel Abbès. L'extraction au mélange toluène-éthanol a permis d'obtenir des taux plus élevés que l'extraction à l'eau, respectivement 14,17 % et 1,35 % pour les bois de Sidi Bel Abbès contre 9,84 % et 1,19 % pour ceux de Tiaret. Les analyses par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (GC/MS) montrent que les familles chimiques majoritairement identifiées dans les extraits aqueux sont les sesquiterpénoïdes, les acides gras et les stérols. Dans les extraits au toluène-éthanol, les sesquiterpènes et les sesquiterpénoïdes sont les composés majeurs. La composition en sesquiterpènes et sesquiterpénoïdes est différente en fonction de la provenance des bois, mais reste très similaire quantitativement. La teneur en polyphénols totaux des extraits au méthanol de la provenance Sidi Bel Abbès est supérieure à celle de Tiaret. Aucune différence significative n'est observée entre les deux provenances pour la durabilité naturelle vis-à-vis de *C. puteana*. En revanche, la résistance à *R. placenta* est significativement plus élevée pour la provenance Sidi Bel Abbès. Pour les deux provenances, le bois de *J. oxycedrus* subsp. *oxycedrus* est très durable vis-à-vis des champignons de pourriture. Il est aussi répulsif et résistant aux attaques de termites. Une analyse ciblée des relations entre la composition chimique et la durabilité naturelle permettra de mettre en évidence la nature et ou des constituants responsables de la durabilité naturelle du bois de *J. oxycedrus* subsp. *oxycedrus*, tant vis-à-vis des champignons lignivores que des termites.

Mots-clés : *Juniperus oxycedrus*, durabilité naturelle, extractibles, duramen, termites, Algérie nord-occidentale.

ABSTRACT

Natural resistance and extractives of *Juniperus oxycedrus* subsp. *oxycedrus* wood from north-western Algeria

The wood samples of *Juniperus oxycedrus* subsp. *oxycedrus* studied were obtained from two provenances in north-western Algeria characterised by different climatic and edaphic conditions (Sidi Bel Abbès and Tiaret regions). The extractive compounds and total polyphenols of the heartwood were quantified and characterised. This study assessed the natural resistance of the heartwood to two brown rot fungi (*Rhodonia placenta* and *Coniophora puteana*) and to termites (*Reticulitermes flavipes*). The highest extractive rates were obtained for the wood from Sidi Bel Abbès. Extraction with a toluene-ethanol mixture produced higher rates than extraction with water, respectively 14.17% and 1.35% for the wood samples from Sidi Bel Abbès as against 9.84% and 1.19% for the samples from Tiaret. Gas chromatography/mass spectrometry (GC/MS) analyses showed that the majority of the chemical families identified in the aqueous extracts are sesquiterpenoids, fatty acids and sterols. The main compounds in the toluene-ethanol extracts were sesquiterpenes and sesquiterpenoids. The composition of the sesquiterpenes and sesquiterpenoids differs according to the origin of the wood, but remains quantitatively very similar. The total polyphenol content of the methanol extracts from Sidi Bel Abbès is higher than in those from Tiaret. No significant difference in natural durability against *C. puteana* was observed between the two provenances. However, resistance to *R. placenta* was significantly higher in the Sidi Bel Abbès provenance. For both provenances, the wood of *J. oxycedrus* subsp. *oxycedrus* is highly resistant to decay fungi and also repellent and resistant to termite attacks. A targeted analysis of the relationships between chemical composition and natural durability should reveal the nature of the constituent(s) responsible for the natural resistance of *J. oxycedrus* subsp. *oxycedrus* wood to both lignivorous fungi and termites.

Keywords: *Juniperus oxycedrus*, natural resistance, extractives, duramen, termites, north-western Algeria.

RESUMEN

Durabilidad natural y composición extractiva de la madera de *Juniperus oxycedrus* subsp. *oxycedrus* del noroeste de Argelia

La madera de *Juniperus oxycedrus* subsp. *oxycedrus* estudiada procedía de dos zonas del noroeste de Argelia con condiciones climáticas y edáficas diferentes (regiones de Sidi Bel Abbès y Tiaret). Se cuantificaron y caracterizaron los extractos y los polifenoles totales del duramen. Se evaluó la durabilidad natural del duramen frente a dos hongos de pudrición marrón (*Rhodonia placenta* y *Coniophora puteana*) y frente a las termitas (*Reticulitermes flavipes*). Las tasas de extractos más altas se obtuvieron para la madera de Sidi Bel Abbès. La extracción con una mezcla de tolueno y etanol produjo niveles más elevados que la extracción con agua, respectivamente del 14,17 % y del 1,35 % para la madera de Sidi Bel Abbès y del 9,84 % y 1,19 % para la madera de Tiaret. Los análisis mediante cromatografía de gases combinada con espectrometría de masas (CG/EM) muestran que las familias químicas identificadas en los extractos acuosos son principalmente sesquiterpenoides, ácidos grasos y esteroides. En los extractos de tolueno-etanol, los sesquiterpenos y los sesquiterpenoides son los compuestos principales. La composición de sesquiterpenos y sesquiterpenoides difiere según el origen de la madera, pero es cuantitativamente muy similar. El contenido total de polifenoles de los extractos con metanol provenientes de Sidi Bel Abbès es mayor que en los provenientes de Tiaret. No se observaron diferencias significativas entre las dos procedencias en cuanto a la durabilidad natural frente a *C. puteana*. Por el contrario, la resistencia a *R. placenta* fue significativamente mayor para la madera originaria de Sidi Bel Abbès. En ambas procedencias, la madera de *J. oxycedrus* subsp. *oxycedrus* es muy resistente a los hongos de la podredumbre. También es repelente y resistente al ataque de las termitas. Un análisis específico de las relaciones entre la composición química y la durabilidad natural revelará la naturaleza de los constituyentes responsables de la durabilidad natural de la madera de *J. oxycedrus* subsp. *oxycedrus*, tanto ante los hongos lignívoros como ante las termitas.

Palabras clave: *Juniperus oxycedrus*, durabilidad natural, extractos, duramen, termitas, noroeste de Argelia.

Introduction

La forêt algérienne, partie intégrante de la région méditerranéenne, présente des richesses naturelles importantes mais souvent sous-valorisées. Parmi les espèces forestières présentes dans le pays, le genévrier oxycèdre ou cade (*Juniperus oxycedrus*, famille des Cupressaceae), espèce typique et endémique de la région méditerranéenne, représente un élément pionnier très dynamique, notamment en milieu forestier dégradé. Cette essence a la capacité de pouvoir se développer de manière très locale sous des bioclimats semi-arides, en résistant à la sécheresse, en étant peu exigeante, et en étant plastique quant à la nature et la fertilité des sols.

Klimko *et al.* (2007) ont subdivisé *Juniperus oxycedrus* en quatre sous-espèces : subsp. *oxycedrus*, subsp. *macrocarpa* (Sibth. & Sm.) Ball, subsp. *badia* (H. Gay) Debeaux, subsp. *trastagana* (Franco). Parmi ces quatre sous-espèces, *Juniperus oxycedrus* subsp. *oxycedrus* (photo 1) est l'espèce la plus abondante en Algérie (Chaouche *et al.*, 2015). Durant ces quinze dernières années, plusieurs travaux de recherche ont été conduits sur *Juniperus oxycedrus*, notamment en Algérie. Ces études ont porté sur des sujets variés tels que les variations morphologiques des populations (Klimko *et al.*, 2007 ; Hafsi *et al.*, 2017) ou l'activité des composés phénoliques présents dans l'écorce des racines (Chaouche *et al.*, 2015). Elles sont cependant principalement axées sur l'obtention, la composition et l'activité, d'une part, de l'huile de cade obtenue par distillation du bois, cette huile étant très utilisée en médecine vétérinaire, en dermatologie et en médecine traditionnelle (Quézel et Gast, 1998 ; Loizzo *et al.*, 2007 ; Julin, 2008 ; Abdellah *et al.*, 2018 ; Al-Snafi, 2018), et, d'autre part, des huiles essentielles issues des feuilles, des baies, des cônes ou des écorces (Marongiu *et al.*, 2003 ; Dob *et al.*, 2006 ; Medini *et al.*, 2013 ; Hayta et Bagci, 2014 ; Al-Snafi, 2018).

Les études sur le bois de *Juniperus oxycedrus* ont donc essentiellement porté sur la composition et l'activité biologique des huiles essentielles alors que les connaissances sur son bois en tant que matériau sont parcelaires et peu documentées. En outre, ce bois est qualifié de résistant ou durable sans qu'aucune référence solide ne soit associée à cette constatation (Uçar et Balaban, 2002 ; Balaban *et al.*, 2003 ; Julin, 2008).

La durabilité naturelle du bois correspond à sa résistance intrinsèque aux attaques d'agents biologiques de détérioration, sans traitement chimique ou physique de préservation (Dulbecco et Luro, 2001).

Cette caractéristique est généralement associée à la teneur et à la composition chimique des extractibles présents naturellement dans le bois (Taylor *et al.*, 2006), sachant que les classes de durabilité concernent uniquement le duramen, l'aboyer étant toujours considéré comme non durable (EN 350, 2016 ; Fouquet, 2009).

Nos recherches répondent à deux objectifs : évaluer la durabilité naturelle du duramen de *Juniperus oxycedrus* subsp. *oxycedrus* vis-à-vis de deux espèces de champignons de pourriture brune (*Rhodonía placenta* et *Coniophora puteana*) et d'une espèce de termites (*Reticulitermes flavipes*) ; caractériser et quantifier les fractions extractibles et les polyphénols totaux de ces bois.

La durabilité naturelle évaluée sera mise en corrélation avec la composition chimique de ces bois. Ces résultats s'inscrivent dans une étude de valorisation multifactorielle du bois de *J. oxycedrus* subsp. *oxycedrus*, cupressacée de l'Ouest algérien, dont les usages locaux vont du bois matériau à la pharmacopée traditionnelle

Matériel et méthodes

Origines des bois

L'étude a été réalisée sur des échantillons de bois prélevés sur deux arbres de même âge (environ 130 ans) issus de deux provenances du Nord-Ouest algérien, différentes de par leurs caractéristiques bioclimatiques : station de Moulay Slissen dans la région de Sidi bel Abbès et station de Medroussa dans la région de Tiaret (figure 1). Le choix de ces deux provenances a pour finalité d'évaluer l'influence des conditions de croissance locales sur la composition en

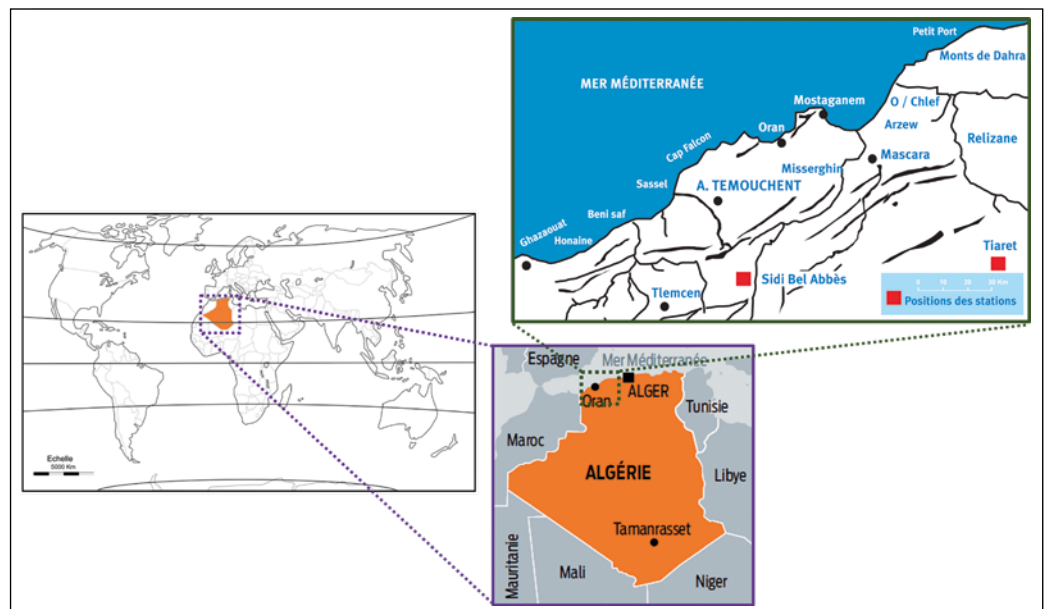
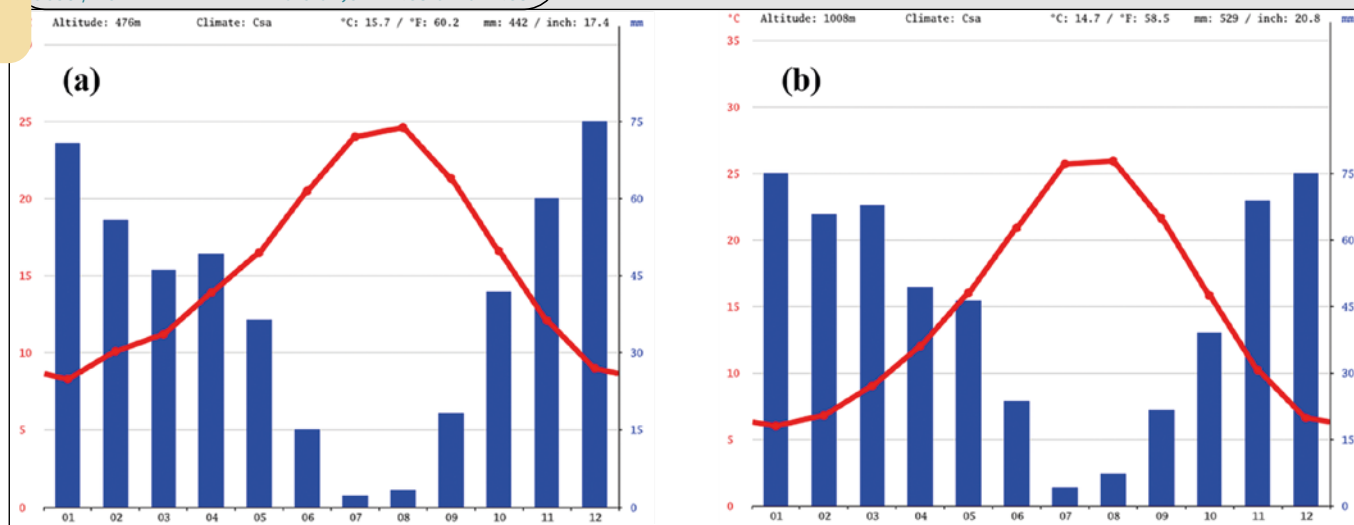


Figure 1. Localisation des deux régions de prélèvement des échantillons de *Juniperus oxycedrus* dans le Nord-Ouest de l'Algérie (Boudouaya *et al.*, 2015).
Location of the two sampling regions of Juniperus oxycedrus in Northwest Algeria (Boudouaya et al., 2015).

**Figure 2.**

Diagrammes ombrothermiques de la région de Sidi Bel Abbès (a) et de la région de Tiaret (b) sur la période 1982-2012 (source : <https://fr.climate-data.org>). En rouge la température, en bleu les précipitations.

Umbrothermal diagrams of the Sidi Bel Abbès region (a) and the Tiaret region (b) over the period 1982-2012 (source : <https://fr.climate-data.org>). In red the temperature, in blue the precipitation.

extractibles et la durabilité naturelle du bois. Ces deux provenances correspondent en effet à des conditions écologiques différentes (altitude, climat et nature du sol) qui impactent la croissance des arbres.

La région de Sidi Bel Abbès (35°12'0" N ; 0°38'29" W), située à une altitude de 600 m, est caractérisée par un climat méditerranéen. Elle appartient à l'étage bioclimatique semi-aride à tendance continentale avec des hivers humides et froids, des étés secs et chauds, et des saisons intermédiaires courtes (Bennabi *et al.*, 2012). Sidi Bel Abbès affiche une température annuelle moyenne de 15,7 °C (moyenne minimum de 8,3 °C en janvier et moyenne maximum de 24,6 °C en août). Sur l'année, la précipitation moyenne est de 442 mm, avec une amplitude de 68 mm entre le mois le plus sec et le mois le plus humide (figure 2a).

La région de Tiaret (35°22'2,478" N ; 1°19'19,315" E), située à une altitude de 1 000 m, est caractérisée par un climat du type méditerranéen. Elle appartient à l'étage bioclimatique semi-aride inférieur, avec des hivers rigoureux et des étés chauds et secs (Achir et Hellal, 2016). Tiaret affiche une température annuelle moyenne de 14,7 °C (moyenne minimum de 6,0 °C en janvier et moyenne maximum de 25,9 °C en août). Sur l'année, la précipitation moyenne est de 529 mm, avec une moyenne minimum de 4 mm en juillet et une moyenne maximum de 73 mm en janvier (figure 2b).

Des analyses physico-chimiques (texture, conductivité électrique, pH, calcaire total, calcaire actif et matière organique) réalisées selon les méthodes décrites par Aubert (1978) ont mis en évidence des différences entre les natures des sols des deux stations étudiées. Le sol de la station de Moulay Slissen (région de Sidi Bel Abbès) est caractérisé par une texture de type limono-sableux, peu calcaire, non salé, pauvre en matière organique, avec un pH légèrement alcalin. Le sol de la station de Medroussa (région de Tiaret) est caractérisé par une texture de type limoneux, caillouteux, fortement calcaire, non salé, très pauvre en matière organique et avec un pH légèrement alcalin. Les conditions édaphiques

de croissance de *Juniperus oxycedrus* sont donc moins favorables sur la station de Medroussa.

Dans la station de Moulay Slissen, l'essence principale est le pin d'Alep (*Pinus halepensis*), *Juniperus oxycedrus* étant considéré comme une essence secondaire. La strate herbacée est dominée par l'alfa (*Stipa tenacissima*). La station de Medroussa est caractérisée par la présence de *Juniperus oxycedrus* avec quelques sujets de chêne kermès (*Quercus coccifera*). Cette formation à dominance arbustive est représentée par le pistachier lentisque (*Pistacia lentiscus*) et le filaire à feuilles étroites (*Phillyrea angustifolia*). La strate herbacée est composée essentiellement de ciste épineux (*Calycotome intermedia*) et de romarin (*Rosmarinus officinalis*).

Le choix s'est porté sur des arbres non fourchus, bienvenants, aux troncs sans défaut avec un diamètre compris entre 12 et 21 cm (arbres considérés comme matures) et d'une hauteur comprise entre 2,70 et 4 m.

Échantillonnage

Dans chacune des deux régions, les arbres sélectionnés ont été abattus à 40 cm au-dessus du sol pour faciliter l'abatage manuel. Des tronçons de 30 à 80 cm ont été débités pour les expérimentations. Dans chaque arbre ont été prélevées 100 éprouvettes de duramen, réparties en plusieurs points de prélèvement, de dimensions 25 mm x 10 mm x 5 mm (selon les directions longitudinale (L), radiale (R) et tangentielle (T)). Parmi ces 100 éprouvettes, 70 ont été sélectionnées pour les essais fongiques et 10 pour les essais de résistance vis-à-vis des termites. Le reste des échantillons a été broyé puis tamisé (broyeur RETSCH SM200), avec une granulométrie comprise entre 0,2 et 0,5 mm pour la détermination des fractions extractibles, et une granulométrie comprise entre 750 et 800 µm pour le dosage des polyphénols totaux. Avant chaque protocole d'essais, les échantillons (éprouvettes et poudres) ont été stockés et conditionnés en enceinte climatique, à 20 ± 2 °C et 65 ± 5 % d'humidité relative (HR).

Extraction et caractérisation des fractions extractibles

Les échantillons sous forme de poudres ont été séchés en étuve à 103 ± 2 °C jusqu'à stabilisation de leur masse (m_1). La procédure suivie est similaire à celle de Rowell *et al.* (2005). Trois réplicats des poudres de bois ont subi une extraction au Soxhlet à l'eau distillée (9 h, solvants de qualité technique, Carlo Erba Reagents Val-de-Reuil, France) puis avec une solution toluène/éthanol (2:1, v/v, 9 h) (Carlo Erba Reagents – Val-de-Reuil, France). Après chacune des extractions, les échantillons sont séchés à 103 ± 2 °C pendant 48 h, puis pesés (m_2 après extraction à l'eau ; m_3 après extraction toluène/éthanol). En parallèle, les extraits récupérés sont concentrés par évaporation à sec à l'aide d'un évaporateur rotatif (Rotavapor R-200 Büchi, Suisse : 40 °C – 7,2 MPa pour les extraits à l'eau ; 40 °C – 9,5 MPa pour les extraits toluène/éthanol).

Les taux d'extractibles sont déterminés par les formules suivantes :

$$\text{Ext.}_{\text{eau}} (\%) = \frac{m_1 - m_2}{m_1} \times 100 \quad (\text{équation 1})$$

$$\text{Ext.}_{\text{tol/eth}} (\%) = \frac{m_2 - m_3}{m_2} \times 100 \quad (\text{équation 2})$$

avec :

- Ext._{eau} : taux d'extraits à l'eau en %, sur base anhydre ;
- $\text{Ext.}_{\text{tol/eth}}$: taux d'extraits à la solution toluène/éthanol (2:1, v/v) en %, sur base anhydre ;
- m_1 : masse anhydre initiale en grammes ;
- m_2 : masse anhydre après extraction à l'eau en grammes ;
- m_3 : masse anhydre après extraction à la solution toluène/éthanol en grammes ;

Les compositions chimiques des différentes fractions d'extractibles ainsi récupérées ont été analysées par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (GC/MS).

Ces analyses ont été réalisées sur un chromatographe en phase gazeuse TRACE™ 1300 (Thermo) équipé d'une colonne TG5-MS (5% phenyl methyl siloxane) 30 m x 0,25 mm i.d., épaisseur de film 0,25 µm (Thermo).

Le spectromètre couplé à la chaîne chromatographique est un DSQII (Thermo) équipé d'une source EI à 70 eV. Le spectre de masse est enregistré entre 50 et 650 Da (m/z unité équivalente). Les injections sont effectuées en mode split 1/350. Les extraits ne sont pas dérivés avant injection.

Les caractéristiques de l'analyse sont les suivantes :

- volume injecté, 1 µl ;
- gaz porteur, hélium, avec un débit linéaire de 1,2 ml/min.

L'identification des composés a été réalisée par comparaison de leur spectre de masse avec ceux de la bibliothèque (NIST2017 v2.3 / Xcalibur data system) associée à l'équipement.

Extraction et dosage des polyphénols totaux

Extraction des polyphénols totaux

L'extraction a été réalisée selon le protocole de Boizot et Charpentier (2006) avec quelques modifications. Pour chaque arbre, une quantité de 50 mg de duramen broyé (granulométrie 750-800 µm) est mélangée avec soit 1,8 ml de solution de méthanol (qualité analytique) concentré à 80 % (Carlo Erba – Val-de-Reuil, France), soit 1,8 ml de solution d'acétone (qualité analytique) concentré à 80 % (Carlo Erba – Val-de-Reuil, France), dans un tube Eppendorf 2 ml. Ensuite, les mélanges sont placés dans un bain à ultrasons et laissés à soniquer pendant une heure, tout en étant secoués toutes les dix minutes. Ensuite, les tubes sont laissés à macérer pendant une heure à 4 °C à l'aide d'un agitateur rotatif (20 rpm). Après centrifugation, le surnageant contenant les polyphénols est récupéré à l'aide d'une pipette équipée d'un cône à filtre à charbon actif, puis placé dans un tube à hémolyse.

Une seconde extraction identique sur le culot est réalisée pour extraire des polyphénols supplémentaires. Les surnageants de ces deux extractions successives sont recueillis dans le même tube à hémolyse. Un volume de 500 µl de surnageant est ainsi récolté, puis évaporé à sec pendant trois heures au concentrateur sous vide (Thermo Scientific Savant SpeedVac™, ThermoFischer, États-Unis). Les résidus secs sont ensuite solubilisés dans 250 µl de méthanol pur (Carlo Erba – Val-de-Reuil, France), puis stockés à 4 °C jusqu'au dosage des polyphénols totaux.

Dosage des polyphénols totaux

Le dosage des polyphénols totaux au réactif de Folin-Ciocalteu (Folin-Ciocalteu's phenol reagent 2N, Sigma-F9252, Saint Quentin Fallavier) a été réalisé selon la méthode décrite par Singleton et Rossi (1965). En milieu alcalin, les polyphénols réagissent avec le mélange phosphomolybdique/phosphotungstique du réactif de Folin-Ciocalteu pour former un complexe bleu visible à 735 nm. L'intensité de la coloration est proportionnelle à la quantité de polyphénols présents dans l'extrait de bois. La teneur en composés phénoliques est déterminée à partir d'une gamme étalon d'acide gallique : 8 points de concentration de 0 à 20 µg/ml ; 1,5 ml de solution pour chaque point de la gamme d'étalonnage en tubes Eppendorf.

Les extraits préalablement récoltés sont dilués avec de l'eau ultra-pure (50 µl extrait : 50 µl eau). Dans un tube Eppendorf, un volume de 500 µl de réactif de Folin-Ciocalteu (dilué 10 fois dans de l'eau ultra pure) est ajouté à 100 µl d'extrait préalablement dilué dans de l'eau ultra-pure (50:50 ; v:v). 400 µl de solution de carbonate de sodium (Na_2CO_3 , 75 g/l) sont ajoutés. Ensuite, les tubes sont agités et placés pendant 5 minutes à 40 °C dans une étuve. Le contenu de chaque tube est déposé en triplicata à raison de 250 µl par puits sur une plaque de micro-titration à fond plat (Greiner) (Boizot et Charpentier, 2006).

L'absorbance est lue à 735 nm par un spectrophotomètre lecteur de plaques (Multiskan Spectrum Thermo) contre le blanc de la réaction. La quantité de polyphénols totaux (Q) contenue dans la poudre extraite est calculée

selon la formule suivante et exprimée en mg d'équivalent acide gallique par gramme de matière sèche :

$$Q = \left(\frac{C_m}{MS} \right) \times \left(\frac{V_e}{V_s} \right) \times \left(\frac{V_r}{V_i} \right) \times F \quad (\text{équation 3})$$

avec :

- Q : quantité de polyphénols totaux en mg d'équivalent acide gallique par g de matière sèche ;
- Cm : concentration massique en µg d'équivalent acide gallique par ml ;
- MS : masse de matière sèche pesée au départ en mg ;
- Ve : volume de solvant utilisé pour l'extraction en ml ;
- Vs : volume de surnageant prélevé pour l'évaporation sous vide en ml ;
- Vr : volume de reprise du résidu sec après évaporation en µl ;
- Vi : volume utilisé pour le dosage en µl ;
- F : facteur de dilution (= 2).

Durabilité naturelle vis-à-vis des champignons Basidiomycètes

Les essais fongiques ont été effectués en adaptant les spécifications requises par la norme XP CEN/TS 15083-1 (2006) sur des éprouvettes de duramen de dimensions 25 mm x 10 mm x 5 mm (L, R, T). Deux champignons lignivores de type pourriture cubique ont été utilisés : *R. placenta* (RP) ((Fries) Cooke sensu J. Eriksson, strain FPRL 280) et *C. puteana* (CP) ((Schumacher ex Fries) Karsten, strain BAM Ebw.15) (Boudouaya *et al.*, 2015 ; Bopenga, 2020).

Pour chaque provenance, trente éprouvettes de duramen (conditionnées à 20 ± 2 °C et 65 ± 5 % HR) ont été soumises à *C. puteana* et à *R. placenta*. Dix éprouvettes de calcul de teneur en humidité ont également été utilisées pour déterminer les masses anhydres des éprouvettes testées vis-à-vis des champignons (m_d). Huit éprouvettes de hêtre (*Fagus sylvatica* L.) et huit éprouvettes d'aubier de pin sylvestre (*P. sylvestris* L.) de mêmes dimensions ont été utilisées comme témoins de virulence pour les deux champignons de pourriture cubique. Ces éprouvettes de contrôle de virulence ont été séchées à

103 ± 2 °C, jusqu'à stabilisation de leur masse anhydre (m_d), avant d'être soumises aux essais fongiques. Toutes les éprouvettes ont été stérilisées deux fois à la vapeur d'eau avant essai.

Des flacons en verre (720 ml) ont été remplis de 72 ml de milieu de culture, composé de 40 ± 0,5 g de malt en poudre et de 20 ± 0,5 g d'agar-agar pour 1 litre d'eau distillée. Les flacons fermés ont été ensuite stérilisés à l'autoclave (121 °C – 1 bar) pendant 20 minutes. Lorsque les milieux de culture sont refroidis et gélifiés (après 24 h), les flacons sont inoculés avec deux disques de mycélium de 1 cm de diamètre, provenant d'une culture de champignon âgée de 2 semaines, puis placés en chambre climatique (22 ± 2 °C et 70 ± 5 % HR) jusqu'à ce que le mycélium recouvre l'ensemble de la surface du milieu de culture (2 semaines).

Dans chaque dispositif, quatre éprouvettes d'une même essence de bois sont déposées sur des supports métalliques préalablement stérilisés à l'autoclave (photos 2) afin de limiter la reprise excessive d'humidité. Les dispositifs sont ensuite placés à l'obscurité en enceinte climatique (22 ± 2 °C et 70 ± 5 % HR) pendant 8 semaines (photo 2b).



Photos 2.

Exposition des éprouvettes de bois aux champignons (a) et incubation des éprouvettes dans une enceinte climatique pendant 8 semaines (b).

Exposure of wood specimens to fungi (a) and incubation of specimens in a climate chamber for 8 weeks (b).

Photos M.-F. Thévenon

Tableau I.

Classes de durabilité (DC) du bois vis-à-vis des attaques fongiques (Basidiomycètes) selon la norme XP CEN/TS 15083-1 (2006).
Durability classes (DC) of wood against fungal attack (Basidiomycetes) according to XP CEN/TS 15083-1 (2006).

Classe de durabilité	Description	Perte de masse (PM) en %
DC 1	Très durable	PM ≤ 5
DC 2	Durable	5 < PM ≤ 10
DC 3	Moyennement durable	10 < PM ≤ 15
DC 4	Faiblement durable	15 < PM ≤ 30
DC 5	Non durable	30 < PM

PM : perte de masse médiane (en %) obtenue avec le champignon le plus virulent parmi les champignons testés.

À la fin de la période d'incubation, les éprouvettes de bois sont retirées des dispositifs d'essais, nettoyées avec une brosse douce, et pesées immédiatement afin de déterminer leur masse humide (m_5). Les échantillons sont ensuite séchés à l'étuve à 103 ± 2 °C pendant 24 h, puis pesés afin de déterminer leur masse anhydre finale (m_6).

L'humidité en fin d'essai (H) et la perte de masse des échantillons (PM) sont déterminées par les formules suivantes :

$$H(\%) = \left(\frac{m_5 - m_6}{m_6} \right) \times 100 \quad (\text{équation 4})$$

$$PM(\%) = \left(\frac{m_4 - m_6}{m_4} \right) \times 100 \quad (\text{équation 5})$$

avec :

- H : teneur en humidité des éprouvettes exposées aux champignons, en grammes ;
- PM : perte de masse des éprouvettes exposées aux champignons, en grammes (sur base anhydre) ;
- m_4 : masse anhydre initiale, en grammes ;
- m_5 : masse humide après exposition fongique, en grammes ;
- m_6 : masse anhydre après exposition fongique, en grammes.

Selon la norme XP CEN/TS 15083-1 (2006), les valeurs médianes des pertes de masse ainsi établies permettent de déterminer la classe de durabilité naturelle des bois testés (tableau I).

Durabilité naturelle vis-à-vis des termites

Les essais de résistance aux termites ont été réalisés par une méthode de test rapide (*screening test*) de non-choix en boîte de Petri, adaptée de la norme EN 117 (2013). Pour chaque provenance de bois, 10 éprouvettes de duramen de dimensions 25 mm x 10 mm x 5 mm (L, R, T), préalablement conditionnées en enceinte climatique (20 ± 2 °C et 65 ± 5 % HR), ont été testées vis-à-vis de l'attaque de termites de l'espèce *Reticulitermes flavipes* (ex *santonensis*).

Une quantité de 30 g de sable de Fontainebleau humide (4 volumes de sable pour 1 volume d'eau) a été placée sur la périphérie de la boîte de Petri de 9 cm de diamètre. Dans chaque dispositif d'essai, 50 termites ouvriers, 1 soldat et 1 nymphe ont été introduits. L'échantillon de bois à tester est placé au centre de la boîte, sur une grille en plastique afin d'éviter le contact direct avec le plastique et de limiter l'absorption d'humidité. Les dispositifs sont placés dans l'obscurité en enceinte climatique à 27 ± 2 °C et à une humidité relative supérieure à 75 %, pendant 4 semaines (photo 3). Des contrôles réguliers des dispositifs d'essais (suivi des comportements des termites et réhumidification du sable si nécessaire) ont été réalisés deux fois par semaine.

Dans ces mêmes conditions, cinq éprouvettes d'aubier de pin sylvestre (*P. sylvestris* L.), de dimensions 25 mm x 10 mm x 5 mm (L, R, T), ont été testées en tant que témoins de virulence.

À la fin de l'essai, les taux de survie des termites sont déterminés. Les éprouvettes sont nettoyées à l'aide d'une brosse douce, séchées à l'air libre pendant 24 h puis une

Photo 3. Exposition des éprouvettes de bois aux termites. *Exposure of wood specimens to termites.* Photo M.-F. Thévenon

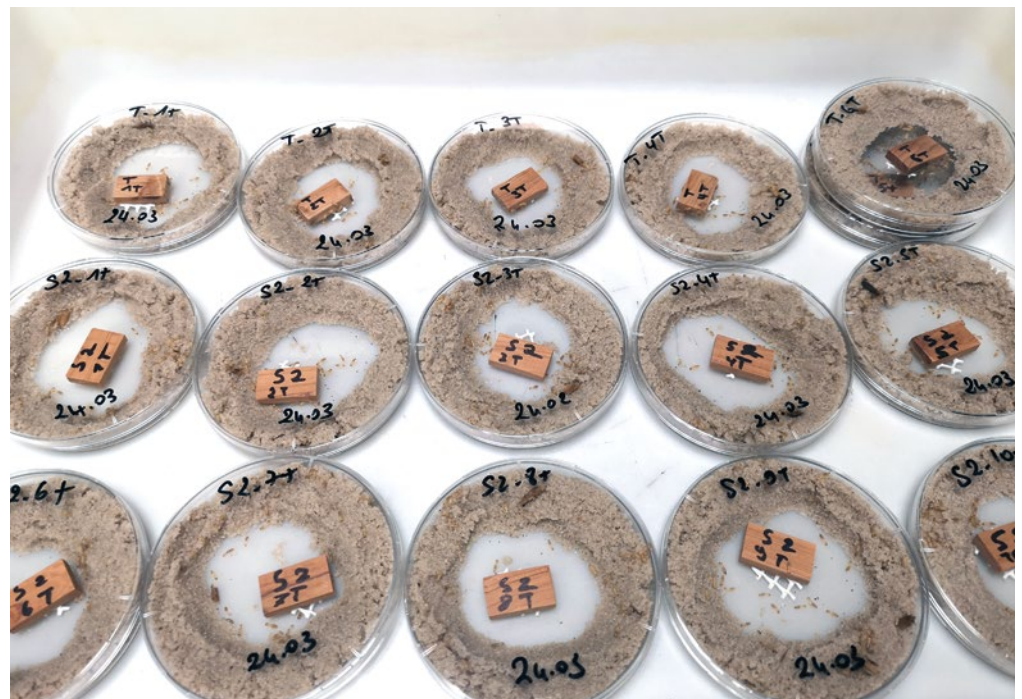


Photo 3.
 Exposition des éprouvettes de bois aux termites.
Exposure of wood specimens to termites.
 Photo M.-F. Thévenon

Tableau II.

Taux d'extractibles du bois de duramen de *Juniperus oxycedrus* subsp. *oxycedrus* pour les deux provenances étudiées.

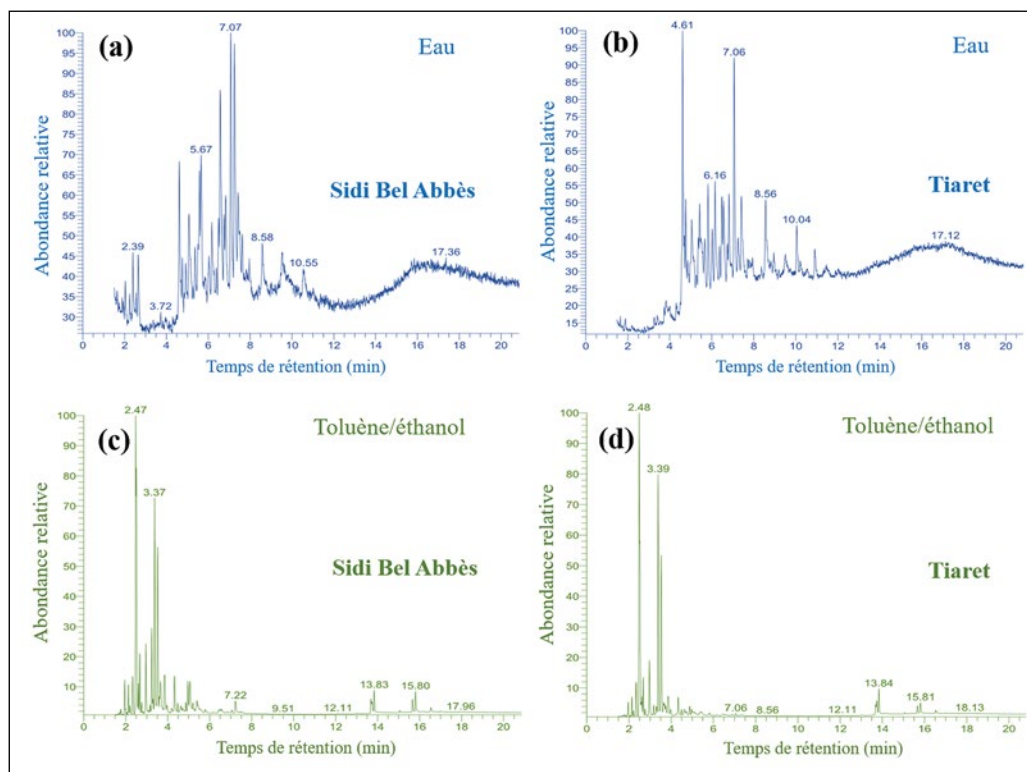
Extractives content of heartwood of Juniperus oxycedrus subsp. oxycedrus for the two provenances studied.

Solvant	Taux d'extractibles (% m/m)	
	Sidi Bel Abbès	Tiaret
Eau	1,35 ± 0,06	1,19 ± 0,02
Toluène/éthanol (2/1, v/v)	14,17 ± 0,87	9,84 ± 0,79
Total	15,52 ± 0,83	11,03 ± 0,81

cotation visuelle leur est attribuée, en fonction des critères définis dans la norme EN 117 (2013), avec une adaptation des critères à la taille des éprouvettes d'essai (Bedoungindzi *et al.*, 2020).

Analyses statistiques

Les analyses statistiques ont été réalisées avec le logiciel IBM SPSS v 26. La comparaison entre les résultats des bois issus des deux provenances est établie avec le test U de Mann-Whitney pour un seuil de signification de 0,05.

**Figure 3.**

Chromatogrammes issus des analyses GC-MS des extraits du duramen des bois de *Juniperus oxycedrus* subsp. *oxycedrus* : (a) extraits à l'eau du bois de Sidi Bel Abbès ; (b) extraits à l'eau du bois de Tiaret ; (c) extraits au mélange toluène/éthanol du bois de Sidi Bel Abbès ; (d) extraits au mélange toluène/éthanol du bois de Tiaret.

Chromatograms from GC-MS analyses of the heartwood extracts of Juniperus oxycedrus subsp. oxycedrus: (a) water extracts from Sidi Bel Abbès wood; (b) water extracts from Tiaret wood; (c) toluene/ethanol extracts from Sidi Bel Abbès wood; (d) toluene/ethanol extracts from Tiaret wood.

Résultats

Quantification et caractérisation des extractibles

Taux d'extractibles

Le tableau II présente les taux d'extractibles du duramen des bois de *Juniperus oxycedrus* provenant de Sidi Bel Abbès et de Tiaret en fonction du solvant utilisé. Les rendements en extraits sont significativement différents en fonction de la provenance du bois et du solvant utilisé. Les taux d'extractibles les plus élevés ont été obtenus au mélange toluène/éthanol (14,17 % et 9,84 % m/m) par rapport à l'eau (1,35 % et 1,19 % m/m) pour les bois provenant de Sidi Bel Abbès et Tiaret respectivement. Le taux d'extractibles totaux du bois provenant de Sidi Bel Abbès est plus élevé que celui provenant de Tiaret (respectivement 15,52 % contre 11,03 % m/m).

Composition chimique des fractions extractibles

Extractibles solubles dans l'eau

Les figures 3a et 3b présentent les chromatogrammes issus des analyses GC-MS des fractions extractibles solubles dans l'eau des duramens des bois des deux provenances. Les familles chimiques majoritairement identifiées dans ces extraits aqueux sont les sesquiterpénoïdes, les acides gras et les stérols. Le groupe des sesquiterpénoïdes obtenus pour la provenance de Sidi Bel Abbès est dominé par l'alloaromadendrene oxyde-(2) (temps de rétention - tr 7,24 min), tandis que le bois provenant de Tiaret est dominé par l'aromadendrene oxyde-(2) (tr 8,56 min) (tableau III). Pour les deux provenances, les acides gras majoritairement présents dans les extraits aqueux sont l'acide tridécanoïque (tr 7,07 min), l'acide butanoïque (tr 6,57 min) et l'acide acétique (tr 6,82 min). Le campestérol (tr 4,6 min) est l'élément qui représente en majorité la famille des stérols ; il est présent en quantité plus importante dans le duramen des bois de Tiaret que dans les bois de Sidi Bel Abbès (tableau III).

Extractibles au toluène/éthanol

Les figures 3c et 3d présentent les chromatogrammes issus des analyses GC-MS des fractions extractibles au toluène/éthanol des duramens des bois des deux provenances. Une

importante quantité de molécules a été identifiée pour cette extraction. Les sesquiterpènes et les sesquiterpénoïdes représentent la fraction majeure pour les deux provenances des bois et sont majoritairement représentés par le naphthalène (tr 2,47 min), le cubénol (tr 3,37 min et 3,52 min), le β -élémente (tr 2,96 min) et l' α -calacorène (tr 2,66 min). On remarque également que l'epicedrol (tr 5,06 min) est présent

uniquement dans les extraits des bois de Sidi Bel Abbès. La composition en sesquiterpènes et sesquiterpénoïdes des extraits au toluène/éthanol est différente en fonction de la provenance des bois, mais reste très similaire en termes de quantité de molécules. Par ailleurs, on constate l'absence de composés phénoliques pour les deux extraits et une présence minimale d'acide rétinoïque (tr 15,81 min) (tableau III).

Tableau III.

Composition chimique des extraits, à l'eau et à la solution toluène/éthanol, du bois de duramen de *Juniperus oxycedrus* subsp. *oxycedrus* des deux provenances étudiées.
Chemical composition of the extracts, with water and toluene/ethanol solution, of the heartwood of Juniperus oxycedrus subsp. oxycedrus from the two provenances studied.

Extraits à l'eau			
Temps de rétention (tr en minutes)	Composés	Aire des pics (en %)	
		Sidi Bel Abbès	Tiaret
2,39	Terpinolène	2,41	0,00
2,64	Acide nanodecanoïc ethyl ester	2,62	0,00
3,72	Caryophyllène	0,10	1,05
4,61	Campestérol	5,87	12,43
5,08	Acide isovalérique phenethyl ester	7,25	3,09
5,67	2,5 Diméthoxyphenol	4,81	2,74
6,17	Iso-furano-germacrene	4,23	6,10
6,57	Acide butanoïque	7,82	3,09
6,82	Acide acétique	3,88	4,56
7,07	Acide tridécanoïque	12,08	11,01
7,24	Alloaromadendrene oxide-(2)	9,97	2,16
8,56	Aromadendrene oxide-(2)	2,01	5,43
10,55	Aromadendrene oxide-(1)	1,83	1,73
Autres composés minoritaires ou non identifiés		35,12	46,61
Extraits à la solution toluène/éthanol			
Temps de rétention (rt en minutes)	Composés	Aire des pics (en %)	
		Sidi Bel Abbès	Tiaret
2,12	Caryophyllène	1,59	1,39
2,47	Naphtalène	27,49	32,68
2,66	α -calacorène	3,25	2,72
2,96	β -élémente	4,38	4,63
3,24	Epicedrol	5,06	0,00
3,37	Cubénol	12,83	19,22
3,52	Cubénol	12,13	15,75
3,65	Aromadendrene oxide-(1)	2,70	0,77
4,32	Aromadendrene oxide-(1)	2,79	1,56
7,22	Aromadendrene oxide-(1)	1,12	0,00
13,83	Ingénol	1,62	2,32
15,81	Acide rétinoïque	1,54	1,01
Autres composés minoritaires ou non identifiés		23,5	17,95

Dosage des polyphénols totaux

Les teneurs en polyphénols totaux des bois de deux provenances ont été déterminées en milligrammes d'équivalent de l'acide gallique par gramme de matière sèche (mg EAG/g) en se référant à la courbe d'étalonnage établie préalablement.

D'après les résultats obtenus, la teneur en polyphénols totaux des bois extraits au méthanol et provenant de Sidi Bel Abbès (8,46 \pm 0,30 mg EAG/g MS) est significativement supérieure à celle de Tiaret (7,28 \pm 0,23 mg EAG/g MS) (figure 4). Pour les deux provenances, les teneurs en polyphénols totaux extraits à l'acétone sont légèrement inférieures à celles obtenues avec le méthanol, mais cet écart n'est pas significatif. Cependant, la teneur en polyphénols totaux extraits à l'acétone et provenant de Sidi Bel Abbès (7,99 \pm 0,19 mg EAG/g MS) est supérieure à celle de la provenance Tiaret (7,07 \pm 0,30 mg EAG/g MS) (figure 4).

Durabilité naturelle vis-à-vis des champignons

Compte tenu des pertes de masse enregistrées après 8 semaines d'exposition sur les échantillons témoins de hêtre (32,40 \pm 0,88 % pour *C. puteana*, 32,73 \pm 0,90 % pour *R. placenta*) et d'aubier de pin sylvestre (29,02 \pm 0,08 % pour *C. puteana*, 37,62 \pm 0,06 % pour *R. placenta*), la virulence des champignons permet de valider les essais fongiques. Par ailleurs, les taux d'humidité finale des éprouvettes de virulence après 8 semaines d'incubation doivent être supérieurs à 20 % : ils varient de 21,29 à 78,43 %. Ces taux d'humidité permettent donc le développement d'une attaque fongique.

L'étude statistique n'a révélé aucune différence significative entre les deux provenances pour l'espèce *C. puteana*. En revanche, on observe une différence très significative pour l'espèce *R. placenta* (figure 5).

Le test de durabilité naturelle vis-à-vis des deux champignons de pourriture brune a montré que la perte de masse médiane est toujours inférieure à 5 % après 8 semaines d'incubation pour les deux provenances. D'après la norme XP CEN/TS 15083-1 (2006), le bois de cette essence peut être classé comme très durable (CD1).

Durabilité naturelle vis-à-vis des termites

Les résultats obtenus sur les éprouvettes de témoins de virulence (aubier de pin sylvestre) attestent la validité des essais de résistance aux termites (taux de survie supérieur à 50 %, $81,6 \pm 8,4$ %, et cotation visuelle de 4 correspondant à une forte attaque).

Quelle que soit la provenance du bois de duramen de *Juniperus oxycedrus*, après 4 semaines d'exposition aux termites (*Reticulitermes flavipes*), les taux de survie des termites sont nuls (sauf pour un échantillon provenant de

Tiaret, où il reste un termite vivant) et les cotations visuelles des éprouvettes sont de 0 (aucune attaque, excepté pour deux éprouvettes provenant de Tiaret qui présentent une cotation visuelle de 1 traduisant une tentative d'attaque).

Lors des suivis réguliers des dispositifs d'essais, il a également été remarqué que les termites restaient bien à distance des éprouvettes de bois de *Juniperus oxycedrus* durant les 4 semaines d'exposition aux termites, indiquant un effet répulsif du bois.

Discussion

L'analyse des taux et de la nature des extraits selon le solvant utilisé a révélé une variabilité importante des résultats obtenus selon la provenance des bois, avec notamment une variabilité de rendement d'extraction nette dans le cas des extractions éthanol/toluène. Les bois ayant bénéficié de conditions de croissance plus favorables (Sidi Bel Abbès) présentent de façon significative des taux d'extractibles plus élevés pour les deux solvants utilisés. La différence de polarité des solvants explique la différence en quantité et en nature des extraits. Le mélange éthanol/toluène est généralement utilisé pour extraire les extractibles lipophiles et hydrophiles.

Les sesquiterpènes et les sesquiterpénoïdes sont les composés majoritairement identifiés dans les extraits obtenus. Ces résultats sont en accord avec ceux obtenus par Marongiu *et al.* (2003) qui ont montré que la composition chimique de l'huile essentielle du bois de *Juniperus oxycedrus* subsp. *oxycedrus* est dominée par les sesquiterpènes et les sesquiterpénoïdes, plus précisément le δ -cadinène, le 1-epi-cubénol et le cubénol qui en sont les principaux composants.

Loizzo *et al.* (2007) ont aussi mis en évidence des différences dans la nature et la composition des extractibles selon la provenance des bois. Ils ont montré que la composition chimique de l'huile essentielle du bois de *Juniperus oxycedrus* subsp. *oxycedrus* provenant du Liban est caractérisée par le δ -cadinène (14,5 %) et le cis-thujopsène (9,2 %), comme composés majoritaires, suivis des α -muurolène (4,9 %), cadalène (3,7 %), eremophilène (2,5 %), et le α -cédrol (2,2 %), alors que celle provenant de Sardaigne (Marongiu *et al.*, 2003) est composée de δ -cadinène (14 %), de 1-epi-cubénol (12,5 %), de cubénol (10,5 %), de α -muurolol (4,8 %), de α -cadinol (3,6 %) et de α -humulène (3,2 %).

Les polyphénols totaux ont été extraits par sonication puis macération à partir de méthanol ou d'acétone à 80 %. L'intérêt de cette technique par ultrasons pour améliorer les rendements en polyphénols totaux a été démontré par Bourgou *et al.* (2016) et Boggia *et al.* (2016). Les résultats obtenus sont difficilement comparables à ceux disponibles dans la littérature car la structure et la proportion d'extractibles peuvent varier selon l'es-

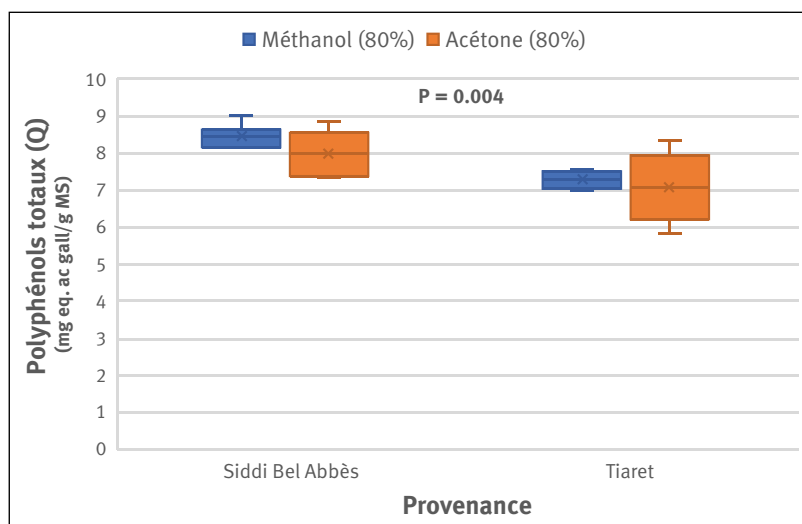


Figure 4.

Teneur en polyphénols totaux du bois de *Juniperus oxycedrus* subsp. *oxycedrus* des deux provenances, extraits au méthanol et à l'acétone.

Total polyphenol content of *Juniperus oxycedrus* subsp. *oxycedrus* wood from both provenances, extracted with methanol and acetone.

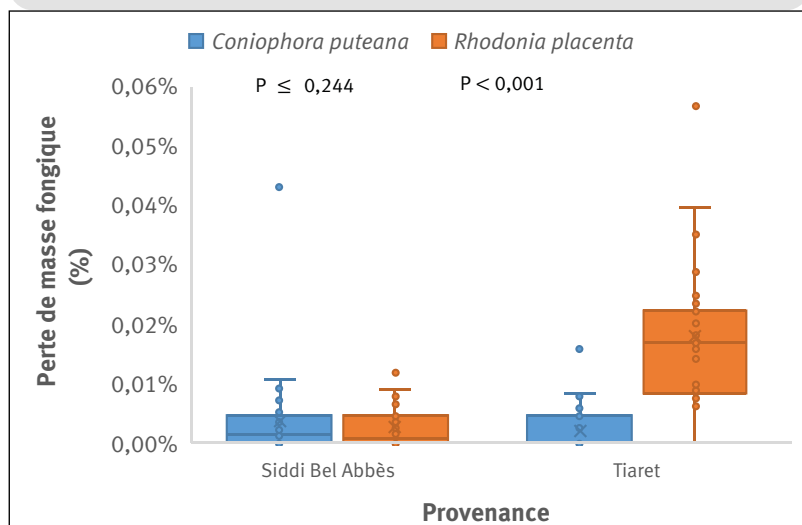


Figure 5.

Pertes de masse (%) dues aux deux champignons.

Mass losses (%) due to both fungi.

pèce mais aussi selon la partie de l'arbre considérée (aubier ou duramen), l'âge de l'arbre, et les conditions environnementale et saisonnière (Chaouche *et al.*, 2013 ; Thévenon, 2015). La méthode d'extraction et le solvant utilisé influencent aussi la teneur en polyphénols (Bourgou *et al.*, 2016). Dans le cas présent, les différences observées entre les deux provenances étudiées concernent aussi bien les teneurs en polyphénols totaux (teneurs plus élevées pour les bois de Sidi Bel Abbès pour les deux solvants) que la nature de ces polyphénols (différences entre les deux solvants utilisés).

La durabilité naturelle du bois provenant de Sidi bel Abbès vis-à-vis de *R. placenta* (champignon causant la plus forte perte de masse chez les témoins en pin) est plus élevée que celle du bois provenant de Tiaret, avec une dispersion moindre des résultats obtenus. Cette différence pourrait être attribuée aux variations de la teneur et de la composition en extractibles entre les deux provenances, et notamment la différence de richesse en polyphénols, ces derniers intervenant par leurs propriétés anti-oxydantes dans la résistance vis-à-vis d'organismes xylophages (Schultz et Nicholas, 2000 ; Anouhe *et al.*, 2018). La question reste cependant posée quant à la nature des constituants chimiques concernés. Pollet *et al.* (2013) démontrent que la durabilité naturelle peut varier en fonction de l'espèce de champignon utilisée, de l'origine génétique de l'arbre et de la zone de croissance de l'arbre. Néanmoins, sur le pistachier de l'Atlas (*Pistacia atlantica*), Boudouaya *et al.* (2015) ont montré que les pertes de masse du bois de deux arbres de même âge, de deux régions différentes du point de vue bioclimatique, ne présentent aucune différence significative pour le même type de bois.

En effet, une résistance élevée aux attaques de champignons lignivores peut être liée à la présence de substances antifongiques telles que les sesquiterpènes et les polyphénols totaux (Broda, 2020). Fidah *et al.* (2016) ont ainsi montré que le pouvoir antifongique de l'huile essentielle du bois de cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica*) pourrait être attribué à sa richesse en cétones sesquiterpéniques, composés volatiles, principalement les atlantones. De même, Mun et Prewitt (2011) ont constaté que la résistance du bois de cœur du genévrier de Virginie (*Juniperus virginiana*) à l'attaque des champignons est attribuée aux sesquiterpènes tels que le cédrol et le thujopsène.

Plusieurs auteurs ont aussi mis en évidence le rôle des extractibles phénoliques dans la durabilité naturelle du bois. Boizot et Charpentier (2006) ont montré que l'accumulation de polyphénols solubles dans le bois, et plus particulièrement dans le duramen, explique son niveau de durabilité naturelle. Aloui *et al.* (2004) et Niamké *et al.* (2011) ont démontré que la présence des polyphénols totaux est positivement corrélée à la durabilité naturelle du bois vis-à-vis des champignons lignivores pour deux espèces de chêne (*Q. robur* et *Q. petraea*) et pour le teck (*Tectona grandis*). En outre, Fidah (2016) a attribué la supériorité de l'activité antifongique des huiles essentielles de la loupe de thuya (*Tetraclinis articulata*) à la synergie d'effets du thymol ou de 3-tert-butyl-4-méthoxyphénol avec certains terpénoïdes. De même, Schultz *et al.* (1995) ont constaté que la durabilité

naturelle très élevée du duramen du mûrier rouge (*Morus rubra*) et du robinier faux-acacia (*Robinia pseudoacacia*) n'est pas due à un constituant unique mais à l'action combinée (synergie) de plusieurs composés.

Les essais de résistance aux termites ne montrent qu'aucune des deux provenances n'est sensible aux attaques de l'espèce *Reticulitermes flavipes*, et que le bois présente un caractère répulsif. Cette résistance est généralement attribuée à la présence dans le bois de certains des composés chimiques comme les sesquiterpènes et sesquiterpénoïdes qui sont particulièrement abondants dans le bois de l'espèce étudiée. Angelier (2008) indique ainsi que les sesquiterpènes contenus dans le bois de teck ou de cyprès (*Cupressus sempervirens*) éloignent les termites. De même, les travaux de Sharma *et al.* (1994) ont montré que les terpénoïdes présentent des propriétés toxiques et répulsives contre l'espèce de termites *Odontotermes brunneus*.

Conclusion

L'étude conduite sur le bois de *Juniperus oxycedrus* subsp. *oxycedrus* a porté sur des spécimens issus de deux provenances algériennes associées à des conditions écologiques différentes, dans la région de Sidi Bel Abbès d'une part et de Tiaret d'autre part.

Les taux d'extractibles du bois (1,35 % et 1,19 % extraction à l'eau ; 14,17 % et 9,84 % extraction au toluène/éthanol ; pour les provenances Sidi Bel Abbès et Tiaret respectivement) ont été comparés pour les deux provenances et leur composition chimique a été analysée. La durabilité naturelle du duramen a été évaluée vis-à-vis de deux espèces de champignons de pourriture brune (*R. placenta* et *C. puteana*) et d'une espèce de termites (*Reticulitermes flavipes*).

Les bois de la provenance Sidi Bel Abbès présentent un taux d'extractibles plus élevé que ceux de la provenance Tiaret, en relation avec des conditions de croissance plus favorables. La caractérisation des extractibles a montré la richesse du duramen en sesquiterpènes et sesquiterpénoïdes. Malgré les différences marquées de nature des molécules et leur variation quantitative en fonction de la provenance des bois, les tests de durabilité naturelle ont montré que le bois de cette espèce est très durable vis-à-vis des champignons de pourriture cubique et résistant aux attaques de termites de l'espèce *Reticulitermes flavipes*.

La durabilité naturelle du bois vis-à-vis de ces agents biologiques de détérioration est liée à la teneur et à la nature des substances que constituent les extractibles et les polyphénols totaux identifiés et analysés dans les bois.

Pour l'espèce étudiée, une analyse ciblée des relations entre la composition chimique du bois et sa durabilité naturelle permettra de déterminer la nature du constituant ou des constituants combinés qui confèrent cette durabilité naturelle au bois, tant vis-à-vis des champignons lignivores que des termites.

L'huile de cade et les huiles essentielles de *J. oxycedrus* sont bien connues et largement utilisées dans la pharmacopée et à diverses fins thérapeutiques. En revanche, une connaissance plus approfondie des composants à l'origine

de la durabilité du bois de *J. oxycedrus* pourrait permettre de mettre en exergue des molécules d'intérêt valorisables pour des applications à forte valeur ajoutée, notamment à vocation cosmétique ou médicinale.

Cependant, le développement de ce type d'application ne peut être envisagé sans la mise en place puis l'exploitation de plantations de cette espèce. En effet, les peuplements naturels fragilisés par le phénomène de désertification et par la pression anthropique doivent être protégés et ne peuvent en aucune façon faire l'objet d'une exploitation, même à une échelle modérée.

Remerciements

Nous tenons à remercier tous les participants à la réalisation de cette étude tant en Algérie qu'en France, chercheurs, ingénieurs, techniciens et forestiers de terrain. Nous remercions aussi le ministère de l'Enseignement supérieur et de la Recherche scientifique d'Algérie, l'Université Djilali Liabes de Sidi Bel Abbès et le Cirad-Montpellier pour le soutien scientifique, technique et financier de ces travaux.

Références

- Abdellah F., Laid B., Hammoudi S. M., Benaraba R., 2018. In vitro evaluation of the antimicrobial and antioxidant activities of *Juniperus oxycedrus* essential oil (cade oil). International Journal of Innovation Engineering and Science Research, 2 (6): 66-76. <http://www.ijiesr.com/liebrary/e17/9114261004.pdf>
- Achir M., Hellal B., 2016. Réflexions sur les variations pluviométriques de la région de Tiaret (Algérie occidentale) durant la période 1984-2015. European Scientific Journal, 11 : 498-508. <http://dx.doi.org/10.19044/esj.2016.v12n11p498>
- Al-Snafi A. E., 2018. Pharmacological and therapeutic effects of *Juniperus oxycedrus* – A review. Indo American Journal of Pharmaceutical Sciences, 5 (4): 2198-2205. <http://doi.org/10.5281/zenodo.1214996>
- Aloui F., Ayadi N., Charrier F., Charrier B., 2004. Durability of European oak (*Quercus petraea* and *Quercus robur*) against white rot fungi (*Coriolus versicolor*): relations with phenol extractives. Holz als Roh- und Werkstoff, 62: 286-290. <https://doi.org/10.1007/s00107-004-0489-7>
- Angelier E., 2008. Les sciences de la complexité et le vivant. Paris, France, Éditions Lavoisier Tec & Doc, 204 p.
- Anouhe J. B. S., Niamké F. B., Faustin, M., Virieux D., Pirat J. L., Adima A. A., et al., 2018. The role of extractives in the natural durability of the heartwood of *Dicorynia guianensis* Amsh: new insights in antioxidant and antifungal properties. Annals of Forest Science, 75: 15. <https://doi.org/10.1007/s13595-018-0691-0>
- Aubert G., 1978. Méthodes d'analyses des sols. Marseille, France, Centre régional de documentation pédagogique, 191 p.
- Balaban M., Atik C., Uçar G., 2003. Fungal growth inhibition by wood extracts from *Juniperus foetidissima* and *J. oxycedrus*. Holz als Roh- und Werkstoff, 61: 231-232. <https://doi.org/10.1007/s00107-003-0377-6>
- Bedouinguindzi W. F., Candelier K., Edou Engonga P., Dumarçay S., Thévenon M.-F., Gérardin P., 2020. Anti-termite and anti-fungal bio-sourced wood preservation ingredients from *Dacryodes edulis* (G. Don) H.J. Lam resin. Holzforschung, 74 (8). <https://doi.org/10.1515/hf-2019-0106>
- Bennabi F., Hamel L., Bachir Bouiadra S. E., Ghomari S., 2012. Ressources hydriques sous tension et enjeux de développement durable dans la wilaya de Sidi Bel Abbes (Algérie occidentale). Méditerranée, 118 (Dynamique et gestion des cours d'eau méditerranéens et de leurs marges) : 105-111. <https://doi.org/10.4000/mediterranee.6330>
- Boggia R., Turrini F., Villa C., Lacapra C., Zunin P., Parodi B., 2016. Green Extraction from Pomegranate Marcs for the Production of Functional Foods and Cosmetics. Pharmaceuticals, 9 (4): 63. <https://doi.org/10.3390/ph9040063>
- Boizot N., Charpentier J.-P., 2006. Méthode rapide d'évaluation du contenu en composés phénoliques des organes d'un arbre forestier. Cahier des Techniques de l'INRA, 2006 : 79-82. <https://hal.inrae.fr/hal-02669118/document>
- Bopenga C., 2020. Valorisations potentielles des substances extractibles et étude de la composition chimique en relation avec la durabilité naturelle du Noisetier du Gabon : *Coula edulis* Baill. Doctorat en sciences et technologies industrielles, spécialité sciences du bois, Université de Lorraine, France, 209 p. <https://www.theses.fr/2020LORR0075>
- Boudouaya M., Benhassaini H., Bendimered F. Z., Mothe F., Fournier M., 2015. Évaluation de la durabilité naturelle du bois de *Pistacia atlantica* Desf. du nord de l'Algérie. Bois et Forêts des Tropiques, 325 (3) : 49-58. <https://doi.org/10.19182/bft2015.325.a31272>
- Bourgou S., Serairi Beji R., Medini F., Ksouri R., 2016. Effet du solvant et de la méthode d'extraction sur la teneur en composés phénoliques et les potentialités antioxydantes d'*Euphorbia helioscopia*. Journal of New Sciences, 28 (12): 1649-1655. <https://www.insciences.org/component/content/article.html?id=159:effet-du-solvant-et-de-la-methode-d-extraction-sur-la-teneur-en-composes-phenoliques-et-les-potentialites-antioxydantes-d-euphorbia-helioscopia>
- Broda M., 2020. Natural Compounds for Wood Protection against Fungi – A Review. Molecules, 25: 3538. <https://doi.org/10.3390/molecules25153538>
- Chaouche T. M., Haddouchi F., Atik-Bekara F., Ksouri R., Azzi R., Boucherit Z., et al., 2015. Antioxidant, haemolytic activities and HPLC-DAD-ESI-MSⁿ characterization of phenolic compounds from root bark of *Juniperus oxycedrus* subsp *oxycedrus*. Industrial Crops and Products, 64: 182-187. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2014.10.051>
- Chaouche T. M., Haddouchi F., Ksouri R., Medini F., Atik-Bekara f., 2013. In vitro evaluation of antioxidant activity of the hydro-methanolic extracts of *Juniperus oxycedrus* subsp *oxycedrus*. Phytotherapie, 11: 244-249. <https://doi.org/10.1007/s10298-013-0779-5>
- Dob T., Dahmane D., Chelghoum C., 2006. Essential oil composition of *Juniperus oxycedrus* growing in Algeria. Pharmaceutical Biology, 44 (1): 1-6. <https://doi.org/10.1080/13880200500530922>
- Dulbecco P., Luro D., 2001. L'essentiel sur le bois. Paris, France, CTBA, 184 p.
- EN 117, 2013. Wood preservatives – Determination of toxic values against *Reticulitermes* species (European termites) (laboratory method). Brussels, Belgium, European Committee for Standardization, 22 p. <https://standards.iteh.ai/catalog/standards/cen/275e8dea-9fd6-4a40-9ed4-3180e9920b18/en-117-2012>
- 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. Brussels, Belgium, European Committee for Standardization. <https://standards.iteh.ai/catalog/standards/cen/b02d18a7-87ce-4a20-84c7-c0de641a2780/en-350-2016>
- Fidah A., 2016. Étude de la durabilité naturelle des bois de *Cedrus atlantica* (Manetti) et de *Tetraclinis articulata* (Vahl) Mast. et évaluation de la bioactivité de leurs huiles essentielles sur les champignons basidiomycètes lignivores. Thèse de doctorat, Université Mohammed V, Rabat, Maroc, 147 p. <https://thesesenafrique.imist.ma/handle/123456789/1805?show=full>
- 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>

Fouquet D., 2009. Durabilité naturelle et préservation des bois tropicaux. Versailles, France, Éditions Quæ, 127 p.

Hafsi Z., Belhadj S., Derridj A., Mevy J.-P., Notonnier R., Tonetto A., *et al.*, 2017. Étude de la variabilité morphologique (aiguilles, galbules) du complexe spécifique *Juniperus oxycedrus* L., le genévrier oxycedre, au sein de sept populations d'Algérie. Revue d'Écologie (La Terre et la Vie), 72 (4) : 353-373. <http://hdl.handle.net/2042/62680>

Hayta S., Bagci E., 2014. Essential oil constituents of the leaves, bark and cones of *Juniperus oxycedrus* subsp. *oxycedrus* L. from Turkey. Acta Botanica Gallica, 161 (2): 201-207. <https://doi.org/10.1080/12538078.2014.921642>

Julin M., 2008. Tar production – Traditional medicine and potential threat to biodiversity in the Marrakesh region – An ethnobotanical study. Committee of Tropical Ecology, Uppsala University, Sweden, Minor Field Study 133, 49 p. <http://files.webb.uu.se/uploader/858/MFS-133julin-madeleine.pdf>

Klimko M., Boratynska K., Montserrat J. M., Didukh Y., Romo A., Gómez D., *et al.*, 2007. Morphological variation of *Juniperus oxycedrus* subsp. *oxycedrus* (Cupressaceae) in the Mediterranean region. Flora – Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants, 202 (2): 133-147. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2006.03.006>

Loizzo M. R., Tundis R., Conforti F., Saab A. M., Statti G. A., Menichini F., 2007. Comparative chemical composition, antioxidant and hypoglycaemic activities of *Juniperus oxycedrus* subsp. *oxycedrus* L. berry and wood oils from Lebanon. Food Chemistry, 105: 572-578. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2007.04.015>

Marongiu B., Porcedda S., Caredda S., De Gioannis B., Vargiu L., La Colla P., 2003. Extraction of *Juniperus oxycedrus* subsp. *oxycedrus* essential oil by supercritical carbon dioxide: Influence of some process parameters and biological activity. Flavour and Fragrance Journal, 18: 390-397. <https://doi.org/10.1002/ffj.1224>

Medini H., Manongiu B., Neffati A., Chekir-Ghedira L., Harzalla-Skhiri F., Khouja M. L., 2013. Chemical and anti-bacterial polymorphism of *Juniperus oxycedrus* subsp. *oxycedrus* and *Juniperus oxycedrus* subsp. *macrocarpa* (Cupressaceae) leaf essential oils from Tunisia. Journal of Chemistry, 2013: ID 389252. <http://dx.doi.org/10.1155/2013/389252>

Mun S. P., Prewitt L., 2011. Antifungal activity of organic extracts from *Juniperus virginiana* heartwood against wood decay fungi. Forest Products Journal, 61 (6): 443-449. <https://doi.org/10.13073/0015-7473-61.6.443>

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: 201-211. <https://doi.org/10.1007/s13595-011-0021-2>

Pollet C., Verheyen C., Hébert J., Jourez B., 2013. Le bois de Robinier faux-acacia : propriétés physiques, mécaniques et de durabilité naturelle. Forêt Wallonne, 126 : 3-16. <http://hdl.handle.net/2268/157677>

Quézel P., Gast M., 1998. Genévrier. Encyclopédie berbère, Gauda-Girre, Aix-en-Provence, Edisud, 20-1998 (20) : 3016-3023. <https://doi.org/10.4000/encyclopedieberbere.1863>

Rowell R. M., Pettersen R., Han J. S., Rowell J. S., Tshabalala M. A., 2005. Cell wall chemistry. In: Rowell R. M. (ed.). Handbook of wood chemistry and wood composites. Boca Raton, FL, USA, CRC Press, 35-72. <https://www.fs.usda.gov/treesearch/pubs/22043>

Schultz T. P., Harms W. B., Fisher T. H., Mc Murtrey K. D., Minn J., Nicholas D. D., 1995. Durability of Angiosperm Heartwood: The Importance of Extractives. Holzforschung, 49 (1): 29-34. <https://doi.org/10.1515/hfsg.1995.49.1.29>

Sharma R. N., Tungikar V. B., Pawar P. V., Vartak P. H., 1994. Vapour toxicity and repellency of some oils and terpenoids to the termite, *Odontotermes brunneus*. International Journal of Tropical Insect Science, 15: 495-498. <https://doi.org/10.1017/S1742758400015861>

Schultz T. P., Nicholas D. D., 2000. Natural durable heartwood: evidence for a proposed dual defensive function of the extractives. Phytochemistry, 54 (1): 47-52. [https://doi.org/10.1016/S0031-9422\(99\)00622-6](https://doi.org/10.1016/S0031-9422(99)00622-6)

Singleton V. L., Rossi J. A., 1965. Colorimetry of total phenolics with phosphomolybdic-phosphotungstic acid reagents. American Journal of Enology and Viticulture, 16: 144-158. <http://www.ajevonline.org/content/16/3/144>

Taylor A. M., Gartner B. L., Morrell J. J., Tsunoda K., 2006. Effects of heartwood extractive fractions of *Thuja plicata* and *Chamaecyparis nootkatensis* on wood degradation by termites or fungi. Journal of Wood Science, 52: 147-153. <https://doi.org/10.1007/s10086-005-0743-6>

Thévenon M.-F., 2015. Chimie du bois. In : Mémento du forestier tropical. Versailles, France, Éditions Quæ, 868-872.

Uçar G., Balaban M., 2002. The composition of volatile extractives from the wood of *Juniperus excelsa*, *Juniperus foetidissima* and *Juniperus oxycedrus*. Holz als Roh- und Werkstoff, 60: 356-362. <https://doi.org/10.1007/s00107-002-0316-y>

XP CEN/TS 15083-1, 2006. Durability of wood and wood-based products. Determination of the natural durability of solid wood against wood destroying fungi. Test methods. Part 1: Basidiomycetes. Brussels, Belgium, European Committee for Standardization, 24 p. <https://standards.globalspec.com/std/276633/cen-ts-15083-1>

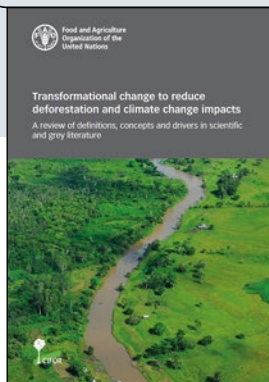
Ouaar *et al.* – Contribution des auteurs

Rôle du contributeur	Noms des auteurs
Conceptualisation	D. Ouaar, A. Megherbi Benali, F. Toumi Benali
Gestion des données	D. Ouaar
Analyse formelle	D. Ouaar, M.-F. Thévenon, K. Candelier
Acquisition du financement	A. Megherbi Benali, F. Toumi Benali, J. Gérard
Enquête et investigation	D. Ouaar, A. Megherbi Benali, F. Toumi Benali, M.-F. Thévenon, K. Candelier, L. Pignolet
Méthodologie	D. Ouaar, M.-F. Thévenon, K. Candelier, J. Gérard
Gestion de projet	A. Megherbi Benali, F. Toumi Benali, J. Gérard
Ressources	D. Ouaar, M.-F. Thévenon, K. Candelier, L. Pignolet
Supervision	A. Megherbi Benali, F. Toumi Benali, M.-F. Thévenon, K. Candelier, J. Gérard
Validation	M.-F. Thévenon, K. Candelier, L. Pignolet
Visualisation	D. Ouaar
Écriture – Préparation de l'ébauche originale	D. Ouaar, A. Megherbi Benali, F. Toumi Benali
Écriture – Révision et édition	D. Ouaar, M.-F. Thévenon, K. Candelier, J. Gérard

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



ATMADJA S., MARTIUS C., LEONARD S., SANZ SANCHEZ M. J., 2021. **TRANSFORMATIONAL CHANGE TO REDUCE DEFORESTATION AND CLIMATE CHANGE IMPACTS – A REVIEW OF DEFINITIONS, CONCEPTS AND DRIVERS IN SCIENTIFIC AND GREY LITERATURE.** ITALY, FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO), 62 P.

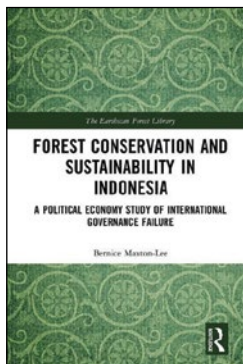
In this study, the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) and the Center for International Forestry Research (CIFOR) teamed up to investigate how transformational change (TC) is understood in the scientific literature. The study, the first of its kind to review academic studies on transformational change, focuses on two main questions: (i) What does 'transformational change' mean? and (ii) What drives it? Addressing enormous challenges from environmental and climate change requires a transformational change in how we use land and natural resources. This study, jointly undertaken by FAO and CIFOR, investigates how transformational change is understood in the scientific literature. We screened 111 scientific articles, published between 2000 and 2018 on transformational change in health, business and land use, natural resources, and climate change. Transformational change (TC) is well articulated in the health, education and business management literature, but less so – only 22 papers – in agriculture, forestry, land use and climate change. Definitions of transformational change converge in that it represents a movement away from the current status; that the transformations should focus on root causes to be sustained; and of a key role of knowledge as driver and indicator of change. Critical elements of TC comprise collective, interdisciplinary and transdisciplinary learning and reflection; managing risks; engaging in on-linear thinking; participation, ownership, and finance. Transformational change is influenced by four groups of drivers: processes; resources; norms; and legitimacy. There are trade-offs between the three dimensions of transformational change: scale, speed (fast) and depth (deep). Indicators of transformational change are complex and difficult to measure. Further reflections and scientific analysis are needed on drivers of transformational change at the intersection between land use and climate change.

Adapted from the publisher's summary.

Download the full report:

<https://doi.org/10.4060/cb6473en>

FAO, Viale delle Terme di Caracalla, 00153 Rome, Italy

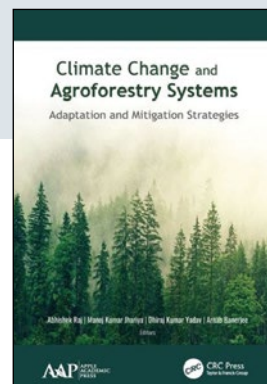


MAXTON-LEE B., 2021. **FOREST CONSERVATION AND SUSTAINABILITY IN INDONESIA – A POLITICAL ECONOMY STUDY OF INTERNATIONAL GOVERNANCE FAILURE.** USA, ROUTLEDGE, TAYLOR AND FRANCIS GROUP, 226 P.

Despite carefully-constructed conservation interventions deforestation in Indonesia is not being stopped. This book identifies why large-scale international forest conservation has failed to reduce deforestation and considers why key stakeholders have not responded as expected.

Adapted from the publisher's summary.

Taylor and Francis Group, 5550 W 74th Street, Indianapolis, IN 46268, USA.
www.routledge.com

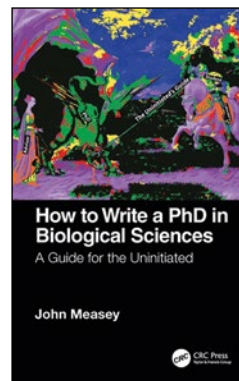


RAJ A., JHARIYA M. K., YADAV D. K., BANERJEE A. (EDS), 2021. **CLIMATE CHANGE AND AGROFORESTRY SYSTEMS – ADAPTATION AND MITIGATION STRATEGIES.** USA, APPLE ACADEMIC PRESS, 422 P.

This new volume addresses the burning issues of the impact of climate change, the alteration of environmental quality, and subsequent mitigation and adaptation strategies through various agroecosystem practices, primarily in agroforestry. The book discusses in depth the impact of climate change on forests and other agroecosystems. It presents new research on mitigation strategies, looking at carbon sequestration in agricultural soils, environmental greening, natural resource management, and livelihood security. It provides a thorough analysis of the potential of various modern, improved, and scientific farming practices, such as climate-smart agriculture and agroforestry systems for climate change mitigation and adaptation. The book also examines the invasion of major fungal diseases in forests and agricultural crops due to climatic fluctuations and goes on to look at water and waste management practices.

Adapted from the publisher's summary.

Taylor and Francis Group, 5550 W 74th Street, Indianapolis, IN 46268, USA.
www.routledge.com



MEASEY J., 2021. **HOW TO WRITE A PHD IN BIOLOGICAL SCIENCES – A GUIDE FOR THE UNINITIATED.** USA, ROUTLEDGE, TAYLOR AND FRANCIS GROUP, 294 P.

You don't have to be a genius to write a PhD. Of course, it will always involve a lot of hard work and dedication, but the process of writing is a whole lot easier if you understand the basic ground rules. This book is a guide through the dos and don'ts of writing a PhD. It will be your companion from the point when you decide to do a PhD, providing practical guidance to getting started, all the way through the nuts and bolts of the writing and editing process. It will also help you to get – and stay – in the right mental framework and establish good habits from the beginning, putting you in a commanding position later on. Examples are tailored to the biological sciences, offering a unique reference for PhD students in these disciplines. Embarking on a PhD doesn't need to be daunting, even if it's your first experience working within academia. Each short section focuses on writing – considered by many to be the most difficult aspect of a PhD – and delves into a practical detail of one aspect, from the title to the supplementary material. Whether you're a student just starting your studies, an early career researcher or a supervisor struggling to cope, the book provides the insider information you need to get ahead.

Adapted from the publisher's summary.

Taylor and Francis Group, 5550 W 74th Street, Indianapolis, IN 46268, USA.
www.routledge.com

Jarrah – *Eucalyptus marginata* Donn.

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>



Dosse.
 Photo D. Guibal, Cirad.

Famille. Myrtaceae.

Nom botanique. *Eucalyptus marginata* Donn.

Continent. Asie, Océanie.

CITES (Convention de Washington, 2016). Pas de restriction commerciale.

Notes. Le Jarrah actuellement commercialisé n'est plus exploité dans les forêts primaires. Il provient uniquement des forêts secondaires (Australie) ou de plantations (notamment en Afrique du Sud).

Description de la grume

Diamètre. De 60 à 120 cm.

Épaisseur de l'aubier. De 3 à 6 cm.

Flottabilité. Non flottable.

Conservation en forêt. Bonne.

Description du bois

Couleur référence. Brun rouge.

Aubier. Bien distinct.

Grain. Moyen.

Fil. Droit ou contrefil.

Contrefil. Léger.

Notes. Aubier étroit. Bois brun rouge à brun foncé, parfois contrefilé, ondulé ou ronçoux.

Propriétés physiques et mécaniques

Propriété	Valeur moyenne
Densité ⁽¹⁾	0,87
Dureté Monnin ⁽¹⁾	9,3
Coefficient de retrait volumique	0,54 % par %
Retrait tangentiel total (Rt)	10,5 %
Retrait radial total (Rr)	6,4 %
Ratio Rt/Rr	1,6
Point de saturation des fibres	34 %
Conductivité thermique (λ)	0,27 W/(m.K)
Pouvoir calorifique inférieur	-
Contrainte de rupture en compression ⁽¹⁾	81 MPa
Contrainte de rupture en flexion statique ⁽¹⁾	101 MPa
Module d'élasticité longitudinal ⁽¹⁾	20 090 MPa

⁽¹⁾ À 12 % d'humidité, avec 1 MPa = 1 N/mm².

Notes. Les propriétés physiques et mécaniques des bois provenant de plantations varient fortement en fonction de l'âge des arbres et de leurs conditions de croissance.



Faux quartier.
 Photo D. Guibal, Cirad.

Durabilité naturelle et imprégnabilité du bois

Résistance aux champignons. Classe 1 – très durable.

Résistance aux insectes de bois sec. Classe D – durable (aubier distinct, risque limité à l'aubier).

Résistance aux termites. Classe M – moyennement durable.

Imprégnabilité. Classe 4 – non imprégnable.

Classe d'emploi couverte par la durabilité naturelle. Classe 4 – en contact avec le sol ou l'eau douce.

Notes. Cette essence est mentionnée dans la norme NF EN 350. La durée de performance peut être modifiée par les conditions d'utilisation (telles que décrites par la norme NF EN 335 de mai 2013). La résistance aux termites est très variable suivant l'origine des bois (bois de forêt naturelle ou bois de plantation).

Traitement de préservation

Contre les attaques d'insectes de bois sec. Ce bois ne nécessite pas de traitement de préservation.

En cas d'humidification temporaire. Ce bois ne nécessite pas de traitement de préservation.

En cas d'humidification permanente. Ce bois ne nécessite pas de traitement de préservation.

Séchage

Vitesse de séchage. Lente.

Risque de déformation. Élevé.

Risque de cémentation. Pas de risque particulier connu.

Risque de fentes. Élevé.

Risque de collapse. Oui.

Notes. Le séchage doit être mené très lentement (ressuyage). Un séchage par déshumidification est conseillé.

Programme de séchage proposé. Programme n° 6 (voir note explicative).

Sciage et usinage

Effet désaffûtant. Assez important.

Denture pour le sciage. Denture stellitée.

Outils d'usinage. Au carbure de tungstène.

Aptitude au déroulage. Non recommandé ou sans intérêt.

Aptitude au tranchage. Non recommandé ou sans intérêt.

Notes. Difficultés de sciage et d'usinage en présence de fil irrégulier. Il est conseillé de réduire l'angle de coupe à 15° pour éviter les arrachements.

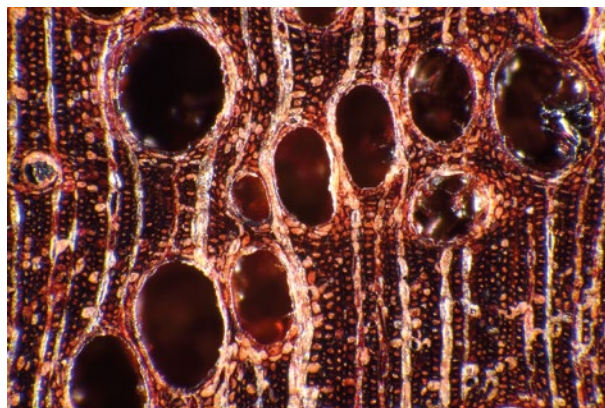
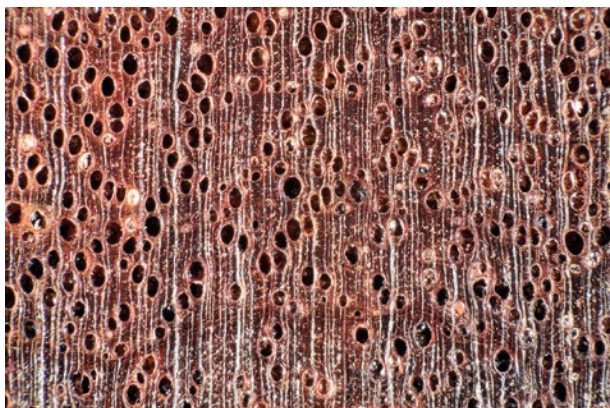
Assemblage

Clouage/vissage. Bonne tenue, avant-trous nécessaires.

Notes. Bois dense : la mise en œuvre du collage doit particulièrement respecter les règles de l'art et les préconisations indiquées pour la colle utilisée.

Sections transversales d'*Eucalyptus marginata*.

Photo J.-C. Cerre.



Classements commerciaux

Classement d'aspect des produits sciés

Selon les règles de classement MGR (2009).

Classements possibles : Prime, Select, Standard, Sound, Serviceable, Utility.

Classement visuel de structure

Conformément à la norme européenne EN 1912 (2012) associée aux normes nationales correspondantes (voir note explicative), la classe mécanique D40 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

Articles tournés.

Construction navale (bordé et pont).

Ébénisterie (meuble de luxe).

Fond de véhicule ou de conteneur.

Lamellé-collé.

Parquet.

Platelage, decking.

Pont (partie non en contact avec le sol ou l'eau).

Revêtement extérieur.

Traverse

Charpente lourde.

Construction navale (membrane).

Escalier d'intérieur.

Lambris.

Moulure.

Parquet lourd ou industriel.

Pont (en contact avec le sol ou l'eau).

Poteau.

Travaux hydrauliques (en eau douce).

Notes. La couleur du bois est souvent hétérogène. Pour certaines utilisations, il est conseillé d'appliquer un égaliseur des teintés. Résistant à un ou plusieurs acides.

Principales appellations vernaculaires

Pays

Australie

Appellation

Jarrah

Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2021.350.a36830>

Droit d'auteur © 2021, Bois et Forêts des Tropiques © Cirad © Quæ

Date de publication : 1^{er} décembre 2021



Escalier intérieur en lamellé-collé – Réalisation Les Bois du Pacifique, Nouméa (Nouvelle-Calédonie).

Photo J. Gérard, D. Guibal, Cirad.

Jarah – *Eucalyptus marginata* Donn.

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. Myrtaceae.

Botanical name. *Eucalyptus marginata* Donn.

Continent. Asia, Oceania.

CITES (Washington Convention of 2017). No trade restrictions.

Notes. Jarrah commercialised today no longer comes from primary forests. It only comes from regrowth forests (Australia) or plantations (South Africa, especially).

Log description

Diameter. 60 to 120 cm.

Thickness of sapwood. 3 to 6 cm.

Buoyancy. Does not float.

Log conservation. Good.

Wood description

Reference colour. Red brown.

Sapwood. Clearly demarcated.

Texture. Medium.

Grain. Straight or interlocked.

Interlocked grain. Slight.

Notes. Narrow sapwood. Wood red brown to dark brown, sometimes interlocked, wavy or curly.

Physical and mechanical properties

Property	Mean value
Density ⁽¹⁾	0.87
Monnin hardness ⁽¹⁾	9.3
Coefficient of volumetric shrinkage	0.54% per %
Total tangential shrinkage (Ts)	10.5%
Total radial shrinkage (Rs)	6.4%
T/R anisotropy ratio	1.6
Fibre saturation point	34%
Thermal conductivity (λ)	0.27 W/(m.K)
Lower heating value	-
Crushing strength ⁽¹⁾	81 MPa
Static bending strength ⁽¹⁾	101 MPa
Longitudinal modulus of elasticity ⁽¹⁾	20,090 MPa

⁽¹⁾ At 12% moisture content, with 1 MPa = 1 N/mm².

Notes. Physical and mechanical properties of Jarrah vary greatly according to trees age and growth conditions.



Flat sawn.
Photo D. Guibal, Cirad.



Half-quarter sawn.
Photo D. Guibal, Cirad.

Natural durability and treatability

Resistance to decay. Class 1 – very durable.

Resistance to dry wood borers. Class D – durable (sapwood demarcated, risk limited to sapwood).

Resistance to termites. Class M – moderately durable.

Treatability. Class 4 – non-treatable.

Use class covered by natural durability. Class 4 – in ground or fresh water contact.

Notes. This species is listed in the NF EN 350 standard. According to the European standard NF EN 335 of May 2013, performance length might be modified by conditions in which it is used. Resistance to termites varies widely depending on the origin of the wood (e.g. natural forest or plantation).

Preservation treatment

Against dry wood borer attacks. This wood does not require any preservation treatment.

In case of temporary humidification. This wood does not require any preservation treatment.

In case of permanent humidification. This wood does not require any preservation treatment.

Drying

Drying rate. Slow.

Risk of distortion. High risk.

Risk of case hardening. No known specific risk.

Risk of checking. High risk.

Risk of collapse. Yes.

Notes. (Air) drying must be done very slowly. Drying by dehumidification is recommended.

Suggested drying schedule. Schedule #6 (see explanatory note).

Sawing and machining

Blunting effect. Fairly high.

Tooth for sawing. Stellite-tipped.

Machining tools. Tungsten carbide.

Suitability for peeling. Not recommended or without interest.

Suitability for slicing. Not recommended or without interest.

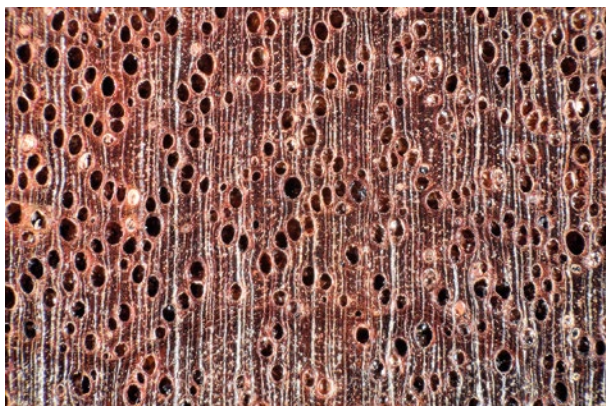
Notes. Sawing and machining difficulties in the presence of interlocked grain. Reducing the cutting angle to 15° is recommended to avoid tearing.

Assembling

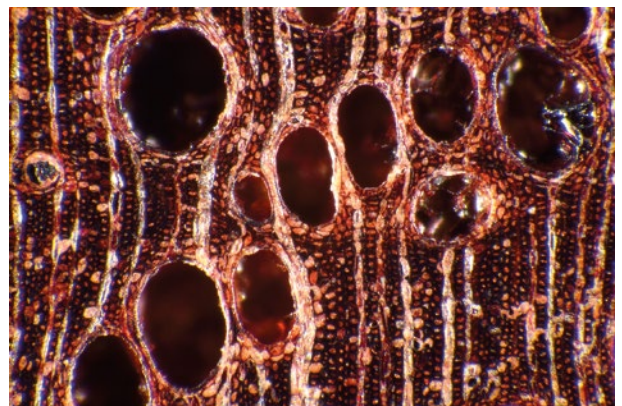
Nailing/screwing. Good but pre-boring necessary.

Notes. High specific gravity: important that gluing be performed in compliance with the code of practice and instructions for the glue used.

Cross sections of *Eucalyptus marginata*.
Photo J.-C. Cerre.



2 mm



0,5 mm

Commercial grading

Sawn timber appearance grading

According to MGR grading rules (2009).

Possible grading: Prime, Select, Standard, Sound, Serviceable, Utility.

Visual structure grading

According to European standard EN 1912 (2012) and associated national standards (see explanatory note), strength class D40 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

Heavy carpentry.

Cabinetry (high-end furniture).

Vehicle or container flooring.

Glued Laminated.

Flooring.

Decking.

Bridges (parts not in contact with water or ground).

Exterior paneling.

Sleepers.

Ship building (planking and deck).

Stairs (inside).

Panelling.

Moulding.

Industrial or heavy flooring.

Bridges (parts in contact with water or ground).

Poles.

Hydraulic works (fresh water).

Common names

Country

Australia

Local name

Jarrah

Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2021.350.a36830>

Droit d'auteur © 2021, Bois et Forêts des Tropiques © Cirad © Quæ

Date de publication : 1^{er} décembre 2021



Interior staircase in glued laminated timber – by Les Bois du Pacifique, Nouméa (New Caledonia).
 Photo J. Gérard, D. Guibal, Cirad.

Okan – *Cylicodiscus gabunensis* Harms.

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>



Dosse.
 Photo D. Guibal, Cirad.



Quartier.
 Photo D. Guibal, Cirad.

Famille. Leguminosae (Mimosaceae).

Nom botanique. *Cylicodiscus gabunensis* Harms.

Continent. Afrique.

CITES (Convention de Washington, 2016). Pas de restriction commerciale.

Description de la grume

Diamètre. De 90 à 150 cm.

Épaisseur de l'aubier. De 5 à 8 cm.

Flottabilité. Non flottable.

Conservation en forêt. Bonne.

Description du bois

Couleur référence. Brun rouge.

Aubier. Bien distinct.

Grain. Moyen.

Fil. Contrefil.

Contrefil. Accusé.

Notes. Odeur très désagréable à l'état vert. Le bois parfait brun jaune devient brun rouge à l'air.

Propriétés physiques et mécaniques

Propriété	Valeur moyenne
Densité ⁽¹⁾	0,91
Dureté Monnin ⁽¹⁾	10,3
Coefficient de retrait volumique	0,61 % par %
Retrait tangentiel total (Rt)	7,9 %
Retrait radial total (Rr)	5,8 %
Ratio Rt/Rr	1,4
Point de saturation des fibres	25 %
Conductivité thermique (λ)	0,29 W/(m.K)
Pouvoir calorifique inférieur	19 410 kJ/kg
Contrainte de rupture en compression ⁽¹⁾	82 MPa
Contrainte de rupture en flexion statique ⁽¹⁾	134 MPa
Module d'élasticité longitudinal ⁽¹⁾	22 260 MPa

⁽¹⁾ À 12 % d'humidité, avec 1 MPa = 1 N/mm².

Durabilité naturelle et imprégnabilité du bois

Résistance aux champignons. Classe 1 – très durable.

Résistance aux insectes de bois sec. Classe D – durable (aubier distinct, risque limité à l'aubier).

Résistance aux termites. Classe D – durable.

Imprégnabilité. Classe 4 – non imprégnable.

Classe d'emploi couverte par la durabilité naturelle. Classe 4 – en contact avec le sol ou l'eau douce.

Notes. Cette essence est mentionnée dans la norme NF EN 350. En raison de sa forte densité et de sa dureté, cette essence couvre naturellement la classe d'emploi 5 (bois immergé de manière régulière ou permanente dans l'eau salée, eau de mer ou eau saumâtre). La durée de performance peut être modifiée par les conditions d'utilisation (telles que décrites par la norme NF EN 335 de mai 2013).

Traitement de préservation

Contre les attaques d'insectes de bois sec. Ce bois ne nécessite pas de traitement de préservation.

En cas d'humidification temporaire. Ce bois nécessite un traitement de préservation adapté.

En cas d'humidification permanente. Ce bois nécessite un traitement de préservation adapté.

Séchage

Vitesse de séchage. Lente.

Risque de déformation. Élevé.

Risque de cémentation. Pas de risque particulier connu.

Risque de fentes. Élevé.

Risque de collapse. Pas de risque particulier connu.

Programme de séchage proposé. Programme n° 7 (voir note explicative).

Sciage et usinage

Effet désaffûtant. Assez important.

Denture pour le sciage. Denture stellitée.

Outils d'usinage. Au carbure de tungstène.

Aptitude au déroulage. Non recommandé ou sans intérêt.

Aptitude au tranchage. Non recommandé ou sans intérêt.

Notes. Le sciage et l'usinage nécessitent des équipements puissants. Difficultés à obtenir une bonne finition en raison du contrefil parfois accusé. Tendance à l'arrachement des fibres sur quartier.

Assemblage

Clouage/vissage. Bonne tenue, avant-trous nécessaires.

Notes. Bois dense : la mise en œuvre du collage doit particulièrement respecter les règles de l'art et les préconisations indiquées pour la colle utilisée.

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.

Sections transversales de *Cylicodiscus gabunensis*.
 Photo J.-C. Cerre.



2 mm



0,5 mm

Classement visuel de structure

Conformément à la norme européenne EN 1912 (2012) associée aux normes nationales correspondantes (voir notice explicative) et à la norme française NF B 52-001-1 (2011), la classe mécanique D40 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

Articles tournés.

Fond de véhicule ou de conteneur.

Parquet lourd ou industriel.

Pont (en contact avec le sol ou l'eau).

Poteau.

Travaux hydrauliques (en milieu maritime). Traverse.

Charpente lourde.

Parquet.

Platelage, decking.

Pont (partie non en contact avec le sol ou l'eau).

Sculpture.

Notes. L'Okan est un subsitut de l'Azobé et du Greenheart.

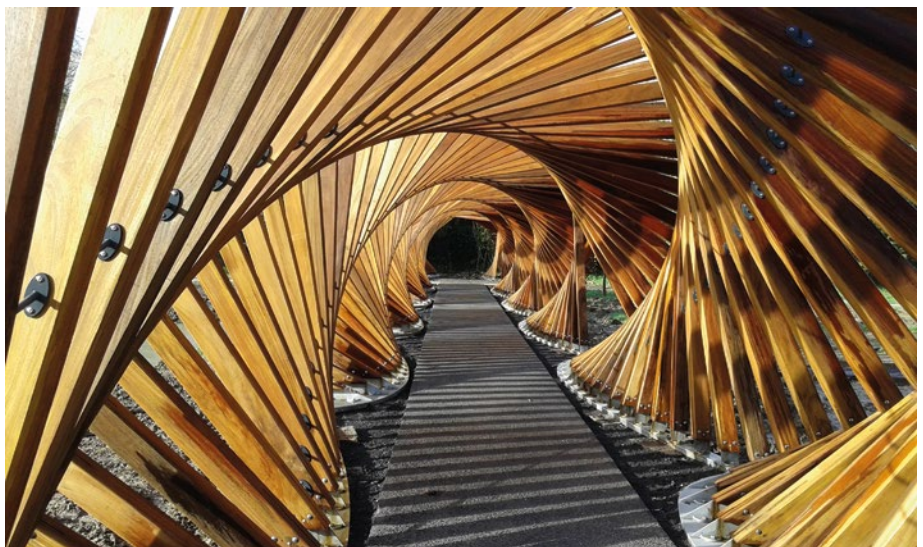
Principales appellations vernaculaires

Pays	Appellation
Cameroun	Adoum, African greenheart, Bokoka
Congo	N'duma
Côte d'Ivoire	Bouémon, Bouemon
Gabon	Édoum, Oduma
Ghana	Adadua, Benya, Denya
Nigeria	Okan

Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2021.350.a36831>

Droit d'auteur © 2021, Bois et Forêts des Tropiques © Cirad © Quæ

Date de publication : 25 février 2021



« Drôle de Carré », les jardins Mallet-Stevens – Réalisation Bois et Loisirs, Croix (France).
 Photo D. Delequeuche..

Okan – *Cylicodiscus gabunensis* Harms.

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>



Flat sawn.
Photo D. Guibal, Cirad.



Quarter sawn.
Photo D. Guibal, Cirad.

Family. Leguminosae (Mimosaceae).

Botanical names. *Cylicodiscus gabunensis* Harms.

Continent. Africa.

CITES (Washington Convention of 2017). No trade restrictions.

Log description

Diameter. 90 to 150 cm.

Thickness of sapwood. 5 to 8 cm.

Buoyancy. Does not float.

Log conservation. Good.

Wood description

Reference colour. Red brown.

Sapwood. Clearly demarcated.

Texture. Medium

Grain. Interlocked grain.

Interlocked grain. Marked.

Notes. Unpleasant odour when green. Heartwood yellow brown becomes red brown on exposure.

Physical and mechanical properties

Property	Mean value
Density(1)	0.91
Monnin hardness(1)	10.3
Coefficient of volumetric shrinkage	0.61% per %
Total tangential shrinkage (Ts)	7.9%
Total radial shrinkage (Rs)	5.8%
T/R anisotropy ratio	1.4
Fibre saturation point	25%
Thermal conductivity (λ)	0.29 W/(m.K)
Lower heating value	19,410 kJ/kg
Crushing strength(1)	82 MPa
Static bending strength(1)	134 MPa
Longitudinal modulus of elasticity(1)	22,260 MPa

⁽¹⁾ At 12% moisture content, with 1 MPa = 1 N/mm².

Natural durability and treatability

Resistance to decay. Class 1 – very durable.

Resistance to dry wood borers. Class D – durable (sapwood demarcated, risk limited to sapwood).

Resistance to termites. Class D – durable.

Treatability. Class 4 – non-treatable.

Use class covered by natural durability. Class 4 – in ground or fresh water contact.

Notes. This species is listed in the NF EN 350 standard. This species naturally covers the use class 5 (wood permanently or regularly submerged in salt water, sea water or brackish water) due to its high specific gravity and its hardness. According to the European standard NF EN 335 of May 2013, performance length might be modified by conditions in which it is used.

Preservation treatment

Against dry wood borer attacks. This wood does not require any preservation treatment.
In case of temporary humidification. This wood requires appropriate preservation treatment.

In case of permanent humidification. This wood does not require any preservation treatment.

Drying

Drying rate. Slow.

Risk of distortion. High risk.

Risk of case hardening. No known specific risk.

Risk of checking. High risk.

Risk of collapse. No known specific risk.

Suggested drying schedule. Schedule #7 (see explanatory note).

Sawing and machining

Blunting effect. Fairly high.

Sawteeth recommended. Stellite-tipped.

Machining tools. Tungsten carbide.

Suitability for peeling. Not recommended or without interest.

Suitability for slicing. Not recommended or without interest.

Notes. Difficult to obtain good finish due to sometimes highly interlocked grain.

Tendency to tear on quarter sawn

Assembling

Nailing/screwing. Good but pre-boring necessary.

Notes. High specific gravity: important that gluing be performed in compliance with the code of practice and instructions for the glue used.

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 short-length lumbers: choice I, choice II.

Possible grading for short-length 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.

Cross sections of *Cylicodiscus gabunensis*.
Photo J.-C. Cerre.



2 mm



0,5 mm

Visual structure grading

According to European standard EN 1912 (2012) and associated national standards (see explanatory note), strength class D40 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

Turned goods.	Heavy carpentry.
Vehicle or container flooring.	Flooring.
Industrial or heavy flooring.	Decking.
Bridges (parts in contact with water or ground).	Bridges (parts not in contact with water or ground).
Poles.	Sculpture.
Hydraulic works (seawater).	Sleepers.

Common names

Country	Local name
Cameroon	Adoum, African greenheart, Bokoka
Congo	N'duma
Côte d'Ivoire	Bouémon
Gabon	Édoum, Oduma
Ghana	Adadua, Benya, Denya
Nigeria	Okan

Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2021.350.a36831>

Droit d'auteur © 2021, Bois et Forêts des Tropiques © Cirad © Quæ

Date de publication : 25 février 2021



“Drôle de Carré”, Mallet-Stevens
 gardens – creation by Bois et Loisirs,
 Croix (France).
 Photo D. Delequeuche.

RÉSUMÉ DE THÈSE /
ACADEMIC THESIS ABSTRACT / RESUMEN DE TESIS ACADÉMICA

Le concept de services écosystémiques peut-il faciliter la transition agroécologique dans l'Amazonie brésilienne ? Résultats d'une approche de recherche par méthodes mixtes à Irituia et Paragominas, dans l'État du Pará.

Antonio Gabriel LIMA RESQUE

RÉSUMÉ

La transition agroécologique est indispensable pour concilier le développement socio-économique et la conservation de l'environnement dans les territoires ruraux du monde entier et plus particulièrement en Amazonie Brésilienne. Le concept de coproduction de services écosystémiques (SE) a été proposé pour penser et discuter cette transition, mais on connaît mal comment les acteurs perçoivent et échangent en pratique sur ce concept.

La question principale de cette thèse est : Comment le cadre conceptuel des SE peut-il servir de base cognitive et opérationnelle pour soutenir la transition agroécologique ? Nous examinons deux municipalités aux modèles de production contrastés, situées dans la partie orientale de l'Amazonie brésilienne : Irituia et Paragominas. Nous avons adopté une perspective multi-acteurs et une approche de méthodes mixtes, combinant des méthodologies qualitatives, telles que des entretiens semi-directifs et l'observation participante, avec des méthodologies semi-quantitatives telles que des questionnaires et un jeu de rôles.

Nous avons d'abord cherché à comprendre comment les acteurs qui appuient l'agriculture perçoivent la coproduction des SE. Les perceptions diffèrent sensiblement selon le type d'activité exercée par les acteurs, notamment en fonction de la nature de leurs connaissances (plus scientifique ou empirique). Nous avons ensuite examiné comment ces perceptions influençaient le processus de décision de pratiques de gestion de l'agroécosystème. Nous avons constaté l'importance de marchés institutionnels pour valoriser l'agrobiodiversité. Des facteurs internes à l'exploitation, tels que le travail, les revenus, les valeurs de l'agriculteur, influencent également ce processus de prise de décision. Enfin, le jeu de rôles construit a permis aux parties prenantes de synthétiser et de discuter de différents types de connaissances sur ce processus.

Finalement, nous avons démontré comment les connaissances générées lors des étapes précédentes pouvaient contribuer à rendre la transition agroécologique plus opérationnelle. En révélant les attentes et les facteurs qui motivent des acteurs locaux, ces connaissances permettent de comprendre ce qui influence les pratiques de gestion de l'agroécosystème. Nous en concluons que le cadre conceptuel de la coproduction des SE permet d'aller au-delà de l'explicitation simple des éléments corrélés à la gestion des agroécosystèmes. Il constitue également un outil pertinent pour stimuler la communication entre les différents acteurs.

Mots-clés : coproduction de services écosystémiques, transition agroécologique, agrobiodiversité, échange de connaissances, modélisation d'accompagnement, Amazonie.

Can the concept of ecosystem services facilitate agroecological transition in the Brazilian Amazon? Results from a mixed-methods approach at Irituia and Paragominas, in Pará state.

ABSTRACT

Agroecological transition is essential to reconcile socio-economic development with environmental conservation in the world's rural areas, and especially so in the Brazilian Amazon. The concept of co-production of ecosystem services (ES) has been put forward to frame discussions on this transition, but little is known about how the various local actors understand and discuss the concept in practice.

The main focus of this thesis is on how the conceptual framework of ES can serve as a cognitive and operational basis to support the agroecological transition. We investigated two municipalities with widely differing models of production, Irituia and Paragominas in the eastern part of the Brazilian Amazon. We adopted a multi-actor perspective and a mixed methods approach combining qualitative methods, such as semi-directed interviews and participant observations, with semi-quantitative methods such as questionnaires and a role-playing game.

We first sought to understand how people involved in agricultural support perceive the coproduction of ES. Their perceptions differ substantially depending on the type of knowledge they have (more scientific or more empirical). We then looked into the ways these perceptions influence decision-making on agroecosystem management practices. We noted the importance of institutional markets in promoting the value of agro-biodiversity. Internal factors such as labour, income and the farmer's own values also influence this decision-making process. Finally, the role-playing game sessions enabled the participants to synthesise and discuss different types of knowledge.

We show that the knowledge generated in the preceding stages could help to promote a more operational agroecological transition. By revealing the motivations of local actors, this knowledge helps to understand the factors that influence agroecosystem management practices. We conclude that the conceptual framework of ES co-production provides for a more in-depth approach than simple explanations of points relating to agroecosystem management. It is also a useful tool for stimulating communication between the different local actors.

Keywords: co-production of ecosystem services, agroecological transition, agro-biodiversity, exchange of knowledge, companion modelling, Amazonia.

¿Puede el concepto de servicios ecosistémicos facilitar la transición agroecológica en la Amazonia brasileña? Resultados de una investigación con métodos mixtos en Irituia y Paragominas, Estado de Pará.

RESUMEN

La transición agroecológica es esencial para conciliar el desarrollo socioeconómico y la conservación del medio ambiente en los territorios rurales de todo el mundo, especialmente en la Amazonia brasileña. Se ha propuesto el concepto de coproducción de servicios ecosistémicos (SE) para reflexionar y debatir sobre esta transición, pero se sabe poco sobre cómo los interesados perciben y aplican este concepto en la práctica.

El tema principal de esta tesis es: ¿Cómo puede utilizarse el marco conceptual de los SE como base cognitiva y operativa para apoyar la transición agroecológica? Examinamos dos municipios con modelos de producción contrastados, situados en la parte oriental de la Amazonia brasileña: Irituia y Paragominas. Adoptamos una perspectiva de múltiples partes interesadas y un enfoque con métodos mixtos, combinando metodologías cualitativas, como las entrevistas semidireccionales y la observación participante, con metodologías semicuantitativas, como cuestionarios y juegos de rol.

En primer lugar, tratamos de entender cómo perciben los actores que apoyan la agricultura la coproducción de los SE. Las percepciones difieren significativamente según el tipo de actividad que realizan los actores, especialmente según la naturaleza de sus conocimientos (más científicos o empíricos). A continuación, examinamos cómo influyen estas percepciones en el proceso de toma de decisiones sobre las prácticas de gestión de los agroecosistemas. Hemos visto la importancia de los mercados institucionales para valorar la agrobiodiversidad. Los factores internos de la explotación, como el trabajo, los ingresos y los valores del agricultor, también influyen en este proceso de toma de decisión. Posteriormente, el juego de rol permitió a los interesados sintetizar y debatir sobre diferentes tipos de conocimiento relacionados con el proceso.

Por último, demostramos cómo los conocimientos generados en los pasos anteriores pueden contribuir a hacer más operativa la transición agroecológica. Al revelar las expectativas y los factores de motivación de los actores locales, este conocimiento ayuda a comprender qué influye en las prácticas de gestión de los agroecosistemas. Concluimos que el marco conceptual de la coproducción de SE nos permite ir más allá de la simple explicitación de los elementos correlacionados con la gestión de los agroecosistemas. También es una herramienta relevante para estimular la comunicación entre los diferentes actores.

Palabras clave: coproducción de servicios ecosistémicos, transición agroecológica, agrobiodiversidad, intercambio de conocimientos, modelización de seguimiento, Amazonia.



Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2021.350.a36832>

Droit d'auteur © 2021, Bois et Forêts des Tropiques © Cirad

Date de publication : 1^{er} décembre 2021



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

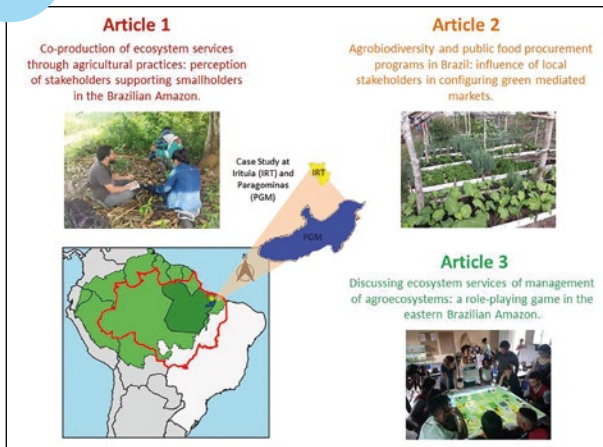


Figure 1.

Vue d'ensemble de la thèse. Le premier article étudie comment une diversité de parties prenantes soutenant les agriculteurs familiaux dans notre zone d'étude perçoivent les services écosystémiques (SE) et les pratiques agricoles. Cette étude identifie les SE mis en avant par les parties prenantes, les facteurs influençant la différenciation de leurs perceptions et la manière dont elles lient les SE aux pratiques agricoles (coproduction). Dans le deuxième article, nous avons identifié certains facteurs externes à l'agroécosystème, notamment le marché, qui peuvent influencer l'agrobiodiversité. Nous démontrons comment deux programmes institutionnels d'achat de produits alimentaires (à savoir le PAA et le PNAE) valorisent actuellement l'agrobiodiversité en fonction du contexte local à Paragominas et Irituia. Dans le troisième article, nous avons examiné comment les SE sont pris en compte (parmi d'autres facteurs) dans le processus de prise de décision des acteurs locaux impliqués dans la gestion des agroécosystèmes. À cette fin, nous analysons un jeu de rôles co-construit pour explorer, dans un environnement de simulation, comment certains facteurs internes aux agroécosystèmes (par exemple, la main-d'œuvre, les ressources financières, les connaissances) influencent le processus de prise de décision concernant la transition agroécologique. Figure 1 de G. Resque.

Figure 1.

Overview of the thesis. The first paper investigates how the different stakeholders supporting family farmers in our study area perceive ecosystem services (ES) and agricultural practices. This study identifies the ES identified by stakeholders, the factors influencing their different perceptions and how they link ES to farming practices (co-production). In the second paper, we identify factors external to the agro-ecosystem, especially markets, that can influence agrobiodiversity. We show how two institutional food procurement programmes (PAA and PNAE) currently value agrobiodiversity in the local context in Paragominas and Irituia. In the third paper, we investigate how ES are taken into account (among other factors) in the decision-making process of local actors involved in agroecosystem management. For this purpose, we analysed a co-constructed role-playing game to explore, in a simulated environment, how certain factors internal to agroecosystems (e.g. labour, financial resources, knowledge) influence the decision-making process as regards the agroecological transition. Figure 1 from G. Resque.

Figure 1.

Visión general de la tesis. El primer artículo estudia cómo diversas partes interesadas, que apoyan a las partes de interesadas familiares en nuestra zona de estudio, perciben los servicios ecosistémicos (SE) y las prácticas agrícolas. Este estudio identifica los SE a los que dan importancia los agricultores, los factores que influyen en la diferenciación de sus percepciones y su forma de que vincular los SE con las prácticas agrícolas (coproducción). En el segundo artículo identificamos algunos factores externos al agroecosistema, especialmente el mercado, que pueden influir en la agrobiodiversidad. Demostramos cómo dos programas institucionales de adquisición de alimentos (el PAA y el PNAE) valoran actualmente la agrobiodiversidad en función del contexto local en Paragominas e Irituia. En el tercer artículo examinamos cómo se tienen en cuenta los SE (entre otros factores) en el proceso de toma de decisiones de los agentes locales implicados en la gestión de los agroecosistemas. Para ello, analizamos un juego de rol elaborado en colaboración para explorar, en un entorno de simulación, cómo ciertos factores internos de los agroecosistemas (por ejemplo, la mano de obra, los recursos económicos o el conocimiento) influyen en el proceso de toma de decisiones relativas a la transición agroecológica. Figura 1 de G. Resque.

Grade et diplôme : Docteur en Agroécologie.

Spécialité : Agroécologie.

Université : AgroParisTech, France.

Date de soutenance : 18 décembre 2020.

Composition du jury

Direction : Christophe LE PAGE (Directeur, Cirad, UMR SENS, France), Émilie COUDEL (Co-encadrante, Cirad, UMR SENS, France), Marie-Gabrielle PIKETTY (Co-encadrante, Cirad, UMR SENS, France).

Composition du jury

Président : Krishna NAUDIN (Chercheur, Cirad, UPR Aida, France).

Rapporteurs : Catia GRISA (Professeure, UFRGS, Brésil),

Philippe MÉRAL (Chercheur, IRD, UMR SENS, France).

Examinatrices : Martine ANTONA (Chercheuse, Cirad, UMR SENS), Joice FERREIRA (Chercheuse, EMBRAPA, Brésil)

Financements :

STRADIV – System approach for the TRAnsition to bio-Diversified agroecosystems, financé par Agropolis Fondation (référence ID 1504-003).

Refloramaz – Forest restoration by family farmers in the Eastern Amazon, financé par Agropolis Fondation (référence ID 1503-011), au travers du programme Investissements d'avenir du Labex Agro (ANR-10-LABX-0001-01), et par Embrapa (SEG 03.15.12.004.00.00).

Langue de rédaction : Anglais

Accès au manuscrit :

<https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-03223473/>

Contact : Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA), PA-256, s/n, CEP: 68627-451, Paragominas, Pará, Brasil.

gabriel.resque@ufra.edu.br

<http://lattes.cnpq.br/7261871315338441>



Figure 2.

Session du jeu de rôles. Lors des sessions de jeu, les participants sont invités à sélectionner les activités qu'ils souhaitent réaliser, à les localiser sur le plateau de jeu et à indiquer les pratiques liées à ces activités. Ces décisions humaines sont introduites dans un modèle de simulation informatique qui simule la dynamique de l'agroécosystème et calcule une série d'indicateurs qui rendent compte de l'équilibre entre bénéfices environnementaux et socio-économiques. La session se termine par un débriefing au cours duquel les décisions des joueurs et les résultats obtenus sont mis en regard de la réalité pour nourrir les échanges entre participants et chercheurs. Figure 2 de K. Naudin.

Figure 2.

Role-play session. During the session, the participants were asked to select the activities they wished to carry out, to locate them on the game board and to indicate the practices related to these activities. These human decisions were fed into a computer simulation model that simulates the dynamics of the agroecosystem and calculates a series of indicators that reflect the balance between environmental and socio-economic benefits. The session ended with a debriefing during which the players' decisions and the results obtained were compared with the real situation in order to stimulation exchanges between participants and researchers. Figure 2 from K. Naudin.

Figura 2.

Sesión de juegos de rol. Durante las sesiones de juego se pide a los participantes que seleccionen las actividades que desean realizar, que las ubiquen en el tablero de juego y que indiquen las prácticas relacionadas con dichas actividades. Estas decisiones humanas se introducen en un modelo informático que simula la dinámica del agroecosistema y calcula una serie de indicadores que reflejan el equilibrio entre los beneficios medioambientales y socioeconómicos. La sesión termina con una reunión donde se comparan las decisiones de los jugadores y los resultados obtenidos con la realidad para enriquecer los intercambios entre participantes e investigadores. Figura 2 de K. Naudin.

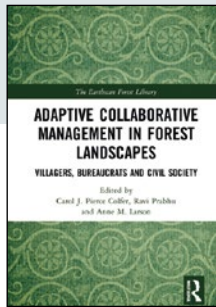
Publications

Liste des articles publiés

Resque A. G. L., Piketty M.-G., Sá T., et al., 2019. Agrobiodiversity and public food procurement programs in Brazil: influence of local stakeholders in configuring green mediated markets. *Sustainability*, 11: 1425. <https://doi.org/10.3390/su11051425>

Resque A. G. L., Perrier E., Couedel E., et al., 2021a. Discussing ecosystem services in management of agroecosystems: a role-playing game in the eastern Brazilian Amazon. *Agroforestry Systems*, 1-15. <https://doi.org/10.1007/s10457-021-00633-7>

Resque A. G. L., Piketty M.-G., Couedel E., et al., 2021b. Co-production of ecosystem services through agricultural practices: perception of stakeholders supporting smallholders in the Brazilian Amazon. *Cahiers Agricultures*, 30: 20. <https://doi.org/10.1051/cagri/2021006>

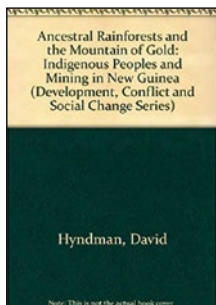


PIERCE COLFER C. J., PRABHU R., LARSON A. M. (EDS), 2021. **ADAPTIVE COLLABORATIVE MANAGEMENT IN FOREST LANDSCAPES – VILLAGERS, BUREAUCRATS AND CIVIL SOCIETY.** USA, ROUTLEDGE, TAYLOR AND FRANCIS GROUP, 296 P.

This book examines the value of Adaptive Collaborative Management for facilitating learning and collaboration with local communities and beyond, utilising detailed studies of forest landscapes and communities. Many forest management proposals are based on top-down strategies, such as the Million Tree Initiatives, Forest Landscape Restoration (FLR) and REDD+, often neglecting local communities. In the context of the climate crisis, it is imperative that local peoples and communities are an integral part of all decisions relating to resource management. Rather than being seen as beneficiaries or people to be safeguarded, they should be seen as full partners, and Adaptive Collaborative Management is an approach which prioritises the rights and roles of communities alongside the need to address the environmental crisis. The volume presents detailed case studies and real-life examples from across the globe, promoting and prioritising the voices of women and scholars and practitioners from the Global South who are often under-represented. Providing concrete examples of ways that a bottom-up approach can function to enhance development sustainably, via its practitioners and far beyond the locale in which they initially worked, this volume demonstrates the lasting utility of approaches like Adaptive Collaborative Management that emphasize local control, inclusiveness and local creativity in management. This book will be of great interest to students, scholars and practitioners working in the fields of conservation, forest management, community development and natural resource management and development studies more broadly.

Adapted from the publisher's summary.

Taylor and Francis Group, 5550 W 74th Street, Indianapolis, IN 46268, USA.
www.routledge.com



HYNDMAN D., 2021. **ANCESTRAL RAINFORESTS AND THE MOUNTAIN OF GOLD – INDIGENOUS PEOPLES AND MINING IN NEW GUINEA.** USA, ROUTLEDGE, TAYLOR AND FRANCIS GROUP, 224 P.

The ancestral rain forests for the Wopkaimin people have long been a sacred geography, a place that has allowed them to act out the obligations of the male cult system and social relations of production based on kinship. Today the people and their place are suffering disastrous consequences from the sudden imposition of one of the world's largest mining projects, which has brought about severe social and ecological disruptions. Based on fieldwork spanning more than a decade, David Hyndman's book traces the extraordinary socioecological transformation of a traditional society confronting modern technological risk. Across the island of New Guinea, the clash between the simple production and subsistence production system of indigenous peoples and the expanded production and private accumulation system of mining has resulted in environmental degradation.

Adapted from the publisher's summary.

Taylor and Francis Group, 5550 W 74th Street, Indianapolis, IN 46268, USA.
www.routledge.com



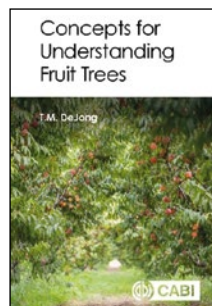
MICHON G., CARRIÈRE S., MOIZO B. (DRS), 2019. **HABITER LA FORÊT TROPICALE AU XXI^e SIÈCLE.** FRANCE, INSTITUT DE RECHERCHE POUR LE DÉVELOPPEMENT ÉDITIONS (IRD), 384 P.

Écosystèmes majeurs dans la lutte contre le réchauffement climatique, hauts lieux de biodiversité, les forêts tropicales humides abritent en ce début de XXI^e siècle plus de 700 millions de personnes. Considérées tantôt comme gardiennes de la forêt, tantôt comme responsables de la déforestation, ces populations forestières font l'objet de nombreuses idées reçues. Mais qui sont-elles véritablement, et comment vivent-elles dans le monde contemporain ? Des derniers peuples chasseurs-cueilleurs aux migrants sans terre, des cultivateurs aux planteurs de caoutchouc en passant par les exploitants du palmier à huile et les forestiers, cet ouvrage décrit la réalité de ces populations dans toute leur diversité. Il met en lumière la richesse de leurs rapports à la forêt, de leurs représentations, de leurs pratiques et de leurs usages. Il illustre la façon dont elles s'inscrivent dans la globalisation, et comment le marché mondial et les politiques publiques affectent leurs modes de vie. Enfin, il souligne l'impact du changement global et des mécanismes financiers qui en résultent sur les modes de gestion des forêts tropicales et sur le devenir des populations forestières. Panorama inédit des forêts tropicales d'Amazonie, d'Afrique centrale, d'Asie du Sud-Est et de Madagascar, cet ouvrage réunit les textes d'anthropologues, d'écologues, de géographes, d'économistes... Il s'appuie sur une iconographie riche et originale, au plus près des populations et du terrain.

Adapted from the publisher's summary.

IRD Éditions, 911 avenue Agropolis, BP 65501, 34394 Montpellier cedex 5, France.

www.editions.ird.fr



DEJONG T. M., 2022. **CONCEPTS FOR UNDERSTANDING FRUIT TREES.** USA, UNIVERSITY OF CALIFORNIA, CENTRE FOR AGRICULTURAL BIOSCIENCE INTERNATIONAL (CABI), 136 P.

Anyone who observes fruit trees may wonder how or why they behave in specific ways. Some trees grow upright while others have a spreading habit. Some produce many flowers and small immature fruit only to drop most of the fruit later on; others grow more strongly on their sunny side than their shady side. It is common to ascribe such behaviour to the tree as a whole and state that trees preferentially "allocate" resources to specific organs. However, this is the wrong approach to understanding tree functioning and behaviour. Trees are not in control of what they do. What trees do and how they function is shaped by the individual organs that make up the tree, not by the tree as a whole. The genetic code only indirectly determines the habit, structure and behaviour of a tree by defining the behavioural and functional limits of the component organs, tissues and cells. Unlike animals that have a mechanism for collective control of the whole organism – a central nervous system – trees (and plants in general) are more appropriately considered as collections of semi-autonomous organs. These organs are dependent on one another for resources, such as water, energy and nutrients, but control their own destiny. This book presents a clear set of integrative concepts for understanding the overall physiology and growth of temperate deciduous fruit trees. The emphasis is on overarching principles rather than detailed descriptions of tree physiology or differences among the numerous species of fruit trees. Although the focus is on deciduous fruit trees, many aspects apply to evergreen fruit trees and trees that grow naturally in unmanaged situations. Highly relevant for students and researchers in pomology, horticulture and plant sciences, the book is also suitable for practitioners, extension staff, and novice fruit tree growers.

Adapted from the publisher's summary.

Adapted from the publisher's summary.

CABI, Wallingford, Nosworthy Way, Wallingford, Oxfordshire, OX10 8DE, United Kingdom.
www.cabi.org

Proceedings

**The Joint 43rd Annual Meeting of Council on Forest Engineering (COFE)
& the 53rd International Symposium on Forest Mechanization (FORMEC)
Forest Engineering Family – Growing Forward Together**
27-30 September 2021, Corvallis, Oregon, USA

Editors: Woodam Chung, John Sessions, Kevin Lyons, Karle Wigginton

The 43rd annual meeting of the Council on Forest Engineering (COFE) and the 53rd annual meeting of the International Symposium on Forest Mechanization (FORMEC) will meet jointly in Corvallis, Oregon, USA. This event will be the second of two consecutive annual joint meetings between COFE and FORMEC. The event theme, 'Forest Engineering Family – Growing Forward Together', will guide us in building One Big Family of Forest Engineering across continents and sectors. Together, we will learn from the legacy of previous generations, tackle present forest engineering challenges, map our future, and empower our next generations.

Language: English

Download the proceedings:

[https://www.iufro.org/fileadmin/material/publications/proceedings-archive/30000-30100-COFE FORMEC2021_Proceedings.pdf](https://www.iufro.org/fileadmin/material/publications/proceedings-archive/30000-30100-COFE_FORMEC2021_Proceedings.pdf)

Conference website:

www.iufro.org



**COUNCIL
ON FOREST
ENGINEERING**



FORMEC
Oregon, USA 2021

RÉSUMÉ DE THÈSE /
ACADEMIC THESIS ABSTRACT / RESUMEN DE TESIS ACADÉMICAÉvaluation et gestion des
potentialités microbiennes du sol
pour l'amélioration de la tolérance du
caroubier aux contraintes hydriques.

Hamza KHASSALI

RÉSUMÉ

Le caroubier (*Ceratonia siliqua* L.), composante écologique, culturelle et industrielle du pourtour méditerranéen, est marqué par un déclin de son abondance ces dernières décennies. Trois facteurs aggravants ont été identifiés : une politique agricole en faveur d'autres espèces végétales, une forte urbanisation du littoral méditerranéen, fragmentant son habitat, et enfin des conditions climatiques défavorables, notamment un allongement des périodes de sécheresse. La dépendance du caroubier vis-à-vis des ressources en eau est un trait sous-estimé, et pourtant déterminant pour sa survie. L'optimisation de l'association symbiotique entre caroubier et champignons mycorrhiziens a été proposée comme une stratégie prometteuse pour améliorer sa résistance au stress hydrique. Cependant, une vision plus holistique des interactions plante-microorganisme au sein de l'environnement semble incontournable pour relever durablement les défis de l'adaptation des plantes aux contraintes environnementales. L'hypothèse centrale de la thèse est que la gestion des interactions entre le caroubier et le microbiote de certaines plantes pionnières pourrait être la clé d'une meilleure adaptation du caroubier à la sécheresse. Les objectifs ont été, d'une part, d'évaluer la spécificité des microbiotes associés aux plantes vivant avec le caroubier et, d'autre part, de quantifier leur impact sur la croissance du caroubier et sa résistance au stress hydrique. Les résultats de l'étude ont montré une prédominance des actinobactéries, protéobactéries et ascomycètes dans les habitats étudiés, avec des divergences fonctionnelles notables entre le Nord et le Sud du Maroc. Des expérimentations menées en jardin contrôlé ont révélé que le type de microbiote détermine l'effet sur la croissance et la résistance du caroubier, avec cependant de fortes variations suivant le statut hydrique. En effet, le microbiote natif du caroubier est l'un des plus efficaces en conditions hydriques non limitantes, mais confère peu de résistance à la sécheresse. Cependant, le microbiote associé au pistachier lentisque a permis d'atteindre le meilleur compromis croissance-résistance. Ce bénéfice semble s'expliquer par une plus forte abondance de champignons endophytes de type DSE (*dark septate endophytes*) et une augmentation de la colonisation mycorrhizienne en réponse à un stress hydrique. L'intégration du pistachier lentisque dans les itinéraires techniques comme levier de gestion d'un microbiote bénéfique pourrait donc représenter une stratégie d'avenir pour l'adaptation du caroubier à une sécheresse croissante dans le bassin méditerranéen.

Mots-clés : caroubier, microbiote, sécheresse, compromis croissance-résistance, Maroc.

Evaluation and management of soil
microbial potentialities for improving
the carob tree tolerance to water
constraints.

ABSTRACT

The carob tree (*Ceratonia siliqua* L.), an ecological, cultural and industrial component of the Mediterranean basin, has been experiencing a decline of its abundance in recent decades. Three contributing factors have been identified, an agricultural policy in favour of other plant species, an increasing urbanisation of the Mediterranean coastline, which leads to habitat fragmentation, and negative climatic conditions, notably longer periods of drought. The dependency of the carob tree on water resources is an underestimated trait, and yet a crucial one for its survival. The optimisation of the symbiotic association between carob and mycorrhizal fungi has been proposed as a promising strategy to improve its resistance to water stress. However, a more holistic view of plant-microorganism interactions within the environment seems essential to sustainably address the challenges of plant adaptation to environmental stresses. The central hypothesis of the thesis is that the management of interactions between the carob tree and the microbiota of some pioneer plants in its habitat could be the key for a better adaptation of the carob tree to drought. The objectives were (i) to assess the specificity of microbiota associated with plants living with the carob, and (ii) to quantify their impact on carob growth and resistance to water deficit. The results showed a predominance of actinobacteria, proteobacteria and ascomycetes in the studied habitats, with significant functional divergences between North and South of Morocco. Common garden experiments revealed that the type of microbiota was a major driver of the effect on carob growth and resistance, with strong variations depending on the water status. Indeed, the native microbiota of the carob tree is one of the most efficient under non-limiting water conditions but confers little resistance to drought. On the other hand, the microbiota associated with the lentisk provides the best growth-resistance trade-off. This benefit seems to be attributable to a higher abundance of DSE (*dark septate endophytes*) fungi and an increase in mycorrhizal colonisation in response to water stress. The integration of lentisk in technical practices as a lever for the management of a beneficial microbiota could therefore represent a future strategy for the adaptation of carob to increasing drought in the Mediterranean basin.

Keywords: carob tree, microbiota, drought, growth-resistance trade-off, Morocco.

Evaluación y gestión del potencial
microbiano del suelo para mejorar la
tolerancia del algarrobo ante el estrés
hídrico.

RESUMEN

El algarrobo (*Ceratonia siliqua* L.), componente ecológico, cultural e industrial de la región mediterránea, ha pasado a ser menos abundante en las últimas décadas. Se han identificado tres factores agravantes: una política agrícola favorable a otras especies vegetales; la importante urbanización del litoral mediterráneo, que fragmenta su hábitat, y las condiciones climáticas desfavorables, especialmente los largos períodos de sequía. Se ha subestimado la dependencia del algarrobo de los recursos hídricos, aunque es crucial para su supervivencia. Se propone optimizar la asociación simbiótica entre algarrobo y hongos micorrízicos como una estrategia para mejorar su resistencia al estrés hídrico. Sin embargo, parece inevitable tener que aplicar una visión más holística de las interacciones entre plantas y microorganismos en el seno del medio ambiente para poder afrontar de forma duradera los retos de adaptación de las plantas ante las presiones medioambientales. La hipótesis central de la tesis es que la gestión de las interacciones entre el algarrobo y la microbiota de ciertas plantas pioneras podría ser la clave para mejorar la adaptación del algarrobo a la sequía. Los objetivos son: (i) evaluar la especificidad de la microbiota asociada a las plantas que viven con el algarrobo, y (ii) cuantificar su impacto en el crecimiento y en la resistencia al estrés hídrico del algarrobo. Los resultados del estudio mostraron un predominio de actinobacterias, proteobacterias y ascomycetos en los hábitats estudiados, con notables divergencias funcionales entre el norte y el sur de Marruecos. Los experimentos realizados en jardín controlado revelaron que el tipo de microbiota tiene un efecto determinante en el crecimiento y la resistencia del algarrobo, aunque con importantes variaciones en función del estado hídrico. De hecho, la microbiota nativa del algarrobo es una de las más eficientes en condiciones hídricas no limitadas, pero confiere poca resistencia ante la sequía. En cambio, la microbiota asociada al lentisco permitió alcanzar el mejor balance entre crecimiento y resistencia. Este beneficio parece explicarse por una mayor abundancia de hongos endófitos septados oscuros (ESO) y un aumento de la colonización micorrízica como respuesta al estrés hídrico. La integración del lentisco en los itinerarios técnicos para impulsar una microbiota beneficiosa podría, por tanto, ser una estrategia de futuro para la adaptación del algarrobo a una sequía creciente en la cuenca mediterránea.

Palabras clave: algarrobo, microbiota, sequía, balance entre crecimiento y resistencia, Marruecos.



Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2021.350.a36838>

Droit d'auteur © 2021, Bois et Forêts des Tropiques © Cirad
Date de publication : 1^{er} décembre 2021



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

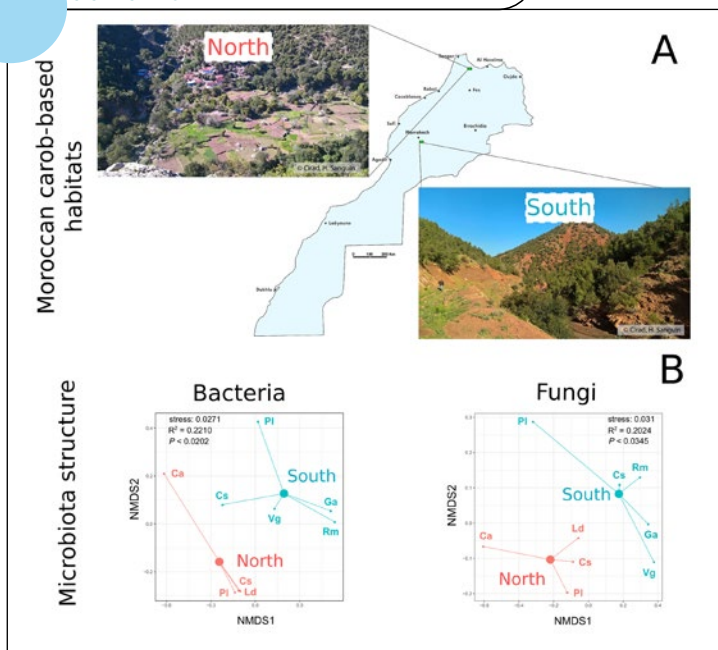


Figure 1. A. Localisation des sites d'étude au nord (région du Rif) et au sud (vallée de l'Ourika) du Maroc. **B.** Analyse de structure (nMDS) de la microbiote associée à différentes espèces végétales présentes au sein des habitats au nord (rouge) et au sud (bleu) du Maroc. Les différences dans la structure des communautés entre le Nord et le Sud ont été évaluées par PERMANOVA. Les valeurs de R² et de p-values sont indiquées sur chaque projection de la nMDS. L'hétérogénéité de dispersion des données (HOMOVA) entre le Nord et le Sud n'est pas significative. Ca, *Cistus albidus*; Cs, *Ceratonia siliqua*; Ga, *Globularia alypum*; Ld, *Lavandula dentata*; Pl, *Pistacia lentiscus*; Rm, *Retama monosperma*; Vg, *Vachellia gummifera*.

Figure 1. A. Location of the study sites in the north (Rif region) and south (Ourika Valley) of Morocco. **B.** Structural analysis (nMDS) of the microbiota associated with different plant species present in the northern (red) and southern (blue) habitats in Morocco. Differences in community structure between north and south were assessed with PERMANOVA. R² and p-values are shown on each nMDS projection. Heterogeneity in the dispersion of the data (HOMOVA) between the north and the south is not significant. Ca, *Cistus albidus*; Cs, *Ceratonia siliqua*; Ga, *Globularia alypum*; Ld, *Lavandula dentata*; Pl, *Pistacia lentiscus*; Rm, *Retama monosperma*; Vg, *Vachellia gummifera*.

Figure 1. A. Localización de las zonas de estudio en el norte (región del Rif) y en el sur (valle de Ourika) de Marruecos. **B.** Análisis de estructura (nMDS) de la microbiota asociada a diferentes especies vegetales presente en los hábitats del norte (rojo) y del sur (azul) de Marruecos. Las diferencias en la estructura de las comunidades entre el norte y el sur se evaluaron mediante PERMANOVA. Los R² y valores-p se indican para cada proyección de la nMDS. La heterogeneidad de dispersión de los datos (HOMOVA) entre el norte y el sur no es significativa. Ca, *Cistus albidus*; Cs, *Ceratonia siliqua*; Ga, *Globularia alypum*; Ld, *Lavandula dentata*; Pl, *Pistacia lentiscus*; Rm, *Retama monosperma*; Vg, *Vachellia gummifera*.

Graduate and academic degree: PhD in plant ecophysiology and adaptation
University: Montpellier University (France), Cadi Ayyad University (Morocco).

Date of defense: 16 december 2020.

Composition of the jury

Direction

Hervé SANGUIN (researcher, CIRAD, Umr Phim, Montpellier, France), Alex BAUMEL (lecturer, Aix-Marseille University, Umr Imbe, Marseille, France), Lahcen OUAHMANE (professor, Cadi Ayyad University, Laboratory of Microbial Biotechnology, Agrosciences and Environment, Marrakesh, Morocco), Yves PRIN (Research Director, CIRAD, Umr Lstm, Montpellier, France).

Members

Yedir OUHDOUCH (Professor, Cadi Ayyad University, Laboratory of Microbial Biotechnology, Agrosciences and Environment, Marrakesh, Morocco), Sophie GAUDRIIAULT (Research Director, INRAE, UMR DGIMI, Montpellier, France), Mohammed FARISSI (Professor, Soltane Moulay Slimane University, Laboratory of Biotechnology and Sustainable Development of Natural Resources, Beni Mellal, Morocco), Thierry HEULIN (Research Director, CNRS, UMR LEMIR, Saint-Paul-Lez-Durance, France).

Funding

The PhD scholarship was funded by the Partenariat Hubert Curien TOUBKAL in the framework of the BARACA project (TBK/17/50) and by CIRAD incentive actions.

The operating budget for the thesis was provided by the DYNAMIC project (<https://dynamic.cirad.fr>), supported by the French national agency of research (ANR-14-CE02-0016).

Langage used for writing: French and English.

To access to the manuscript: <https://hal.archives-ouvertes.fr/tel-03329633>

Contact

Postal address: 30 Cooperative el-fath Av Med Boulifa, route takaboute 46020, Safi, Maroc

Email: hamza.khassali@gmail.com

ResearchGate: <https://www.researchgate.net/profile/Hamza-Khassali>

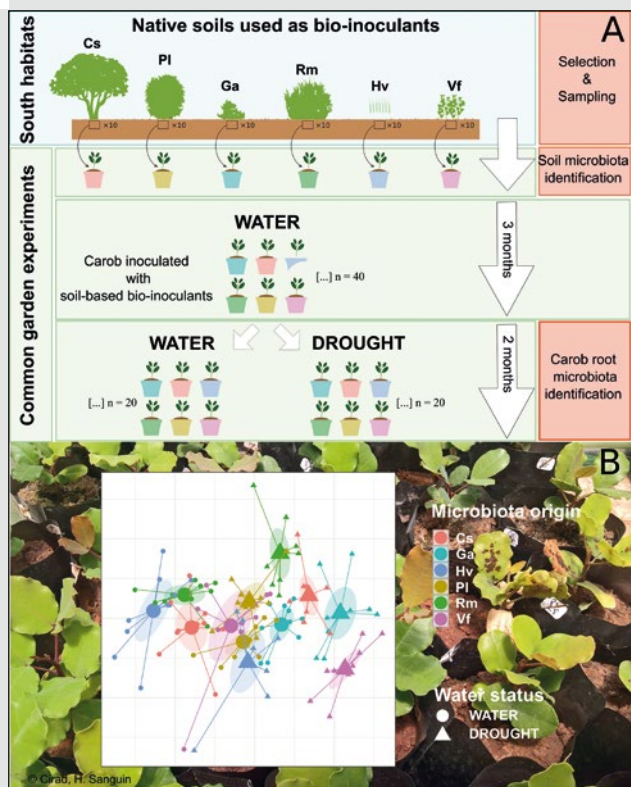


Figure 2. A. Diagram showing the experimental approach, from constituting native bio-inoculants from a habitat in southern Morocco to establishing a controlled garden system with carob trees under water stress (WATER: no water deficit; DROUGHT: water deficit), inoculated with different types of native bio-inoculants. **B.** Principal component analysis of the growth, physiological and mycorrhizal colonisation parameters of carob trees inoculated with native bioinoculants under water stress (WATER and DROUGHT), corresponding to the controlled garden set-up. The different colours represent the origins of the bio-inoculant, and each symbol corresponds to an individual carob tree. The individuals are grouped by bio-inoculant type and water stress. Cs, *Ceratonia siliqua*; Pl, *Pistacia lentiscus*; Ga, *Globularia alypum*; Rm, *Retama monosperma*; Hv, *Hordeum vulgare*; Vf, *Vicia faba*. The background photo shows the controlled garden system.

Figure 2. A. Esquema de la actuación experimental que va de la constitución de bioinoculantes nativos provenientes de un hábitat del sur de Marruecos, hasta la aplicación de un dispositivo en jardín controlado con algarrobos bajo limitaciones hídricas (WATER: sin déficit hídrico; DROUGHT, con déficit hídrico), inoculados con diferentes tipos de bioinoculantes nativos. **B.** Análisis del componente principal de los parámetros de crecimiento, fisiológico y de colonización micorrícica de los algarrobos inoculados con bioinoculantes nativos bajo limitaciones hídricas (WATER y DROUGHT), correspondiente al dispositivo en jardín controlado. Cada color representa el origen del bioinoculante, y cada símbolo corresponde a un individuo (algarrobo). Los individuos se agrupan por tipo de bioinoculante y limitación hídrica. Cs, *Ceratonia siliqua*; Pl, *Pistacia lentiscus*; Ga, *Globularia alypum*; Rm, *Retama monosperma*; Hv, *Hordeum vulgare*; Vf, *Vicia faba*. Al fondo, foto que ilustra el dispositivo en jardín controlado.

Publications

List of the published references

Khassali H., Baumel A., Mahé F., Tournier E., Tisseyre P., Prin Y., Ouahmane L., Sanguin H., 2019. The belowground bacterial and fungal communities differed in their significance as microbial indicator of Moroccan carob habitats. Ecological indicators, 114, 106341. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106341>



**FABI, the Forestry and Agricultural Biotechnology Institute,
at the University of Pretoria**

IUFRO WP 7.03.16 Mentoring Program

24th of January 2022
Europe and Africa session
12.00 UTC

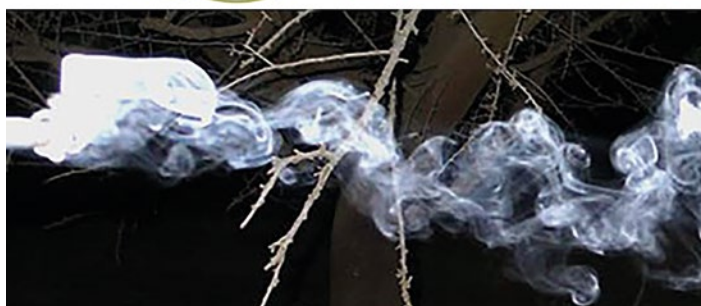
21st of February 2022
North, Central and South America
18.00 UTC

28th of March 2022
Asia and Oceania session
04.00 UTC

In early 2022 the WP 7.03.16 will host three symposia highlighting the work of graduate students in the disciplines of Behavioural and Chemical Ecology of forest insects. The first symposium will be focused on the regions of Europe and Africa, the second on the regions of North and South / Central America, and the third on the regions of Asia and Oceania. **The symposia will occur virtually and are open to everyone to attend; however, only students will present their work.** Talks will be pre-recorded and submitted in advance of each symposia for judging. The top three from each region will be presented for a total of six student presentations per symposia. The best talk from each region (i.e., two will be selected from each symposia) will be recognized and our goal is to offer financial assistance to each winner to attend the IUFRO All-Division 7 meeting in 2022 in Portugal where the winners will present their talks in a symposium highlighting student research in the working party.

Please fill in the registration form on the left menu of this page if you are interested in joining the symposia as a viewer or a presenter. After registration you will be contacted by email with a link to attend each symposium.

Contact: **Jeremy Allison**. Email: Jeremy.Allison@NRCan-RNCan.gc.ca



IUFRO, 2021

IUFRO Annual Report 2020 and Highlights.

AUSTRIA, INTERNATIONAL UNION OF FOREST RESEARCH ORGANIZATIONS (IUFRO), 32 p. and 4 p.



Read how IUFRO, despite the challenges posed by the pandemic, including the need to scale back in-person meetings and other networking activities, maintained and in some ways even enhanced collaboration in forest science. During its first-ever virtual meeting in September, the IUFRO Board finalized a post-2020 Strategy, a comprehensive Strategy Action Plan and a Strategic Communications Plan for 2020-2024. These initiatives represent important steps to enhance research excellence in forest science worldwide, to improve communications and embrace diversity within our network, and to increase IUFRO's visibility, outreach and education activities. Among the year's most significant publications, a multi-disciplinary global assessment report entitled «Forests, Trees and the Eradication of Poverty: Potential and Limitations» was a major accomplishment for IUFRO's Global Forest Expert Panels (GFEP) Programme. Similarly, IUFRO's Special Programme for Development of Capacities (IUFRO-SPDC) quickly modified and successfully implemented its ambitious schedule of networking activities in a virtual environment, including training and knowledge sharing workshops on forest landscape restoration, and systematic evidence evaluation. Expanding the use of hybrid and virtual meeting formats and other creative online networking activities in 2020 and beyond will further enhance our flexibility and expand involvement in our activities of a larger and more diverse group of scientists and stakeholders, while reducing our collective «carbon footprint» associated with international travel to attend in-person events.

Interconnecting Forests, Science and People

IUFRO is a non-profit, non-governmental international network of forest scientists, which promotes global cooperation in forest-related research and enhances the understanding of the ecological, economic and social aspects of forests and trees. IUFRO is «the» global network for forest science cooperation. It unites more than 15,000 scientists in around 650 Member Organizations in over 125 countries, and is a member of ICSU. Scientists cooperate in IUFRO on a voluntary basis.

Adapted from the publisher's summary.

Acced to:

- the full report: www.iufro.org/uploads/media/ar20.pdf
- the highlights: www.iufro.org/uploads/media/ar20-highlights.pdf