



Bois & forêts

des
tropiques

4^e trimestre 2020
n° 346

Revue éditée par le Cirad
n° 346 / 4^{ème} trimestre 2020

Rédacteurs en chef

Jean-François Trébuchon

Rédacteurs scientifiques

Kévin Candelier

Antoine Galiana

Laurent Gazull

Valéry Gond

Jean Gérard

Dominique Louppe

Jacques Tassin

Coordination éditoriale

Jean-François Trébuchon

Comité éditorial 2020-2022

Seheno Andriantsaralaza (Madagascar)

Samuel Assembe-Mvondo (Cameroun)

Stéphanie Carrière (France)

Adeline Fayolle (Belgique)

Isabel Garcia Drigo (Brésil)

Mohamed Tahar Elaieb (Tunisie)

Gerard Nounagnon Gouwakinnou (Bénin)

Isabel Gutierrez-Montes (Costa Rica)

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

Verina Ingram (Cameroun)

Lydie-Stella Koutika (République du Congo)

Anne Larson (Pérou)

Nassima Lassouane (Algérie)

Guillaume Lescuyer (France)

William Mala (Cameroun)

Lucas Jose Mazzei De Freitas (Brésil)

Florence Bobélé Niamke (Côte d'Ivoire)

Symphorien Ongolo (Allemagne)

Johan Oszwald (France)

Amadé Ouédraogo (Burkina Faso)

Ángela Parrado Rosselli (Colombie)

Josoa Randriamalala (Madagascar)

Franck Richard (France)

Cécile Richard-Hansen (France)

Er-Riyahi Saber (Maroc)

Jolien Schure (Suède)

Jose Antonio Sierra-Huelsz (Mexique)

Marie Laure Sougati-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

Directeur de publication

Michel Eddi



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

Reviewers who have contributed to the evaluation of articles in 2019

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

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

revues.cirad.fr

© Bois et forêts des tropiques © Cirad

ISSN 0006-579X

Dépôt légal : décembre 2020

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

11, boulevard Sébastopol, BP 2734

75027 Paris Cedex 01, France

Maquette : P.-Y. Bled, Curvalle

Numéro d'inscription à la CPPP : 59465

Directeur gérant : Michel Eddi

Version papier abonnement annuel

de 4 numéros :

France : **240 €/an ttc**

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

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

Abonnements et commandes de numéros

Cirad - Bois et forêts des tropiques

Campus international de Baillarguet

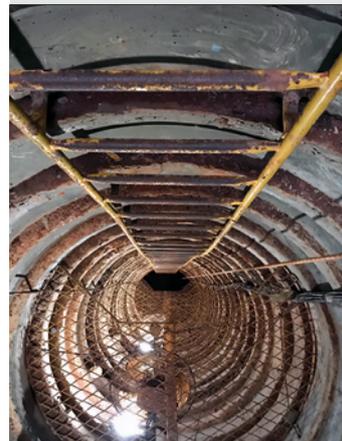
TA C-DIR/B

34398 Montpellier Cedex 5, France

Tél. : +33 4 67 59 37 81

Télécopie : +33 4 67 59 37 55

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



Fosse expérimentale de 17 m de profondeur jusqu'à la nappe phréatique. Elle a été installée entre quatre eucalyptus pour étudier la dynamique racinaire et les concentrations en gaz à effet de serre sur toute la hauteur de la fosse.

Photo A. Germon.

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 des 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

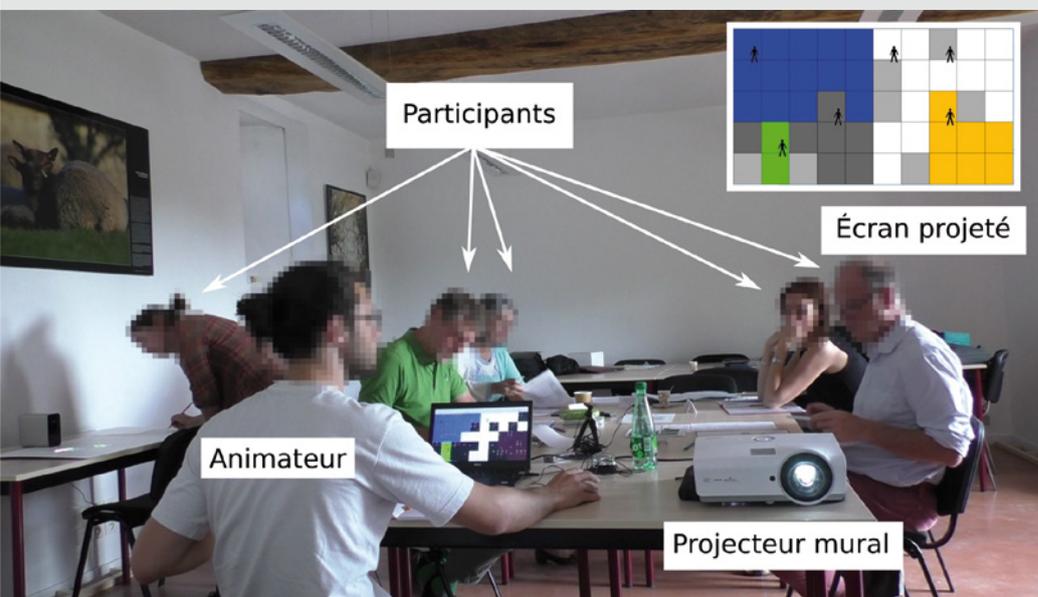
Attribution 4.0 International (CC BY 4.0).

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*.

Foster Forest

Une simulation participative pour l'adaptation de la foresterie aux changements climatiques



© 2019 Timothée Fouqueray



Un *serious game* FOSTER FOREST a été récompensé par la Fondation pour la recherche sur la biodiversité. Ce jeu simule la gestion forestière dans un contexte de changements climatiques. Il est composé de parties d'une demi-journée, permettant de jouer autour des éléments climatiques et des conséquences sur le quotidien.

Timothée Fouqueray, l'inventeur du jeu, a créé celui-ci pour « faire vivre mon projet de recherche en gestion des forêts au-delà de la communauté universitaire ».

Le prix Jeune chercheur a été décerné par le Centre national de la propriété forestière. Timothée Fouqueray est écologue, titulaire d'un doctorat AgroParisTech (laboratoire Écologie, Systématique et Évolution, Université Paris-Saclay, CNRS, AgroParisTech, France).

L'approche socio-économique a permis de regarder de nouvelles solutions en co-construction. En France, elle a réuni des partenaires tels que l'Office national des forêts, les communes forestières, les parcs nationaux, les associations de forêts privées, les parcs naturels protégés autour de ces problématiques. La thèse a été co-dirigée par Nathalie Frascaria-Lacoste, écologue, professeure à AgroParisTech, et Michel Trommetter, économiste et directeur de recherche INRAE.

Nathalie Frascaria-Lacoste témoigne : « De partie en partie ce jeu a permis de forcer le climat, obligeant les partenaires à réfléchir ensemble avec une approche socio-écologique dans un contexte très réflexif sur l'impact du changement climatique sur les forêts et les conséquences très concrètes sur leur quotidien. Cette idée d'avancer tous ensemble avec une vision plus large a été très fertile. »

L'apport de Michel Trommetter, chercheur économiste, sur la viabilité économique à long terme a été très structurant pour cadrer les situations. Le jeu est téléchargeable.

Congrès mondial de la nature de l'UICN

3-11 septembre 2021

Palais des Congrès, Marseille Chanot, France



À quoi s'attendre ?



Forum



Assemblée des membres



Exposition



Thèmes du Congrès



Opportunités



Espaces Générations Nature

Thèmes du Congrès



Paysages



Eau douce



Océans



Changement climatique



Droits et gouvernance



Systèmes économiques et financiers



Savoir, innovation et technologie

<https://www.iucncongress2020.org/>



LE POINT SUR...

- Modélisation de la croissance et de la production du liège en Tunisie** 3
T. SGHAIER, S. GARCHI, T. AZIZI
- Effets à long terme de l'ombrage et des niveaux d'intrants sur les rendements de café dans la région Pacifique du Nicaragua** 21
A. LÓPEZ-SAMPSON, N. SEPÚLVEDA, M. BARRIOS, E. SOMARRIBA, R. MUNGUÍA, P. MORAGA, A. PONCE, L. OROZCO-AGUILAR, E. NAVARRETE, L. NAVARRETE
- Vulnérabilité des terres des écosystèmes du domaine soudanien au Bénin de 1995 à 2015** 35
F. C. AHONONGA, G. N. GOUWAKINNOU, S. S. H. BIAOU, S. BIAOU
- La population d'*Avicennia germinans* du delta du Saloum est-elle relictuelle depuis la dernière période humide ?** 51
F. LOMBARD, J. ANDRIEU, L. DESCROIX
- Estimation de la population de cerfs et de son impact dans l'écosystème forestier de Tugay dans la Réserve nationale de la biosphère de la basse Amu Darya en Ouzbékistan** 65
D. CORNELIS, E. KAN, V. GOND, J.-D. CESARO, R. PELTIER

RÉSUMÉ DE THÈSE

- Conséquences de la coupe rase sur la production des racines fines, CO₂, CH₄ et N₂O jusqu'à la nappe phréatique dans des une plantation d'*Eucalyptus grandis* menée en taillis sur un dispositif d'exclusion de pluie** 79
A. GERMON
- Un cadre d'évaluation de la vulnérabilité écologique des forêts dans les fronts de déforestation tropicaux à partir de l'évaluation de la dégradation des forêts dans une approche paysagère : études de cas au Brésil et Vietnam** 81
C. BOURGOIN

VOS LECTURES

- Vivre avec les forêts tropicales. Appel à souscription.** 84
CIRAD, FORÊTS ET SOCIÉTÉS (COLL.).
- Foster Forest - Une simulation participative pour l'adaptation de la foresterie aux changements climatiques.** 85
FOUQUERAY T.

CONFÉRENCES INTERNATIONALES

- Congrès mondial de la nature de l'UICN. France, Marseille, 3-11 septembre 2021.** 86





FOCUS ON...

- Modelling cork oak growth and cork production in Tunisia** 3
T. SGHAIER, S. GARCHI, T. AZIZI
- Long-term effects of shade and input levels on coffee yields in the Pacific region of Nicaragua** 21
A. LÓPEZ-SAMPSON, N. SEPÚLVEDA, M. BARRIOS, E. SOMARRIBA, R. MUNGUÍA, P. MORAGA, A. PONCE, L. OROZCO-AGUILAR, E. NAVARRETE, L. NAVARRETE
- Vulnerability of Sudanian ecosystem lands in Benin from 1995 to 2015** 35
F. C. AHONONGA, G. N. GOUWAKINNOU, S. S. H. BIAOU, S. BIAOU
- Is the *Avicennia germinans* mangrove forest in the Saloum delta a relic population from the last humid period?** 51
F. LOMBARD, J. ANDRIEU, L. DESCROIX
- Estimation of the red deer population and its impact on the Tugay forest ecosystem in the Lower Amu Darya State Biosphere Reserve, Uzbekistan** 65
D. CORNELIS, E. KAN, V. GOND, J.-D. CESARO, R. PELTIER

PHILOSOPHIÆ DOCTOR ABSTRACT

- Consequences of clear-cutting on production of fine roots and on CO₂, CH₄ and N₂O down to the water table in coppiced *Eucalyptus grandis* stands in a throughfall-exclusion experiment** 79
A. GERMON
- A framework for assessing the ecological vulnerability of forests along tropical deforestation fronts based on an assessment of forest degradation following a landscape approach: Case studies in Brazil and Vietnam** 81
C. BOURGOIN

BOOK REVIEW

- Vivre avec les forêts tropicales. Appel à souscription.** 84
CIRAD, FORÊTS ET SOCIÉTÉS (COLL.).
- Foster Forest - Une simulation participative pour l'adaptation de la foresterie aux changements climatiques.** 85
FOUQUERAY T.

INTERNATIONAL CONFERENCES

- IUCN World Conservation Congress.** 86
France, Marseille, 3-11 September, 2021.

Modélisation de la croissance et de la production du liège en Tunisie

Tahar SGHAIER¹
Salah GARCHI¹
Thouraya AZIZI¹

¹ Institut national de recherches
en génie rural, eaux et forêts (INRGREF)
Rue Hédi El Karray El Menzah IV
BP 10, 2080 Ariana
Tunisie

**Auteur correspondant /
Corresponding author:**

Tahar SGHAIER –
sghaier.tahar@iresa.agrinet.tn



Photo 1.

Les chênes-lièges, *Quercus suber* L., sont démasclés pour favoriser la formation du liège femelle et en faire par la suite la récolte de liège de bonne qualité.
Photo T. Sghaier.

Doi : 10.19182/bft2020.346.a31805 – Droit d’auteur © 2020, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 7 novembre 2019 ; date d’acceptation : 15 juillet 2020 ; date de publication : 25 décembre 2020.



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

Citer l’article / To cite the article

Sghaier T., Garchi S., Azizi T., 2020. Modélisation de la croissance et de la production du liège en Tunisie. Bois et Forêts des Tropiques, 346 : 3-20.
Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2020.346.a31805>

RÉSUMÉ

Modélisation de la croissance et de la production du liège en Tunisie

L'absence d'outils nécessaires pour l'estimation des productions, la gestion et l'aménagement des peuplements de chêne-liège (*Quercus suber* L.) en Tunisie constitue un handicap pour le développement et la conservation de la suberaie dans le pays. Les objectifs de ce travail étaient de préciser l'impact de l'intensité de démasclage des arbres de chêne-liège sur la croissance et la production du liège, d'élaborer des modèles d'estimation de la croissance et la biomasse du liège à l'échelle de l'arbre, et enfin de vérifier des coefficients de démasclage appliqués en Tunisie et leur impact sur la production nationale de liège. Les données collectées proviennent d'un essai multisites de démasclage et de deux inventaires réalisés dans différents chantiers de démasclage durant deux campagnes successives de récolte de liège. Trois sites expérimentaux représentatifs des forêts productives de chêne-liège en Tunisie ont fait l'objet d'un même essai où trois coefficients de démasclage ont été appliqués sur des arbres appartenant à trois classes de diamètre. Des mesures de l'épaisseur du liège à hauteur de poitrine ont été effectuées annuellement durant une rotation de 12 ans, à la fin de laquelle le liège produit sur chaque arbre a été récolté et pesé. Les résultats obtenus ont montré un effet « coefficients de démasclage » non significatif et un effet « classes de diamètre » très hautement significatif sur la croissance en épaisseur du liège. Le poids de liège récolté est affecté significativement par les coefficients de démasclage et les classes de diamètre. Deux modèles de croissance et de biomasse de liège ont été développés à l'échelle de l'arbre avec des précisions respectives de 96 % et 93 %. Les coefficients de démasclage réellement appliqués en Tunisie varient de 0,6 à 3,6 avec une valeur moyenne de 1,7. Les pertes dans les quantités de liège récolté issues des deux inventaires ont été respectivement estimées, en cas d'application des coefficients de démasclage étudiés (2, 2,5 et 3), à 14 %, 32 % et 50 %.

Mots-clés : chêne-liège, coefficient de démasclage, croissance, biomasse, modèle, Tunisie.

ABSTRACT

Modelling cork oak growth and cork production in Tunisia

The lack of necessary tools to estimate cork production and assess the management of cork oak forests (*Quercus suber* L.) in Tunisia is handicapping their development and conservation. The aims of this study were: (i) to specify the impact of first-layer bark removal on tree growth and cork production, (ii) to develop models for estimating cork oak growth and biomass on the scale of individual trees, (iii) to check the bark removal coefficients applied in Tunisia and their impact on the country's cork production. The data were collected from bark removal experiments on several sites and from two inventories conducted at different sites during two successive cork harvesting campaigns. The same experiment was conducted at three trial sites that were representative of productive cork oak forests in Tunisia, with three bark removal coefficients applied to trees of three different diameter classes. Measurements of cork thickness at breast height were taken yearly over a 12-year rotation, at the end of which the cork produced by each tree was harvested and weighed. The results obtained show that the effects of the bark removal coefficients on cork growth and thickness were non-significant, while the effects of diameter class were highly significant. The weight of the harvested cork was significantly affected both by the bark removal coefficients and the diameter class. Two models were developed for the individual tree scale for cork oak growth and biomass, with an accuracy of 96% and 93% respectively. The bark removal coefficients actually applied in Tunisia vary from 0.6 to 3.6 with an average of 1.7. Losses of cork quantities shown by the two inventories were estimated at 14%, 32% and 50% respectively for the three bark removal coefficients applied and analysed (2, 2.5 and 3).

Keywords: cork oak, bark removal coefficient, growth, biomass, model, Tunisia.

RESUMEN

Modelización del crecimiento y la producción de corcho en Túnez

La ausencia de las herramientas necesarias para la estimación de las producciones, la gestión y la ordenación de la masa de alcornoque (*Quercus suber* L.) en Túnez constituye un reto para el desarrollo y la conservación del alcornoque en el país. Los objetivos de este estudio fueron (i) precisar el impacto de la intensidad de descorche de los alcornoques en el crecimiento y la producción de corcho, (ii) elaborar modelos de estimación del crecimiento y la biomasa del corcho a escala del árbol y (iii) verificar los coeficientes de descorche aplicados en Túnez y su impacto en la producción nacional de corcho. Los datos recogidos provienen de un ensayo en diferentes localizaciones de descorche y de dos inventarios realizados en diferentes zonas de descorche durante dos campañas sucesivas de recogida de corcho. Tres zonas experimentales representativas de los bosques productivos de alcornoque en Túnez fueron objeto de un mismo ensayo, en el que se aplicaron tres coeficientes de descorche en árboles pertenecientes a tres clases de diámetro. Anualmente se efectuaron medidas de espesor del corcho a la altura del pecho durante una rotación de doce años, al final de la cual el corcho producido por cada árbol fue recogido y pesado. Los resultados obtenidos mostraron un efecto «coeficientes de descorche» no significativo y un efecto «clases de diámetro» muy altamente significativo sobre el crecimiento en grosor del corcho. El peso del corcho recogido resulta significativamente afectado por los coeficientes de descorche y las clases de diámetro. Se desarrollaron dos modelos de crecimiento y de biomasa de corcho a escala del árbol con precisiones respectivas del 96 % y del 93 %. Los coeficientes de descorche realmente aplicados en Túnez varían de 0,6 a 3,6, con un valor medio de 1,7. Las pérdidas en las cantidades de corcho recogido provenientes de los dos inventarios se estimaron, en caso de aplicación de los coeficientes de descorche estudiados (2, 2,5 y 3), en 14 %, 32 % y 50 % respectivamente.

Palabras clave: alcornoque, coeficiente de descorche, crecimiento, biomasa, modelo, Túnez.

Introduction

Le chêne-liège, *Quercus suber* L., est une essence endémique du domaine méditerranéo-atlantique du bassin méditerranéen. Il appartient au plan systématique à l'ordre des Fagales, à la famille des Fagacées, à la sous-famille des Quercineae ou Quercoidées et au genre *Quercus* (Bouchafr et Fraval, 1991). Ce genre comporte 200 à 500 espèces (Natividade, 1956) dont *Quercus suber* L. qui est la seule espèce de chêne produisant du liège (Bonnet, 2019). Le chêne-liège est considéré parmi les espèces forestières les plus importantes des forêts méditerranéennes pour ses multiples rôles écologiques, socio-économiques et environnementaux. La superficie mondiale des forêts de chêne-liège est de l'ordre de 2 306 000 ha dont 37,5 % se trouvent en Afrique du Nord. Le chêne-liège occupe 376 000 ha au Maroc, 400 000 ha en Algérie (Bendaanoun, 1996, *in* Nouri, 2009) et 90 423 ha en Tunisie dont 70 208 ha à l'état pur et 20 215 ha en mélange principalement avec le chêne zeen (DGF, 2005).

Le liège est une matière première naturelle très versatile et porteuse de caractéristiques uniques relatives à sa légèreté, son élasticité et sa compressibilité (Bonnet, 2019). Il est imperméable aux liquides et aux gaz et présente des capacités d'isolation thermique et acoustique excellentes. Il s'agit d'un tissu mort qui joue le rôle d'un revêtement protecteur de l'arbre (Veillon, 1998). Lorsque son épaisseur dépasse 10 mm, le liège protège l'arbre contre le feu (Ghalem, 2006).

L'exploitation de l'arbre de chêne-liège se fait en plusieurs étapes et donne des qualités de liège différents tout au long de sa vie. Le premier écorçage se fait lorsque l'arbre atteint 25-30 ans, avec une circonférence du tronc à hauteur de poitrine de plus de 70 cm, et donne un liège de structure irrégulière et très dur appelé « liège mâle » ou « liège vierge », ou bien encore « liège blanc » (Bonnet, 2019). Il est davantage utilisé dans les revêtements de sols ou comme isolant. Le deuxième écorçage est effectué 9 à 12 ans plus tard et donne le liège de première production qui est une matière encore irrégulière, mais moins dure et de qualité moyenne. Ce n'est qu'avec le troisième écorçage qu'on obtient un liège plus noble avec des qualités requises pour la fabrication de bouchons de liège. À partir de cette phase et à des intervalles réguliers de 9 à 12 ans, le chêne-liège fournit du liège de qualité pendant environ un siècle et demi (Bonnet, 2019). En effet, d'après le même auteur, l'opération d'écorçage peut être renouvelée jusqu'à 16 fois si l'arbre est correctement exploité.

L'un des principaux soucis des gestionnaires forestiers et des chercheurs concernant la gestion du chêne-liège est l'impact de l'intensité ou du coefficient de démasclage appliqué sur l'arbre et sa production de liège durant la prochaine rotation ou période de croissance du liège (Paulo et Tomé, 2017). Pour déterminer la hauteur de la partie du tronc à écorcer ou à démascler, les gestionnaires forestiers appliquent un coefficient de démasclage qui dépend de la

circonférence du tronc à hauteur de poitrine (CBH). Le coefficient de démasclage à appliquer est variable et dépend surtout de l'état de l'arbre et de la qualité de la station. Quant à la durée de la rotation de récolte, celle-ci est déterminée selon l'épaisseur du liège marchand et elle est variable d'un pays à un autre et diffère aussi dans un même pays en fonction de la fertilité des stations (Kouba, 2005).

Les modèles de prédiction de la croissance et la production du liège constituent de nos jours des outils indispensables pour la gestion et l'aménagement des forêts de chêne-liège, ceci pour deux raisons. D'une part, pour l'aménagement des forêts, ces modèles sont des outils aussi importants que les modèles d'indices de sites, de distribution de tiges ou de qualité du liège. D'autre part, pour l'économie, l'évaluation de la production de liège à l'échelle locale, régionale et nationale permet une meilleure programmation de l'approvisionnement de l'industrie en matière première et l'exportation des produits manufacturés (Vázquez et Pereira, 2005). Les études de la croissance, de la production et de la qualité du liège sont nombreuses dans le bassin méditerranéen, parmi lesquelles on peut citer celles développées au Portugal (Ferreira *et al.*, 1991 ; Ribeiro et Tomé, 2002 ; Pereira et Tomé, 2004 ; Vázquez et Pereira, 2005 ; Paulo et Tomé, 2010 ; Pereira, 2011 ; Paulo et Tomé, 2017 ; Costa *et al.*, 2020), en Espagne (Montero, 1987 ; Montero et Cañellas, 2003 ; Sánchez-González *et al.*, 2007, 2008 ; Pasalodos-Tato *et al.*, 2018a, b), en Tunisie (Sebei *et al.*, 2004 ; Garchi et Sghaier, 2008 ; Sghaier *et al.*, 2011 ; Stiti *et al.*, 2014, 2019), en Algérie (Messaoudene et Metna, 2010 ; Dehane et Ghefar, 2017 ; Naggar *et al.*, 2019) et au Maroc (El Alami *et al.*, 2019).

Nous nous sommes proposé dans ce travail, en nous basant sur le traitement de données collectées à partir d'un essai multisites et à long terme de démasclage et de deux inventaires réalisés dans différents chantiers de récolte de liège :

- d'étudier l'impact de l'intensité de démasclage du chêne-liège sur la croissance et la production du liège ;
- d'élaborer des modèles d'estimation de la croissance et la biomasse du liège à l'échelle de l'arbre ;
- de vérifier les coefficients de démasclage réellement appliqués en Tunisie et mesurer leur impact sur la production nationale de liège.

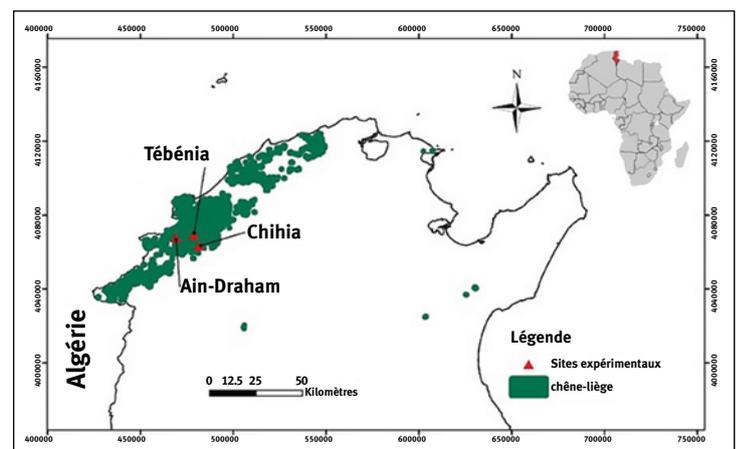


Figure 1. Répartition du chêne-liège en Tunisie (Garchi et Sghaier, 2008).

Matériel et méthodes

Matériel expérimental et données collectées

Un essai multisites de démasclage de liège a été installé dans trois sites représentatifs de la forêt productive de chêne-liège en Tunisie, Ain-Draham, Chihia et Tébénia (figure 1).

Les trois sites expérimentaux (Ain-Draham, Chihia et Tébénia) sont situés dans la région de Kroumirie au nord-ouest de la Tunisie (Garchi et Sghaier, 2008).

- Le site de Ain-Draham est situé dans un bioclimat humide à hiver tempéré. Il est caractérisé par un relief accidenté et un sol brun forestier très humifère. Sur le plan floristique, le groupement à *Quercus suber*, *Arbutus unedo*, *Pistacia lentiscus*, *Erica arborea* est individualisé au sein de ce site.
- Le site de Chihia appartient au bioclimat humide supérieur à hiver tempéré avec un relief accidenté dans son ensemble et un sol brun lessivé. Le groupement floristique de ce site est composé de *Quercus suber* et *Cytisus triflorus* et un maquis où domine *Erica scoparia*.
- Le site de Tébénia se trouve dans un bioclimat humide supérieur à hiver tempéré. Ce site est caractérisé par des sols bruns lessivés à bruns forestiers. Sur le plan floristique, le groupement climacique à *Quercus suber* et *Cytisus triflorus* est défini dans ce site.

Le dispositif expérimental adopté pour l'ensemble des trois sites est un dispositif complètement aléatoire à deux facteurs étudiés. Il s'agit d'un premier facteur relatif aux dimensions des tiges de chêne-liège et d'un second facteur relatif aux coefficients de démasclage appliqués. Dans chaque site, les arbres qui constituent le dispositif expérimental ont été répartis en trois classes de circonférence désignées par C_1 , C_2 et C_3 . Trois coefficients de démasclage ont par la suite été appliqués pour chacune des trois classes de circonférence. En plus du coefficient de démasclage théoriquement utilisé par les gestionnaires forestiers en Tunisie, correspondant à deux fois la circonférence mesurée à 1,30 m et désigné par K_1 , deux autres coefficients de démasclage K_2 et K_3 ont été testés, correspondant respectivement à 2, 2,5 et 3 fois la circonférence du tronc de l'arbre à 1,30 m de hauteur ou à hauteur de poitrine (CBH). Le nombre de répétitions pour chaque combinaison « classes de circonférence x coefficients de démasclage » est de neuf arbres. Les essais ont été installés en juillet 1996 pour les deux sites de Ain Draham et Chihia, et en juillet 1997 pour le site de Tébénia.

Des mesures annuelles de l'épaisseur du liège à hauteur de poitrine ont été effectuées durant toute la durée de rotation fixée à 12 ans. À la fin de la rotation de 12 ans, le liège de chaque arbre des différents dispositifs expérimentaux a été récolté et les paramètres suivants ont été mesurés :

- diamètre à 1,30 m sur écorce DBH (m) ;
- épaisseur du liège à 1,30 m EP_{BH} (mm) ;

- épaisseur du liège à la limite supérieure de la zone démasclée EP_{LS} (mm) ;
- hauteur de la zone démasclée H_{DEM} (m) ;
- biomasse du liège récolté (kg).

Parallèlement aux essais de démasclage, deux inventaires visant à vérifier les coefficients de démasclage pratiqués réellement par l'administration forestière tunisienne et l'estimation de la production de liège ont été effectués durant les campagnes de récolte du liège de 2016 et 2017. En 2016, 401 arbres de différentes dimensions ont été repérés dans huit chantiers de démasclage (Ain-Boulehya, Ain-Hamraya, Ain-Serj, Ain-Zena, El-Mzara, Oued Zene, Rouii, Tébénia) et ont fait l'objet des mesures du diamètre à hauteur de poitrine (DBH), de l'épaisseur du liège à hauteur de poitrine (EP_{BH}), de la hauteur de démasclage (H_{DEM}) et de la biomasse du liège récolté. Les mesures de la biomasse du liège réalisées en 2016 et celles effectuées dans les dispositifs expérimentaux de démasclage ont servi à l'élaboration d'un modèle de prédiction de la biomasse de liège à l'échelle de l'arbre.

En 2017, 40 placettes de forme circulaire de 10 arbres chacune ont été choisies aléatoirement dans six chantiers de démasclage (Adissa, Ain-Hamraya, Ain-Snoussi, Ain-Sobah, Babouche, Oued Zene). Le rayon de chaque placette, dont le centre est matérialisé par un arbre, correspond à la distance qui sépare l'arbre le plus éloigné de la placette de celui du centre. Dans chacune de ces placettes, tous les arbres fermant du liège femelle ont fait l'objet des mesures du diamètre à hauteur de poitrine (DBH), de l'épaisseur du liège à hauteur de poitrine (EP_{BH}) et de la hauteur de démasclage (H_{DEM}). En plus de la vérification des coefficients de démasclage pratiqués par les gestionnaires forestiers en parallèle aux mesures de 2016, ces placettes de mesures ont servi à l'estimation du rendement du liège à l'échelle des triages inventoriés par le biais du modèle développé, d'une part, pour les coefficients de démasclage réellement pratiqués et, d'autre part, pour les coefficients 2, 2,5 et 3 fois la circonférence à hauteur de poitrine testés dans le cadre de cette étude.

Méthodes statistiques adoptées

Effet de la grosseur des tiges et de l'intensité de démasclage sur la croissance et la production du liège

Pour étudier l'effet de la grosseur des tiges et de l'intensité de démasclage, et leur interaction sur la croissance en épaisseur et la biomasse du liège, des analyses individuelles intrasites et des analyses globales intersites ont été effectuées.

Analyses intrasite

Une analyse de la variance à deux critères de classification selon un modèle croisé fixe, réalisée sur les données mesurées à la fin de la rotation (après 12 ans de croissance), a été effectuée pour chaque station. L'égalité des variances a été vérifiée préalablement à l'aide du test de Bartlett (Dagnelie, 2011).

Analyses intersites

Pour regrouper les trois dispositifs en une seule analyse et tester les effets sites, coefficients de démasclage et leur interaction, une analyse de la variance à trois critères de classification selon un modèle partiellement hiérarchisé fixe a été utilisée.

En cas d'absence d'interaction (coefficients de démasclage x classes de circonférence) dans le cas des analyses intrasite et (coefficients de démasclage x sites expérimentaux) dans le cas des analyses intersites, des comparaisons multiples de moyennes des modalités des facteurs (coefficients de démasclage, classes de circonférence et sites expérimentaux) dont les effets sont significatifs ont été effectuées en recourant à la méthode de Newman-Keuls (Dagnelie, 2011).

Prédiction de la biomasse du liège à l'échelle de l'arbre

Afin d'établir une équation qui permette d'estimer la biomasse du liège récolté à l'échelle de l'arbre, différentes relations linéaires et non linéaires ont été ajustées et comparées en considérant comme variables exogènes les caractéristiques dendrométriques de l'arbre et du liège produit. L'équation retenue devait avoir tous les coefficients significatifs et assurer la meilleure précision (R_{aj}^2 maximum), la normalité de la distribution des résidus et la constance de ces derniers en fonction des valeurs prédites (homoscédasticité).

Modélisation de la croissance en épaisseur du liège

Les fonctions de croissance décrivent des variations dans la taille globale d'un organisme ou d'une population avec l'âge ; elles peuvent également décrire les changements d'une variable particulière d'un arbre ou d'un peuplement avec l'âge, dans ce cas l'épaisseur du liège. La croissance en épaisseur du liège d'un arbre, représentée par des valeurs observées non négatives, constitue un phénomène limité et non décroissant. Le modèle de croissance utilisé doit donc présenter une asymptote horizontale pour les valeurs du temps tendant vers l'infini et ne pourra pas prendre des valeurs négatives. Différents modèles présentant ces caractéristiques sont cités dans la littérature. Il s'agit de fonctions continues, non négatives, non décroissantes et bornées (Debouche, 1979).

Dans la plupart des cas, un modèle de croissance est élaboré en vue de pouvoir prédire la taille moyenne ou le taux de croissance probable à un âge donné et/ou de faciliter la comparaison de la croissance estimée à d'autres estimations publiées. Ce qui, mathématiquement, se traduit par les notions (Abouba, 2014) suivantes :

- vitesse de croissance absolue (V_a) : dérivée de la taille par rapport au temps ;

- vitesse de croissance relative (V_r) : vitesse de croissance absolue rapportée à la taille de l'individu, ce qui permet de définir la forme des courbes ;
- vitesse moyenne (V_m) : hauteur moyenne de la courbe des vitesses de croissance sur l'axe de la taille ;
- temps de croissance (T) : rapport entre la taille maximale et la vitesse moyenne.

Tableau I.
Fonctions de croissance étudiées.

| Fonction | Nom | Équation | V_m (mm/an) | T (années) |
|----------|--------------------|--|---|-----------------------------|
| F1 | Johnson-Schumacher | $Y = a_1 \times \exp\left(-\frac{a_3}{t - a_2}\right)$ | $\frac{a_1}{4a_3}$ | $4a_3$ |
| F2 | Gompertz | $Y = a_1 \times \exp\left(-\exp\left(-\frac{t - a_2}{a_3}\right)\right)$ | $\frac{a_1}{4a_3}$ | $4a_3$ |
| F3 | Gauss modifié | $Y = a_1 \times \left(1 - \exp\left(-\left(\frac{t - a_2}{a_3}\right)^2\right)\right)$ | $\sqrt{\frac{\pi}{2}} \frac{a_1}{2a_3}$ | $2\sqrt{\frac{2}{\pi}} a_3$ |
| F4 | Logistique | $Y = \frac{a_1}{\left(1 + \exp\left(-\frac{t - a_2}{a_3}\right)\right)}$ | $\frac{a_1}{6a_3}$ | $6a_3$ |

Le tableau I présente les fonctions de croissance étudiées à trois paramètres (Debouche, 1979) avec les valeurs de la vitesse moyenne V_m (mm/an) et le temps de croissance T (années). Ces deux dernières caractéristiques, liées au réalisme biologique des fonctions de croissance étudiées, sont considérées parmi les critères de comparaison de ces fonctions.

Les trois paramètres de ces différentes fonctions désignent :

- Y : la variable étudiée (épaisseur du liège en mm) ;
- t : le temps (âge du liège en années) ;
- a_1 : l'asymptote horizontale, correspondant à la valeur maximale vers laquelle tend Y ;
- a_2 : la valeur de t qui situe la courbe sur l'axe des x par son point d'inflexion ou son origine ;
- a_3 : paramètre exprimé dans les mêmes unités que t et qui mesure l'étalement du phénomène de croissance sur l'axe des x et donc la vitesse de croissance.

Étant donné le caractère longitudinal des données utilisées pour la modélisation de la croissance en épaisseur du liège des arbres, c'est-à-dire des données répétées sur les mêmes individus (arbres), il y a forcément une autocorrélation entre les résidus successifs d'un même arbre. Pour contrôler cette autocorrélation et augmenter la précision des estimations des fonctions ajustées, un processus auto-

régressif sur les erreurs issues des observations en provenance d'un même individu a été incorporé dans le modèle d'ajustement des paramètres des différentes fonctions étudiées (Diéguez-Aranda *et al.*, 2006). Il s'agit de la fonction « structure autorégressive d'erreurs successives » CAR(λ) exprimée par :

$$e_{ij} = \sum_{n=1}^x d_n \rho_n^{t_j - t_{(j-n)}} e_{i(j-n)} + \varepsilon_{ij} \quad (\text{équation 1})$$

où :

- e_{ij} est la différence entre l'épaisseur du liège observée et celle estimée de l'arbre i à l'âge j ;
- d_n est une variable « dummy » qui prend la valeur 1 si les mesures correspondent à des âges différents pour un même arbre et 0 sinon ;
- ρ_n est le paramètre du $n^{\text{ième}}$ ordre autorégressif à estimer ;
- $t_j - t_{(j-n)}$ est la durée (en années) qui sépare la $j^{\text{ième}}$ de la $(j-n)^{\text{ième}}$ observation.

Pour corriger l'autocorrélation des résidus et déterminer l'ordre de la fonction CAR(λ) à utiliser, des graphiques présentant les résidus de la variable explicative contre les résidus de l'observation précédente de chaque arbre ont été présentés et examinés.

Toutes les fonctions de croissance ajustées ont été comparées sur la base de leur capacité d'ajustement, leur capacité de prédiction, leur réalisme biologique ainsi que la normalité et l'homoscédasticité de la distribution de leurs résidus.

Capacité d'ajustement

Sont alors calculés les éléments suivants :

- biais (moyenne des résidus) :

$$\text{biais} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i) \quad (\text{équation 2}) ;$$

- écart-type résiduel (*Root Mean Square Errors*) :

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{n-p}} \quad (\text{équation 3}) ;$$

- coefficient de détermination ajusté :

$$R_{aj}^2 = 1 - \frac{(n-1) \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{(n-p) \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2} \quad (\text{équation 4}).$$

Ce coefficient représente la part de variabilité de la variable dépendante qui est expliquée par la régression en tenant compte du nombre de paramètres p dans le modèle (n étant le nombre d'observations).

Capacité de prédiction

La capacité de prédiction des différentes fonctions étudiées est basée sur le calcul des résidus PRESS (*Prediction Sum of Squares*) ou erreurs de prédiction (Sánchez-González *et al.*, 2005). Ces résidus sont équivalents aux résidus obtenus en omettant chaque fois une observation. Il s'agit d'ajuster les paramètres de l'équation avec les autres observations restantes, estimer la réponse de l'observation omise et com-

parer la valeur prédite avec celle observée : $y_i - \hat{y}_{i,i} = e_{i,i}$ ($i = 1, 2, \dots, n$) où y_i est le volume observé, $\hat{y}_{i,i}$ est la valeur estimée de l'observation i (lorsque cette dernière est absente des données utilisées pour l'ajustement des paramètres de l'équation de régression) et n est le nombre d'observations. Chaque équation ou fonction possède dans ce cas n résidus PRESS et la quantité PRESS (somme des carrés des écarts de prédiction) est ainsi définie :

$$PRESS = \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_{i,i})^2 \quad (\text{équation 5})$$

Plus la valeur de PRESS est proche de la somme des carrés des écarts résiduels, meilleure est la capacité de prédiction de l'équation de régression. Les résidus PRESS ont été également utilisés pour calculer les critères de comparaison suivants :

- biais de prédiction : $\text{biais}_p = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_{i,i})$ (équation 6) ;

- écart-type résiduel de prédiction :

$$RMSE_p = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_{i,i})^2}{n-p}} \quad (\text{équation 7}) ;$$

- coefficient de détermination de prédiction :

$$R_p^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_{i,i})^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2} \quad (\text{équation 8}).$$

Réalisme biologique

Le réalisme biologique des fonctions étudiées est basé sur le calcul de la vitesse moyenne annuelle de la croissance et le temps sur lequel s'étale la croissance du liège.

Normalité de la distribution des résidus

La violation possible de la normalité de la distribution des erreurs a été examinée à l'aide du test de normalité de Ryan-Joiner (Ryan et Joiner, 1976) et de la présentation graphique des quantiles normaux (*QQ-probability plots*) ou droite de Henry.

Toutes les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide des procédures GLM de SAS/STAT (SAS, 2004) et MODEL de SAS/ETS (SAS, 2004).

Résultats

Effet du coefficient de démasclage et de la grosseur des tiges sur l'épaisseur du liège (essais de démasclage)

Analyses intrasites

Le tableau II présente, pour chacun des trois sites expérimentaux et chacune des variables mesurées, les valeurs et la signification du test F de Fisher issues de l'analyse de la variance à deux critères de classification relatives aux tests des effets « coefficients de démasclage », « classes de circonférence » et leur interaction sur la croissance en épaisseur du liège.

D'après les résultats du tableau II, seule la dimension du tronc des arbres (classes de circonférence) affecte significativement ($\alpha \leq 0,001$) la croissance en épaisseur du liège mesurée à hauteur de poitrine (EP_{BH}) et à la limite

supérieure de la zone démasclée (EP_{LS}), ceci pour les trois sites expérimentaux. Le même tableau montre également l'absence d'effet significatif des coefficients de démasclage pratiqués ainsi que celui de l'interaction « classes de circonférence » x « coefficients de démasclage ». Concernant la biomasse du liège récolté à l'échelle de l'arbre dans les trois sites expérimentaux, l'analyse de la variance (tableau II) a montré, comme attendu, un effet très hautement significatif ($\alpha \leq 0,001$) de la grosseur du tronc, un effet significatif ($\alpha \leq 0,05$) à hautement significatif ($\alpha \leq 0,01$) des coefficients de démasclage et l'absence de l'effet interaction entre les deux facteurs étudiés.

L'absence d'interaction signifie que les deux facteurs étudiés agissent indépendamment l'un de l'autre et qu'il est possible de comparer les modalités de chaque facteur significatif à part. Le tableau III présente, par variable et par site expérimental, les valeurs moyennes des différentes modalités des deux facteurs étudiés et les résultats de la comparaison multiple de ces moyennes par le biais du test de Newman-Keuls (Dagneille, 2011).

Le tableau III montre que l'épaisseur du liège aux deux niveaux de mesure augmente avec la taille de l'arbre. L'écart enregistré entre les deux classes de circonférence extrêmes varie en fonction du site entre environ 10 et 12 mm pour l'épaisseur moyenne du liège à hauteur de poitrine, et est de 48 à 57 kg/arbre pour la biomasse moyenne du liège, ceci en faveur des arbres les plus gros. Les trois coefficients de démasclage testés donnent en moyenne des valeurs semblables du point de vue de l'épaisseur du liège mais, au contraire, des écarts élevés du point de vue de la biomasse, surtout entre les deux coefficients extrêmes (K₁ = 2 et K₃ = 3) qui varient en moyenne d'environ 8 à 19 kg/arbre selon le site expérimental.

Analyse intersites (analyse globale)

Le tableau IV présente les résultats de l'analyse de la variance intersites (regroupement des essais) réalisée sur les trois variables mesurées. Il s'agit d'une analyse de la variance à trois critères de classification partiellement hiérarchisés. L'objet de cette analyse est de tester principalement l'effet « sites » (considéré comme un facteur fixe) et l'interaction « sites x coefficients de démasclage ».

Les résultats du tableau IV montrent un effet

Tableau II.

Valeurs et signification du test F de Fisher relatives aux analyses de la variance par site expérimental et par variable mesurée.

| Variables mesurées | Sites | Valeurs du test F de Fisher (F observé) | | | RMSE |
|--------------------|------------|---|--------------------------|-------------|---------|
| | | Coefficients de démasclage | Classes de circonférence | Interaction | |
| EP _{BH} | Ain-Draham | 1,04 | 8,61*** | 1,07 | 6,9171 |
| | Chihia | 0,94 | 20,63*** | 0,42 | 5,7453 |
| | Tébénia | 0,52 | 23,21*** | 0,40 | 5,4433 |
| EP _{LS} | Ain-Draham | 0,74 | 9,59*** | 1,31 | 5,4947 |
| | Chihia | 0,47 | 18,14*** | 0,37 | 5,6861 |
| | Tébénia | 1,15 | 12,30*** | 0,33 | 4,9275 |
| Biomasse | Ain-Draham | 2,81* | 32,50*** | 1,61 | 17,7441 |
| | Chihia | 2,37* | 50,14*** | 0,19 | 14,5269 |
| | Tébénia | 6,87** | 51,58*** | 1,71 | 15,3041 |

* : effet significatif pour $\alpha = 0,05$; ** : effet significatif pour $\alpha = 0,01$; *** : effet significatif pour $\alpha = 0,001$; EP_{BH} : épaisseur du liège en mm à hauteur de poitrine (DBH); EP_{LS} : épaisseur du liège en mm à la limite supérieure de la surface démasclée; biomasse : poids du liège en kg par arbre.

Tableau III.

Comparaison de moyennes par site expérimental et par variable mesurée.

| Variables mesurées | Sites | Classes de circonférence | | | Coefficients de démasclage | | |
|--------------------|------------|--------------------------|--------------------|--------------------|----------------------------|--------------------|--------------------|
| | | C ₁ | C ₂ | C ₃ | K ₁ | K ₂ | K ₃ |
| EP _{BH} | Ain-Draham | 39,20 ^b | 48,47 ^a | 49,12 ^a | 43,53 ^a | 45,87 ^a | 47,39 ^a |
| | Chihia | 33,28 ^c | 37,04 ^b | 45,37 ^a | 39,52 ^a | 37,30 ^a | 38,88 ^a |
| | Tébénia | 33,89 ^b | 44,34 ^a | 46,12 ^a | 40,74 ^a | 40,82 ^a | 42,08 ^a |
| EP _{LS} | Ain-Draham | 35,85 ^b | 44,40 ^a | 42,53 ^a | 39,47 ^a | 41,66 ^a | 41,65 ^a |
| | Chihia | 29,09 ^c | 33,85 ^b | 40,51 ^a | 35,55 ^a | 34,27 ^a | 33,62 ^a |
| | Tébénia | 28,25 ^b | 34,99 ^a | 36,39 ^a | 32,45 ^a | 32,19 ^a | 35,00 ^a |
| Biomasse | Ain-Draham | 21,92 ^c | 40,98 ^b | 79,44 ^a | 36,19 ^b | 50,67 ^a | 55,47 ^a |
| | Chihia | 9,52 ^c | 27,27 ^b | 57,87 ^a | 28,20 ^b | 30,48 ^b | 35,98 ^a |
| | Tébénia | 20,73 ^c | 37,63 ^b | 73,70 ^a | 34,80 ^b | 49,15 ^a | 48,11 ^a |

Les moyennes de même lettre en exposant ne présentent pas de différences significatives, selon le test de Newman-Keuls.

Tableau IV.

Résultats de l'analyse de la variance : essai multisites.

| Sources de variation | Valeurs du test F de Fisher (F observé) | | |
|----------------------------------|---|------------------|-------------------|
| | EP _{BH} | EP _{LS} | Biomasse du liège |
| Coefficients | 1,11 | 0,33 | 7,95** |
| Sites | 17,24*** | 28,80*** | 13,03*** |
| Classes / Sites | 16,35*** | 13,53*** | 44,18*** |
| Coefficients x Sites | 0,78 | 1,04 | 1,13 |
| (Coefficients x classes) / Sites | 0,70 | 0,69 | 1,27 |
| Écart-type résiduel (RMSE) | 6,0253 | 5,3791 | 15,7544 |

Tableau V.

Résultats des comparaisons multiples de moyennes : essai multisites.

| Variables mesurées | Sites | | | Coefficients de démasclage | | |
|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|----------------------------|---------------------|--------------------|
| | Ain-Draham | Chihia | Tébénia | K ₁ | K ₂ | K ₃ |
| EP _{BH} | 45,60 ^a | 38,57 ^c | 41,45 ^b | 41,26 ^a | 41,33 ^a | 43,02 ^a |
| EP _{LS} | 41,92 ^a | 34,48 ^b | 33,21 ^b | 35,82 ^a | 36,04 ^a | 36,76 ^a |
| Biomasse | 47,45 ^a | 31,55 ^b | 44,02 ^a | 35,72 ^b | 39,96 ^{ab} | 43,97 ^a |

Les moyennes de même lettre en exposant ne présentent pas de différences significatives, selon le test de Newman-Keuls.

« sites » très hautement significatif de l'épaisseur du liège mesurée aux deux niveaux du tronc et l'absence des effets « coefficients de démasclage » et de l'interaction « coefficients de démasclage x sites ». Le même tableau confirme les résultats obtenus lors des analyses intrasites, c'est-à-dire un effet hautement significatif « classes/sites » et un effet non significatif « (coefficients x classes) / sites ». L'absence d'interaction « coefficients de démasclage x sites » et celle des « coefficients de démasclage » signifie que les trois coefficients de démasclage ne présentent pas de différences significatives entre leurs moyennes entre tous les sites confondus, et que la performance des sites n'est pas affectée positivement ou négativement par un coefficient de démasclage particulier. Ce dernier résultat prouve que les deux coefficients de démasclage les plus élevés (K₂ = 2,5 et K₃ = 3) peuvent être appliqués dans les trois sites étudiés et dans d'autres sites similaires sans réduire la croissance en épaisseur du liège par comparaison au coefficient de

démasclage le plus faible (K₁ = 2).

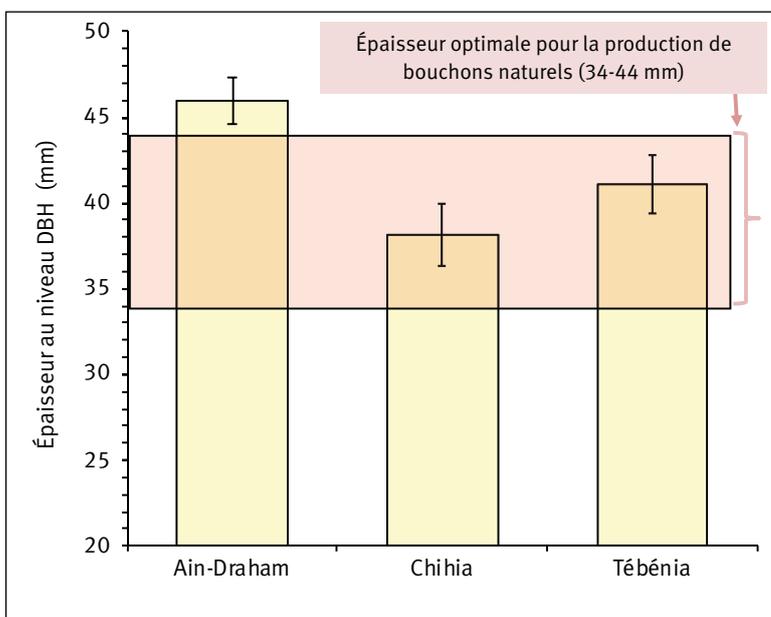
Pour ce qui est de la biomasse du liège, comme attendu d'après les résultats des analyses intrasites également, le tableau IV montre un effet « coefficients de démasclage » hautement significatif, un effet « sites » très hautement significatif et une absence d'interaction des deux facteurs. Le tableau V présente les résultats des comparaisons multiples de moyennes (épaisseurs et biomasse du liège) des sites pour tous les coefficients de démasclage et de celles des coefficients de démasclage dans tous les sites.

Le tableau V montre que les trois sites se distinguent l'un de l'autre pour la croissance en épaisseur du liège mesurée à hauteur de poitrine (EP_{BH}), avec le site de Ain-Draham en tête, suivi du site de Tébénia puis celui de Chihia. Pour l'épaisseur du liège mesurée à la limite supérieure de la zone démasclée (EP_{LS}), le site de Ain-Draham occupe toujours la première position et les deux autres sites la deuxième position avec des épaisseurs moyennes similaires. En ce qui concerne la biomasse du liège, les deux sites de Ain-Draham et Tébénia occupent la première place et dépassent celui de Chihia avec respectivement 16 et 12 kg/arbre environ. Les trois coefficients de démasclage se répartissent en trois classes avec le coefficient 3 en tête, le coefficient 2 en troisième position et le coefficient 2,5 en position intermédiaire et chevauchant entre la première et la troisième position. Le gain de poids de liège par arbre entre les deux coefficients extrêmes (K₁ = 2 et K₃ = 3) est en moyenne de 8 kg environ.

Durée de rotation

La durée de rotation de récolte du liège pratiquée en Tunisie est fixée par l'administration forestière à 12 ans pour toutes les stations et peut dépasser ce délai dans certains cas telle l'absence de moyens financiers pour la récolte. La figure 2 présente les valeurs moyennes de l'épaisseur du liège mesurée à hauteur de poitrine (EP_{BH}) pour chacun des trois sites expérimentaux ainsi que les limites de l'épaisseur du liège optimale pour la production de bouchons naturels qui représentent le produit le plus important du liège. Ces limites se situent entre 34 et 44 mm. Les segments aux sommets des barres des histogrammes représentent l'intervalle de confiance autour de l'épaisseur moyenne pour un degré de confiance de 95 %. La normalité de la distribution des mesures de l'épaisseur du liège pour chaque site expérimental a été vérifiée préalablement à l'aide du test de normalité de Ryan-Joiner (Ryan et Joiner, 1976).

En situant l'épaisseur moyenne du liège produit après 12 ans de croissance et ses limites de confiance obtenues au niveau de chaque site expérimental par rapport aux deux épaisseurs limites définissant la classe optimale d'épaisseur permettant la production de bouchons naturels, on constate ce qui suit.

**Figure 2.**

Épaisseur moyenne du liège à hauteur de poitrine (EP_{BH}) par site expérimental et classe d'épaisseurs optimales pour la production de bouchons naturels.

- Sur le site de Ain-Draham, plus de 95 % des arbres produisent du liège dont l'épaisseur dépasse largement la zone d'épaisseur optimale. Il est à signaler qu'après prélèvement des bouchons naturels le reste des plaques de liège va se transformer en déchets et servir à la trituration pour produire des bouchons agglomérés. Ainsi, pour optimiser la valorisation des plaques de liège, il ne faut pas que l'épaisseur de ces dernières dépasse la limite supérieure souhaitée par l'industrie du liège. Dès lors et suite aux résultats obtenus dans le site de Ain-Draham, il est possible de réduire la durée de rotation à moins de 12 ans étant donné la qualité de cette station du point de vue de la croissance du liège.
- Sur les sites de Chihia et Tébénia, les épaisseurs moyennes du liège et leurs limites de confiance sont situées en pleine zone d'épaisseur optimale de production de bouchons naturels avec une légère supériorité du site de Tébénia. La durée de rotation de 12 ans peut donc être adoptée pour ces deux sites, voire légèrement réduite pour le site de Tébénia.

Estimation du poids du liège à l'échelle de l'arbre (essais de démasclage et inventaire)

Afin d'établir un modèle qui permette de prédire la biomasse (poids) du liège récolté à l'échelle de l'arbre, ont été utilisées les mesures d'arbres individuels réalisées en 2016 dans huit chantiers de démasclage et celles effectuées après 12 ans de croissance dans les trois dispositifs expérimentaux des essais de démasclage.

Les trois caractéristiques de l'arbre de chêne-liège les plus corrélées avec la biomasse du liège récolté sont le DBH ($r = 0,83$; $p < 0,0001$), la hauteur de la surface démasclée ou H_{dem} ($r = 0,84$; $p < 0,0001$) et l'épaisseur du liège à hauteur de poitrine ou EP_{BH} ($r = 0,64$; $p < 0,0001$). Une équation entre la biomasse et chacune de ces caractéristiques a été établie (équations 9, 10 et 11 ; figures 3, 4 et 5). Une relation plus précise entre la biomasse du liège récolté et l'ensemble des trois caractéristiques a été également élaborée (équation 12). Comme pour les tarifs de cubage des arbres forestiers, l'une ou l'autre de ces équations peut être utilisée selon la facilité de l'acquisition et/ou la disponibilité des données (caractéristiques mesurées) et la précision souhaitée des estimations à obtenir.

Relation entre la biomasse du liège et le DBH

La relation qui lie la biomasse du liège au DBH est une fonction puissance (équation 9). Le DBH explique à lui seul environ 75 % de la variabilité de la biomasse du liège observée au niveau des arbres de chêne-liège considérés dans cette étude :

$$Biomasse = 3,518 \times 10^{-3} DBH^{2,382} \text{ (équation 9)}$$

avec $R_{aj}^2 = 0,748$ et $RMSE = 8,652$ kg.

La figure 3 présente, sur le même graphique, la projection des biomasses observées en fonction du DBH, superposées à la courbe issue des données simulées à partir de l'équation 9.

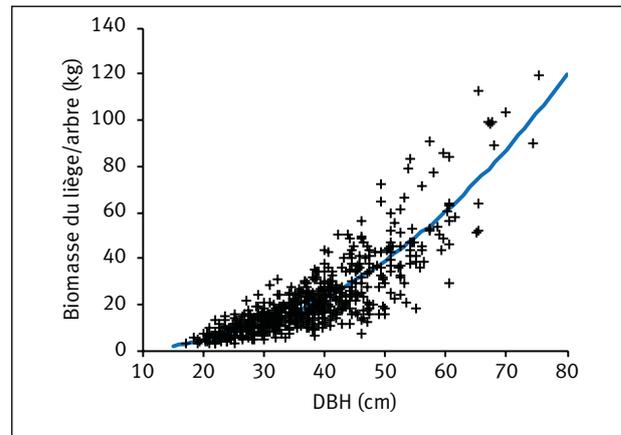


Figure 3. Données observées et courbe de prédiction de la biomasse du liège en fonction du DBH.

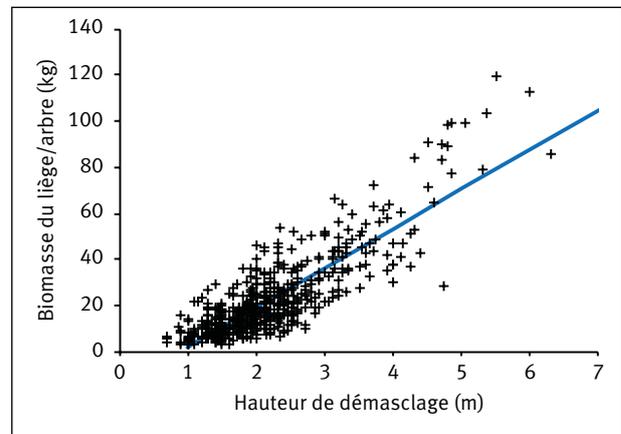


Figure 4. Données observées et droite de prédiction de la biomasse du liège en fonction de la hauteur de la zone démasclée.

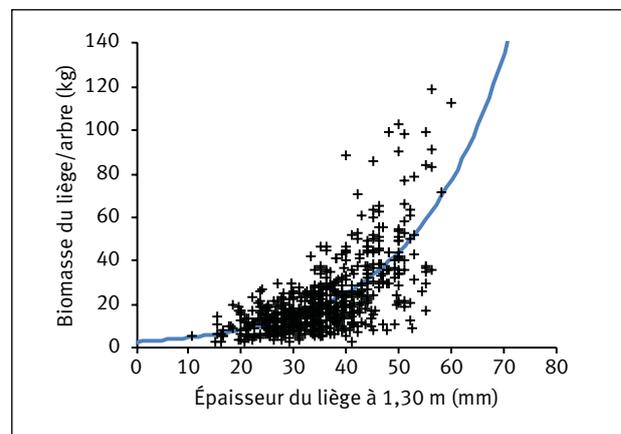


Figure 5. Données observées et courbe de prédiction de la biomasse du liège en fonction de son épaisseur à hauteur de poitrine.

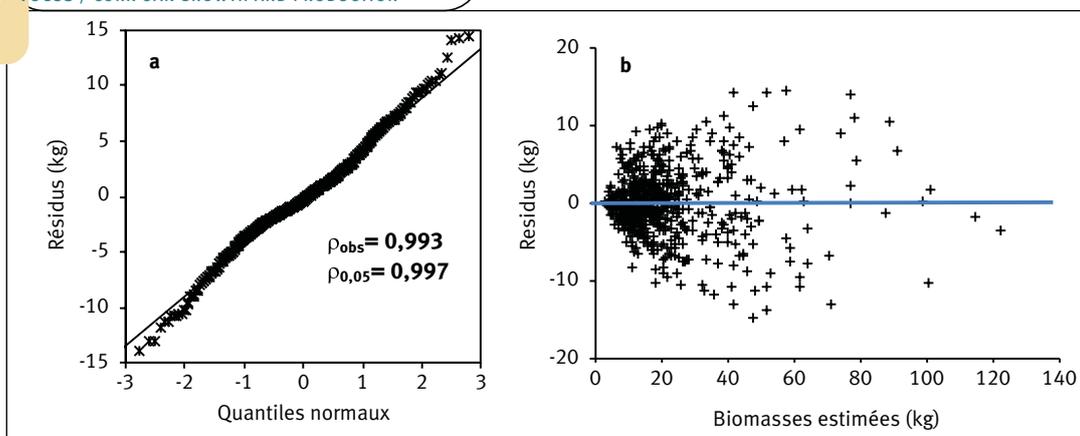


Figure 6.
QQ-probability plots des résidus (a) et projection des résidus en fonction des biomasses estimées (b).

Relation entre la biomasse du liège et la hauteur de démasclage (H_{DEM})

L'équation 10 décrit la relation liant la biomasse du liège à la hauteur de la zone démasclée :

$$Biomasse = -14,868 + 17,122 \times H_{DEM} \quad (\text{équation 10})$$

avec $R_{aj}^2 = 0,706$ et $RMSE = 9,359$ kg.

La figure 4 présente, sur le même graphique, la projection des biomasses observées en fonction de la hauteur de démasclage (H_{DEM}), superposées à la droite issue des données simulées à partir de l'équation 10.

Relation entre la biomasse et l'épaisseur du liège à hauteur de poitrine (EP_{BH})

La prédiction de la biomasse du liège en fonction de son épaisseur à hauteur de poitrine peut se faire à l'aide de l'équation 11. Par comparaison aux deux autres caractéristiques de l'arbre de chêne-liège (DBH et H_{DEM}), l'épaisseur du liège à hauteur de poitrine (EP_{BH}) semble être la variable la moins précise comme prédicteur de la biomasse de liège produit :

$$Biomasse = 2,737 \times 10^{-2} \times e^{(5,577 \times 10^{-2} EP_{BH})} \quad (\text{équation 11})$$

Avec $R_{aj}^2 = 0,468$ et $RMSE = 12,468$ kg.

La figure 5 schématise l'évolution de la biomasse du liège en fonction de son épaisseur, d'une part, à partir des données observées et, d'autre part, à partir des données simulées (courbe) à l'aide de l'équation 11.

Relation entre la biomasse du liège et DBH, H_{DEM} et EP_{BH}

L'équation 12 regroupe les trois variables ou caractéristiques du liège et de l'arbre utilisées comme variables exogènes pour prédire la biomasse du liège récolté. En se basant sur les valeurs des coefficients de détermination ajustés (R_{aj}^2) et celles des écarts-types résiduels (RMSE), cette dernière équation se présente comme la plus précise par rapport au trois précédentes (équations 9, 10 et 11).

$$Biomasse = 1,408 \times 10^{-2} DBH^{1,192} H_{DEM}^{0,688} EP_{BH}^{0,682} \quad (\text{équation 12})$$

avec $R_{aj}^2 = 0,932$ et $RMSE = 4,495$ kg.

Dans cette équation, la biomasse est exprimée en kilogrammes par arbre (kg/arbre), le DBH en centimètres (cm), la hauteur de démasclage ou H_{DEM} en mètres (m) et l'épaisseur du liège mesurée à hauteur de poitrine ou EP_{BH} en millimètres (mm).

La figure 6a présente les quantiles normaux (QQ-probability plots) des résidus issus de l'équation 12 et la figure 6b la projection des mêmes résidus en fonction des biomasses estimées. Ces deux graphiques montrent que la normalité de la distribution des résidus peut être acceptée et que leur répartition autour de l'axe de valeurs nulles peut être considérée comme constante et aléatoire.

La figure 7 montre la forte liaison entre les biomasses prédites et celles observées ($r = 0,9656$; $p < 0,0001$).

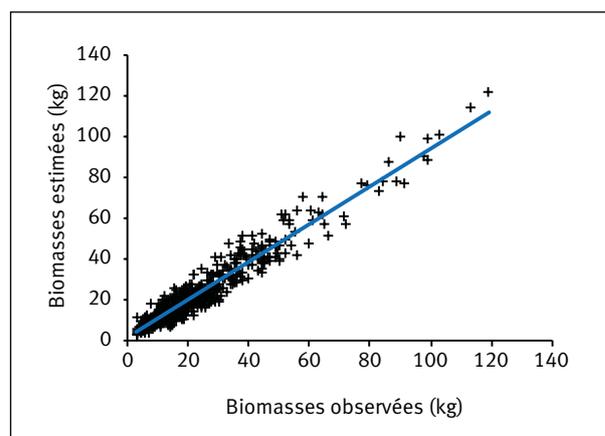


Figure 7.
Biomasses estimées en fonction des biomasses observées.

Prediction de la croissance du liège en fonction de son âge et du diamètre de l'arbre (essais de démasclage)

Choix de l'ordre du modèle autorégressif CAR(x) pour corriger l'autocorrélation entre résidus successifs issus d'un même arbre

La figure 8 (première colonne) montre que, en absence de l'incorporation de la structure autorégressive CAR(x) dans l'ajustement des paramètres de la fonction F1, une tendance linéaire de la corrélation entre les résidus successifs est observée. Après incorporation de la fonction CAR(x) avec un premier ordre (deuxième colonne), puis un deuxième ordre (troisième colonne), la tendance linéaire est considérablement réduite avec CAR(1) puis disparaît complètement avec CAR(2). Ainsi, la structure autorégressive de deuxième ordre (CAR(2)), permettant le contrôle de l'autocorrélation entre

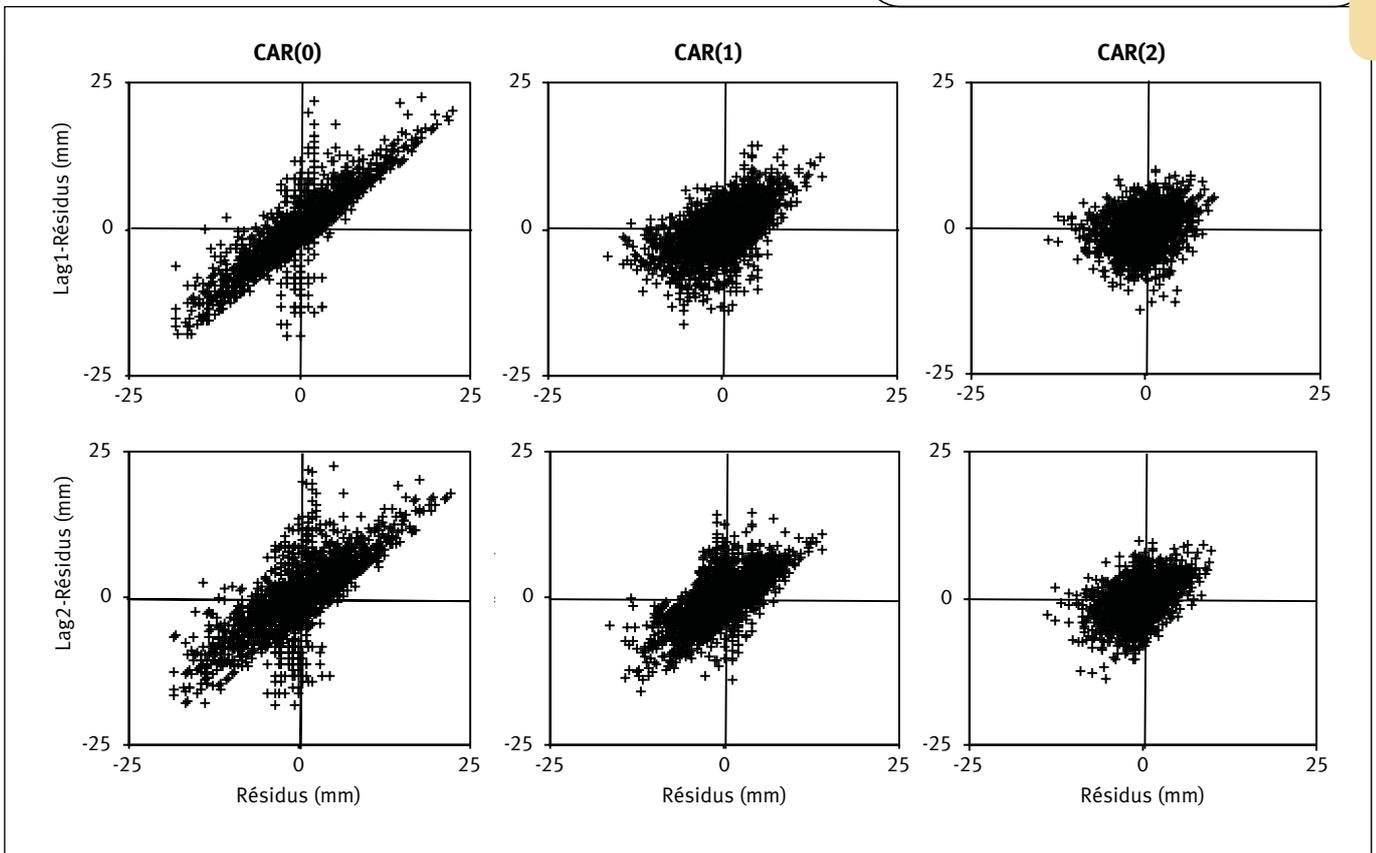


Figure 8.

Lag1-résidus et Lag2-résidus de l'épaisseur du liège en fonction des résidus issus de la fonction F1 ajustée sans tenir compte de la structure autorégressive des erreurs (première colonne), et en utilisant la structure autorégressive des erreurs du premier et du second ordre (deuxième et troisième colonnes, respectivement).

résidus successifs d'un même arbre, a été incorporée dans le processus d'estimation des paramètres des quatre fonctions de croissance étudiées (tableau I).

Estimation des paramètres et comparaison des fonctions de croissance étudiées

Les valeurs estimées des paramètres de chacune des quatre fonctions étudiées et les caractéristiques statistiques correspondantes, relatives aux différents critères d'évaluation de ces fonctions, figurent au tableau VI. La figure 9 présente une projection des résidus issus de chaque fonction de croissance étudiée en fonction des scores normaux ou des quantiles normaux (*QQ-probability plots*). La même figure 9 qui présente également les résultats du test de normalité de la distribution de ces résidus selon le test de Ryan-Joiner montre que la distribution de ces dernières ne s'écarte pas trop de celle d'une distribution normale. La normalité de la distribution des résidus issus des quatre fonctions ajustées peut donc être acceptée.

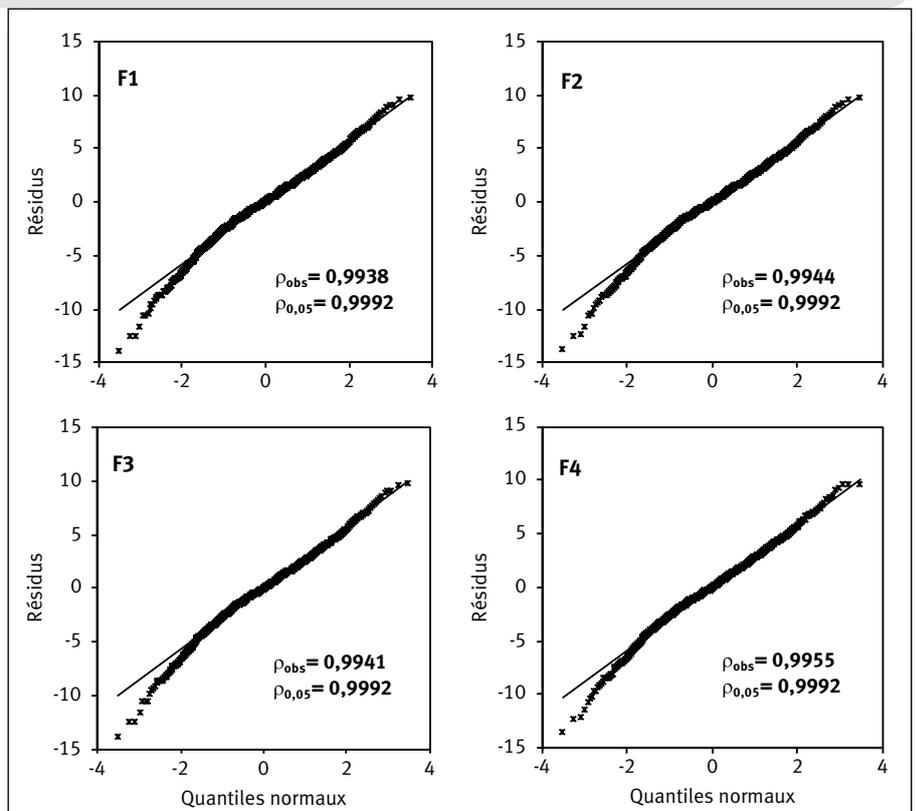


Figure 9.

QQ-probability plots des résidus issus des quatre fonctions étudiées et test de normalité de Ryan-Joiner.

Tableau VI.

Estimation des paramètres et critères de comparaison : ajustement avec CAR(2).

| Fonction | Par. | Estim. | p > t | Capacité d'ajustement | | | Capacité de prédiction | | | Réalisme biologique | |
|----------|----------------|---------|----------|-----------------------|-------|------------|------------------------|-------------------|---------|---------------------|--------|
| | | | | Biais | RMSE | R_{aj}^2 | Biais _p | RMSE _p | R_p^2 | V _m | T |
| F1 | a ₁ | 227,050 | < 0,0001 | - 0,0385 | 2,888 | 0,9438 | - 0,0388 | 2,895 | 0,9437 | 1,54 | 146,67 |
| | a ₂ | - 9,836 | < 0,0001 | | | | | | | | |
| | a ₃ | 36,918 | < 0,0001 | | | | | | | | |
| | ρ ₁ | 1,123 | < 0,0001 | | | | | | | | |
| | ρ ₂ | 0,856 | < 0,0001 | | | | | | | | |
| F2 | a ₁ | 74,649 | < 0,0001 | - 0,0605 | 2,893 | 0,9436 | - 0,0607 | 2,900 | 0,9435 | 2,33 | 32,01 |
| | a ₂ | 7,631 | < 0,0001 | | | | | | | | |
| | a ₃ | 8,002 | < 0,0001 | | | | | | | | |
| | ρ ₁ | 1,122 | < 0,0001 | | | | | | | | |
| | ρ ₂ | 0,856 | < 0,0001 | | | | | | | | |
| F3 | a ₁ | 75,954 | < 0,0001 | - 0,0507 | 2,890 | 0,9438 | - 0,0510 | 2,897 | 0,9436 | 2,46 | 30,68 |
| | a ₂ | - 5,222 | < 0,0001 | | | | | | | | |
| | a ₃ | 19,226 | < 0,0001 | | | | | | | | |
| | ρ ₁ | 1,123 | < 0,0001 | | | | | | | | |
| | ρ ₂ | 0,856 | < 0,0001 | | | | | | | | |
| F4 | a ₁ | 53,419 | < 0,0001 | - 0,1061 | 2,910 | 0,9430 | - 0,1063 | 2,917 | 0,9428 | 2,47 | 21,62 |
| | a ₂ | 7,424 | < 0,0001 | | | | | | | | |
| | a ₃ | 3,604 | < 0,0001 | | | | | | | | |
| | ρ ₁ | 1,121 | < 0,0001 | | | | | | | | |
| | ρ ₂ | 0,857 | < 0,0001 | | | | | | | | |

Par. : paramètre ; Estim. : estimation ; RMSE : écart-type résiduel ; R_{aj}^2 : coefficient de détermination ajusté ; Biais_p : biais PRESS ; RMSE_p : écart-type résiduel PRESS ; R_p^2 : coefficient de détermination de prédiction ; V_m : vitesse de croissance moyenne (mm/an) ; T : temps de croissance (années).

D'après les résultats obtenus, basés sur la signification des paramètres estimés, les valeurs des différents critères statistiques caractérisant la capacité d'ajustement, la capacité de prédiction et le réalisme biologique de chaque fonction de croissance étudiée (tableau VI), la fonction de Gompertz (F2) semble être la mieux indiquée pour prédire la croissance en épaisseur du liège en fonction de son âge. Ce choix est basé essentiellement sur la valeur de l'asymptote horizontale (valeur du paramètre a_1) et le réalisme biologique caractérisé par la vitesse moyenne annuelle de croissance et le temps sur lequel s'étale la période de cette croissance.

Modèle dynamique de croissance en épaisseur du liège

La fonction retenue pour prédire la croissance en épaisseur du liège en fonction de son âge (fonction F2) est une fonction statique puisqu'elle ne tient compte que de l'âge du liège. Afin de rendre cette fonction dynamique (dépendant des caractéristiques dendrométriques de l'arbre de chêne-liège), le premier paramètre (a_1) relatif à l'asymptote horizontale, correspondant à la valeur maximale vers laquelle tend l'épaisseur du liège quand l'âge tend vers l'infini, a été exprimé à l'aide d'une fonction linéaire du diamètre à hauteur de poitrine (DBH). Le choix d'exprimer le paramètre a_1 à l'aide d'une relation linéaire en fonction du

DBH est basé, d'une part, sur la tendance linéaire observée entre l'épaisseur et le DBH (figure 10) et, d'autre part, sur le fait que l'asymptote horizontale ne doit pas être fixe pour tous les arbres et doit dépendre des caractéristiques dendrométriques de chaque arbre qui varient en fonction de la fertilité des stations. En plus, les résultats des essais de démasclage ont montré que le diamètre de l'arbre influe significativement sur la croissance en épaisseur du liège.

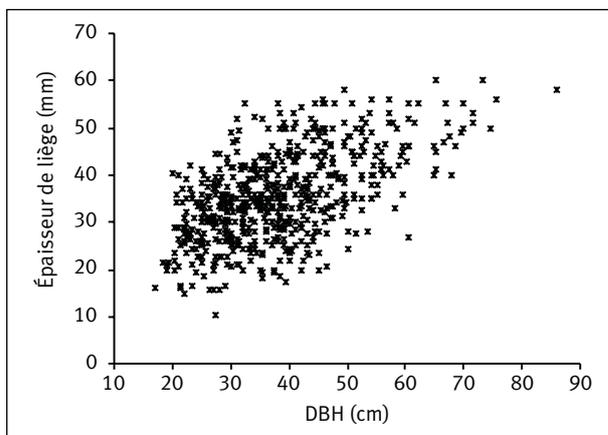


Figure 10.

Relation entre l'épaisseur de liège et le DBH (données des essais de démasclage et celles des deux inventaires de 2016 et 2018).

Tableau VII.
 Estimation des paramètres et caractéristiques statistiques de l'équation 13.

| Fonction | Par. | Estim. | p > t | Capacité d'ajustement | | | Capacité de prédiction | | |
|----------|----------------|--------|----------|-----------------------|-------|------------------------------|------------------------|-------------------|-----------------------------|
| | | | | Biais | RMSE | R ² _{aj} | Biais _p | RMSE _p | R ² _p |
| F2 | a ₂ | 7,495 | < 0,0001 | - 0,0569 | 2,529 | 0,9569 | - 0,0570 | 2,536 | 0,9568 |
| | a ₃ | 7,915 | < 0,0001 | | | | | | |
| | b ₀ | 42,283 | < 0,0001 | | | | | | |
| | b ₁ | 0,703 | < 0,0001 | | | | | | |
| | ρ ₁ | 1,015 | < 0,0001 | | | | | | |
| | ρ ₂ | 0,815 | < 0,0001 | | | | | | |

Par. : paramètre ; Estim. : estimation ; RMSE : écart-type résiduel ; R²_{aj} : coefficient de détermination ajusté ; Biais_p : biais PRESS ; RMSE_p : écart-type résiduel PRESS ; R²_p : coefficient de détermination de prédiction ; V_m : vitesse de croissance moyenne (mm/an) ; T : temps de croissance (années).

Après avoir exprimé le paramètre a₁ de la fonction F2 à l'aide d'une relation linéaire en fonction du DBH (équation 13), cette dernière a été réajustée à nouveau sur les mêmes données utilisées pour les ajustements du tableau VI. Les résultats de ce nouvel ajustement figurent au tableau VII :

$$EP_{BH} = (b_0 + b_1 \times DBH) \times \exp\left(-\exp\left(-\frac{t - a_2}{a_3}\right)\right)$$

(équation 13).

Ainsi, pour un arbre donné, le modèle dynamique qui permet de prédire la croissance de son épaisseur du liège en tenant compte de son diamètre (DBH) et de l'âge du liège est le suivant :

$$EP_{BH} = (42,283 + 0,703 \times DBH) \times \exp\left(-\exp\left(-\frac{t - 7,495}{7,915}\right)\right)$$

(équation 14)

avec R²_{aj} = 0,957 et RMSE = 2,529 mm.

Caractérisation des coefficients de démasclage réellement appliqués par l'administration forestière tunisienne (inventaires 2016 et 2017)

En profitant des deux inventaires de démasclage réalisés durant les deux campagnes de déliégage de 2016 et 2017 répartis sur 14 chantiers de démasclage, les coefficients de démasclage réellement pratiqués ont été calculés (tableau VIII).

Les résultats obtenus de ces deux inventaires (tableau VIII et figure 11) montrent ce qui suit :

- les coefficients de démasclage minimaux appliqués sont presque constants et ne dépendent pas de la dimension des tiges ;
- les coefficients maximaux et moyens diminuent avec l'augmentation de la dimension des tiges ;
- la hauteur moyenne de la partie démasclée évolue très lentement en fonction de la dimension des tiges et semble se stabiliser à partir d'un diamètre supérieur à 50 cm.

Il ressort de ces résultats qu'en moyenne les ouvriers chargés de l'opération de démasclage pratiquent le déliégage à des hauteurs qui ne varient pas beaucoup d'un arbre à l'autre quelle que soit la dimension de ce dernier.

Tableau VIII.
 Statistiques descriptives des coefficients de démasclage appliqués par l'administration forestière tunisienne (résultats des inventaires réalisés en 2016 et 2017).

| Classes de diamètre (cm) | Nombre d'arbres | Hauteurs de démasclage appliquées (m) | | | | Coefficients de démasclage appliqués | | | |
|--------------------------|-----------------|---------------------------------------|------------|-------------|--------------|--------------------------------------|-------------|-------------|--------------|
| | | Minimum | Maximum | Moyenne | CV% | Minimum | Maximum | Moyenne | CV% |
| 25 | 200 | 0,70 | 2,60 | 1,68 | 23,43 | 0,89 | 3,55 | 2,04 | 23,17 |
| 35 | 288 | 0,70 | 3,60 | 2,01 | 22,85 | 0,70 | 3,47 | 1,81 | 23,15 |
| 45 | 168 | 0,90 | 3,90 | 2,14 | 24,81 | 0,57 | 2,70 | 1,53 | 25,24 |
| 55 | 68 | 1,20 | 3,70 | 2,31 | 20,75 | 0,76 | 2,31 | 1,35 | 22,37 |
| 65 et plus | 28 | 1,40 | 3,45 | 2,34 | 18,88 | 0,70 | 1,57 | 1,09 | 19,73 |
| Total | 752 | 0,70 | 3,9 | 1,99 | 25,43 | 0,57 | 3,55 | 1,74 | 27,85 |

CV% : coefficient de variation.

Tableau IX.
Épaisseur du liège observée par classe de grosseur des tiges
(résultats des inventaires réalisés en 2016 et 2017).

| Classes de diamètre (cm) | Nombre d'arbres | Épaisseur du liège (mm) | | | CV% |
|--------------------------|-----------------|-------------------------|-------------|--------------|--------------|
| | | Minimum | Maximum | Moyenne | |
| 25 | 200 | 10,5 | 49,0 | 27,28 | 26,08 |
| 35 | 288 | 15,0 | 55,0 | 30,56 | 25,24 |
| 45 | 168 | 12,5 | 72,5 | 33,10 | 27,92 |
| 55 | 68 | 17,5 | 65,0 | 34,45 | 27,97 |
| 65 et plus | 28 | 20,0 | 60,0 | 35,46 | 28,28 |
| Total | 752 | 10,5 | 72,5 | 30,95 | 27,63 |

CV% : coefficient de variation.

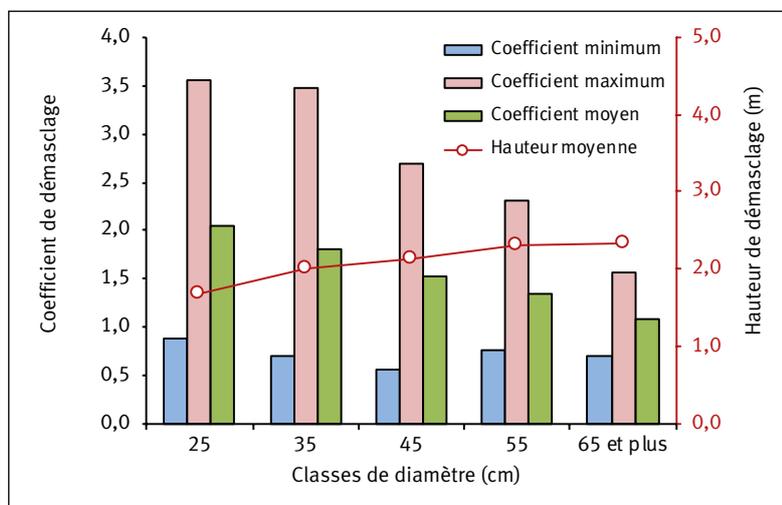


Figure 11.
Valeurs observées des coefficients de démasclage (min, max et moyenne) et des hauteurs moyennes de démasclage appliquées (résultats des inventaires réalisés en 2016 et 2017 sur 752 arbres).

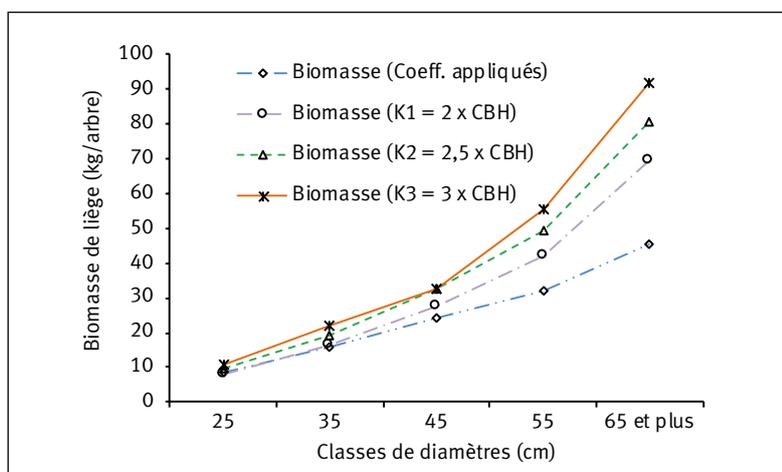


Figure 12.
Biomasse de liège estimée (kg/arbre) en fonction des classes de diamètres observés dans les 40 placettes inventoriées en 2017.

Cette pratique a comme conséquence de surexploiter les arbres de petites dimensions où le coefficient de démasclage peut dépasser 3,5 fois la circonférence du tronc, et de sous-exploiter les gros arbres où ce même coefficient de démasclage peut devenir inférieur à l'unité. Il est donc clair, d'après ces résultats, qu'il y a un manque à gagner en ce qui concerne la récolte du liège. Celui-ci peut être très important, surtout pour les arbres de grandes dimensions qui sont capables de donner plus de liège.

Le tableau IX montre comment évolue l'épaisseur du liège à la récolte (rotation de 12 ans) en fonction du diamètre du tronc dans les différents chantiers de démasclage des deux inventaires de 2016 et 2017. Ces résultats corroborent les résultats similaires obtenus dans les essais de démasclage.

Pour estimer le rendement du liège récolté en se basant sur les coefficients réellement appliqués et ceux testés dans le cadre des essais de démasclage, les données issues des mesures des placettes de l'inventaire de 2017 ont été utilisées. Le tableau X présente les caractéristiques moyennes des 40 placettes mesurées en 2017 et les rendements du liège estimés (équation 12) dans le cas des coefficients appliqués réellement et ceux relatifs aux trois coefficients de démasclage testés, soit $K_1 = 2$, $K_2 = 2,5$ et $K_3 = 3$ fois la circonférence à hauteur de poitrine. Le rendement en liège est calculé sur la base des arbres démasclés par placette, rapporté à l'hectare.

En se basant sur les valeurs des rendements moyens estimés par hectare (tableau X), nous constatons que les rendements des trois coefficients K_1 (2 x CBH), K_2 (2,5 x CBH) et K_3 (3 x CBH) dépassent en moyenne ceux des coefficients réellement pratiqués de 14 %, 32 % et 50 % respectivement.

La figure 12, qui présente l'évolution de la biomasse moyenne de liège estimée par arbre en fonction des classes de diamètres observés dans les 40 placettes inventoriées en 2017, montre l'importance des écarts entre les coefficients de démasclage réellement pratiqués et ceux correspondant à 2, 2,5 et 3 fois la circonférence du tronc à hauteur de poitrine, surtout pour les arbres de grandes dimensions. Ces différences présentent un manque à gagner non négligeable pour l'administration forestière tunisienne.

Discussion

Effet de l'intensité de démasclage et de la grosseur des tiges sur la croissance en épaisseur et la production du liège

Les résultats obtenus dans le cadre de cet essai multisités d'écorçage de liège ont montré que les deux coefficients de démasclage les plus élevés appliqués ($K_2 = 2,5$ et $K_3 = 3$) n'ont pas affecté négativement et d'une façon significative la croissance en épaisseur du liège quels que soient le site expérimental et la classe de grosseur des tiges et ceci par comparaison au coefficient classique ($K_1 = 2$) théoriquement appliqué par les gestionnaires forestiers en Tunisie. La grosseur des tiges affecte positivement et significativement la croissance du liège quels que soient le site expérimental et le coefficient de démasclage appliqué. Dans une étude similaire au Portugal, Paulo et Tomé (2017) ont étudié l'effet de trois coefficients de démasclage ($K_1 = 1,5$, $K_2 = 2$, $K_3 = 2,5$) appliqués durant la première extraction du liège sur la croissance future de l'épaisseur du liège dans deux régions de différents potentiels de productivité (faible et haute productivité). Les résultats obtenus ont montré que l'augmentation de l'intensité de démasclage a eu un petit effet négatif significatif sur la croissance en épaisseur du liège dans la région de faible productivité, tandis qu'aucun effet significatif n'a été détecté dans la région de haute productivité. Dans une autre étude visant à mesurer l'impact de l'intensité de démasclage sur la qualité du liège produit, El Alami *et al.* (2019) ont testé au Maroc l'effet de quatre intensités de démasclage ($K_1 = 1$, $K_2 = 1,5$, $K_3 = 2$, $K_4 = 2,5$) sur les propriétés physiques et mécaniques du liège formé (la densité, la compression et le module d'élasticité). Les résultats obtenus ont montré qu'aucune différence significative n'a été détectée entre les quatre coefficients de démasclage appliqués et ceci pour les trois caractéristiques mesurées.

Contrairement à l'épaisseur, le poids du liège récolté est affecté positivement et significativement par le coefficient de démasclage et par la dimension du tronc de l'arbre. Les écarts enregistrés entre les deux classes de circonférence extrêmes varient selon les sites entre environ 10 et 12 mm pour l'épaisseur moyenne du liège et entre 48 et 57 kg/arbre pour la biomasse moyenne du liège en faveur des arbres les plus gros. Les trois coefficients de démasclage testés donnent en moyenne des valeurs semblables du point de vue de l'épaisseur du liège mais présentent au contraire des écarts importants du point de vue de la biomasse, surtout entre les deux coefficients extrêmes ($K_1 = 2$ et $K_3 = 3$) qui varient en moyenne de 8 à 19 kg/arbre selon le site expérimental.

En ce qui concerne les sites expérimentaux, le site de Ain-Draham et celui de Chihia représentent les deux sites extrêmes du point de vue de la croissance

et de la production du liège. Les écarts enregistrés entre ces deux sites sont en moyenne de l'ordre de 7 mm pour l'épaisseur du liège et de 16 kg/arbre pour la production de liège, en faveur du site de Ain-Draham.

Durée de rotation

En se basant sur les valeurs moyennes de l'épaisseur du liège obtenues après une rotation de 12 ans dans les trois sites expérimentaux et leurs limites de confiance avec un degré de confiance de 95 %, et en les comparant aux limites optimales de l'épaisseur du liège demandées par l'industrie du liège pour la production de bouchons naturels, la durée de rotation peut être réduite à 9-10 ans pour le site de Ain-Draham, 10-11 ans pour le site de Tébénia, et maintenue à 12 ans pour le site de Chihia. Les durées de rotation déterminées dans le cadre de cette étude corroborent celles adoptées en Espagne et au Portugal qui varient de 9 à 14 ans en fonction de la fertilité du site et la densité du peuplement (Montero et Cañellas, 2003 ; Pereira et Tomé, 2004). Il est à signaler que, bien que la durée minimum de rotation acceptée selon les recommandations officielles soit de 9 ans, des durées plus courtes sont autorisées dans certaines régions d'Espagne (Pasalodos-Tato *et al.*, 2018a).

Modèle dynamique de croissance en épaisseur du liège

Le modèle de croissance en épaisseur du liège d'arbre individuel a été développé à partir des mesures répétées effectuées annuellement durant les 12 années de croissance sur les arbres des trois sites expérimentaux. Il s'agit d'un modèle non linéaire ajusté sur les données de 217 arbres avec une précision d'environ 96 % et qui permet de prédire la croissance en épaisseur du liège en tenant compte du diamètre du tronc de l'arbre de chêne-liège et de l'âge du liège. Sánchez-González *et al.* (2008) ont développé un modèle similaire selon l'approche des équations en différence algébrique généralisée (GADA). Ajusté sur des données de 432 arbres provenant de la forêt de chêne-liège du parc naturel « Los Alcornocales » situé dans l'extrême Sud-Ouest

Tableau X.

Caractéristiques moyennes des 40 placettes inventoriées en 2017.

| Variables | Minimum | Maximum | Moyenne | CV% | |
|--------------------------------------|------------------|---------|---------|--------|-------|
| Densité observée (arbres/ha) | 76 | 631 | 271 | 46,14 | |
| Densité démasclée (arbres/ha) | 68 | 568 | 235 | 42,83 | |
| DBH (cm) | 24,92 | 61,00 | 41,04 | 17,740 | |
| Hauteur démasclée (m) | 1,53 | 3,060 | 2,16 | 14,75 | |
| Épaisseur du liège (mm) | 23,10 | 46,29 | 29,51 | 16,46 | |
| Coefficients de démasclage appliqués | 1,25 | 2,18 | 1,77 | 13,05 | |
| Coefficients appliqués | 15,560 | 113,617 | 46,368 | 46,22 | |
| Rendement du liège | K1 : (2 x CBH) | 15,809 | 135,166 | 52,666 | 48,58 |
| | K2 : (2,5 x CBH) | 18,433 | 157,594 | 61,405 | 48,58 |
| (Qx/ha) | K3 : (3 x CBH) | 20,896 | 178,656 | 69,612 | 48,58 |

CBH : circonférence à hauteur de poitrine ou à 1,30 m de hauteur ; CV% : coefficient de variation.

de l'Espagne, ce modèle qui explique 98 % de la variabilité totale permet de prédire, à l'échelle de l'arbre, l'épaisseur du liège à n'importe quel âge connaissant la même épaisseur mesurée à n'importe quel autre âge. Avec une précision de 96 %, comparable à celle obtenue par le modèle développé en Espagne, le modèle développé dans le cadre de notre étude, qui nécessite comme variables exogènes le diamètre du tronc de l'arbre de chêne-liège et l'âge du liège au lieu de l'épaisseur du liège mesurée à un âge donné, est plus pratique du point de vue de l'utilisation. Vu la faible variation du diamètre des arbres d'une année à une autre, notre modèle peut être utilisé non seulement sur des données issues des mesures directes dans des peuplements de chêne-liège mais aussi sur celles issues des inventaires forestiers.

Modèle dynamique de production du liège

Le modèle de prédiction de la biomasse du liège à l'échelle de l'arbre a été développé à partir des données de 589 arbres. Avec une précision de 93 %, le modèle élaboré permet de prédire la biomasse du liège d'un arbre en fonction de son diamètre du tronc sur écorce (DBH), de l'épaisseur du liège mesuré à hauteur d'homme (EP_{BH}) et de la hauteur de la partie démasclée du tronc (H_{DEM}). La précision relativement élevée (93 %) de notre modèle corrobore les résultats obtenus par Vázquez et Pereira (2005) qui ont démontré que les caractéristiques dendrométriques à l'échelle de l'arbre permettent d'expliquer à elles seules 80 à 90 % de la variabilité totale du poids du liège récolté.

Différentes études ont utilisé, sous diverses formes, les mêmes variables explicatives pour prédire le poids du liège à l'échelle de l'arbre. Montero (1987) a ajusté un modèle linéaire sans ordonnée à l'origine qui fait intervenir le produit de la circonférence du tronc sur écorce et la hauteur de la partie démasclée ($CBH \times H_{DEM}$) comme variable explicative. Sánchez-González *et al.* (2007), puis Pasalodos-Tato *et al.* (2018b) ont proposé à leur tour une formule simple basée sur le calcul du volume de liège ($CBH \times EP_{BH} \times H_{DEM}$) puis sa multiplication par la densité du liège. Dans une autre étude, Ferreira et Carvalho Oliveira (1991) ont opté pour un simple modèle linéaire pour prédire le poids du liège en utilisant séparément les deux variables explicatives CBH et H_{DEM} . Finalement, dans le cadre d'une étude sur le potentiel de production d'une petite forêt locale de chêne-liège en Tunisie, Stiti *et al.* (2019) ont ajusté sur des données issues de 44 arbres localisés dans la forêt de Ain-Snoussi un modèle non linéaire de prédiction du liège à l'échelle de l'arbre avec une précision de l'ordre de 77 %, qui fait intervenir comme variables explicatives le produit ($CBH \times H_{DEM}$) et l'âge du liège à la place de son épaisseur.

Coefficients de démasclage réellement appliqués en Tunisie et leur impact sur la production nationale de liège

D'après les résultats des deux inventaires réalisés durant les deux campagnes de démasclage 2016 et 2017 dans différents chantiers de récolte de liège, les coefficients de démasclage appliqués par les ouvriers ont varié de 0,6 à

3,6 fois la circonférence du tronc à hauteur de poitrine avec une valeur moyenne de 1,7 et un coefficient de variation de 28 %. Une étude plus approfondie, basée sur la répartition des arbres démasclés par classes de grosseur des tiges, a montré que les coefficients de démasclage minimaux appliqués sont presque toujours les mêmes quelle que soit la taille de l'arbre, que les coefficients maximaux et moyens diminuent avec l'augmentation de la dimension des arbres et que la hauteur moyenne de la partie démasclée évolue très lentement en fonction de la dimension des arbres et semble se stabiliser à partir de certains diamètres des troncs, au-delà de 50 cm. Ces résultats montrent que l'opération de démasclage en Tunisie s'effectue en général à des hauteurs plus ou moins constantes qui ne dépendent pas de la dimension des arbres démasclés. Le fait de démascler les arbres de chêne-liège jusqu'à une hauteur constante sans tenir compte de leur dimension engendre une surexploitation des arbres de petites dimensions où le coefficient de démasclage peut dépasser 3,5 fois la circonférence du tronc, et une sous-exploitation des gros arbres où le coefficient de démasclage peut descendre sous l'unité, ce qui représente un manque à gagner qui peut être très important dans le cas des gros arbres. Par comparaison aux coefficients de démasclage réellement pratiqués, le manque à gagner du point de vue de la récolte de liège a été respectivement estimé dans le cadre de cette étude à 14 %, 32 % et 50 %, pour les trois coefficients étudiés, soit 2, 2,5 et 3 fois la circonférence du tronc à hauteur de poitrine.

Conclusion

Les résultats obtenus et les modèles développés dans le cadre de cette étude améliorent nos connaissances sur la croissance et la production du liège et constituent, de nos jours, des outils indispensables pour la gestion et la conservation des forêts de chêne-liège en Tunisie.

L'absence d'effet négatif significatif de l'augmentation de l'intensité de démasclage sur la croissance en épaisseur du liège démontre qu'il est possible d'augmenter la production de liège sans nuire à la vigueur de l'arbre de chêne-liège, du moins dans les stations à haut potentiel de production. Afin de vérifier sur le long terme l'effet de ces coefficients de démasclage plus sévères sur la croissance du liège et la vigueur des arbres démasclés, les mêmes essais sont suivis durant la deuxième rotation et les résultats seront disponibles dès la fin de 2020 et en 2021. Toutefois et en attendant les résultats de la deuxième rotation, même si aucune différence significative du point de vue de la croissance en épaisseur du liège n'a été détectée durant la première rotation entre les trois coefficients de démasclage appliqués dans les trois sites expérimentaux de notre étude, le coefficient de démasclage le plus sévère testé ($K_3 = 3$) doit être utilisé avec prudence dans les stations les moins fertiles. D'après les résultats des deux inventaires réalisés dans différents chantiers de démasclage en Tunisie, où le coefficient de démasclage réellement pratiqué était en moyenne de l'ordre de 1,7 et diminue pour les gros arbres, les pertes dans la production de liège sont respectivement estimées à 14 %, 32 % et 50 % pour les trois coefficients

étudiés (2, 2,5 et 3). Ces pertes peuvent être considérables surtout dans les stations à forte productivité, caractérisées par des arbres de gros diamètres.

Le modèle de prédiction de la croissance en épaisseur du liège qui utilise comme prédicteurs (variables exogènes) le diamètre du tronc de l'arbre de chêne-liège et l'âge du liège est un modèle dynamique de forte précision ($R_{aj}^2 = 96\%$) et facile à utiliser. Connaissant le diamètre d'un arbre, ce modèle permet aux gestionnaires forestiers d'estimer l'évolution de la croissance en épaisseur du liège année par année et de déterminer par conséquent en avance la durée nécessaire de rotation pour atteindre une épaisseur commerciale donnée. Ce modèle peut être utilisé également pour classer les différents peuplements de chêne-liège selon leur potentiel de croissance ou de production du liège.

Le modèle d'estimation de la biomasse du liège développé est également un modèle de forte précision ($R_{aj}^2 = 93\%$) et utilise des prédicteurs fiables et faciles à mesurer (diamètre du tronc, épaisseur du liège à hauteur de poitrine, hauteur de la partie démasclée). La connaissance préalable de la production attendue d'une forêt donnée de chêne-liège représente sans doute un atout fort intéressant pour les gestionnaires forestiers pour bien réussir la planification et la programmation de la campagne de récolte du liège (main-d'œuvre, transport, stockage, etc.). Comme pour les autres productions forestières vendues en adjudications (cas de la vente du bois sur pied en Tunisie), le modèle d'estimation de la biomasse du liège sur pied permet aux gestionnaires forestiers d'estimer préalablement la valeur de la récolte sur des bases scientifiques.

L'utilisation conjointe des deux modèles de prédiction de la croissance et la production du liège élaborés dans le cadre de cette étude permettra aux gestionnaires forestiers de déterminer le moment opportun de la récolte du liège et de fixer par conséquent la durée de rotation (à l'échelle de la parcelle, du peuplement ou de la forêt), d'estimer la biomasse du liège à récolter et de répartir cette dernière par classes d'épaisseur.

Finalement et comme perspectives de cette étude, trois autres modèles liés à la gestion et l'aménagement des forêts de chêne-liège en Tunisie méritent d'être développés. Il s'agit d'un modèle d'indices de sites, un modèle de distribution des tiges par classes de grosseur et un modèle d'estimation de la qualité du liège sur pied. En plus des deux modèles déjà élaborés, une fois les trois nouveaux modèles développés, les gestionnaires forestiers disposeront de tous les outils nécessaires à l'optimisation de la gestion et la conservation des forêts de chêne-liège en Tunisie.

Références

Abouba M., 2014. Modélisation de la croissance en diamètre des espèces de pin du site de Haouaria en Tunisie. PFE master en biostatistique, Gembloux Agro-Bio Tech, Université de Liège, Belgique, 81 p.

Bendanoun M., 1996. La Mamora, un patrimoine national vital pour l'avenir de Salé et de la région. Journée d'étude « Sauvons la Mamora », Salé, 25 mars 1996, ENFI-MEABR, Maroc, 31 p.

Bonnet S., 2019. Le chêne-liège, un arbre généreux. The forest time. <https://www.the-forest-time.com/fr/guides-des-pays-et-regions/portugal/le-chene-liege-un-arbre-generoux-090976213>

Bouchafra A., Fraval A., 1991. Présentation du chêne-liège et de la subéraie. In : Villemant C., Fraval A. La faune du chêne-liège. Rabat, Maroc, Actes Éditions, 1-26.

Costa A., Barbosa I., Pestana M., Miguel C., 2020. Modelling bark thickness variation in stems of cork oak in south western Portugal. European Journal of Forest Research, 139: 611-625. <https://doi.org/10.1007/s10342-020-01273-9>

Dagnelie P., 2011. Statistique théorique et appliquée. Tome 2. Inférence statistique à une et à deux dimensions. Bruxelles, Belgique, De Boeck, 736 p.

Debouche C., 1979. Présentation coordonnée de différents modèles de croissance. Revue de Statistique Appliquée, 27 (4) : 5-22.

Dehane B., Ghefar M., 2017. Étude de la variabilité de croissance du liège dans le Nord Algérien. Geo-Eco-Trop, 41 (1) : 39-54.

DGF, 2005. Deuxième Inventaire national forestier et pastoral : Résultats de l'inventaire forestier sur l'échelon de Jendouba (Gouvernorats de Jendouba, Béja et Bizerte). Direction générale des forêts, Tunisie, 129 p.

Diéguez-Aranda U., Grandas-Arias J. A., Alvarez-Gonzalez J. G., Gadow K., 2006. Site quality curves for birch stands in north-western Spain. Silva Fennica, 40 (4): 631-644. <https://doi.org/10.14214/sf.319>

El Alami A., Hakam A., Kabouchi B., Famiri A., Bouchti A., Zianai M., 2019. Effect of the stripping intensity on physical and mechanical properties of cork. ARPN Journal of Engineering and Applied Sciences, 14 (4): 921-926.

Ferreira M. C., Carvalho Oliveira A. M., 1991. Modelling cork oak production in Portugal. Agroforestry Systems, 16: 41-54. <https://doi.org/10.1007/bf00053196>

Garchi S., Sghaier T., 2002. Effet de l'intensité de démasclage sur la formation du liège. Annales de la Recherche Forestière au Maroc, 35 : 88-95.

Garchi S., Sghaier T., 2008. Étude de l'effet du coefficient de démasclage et de la grosseur des tiges sur la croissance en épaisseur du liège : résultats d'un essai multi-sites après 10 ans de croissance. Revue Internationale de Géologie, de Géographie et d'Écologie Tropicales, 32 : 21-28.

Ghalem A., 2006. Étude typologique, stratégie de réhabilitation et réaction du milieu après incendie : cas de la subéraie de Hafir et Zariéffet (Wilaya de Tlemcen). PFE cycle ingénieur, Faculté des sciences, Université de Tlemcen, Algérie, 94 p.

Kouba Y., 2005. Contribution à l'étude de la filière liège en Algérie. PFE cycle ingénieur, Université Mouloud Memmari de Tizi-Ouzou, Algérie, 71 p.

Messaoudene M., Metna B., 2010. Étude de la qualité du liège des subéraies orientales de Tizi-Ouzou. Integrated Protection in Oak Forests/Wet Palearctic Regional Section (IOBC/WPRS) Bulletin, 57 : 33-40.

Montero G., 1987. Modelos para cuantificar la producción de corcho en Alcornocales en función de la calidad de la estación y de los tratamientos selvícolas, Ph.D. Thesis, INIA, Madrid,

España, 277 p.

Montero G., Cañellas I., 2003. The silviculture of cork oak woodlands in Spain. *Silva Lusitana*, 11: 1-19.

Naggar O., Bouhraoua R. T., Torres E., Zedek M., 2019. Étude de l'influence des facteurs du milieu sur la croissance et la production du liège de la subéraie du Parc national de Theniet El Had (Tissemsilt, Algérie). *Bois et Forêts des Tropiques*, 342 (4) : 41-54. <https://doi.org/10.19182/bft2019.342.a31793>

Natividade V. J., 1956. Subériculture. Nancy, France, École nationale des eaux et des forêts, 281 p.

Nouri M., 2009. Facteurs pédo-climatiques et évolution de la subéraie tunisienne : propriétés physico-chimiques et hydro-dynamiques des sols dans les forêts de chêne-liège (*Quercus suber* L.). Thèse de doctorat en sciences agronomiques, INAT, Tunisie, 173 p.

Pasalodos-Tato M., Pukkala T., Cañellas I., Sánchez-González M., 2018a. Optimizing the debarking and cutting schedule of cork oak stands. *Annals of Forest Science*, 75 (61). <https://doi.org/10.1007/s13595-018-0732-8>

Pasalodos-Tato M., Alberdi I., Cañellas I., Sánchez-González M., 2018b. Towards assessment of cork production through National Forest Inventories. *Forestry*, 91: 110-120. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpx036>

Paulo J. A., Tomé M., 2010. Predicting mature cork biomass with *t* years of growth from one measurement taken at any other age. *Forest Ecology and Management*, 259 (10): 1993-2005. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.02.010>

Paulo J. A., Tomé M., 2017. Does debarking intensity during the first cork extraction affect future cork thickness? *Annals of Forest Science*, 74 (66). <https://doi.org/10.1007/s13595-017-0662-x>

Pereira, H., 2011 *Cork: Biology, Production and Uses*. Elsevier, 336 p.

Pereira H., Tomé M., 2004. Non-wood products: cork oak. In: Burley J., Evans J., Youngquist J. A. (eds). *Encyclopedia of forest sciences*. Oxford, United Kingdom, Elsevier, 613-620. <https://doi.org/10.1016/b0-12-145160-7/00278-7>

Ribeiro F., Tomé M., 2002. Cork weight prediction at tree level. *Forest Ecology and Management*, 171 (3): 231-241. [https://doi.org/10.1016/s0378-1127\(01\)00780-0](https://doi.org/10.1016/s0378-1127(01)00780-0)

Ryan T. A., Joiner B. L., 1976. Normal probability plots and tests for normality. State College, PA, USA, Pennsylvania State University, 12 p.

SAS Institute Inc., 2004b. SAS/ETS 9.1 User's Guide. Cary, NC, USA, SAS Institute Inc, 5136 p. https://support.sas.com/documentation/onlinedoc/91pdf/sasdoc_91/stat_ug_7313.pdf

Sánchez-González M., Calama R., Cañellas I., Montero G., 2007. Variables influencing cork thickness in Spanish cork oak forests: A modelling approach. *Annals of Forest Science*, 64: 301-312. <https://doi.org/10.1051/forest:2007007>

Sánchez-González M., Cañellas I., Montero G., 2008. Base-age invariant cork growth model for Spanish cork oak (*Quercus suber* L.) forests. *European Journal of Forestry Research*, 127: 173-182. <https://doi.org/10.1007/s10342-007-0192-4>

Sánchez-González M., Tomé M., Montero G., 2005. Modelling height and diameter growth of dominant cork oak trees in Spain. *Annals of Forest Science*, 62: 633-643. <https://doi.org/10.1051/forest:2005065>

Sebei H., Albouchi A., Rapp M., El Aouni M. H., 2004. Productivité en biomasse du chêne-liège dans une séquence de dégradation de la subéraie à Cytise de Kroumirie (Tunisie). *Annals of Forest Science*, 61: 347-361. <https://doi.org/10.1051/forest:2004028>

Sghaier T., Garchi S., Ammari Y., Santiago R., Rosello M. E., 2011. Estimation de la qualité du liège en pile dans le parc à liège de Bellif (Tunisie Septentrionale) selon la méthode de l'IPROCOR. *Revue Internationale de Géologie, de Géographie et d'Écologie Tropicales*, 35 : 51-68.

Stiti B., Hasni H., Ben Rjab S., Khaldi A., 2014. Évaluation de l'épaisseur et de la qualité du liège de reproduction dans la forêt de Bellif, nord-ouest de la Tunisie. *Integrated Protection in Oak Forests*. IOBC-WPRS Bulletin, 101 : 69-73.

Stiti B., Chaar H., Khaldi K., Henchi B., 2019. Analyse et modélisation de la production du liège en vue d'une gestion optimale : cas de la forêt de Ain Snoussi, Nord-Ouest de la Tunisie. *Journal of New Sciences, Agriculture and Biotechnology*, 65 (4) : 4088-4095.

Vázquez J., Pereira H., 2005. Mixed models to estimate tree oven-dried cork weight in Central and Southern Portugal. *Forest Ecology and Management*, 213 (1-3): 117-132. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.03.047>

Veillon S., 1998. Guide technique de subériculture dans les Pyrénées-Orientales. Typologie de peuplements et étude préliminaire. Mémoire stage fin d'études FIF, ENGREF, France, 73 p.

Sghaier et al. – Contribution des auteurs

| Rôle du contributeur | Noms des auteurs |
|---|-----------------------|
| Conceptualisation | T. Sghaier, S. Garchi |
| Gestion des données | T. Sghaier, S. Garchi |
| Analyse formelle | T. Sghaier |
| Acquisition du financement | T. Sghaier, S. Garchi |
| Enquête et investigation | T. Sghaier, S. Garchi |
| Méthodologie | T. Sghaier |
| Gestion de projet | T. Sghaier, S. Garchi |
| Ressources | INRGERF |
| Logiciels | T. Sghaier |
| Supervision | T. Sghaier, S. Garchi |
| Validation | T. Sghaier, S. Garchi |
| Visualisation | T. Sghaier, T. Azizi |
| Écriture – Préparation de l'ébauche originale | T. Sghaier, T. Azizi |
| Écriture – Révision et édition | T. Sghaier, T. Azizi |

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

Long-term effects of shade and input levels on coffee yields in the Pacific region of Nicaragua

Arlene LÓPEZ-SAMPSON¹
Norvin SEPÚLVEDA²
Mirna BARRIOS²
Eduardo SOMARRIBA¹
Rodolfo MUNGUÍA³
Pedro MORAGA⁴
Alejandro PONCE⁵
Luis OROZCO-AGUILAR⁶
Elvin NAVARRETE²
Ledis NAVARRETE²

¹ CATIE
Cartago - Turrialba 30501
Costa Rica

² CATIE Nicaragua Oficina Nacional
A.P. 4830 Km 8.5 Carretera a Masaya
Edificio MAGFOR - Managua
Nicaragua

³ Universidad Nacional Agraria
Costado Noroeste Camino de Oriente
Managua
Nicaragua

⁴ Centro Nicaragüense de Estudios
Cooperativos-Caja Rural Nacional
Nicaragua

⁵ Centro de Desarrollo Tecnológico
Instituto Nicaragüense de Tecnología
Agropecuaria
12 Avenue Sureste
Managua 14005
Nicaragua

⁶ Lutheran World Relief
PO Box 17061
Baltimore, MD
21297-1061
USA

**Auteur correspondant /
Corresponding author:**
Arlene LÓPEZ-SAMPSON –
lopeza@catie.ac.cr



Photo 1.
Laurel (*Cordia alliodora*), a valuable timber species used as shade over Arabica coffee (*Coffea arabica* cv. Caturra), Turrialba, Costa Rica.
Photo E. Somarriba.

Doi : 10.19182/bft2020.346.a36292 – Droit d'auteur © 2020, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 24 avril 2020 ; date d'acceptation : 13 mai 2020 ; date de publication : 25 décembre 2020.



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

Citer l'article / To cite the article

López-Sampson A., Sepúlveda N., Barrios M., Somarriba E., Munguía R., Moraga P., Ponce A., Orozco-Aguilar L., Navarrete E., Navarrete L., 2020. Long-term effects of shade and input levels on coffee yields in the Pacific region of Nicaragua. Bois et Forêts des Tropiques, 346: 21-33. Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2020.346.a36292>

RÉSUMÉ

Effets à long terme de l'ombrage et des niveaux d'intrants sur les rendements de café dans la région Pacifique du Nicaragua

La pertinence et la rentabilité de la culture du café en Amérique centrale sont menacées par des infestations de ravageurs et des maladies, par la fluctuation des cours et par le changement climatique. La culture du café sous ombrage approprié serait une des pratiques les plus prometteuses dans une optique de développement durable et d'adaptation de la caféiculture en zone marginale. La présente étude vise à enregistrer et à comparer les rendements de cerises de café sur une période de 10 ans, sous l'ombrage d'essences fixatrices d'azote et d'essences à bois d'œuvre dans le cadre de différents systèmes d'agroforesterie (culture conventionnelle / culture biologique) sur site suboptimal. Pour certaines années de la période d'étude, des écarts de production significatifs sont constatés entre le système conventionnel et différentes combinaisons avec intrants biologiques sous différents types d'ombrage. Les systèmes de culture intensive en plein soleil sont les plus productifs en termes de rendement de café, suivis des systèmes sous ombrage d'essences à bois d'œuvre. Il est intéressant de noter que, quel que soit le système de gestion (conventionnel intensif ou biologique intensif), les systèmes de culture sous ombrage d'essences légumineuses (*Inga laurina* (Sw.) Willd. + *Simarouba glauca* DC.) sont les moins productifs en termes de rendement de café. Sur l'ensemble des placettes étudiées, les essences à bois d'œuvre *Simarouba glauca* et *Tabebuia rosea* (Bertol.) DC. montrent une bonne croissance, avec un accroissement moyen en diamètre de 2,5-3,3 cm/an (à 12 ans d'âge). Les systèmes d'agroforesterie en plein soleil et sous ombrage d'essences à bois d'œuvre génèrent les revenus bruts moyens les plus élevés. Globalement, les régimes intensifs sont les plus coûteux en gestion bien qu'ils aient les meilleures performances en termes de rendement de café.

Mots-clés : rendement de café, bois d'œuvre, système sous ombrage, *Inga laurina*, *Simarouba glauca*, *Tabebuia rosea*, conventionnel intensif, biologique intensif, agroforesterie, Nicaragua.

ABSTRACT

Long-term effects of shade and input levels on coffee yields in the Pacific region of Nicaragua

The suitability and profitability of coffee cultivation in Central America are at risk due to pest and disease outbreaks, price fluctuations and climate change. Proper shading is claimed to be one of the most promising practices to seek sustainability and better adapt coffee cultivation to climate change in marginal areas. This study recorded and compared coffee cherry yields over a ten-year period from shaded coffee (N-fixing-trees and timber trees) agroforestry systems under different management regimes (conventional vs. organic) in a suboptimal site. Significant differences in production were detected between conventional inputs vs. combination of organic inputs and shade types in some years of the evaluation period. Full-sun cultivation under intensive management was the most productive system for coffee yields, followed by shaded systems under timber trees. Interestingly, and regardless of management systems (intensive conventional or intensive organic) the worst combinations in terms of coffee yield were shaded systems under leguminous species (*Inga laurina* (Sw.) Willd. + *Simarouba glauca* DC.). Across all experimental plots, the timber species *Simarouba glauca* and *Tabebuia rosea* (Bertol.) DC. grew well, reaching a mean annual increment in diameter of 2.5-3.3 cm/year (age 12 years). Average gross revenues were higher in full-sun and timber-shaded agroforestry systems. Overall, intensive management regimes were the most expensive cultivation system to run but also the best in terms of coffee yield performance.

Keywords: coffee yield, timber, shaded system, *Inga laurina*, *Simarouba glauca*, *Tabebuia rosea*, intensive conventional, intensive organic, agroforestry, Nicaragua.

RESUMEN

Efectos a largo plazo de la sombra y de las entradas en la producción de café en la región de Nicaragua del Pacífico

La adecuación y rentabilidad del cultivo de café en América Central están en riesgo debido a brotes de plagas y enfermedades, fluctuaciones en el precio y al cambio climático. La sombra adecuada se considera una de las prácticas más prometedoras en un enfoque sostenible y para una mejor adaptación del cultivo de cafetales al cambio climático en áreas marginales. Este estudio registró y comparó la producción de drupas de café durante un período de diez años para cafetos a la sombra de árboles fijadores de N y de árboles madereros, en sistemas agroforestales bajo diferentes regímenes de gestión (convencional o ecológico) en un lugar subóptimo. En determinados años del período de evaluación se detectaron diferencias significativas en la producción con entradas convencionales frente a las entradas ecológicas bajo determinados tipos de sombra. El cultivo intensivo a pleno sol era el sistema más productivo en términos de café, seguido por los sistemas de sombra bajo árboles madereros. Resulta interesante, independientemente de los sistemas de gestión (convencional intensivo o ecológico intensivo), que las peores combinaciones en términos de producción de café fueron el cultivo en sombra bajo especies leguminosas (*Inga laurina* (Sw.) Willd. + *Simarouba glauca* DC.). A través de todas las muestras experimentales, las especies madereras *Simarouba glauca* y *Tabebuia rosea* (Bertol.) DC. crecieron bien, alcanzando un incremento medio en diámetro de 2,5-3,3 cm/año (edad, 12 años). Los ingresos brutos fueron más elevados en los sistemas agroforestales a pleno sol y a la sombra de árboles madereros. En general, el sistema de cultivo de los regímenes de gestión intensiva era más caro, en cambio, proporcionó el mejor rendimiento en las cosechas de café.

Palabras clave: producción de café, madera, sistema a la sombra, *Inga laurina*, *Simarouba glauca*, *Tabebuia rosea*, cultivo convencional intensivo, cultivo ecológico intensivo, agroforestería, Nicaragua.

Introduction

Climate change will negatively impact both the yield and quality of arabica coffee production in most of the growing regions world-wide (Vaast *et al.*, 2005; Ovalle-Rivera *et al.*, 2015). Climatic variability will also trigger pests and disease outbreaks and alter key ecological interactions within shaded coffee agroecosystems (Avelino *et al.*, 2015; Magrach and Ghazoul, 2015). In Nicaragua, it is projected that the climate will become hotter, drier and with remarkable seasonality especially at lower altitudes which in turn will move upward the altitudinal range of suitable land to grow coffee (Laderach *et al.*, 2011). This scenario becomes worse for lowland areas (400-500 m above sea level -asl- in the Pacific region) where coffee is still grown (Padovan *et al.*, 2015). Nicaragua does not have available land at an altitude higher than 1,300 m asl to move coffee cultivation upwards, therefore designing and managing diversified and more resilient shaded coffee agroforestry systems to sustain farmers' livelihoods in the long term becomes a crucial action in marginal areas (Bouroncle *et al.*, 2017; Läderach *et al.*, 2017).

Across Mesoamerica, frequently used shade tree species for both coffee and cacao cultivation will also be affected by climate change (de Sousa *et al.*, 2017, 2019). For example, according to recent modelling of the suitability of common shade tree species, it is expected that the range of occurrence of 79% of the common shade tree species used for coffee, will grow in a narrower geographical belt and thus will be less suitable to intercrop with coffee (Gay *et al.*, 2006; de Sousa *et al.*, 2019). The biggest losses in shade tree adaptability will be experienced in mid-altitudinal coffee-growing areas (400-700 m), especially by the most popular N-fixing, fruit, and timber shade trees. Climate change is already having significant adverse impacts on smallholder coffee and basic grain farmers across Central America, yet mitigation and adaptation measures are gradually taking place (Baca *et al.*, 2014; Harvey *et al.*, 2017).

Globally, coffee is cultivated under five main production systems defined by their vegetation composition, structural complexity, and management level. These coffee-production systems cover the spectrum from a very diverse "rustic" shaded-system to intensive monoculture either under a monospecific shade tree or in full-sun (see Moguel and Toledo, 1999 for an in-depth description of the systems). The extremes of this spectrum also represent the traditional management regimes with high diversity, which produce low coffee yields, and monocultures characterized by high coffee yields.

In Central America, coffee is produced mainly

under the shade of trees (Jha *et al.*, 2014; Somarriba and López-Sampson, 2018). The contribution of companion trees has been largely recognized on soil health (Moço *et al.*, 2010; Thomazini *et al.*, 2015), coffee quality (Vaast *et al.*, 2005; Bosselmann *et al.*, 2009), and these trees support the livelihoods of coffee smallholders (Méndez *et al.*, 2009, 2010) while providing a buffer to counterbalance harsh conditions caused by climate variability in the long term (Mbow *et al.*, 2014). Proper management of companion trees can improve the growing conditions of the multi strata system reducing abiotic stress and facilitating the performance of understory crops (Beer *et al.*, 1998; Tschardtke *et al.*, 2011). Besides, farmers can benefit from agroforestry by its capacity to provide several ecological services, such as water conservation, nutrient cycling, carbon sequestration, pollination and regulation of pests and diseases (Jose, 2009; Vaast and Somarriba, 2014).

Most management regimes for coffee cultivation are mainly focused on increasing productivity and incomes with less attention given to crop resilience and sustainability. Jezeer *et al.* (2018), however, found similar economic performance between shade (low, medium and high) and input (high, medium and low) classes, but a reduced net income and benefit-cost ratio in the high-input class, confirming a win-win scenario of economic performance with more environmental-friendly production through agroforestry. Moreover, net income from organic coffee production systems was similar to conventional production systems (when excluding the cost of certification), even when the former had a 22% lower yield than their counterparts, mainly due to the premium price paid to organic farmers which compensated the lower yields (Lyngbæk *et al.*, 2001). Similarly, Rossi *et al.* (2011) evaluated the effect of management practices on coffee productivity in a long-term experiment in sub-optimal growing conditions and found that intermediate management intensity produces competitive coffee yields overtime.

In this research, we evaluated the performance of coffee yields over 10 years under different management regimes and shade canopy trees (N-fixing trees and timber trees) to determine the best possible shade tree combinations for coffee productivity. The following questions were addressed in this study: (1) Are there significant effects of shade composition and management regimes on coffee productivity? (2) In the timber-based agroforestry system (AFs), do the potential revenues from standing volume yields lead to higher total system revenues (sum of all marketable goods) compared to leguminous-based AFs?

Methods

Study area and site description

This study was carried out from November 2001 to May 2014 in three experiment plots located at two different nearby sites in Masaya and Carazo, southern Nicaragua. The first two plots were established in a local Botanical Garden (11o 53' 54" N, 86 o08' 56" W) managed by the Tropical Agricultural Research and Higher Education Center (CATIE in Spanish), in partnership with the Agrarian National University (UNA), Federation of Cooperatives of Credit and Savings (CENECOOP-FEDECARUNA) and Nicaraguan Institute of Agrarian Technology (INTA). The third site was established in 2001 in the Campos Azules Experimental Center (CECA) handled by the INTA. The three sites are located at 455 m asl which is rather marginal for Arabica coffee cultivation. This region has a long history of coffee cultivation as the Central-Pacific Region of Nicaragua was the first region where coffee was introduced in late 1880 (Craipeau, 1992). Despite being classified as marginal land to grow coffee several farmers still rely on coffee cultivation as living income.

The experiment covers 3 ha. Details of experiment establishment were described by Hagggar *et al.* (2011). The mean annual temperature was 27°C and mean annual rainfall of 1,470 mm (Hagggar *et al.*, 2011). Most of the total annual precipitation falls over the wet season (May-November) while a pronounced seasonal drought occurs from late November to mid-May. Predominant soils in the study sites are originated from volcanic eruptions and classified as Andisols. These soils are commonly deep, well-drained, and have high organic matter content, low bulk density, high allophane content, and consequently a high phosphorus fixation capacity, high amorphous mineral content, and high-water retention capacity (Padovan *et al.*, 2015).

Experimental design

The five different coffee production systems under comparison included four agroforestry combinations (AFs) and a full sun plot as control, both under conventional (CONV) and organic (ORG) management (tables I and II). Fourteen combinations of shade trees, input levels, and management regimes were implemented. The combinations evaluated are described in table I. Three replicates were set at each site as a randomized block design with shade type as the main treatment and input levels as sub-treatments within shade types. Four different species were planted, managed, and combined with two different management regimes namely CONV and ORG, and input levels (moderate and intensive) (table II). The combination of tree species was selected depending on their morphological complementarity and their ability to provide, or not, certain products and services such as timber, firewood, or nitrogen fixation. Selected tree species were generally used by local coffee farmers in nearby localities (Bonilla and Somarriba, 2000; Cordero *et al.*, 2003).

Subplots sizes varied between 500 to 600 m² with an effective measurement area ranging from 225 to 300 m² and comprising a minimum of 24 shade trees and 100 coffee plants per plot. The final number of plots and treatments included in the experiment was limited by land availability and labor costs. Approximately 1,667 shade trees were initially planted across experimental plots, however, three thinning events were done at age 5, 8, and 12 years after planting to keep a final density of 272 shade trees/ha. Coffee plant density (*Coffea arabica* var *Pacas*) was 4,000 plants/ha. In this study, we only showed the results of coffee yields until the harvest season of 2011 given that in 2012 there was a drastic drop in coffee yields across all management regimes and shade combinations. Shade tree growing performance and management data were included until the year 2012 of evaluation.

Table I.

Shade tree (main plot) and input treatments (subplot) combinations.

| Input treatments/ Shade combination | FS | SGTR | ILSG | SSTR | SSIL |
|--|----|------|------|------|------|
| CI | X | X | | | X |
| CM | X | X | X | X | X |
| OI | | X | X | X | X |
| OM | | X | | | X |

IC: intensive conventional; MC: moderate conventional; IO: intensive organic; MO: moderate organic; FS: full sun; SGTR: *Simarouba glauca* DC. + *Tabebuia rosea* (Bertol.) DC.; ILSG: *Inga laurina* (Sw.) Willd. + *Simarouba glauca* DC.; SSTR: *Samanea saman* (Jacq.) Merr. + *Tabebuia rosea* (Bertol.) DC.; SSIL: *Inga laurina* (Sw.) Willd. + *Samanea saman* (Jacq.) Merr.

Data collection

During the period 2002-2012, in each plot, coffee yield from 100 coffee plants was recorded annually. Coffee was manually harvested, depulped, fermented, washed and sun-dried. Yield per plot was then converted to kg/ha/year. As a part of regular maintenance, coffee plants were partially pruned every year, thus pruning intensity was registered from 2005 to 2012 as a proportion of planting density and accounted for coffee yield recordings. Tree dimensions and shade cover within plots were measured annually during the first year and then every two years. Shade cover (%) was measured at the center of each plot with a densiometer and taking four readings in each cardinal point. Shade cover from each measuring point was averaged and registered as the plot's annual value. Tree growth of each shade species (diameter in cm, total and commercial

height both in m and crown area in m²) was recorded every 6 months during the first five years and then annually until they reached the age of 14 years. Tree diameter and tree height were measured with diameter tape and clinometer, respectively. Between 20-24 shade trees were measured per plot and recorded tree attributes were averaged and coded per species.

Data management and statistical analysis

To evaluate the effect of shade tree species, input levels, and management regimes (grouped in a single variable named Treatment) on coffee yield (t/ha) a general linear mixed model was used (Di Rienzo *et al.*, 2011). In our model specification, the Treatment variable is considered as a random effect to account for the imbalance in the statistical design. The statement of the model was: Coffee yield ~ 1 + Treatment. The analysis was carried out by year due to the year variable was masking the “Treat-

ment” effect when running treatment as a fixed effect and year and block as random effects. Fisher’s Least Significant Difference (LSD) means comparisons were run among management regimes to evaluate statistical differences.

Annual total costs (coffee maintenance + harvest) were totaled, and gross revenues (incomes from coffee + firewood) was calculated per hectare and treatment. All the labor was hired. Gross revenues represent the earns from the sale of dried coffee and firewood sold in the local market at a particular year. The annual costs represent the actual cost incurred to maintain and run the experimental coffee plantation according to the management regime and input levels. Total Costs and Gross revenues are presented in US Dollars. Annual Increment in diameter (cm/year) and basal area (m²/ha/year) of timber and N-fixing trees are presented by shade type and input level combination. All statistical analyses were performed in InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2011).

Table II.

Description of coffee production systems compared in the pacific coast of Nicaragua (2002-2012).

| Description of practices | Management regimes | | | |
|--|---|--|--|--|
| | Moderate Organic (OM) | Intensive Organic (OI) | Moderate Conventional (CM) | Intensive Conventional (CI) |
| Soil amendments | Coffee pulp | Coffee pulp + chicken manure + phosphoric rock | Chemical fertilizers and micronutrients foliar sprays | Chemical fertilizers and micronutrients foliar sprays |
| Diseases control | None | Application of bio-fermented liquids | Regular application of commercial fungicides (Cu) | Regular application of commercial fungicides (Cu) |
| Insects/Pests control | Manually after the main harvest and scattered traps | Manually after the main harvest and scattered traps | Manually after the main harvest and scattered traps | Manually after the main harvest and scattered traps |
| Weed control | Manually (2-3 times a year) | Selective weeding 3-4 times a year | Selective weeding 3-4 times a year + herbicides application | Herbicides application (2-3 times a year) + weed control. |
| Fertilize inputs (Type, mean annual input overtime) and timing | Coffee pulp, 2.5 kg/plant (March-April) | Coffee pulp, 2.5 kg/plant (March-April) + chicken manure 3 kg/plant (July-August) and 1.75 kg/plant (September-November) | Mineral fertilizer: 18-6-12-4 kg/ha, 25 g/plant (June). 27-9-18, 17 g/plant (June). 12-30-10, 70 g/plant (September). Urea (46%), 20 g/plant (October). Potassium chloride, 5 g/plant (October). Foliar sprays, Urea-113 g + Zinc-25 g + Boro-30 g (November). | Mineral fertilizer: 18-6-12-4 kg/ha, 50 g/plant (June). 27-9-18, 33 g/plant (June). 12-30-10, 280 g/plant (September). Urea (46%), 40 g/plant (October). Potassium chloride, 10 g/plant (October). Foliar sprays, Urea-113 g + Zinc-25 g + Boro-30 g (November). |
| Shade cover (%) | 50-60% | 40-60% | 30-50% | 25-50% |
| Shade management and timing | Shade tree pruning, once a year | Shade tree pruning, once a year | Shade tree pruning, once a year | Shade tree pruning, once a year |

Results

Coffee yield, management regimes and shade typology

Coffee yields varied between years, shade typology and management regimes (figures 1 and 2). There was a significant effect of shade combination and management regimes on coffee yield only in three out of ten years evaluated (table III). Fisher's LSD means comparisons among

treatments did not show any pattern on yields performance in terms of best shade combinations and management regimes. For example, in 2002 all 14 fourteen combinations registered similar coffee cherry yields. However, in the second, fourth, sixth and seventh harvesting years, the full-sun coffee system under conventional-intensive management had the highest yields and was statically different from the other treatments. Intensive Organic (IO) management under the shade of timber trees combination (i.e. SSTR *Samanea saman* + *Tabebuia rosea*; and SGTR

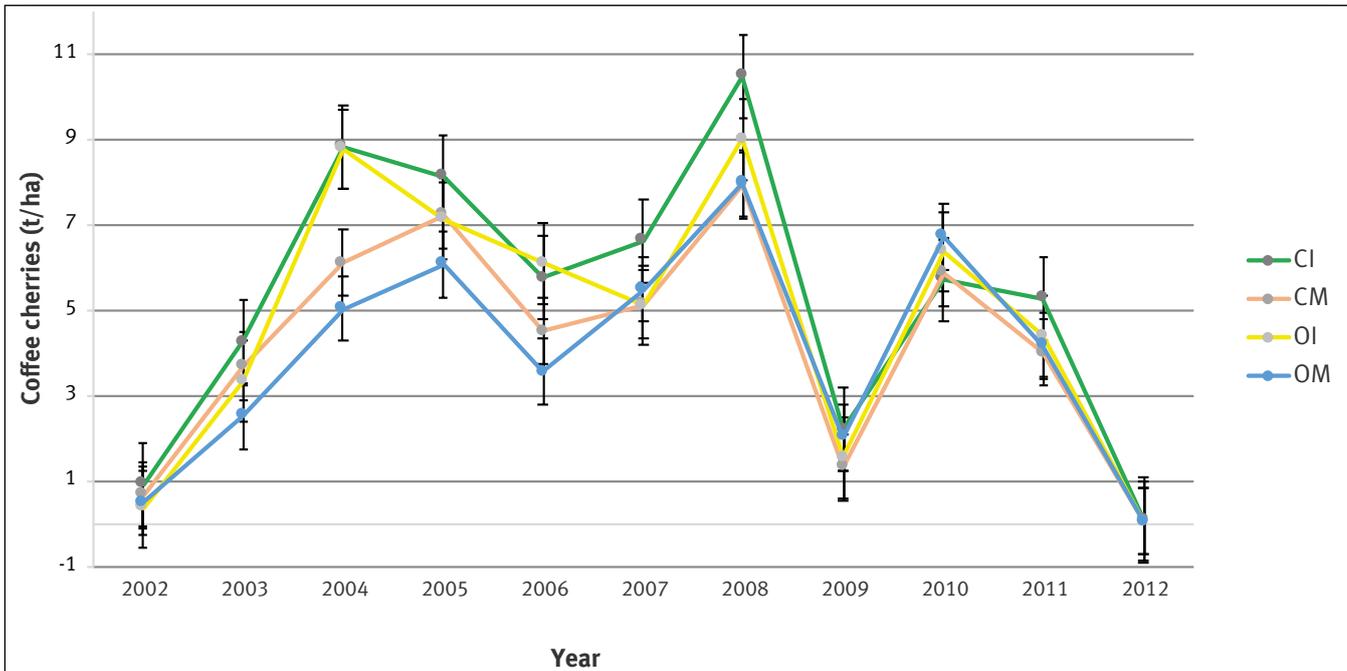


Figure 1.

Coffee cherries production (t/ha) by management regimes and year, Nicaragua 2002-2012. Vertical lines represent standard error. OI: organic intensive, CM: medium conventional, CI: intensive conventional.

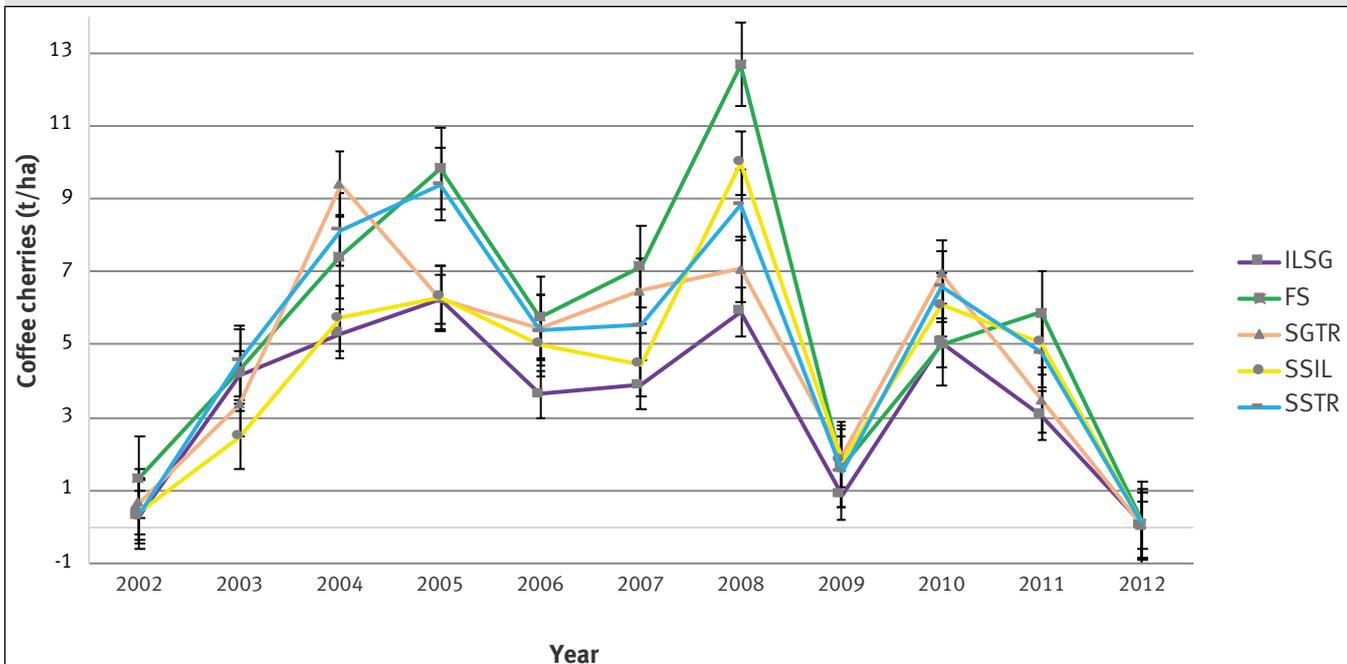


Figure 2.

Coffee cherries production (t/ha) by shade combination, full-sun and year, Nicaragua 2002-2012. Vertical lines represent standard error. ILSG: *Inga laurina* (Sw.) Willd. + *Simarouba glauca* DC.; SGTR: *Simarouba glauca* DC. + *Tabebuia rosea* DC.; SSIL: *Samanea saman* (Jacq.) Merr. + *Inga laurina* (Sw.) Willd.; SSTR: *Samanea saman* (Jacq.) Merr. + *Tabebuia rosea* DC.

Table III.

P-values of the mixed model evaluating shade combination and management regimes (Treatment) in coffee agroforestry systems and full-sun coffee plantations in Nicaragua between 2002 and 2011.

| Year | Parameter | p-value |
|------|-----------|---------|
| 2002 | Treatment | 0.0118 |
| 2003 | Treatment | 0.2763 |
| 2004 | Treatment | 0.0315 |
| 2005 | Treatment | 0.0182 |
| 2006 | Treatment | 0.7162 |
| 2007 | Treatment | 0.8021 |
| 2008 | Treatment | 0.3673 |
| 2009 | Treatment | 0.0948 |
| 2010 | Treatment | 0.8343 |
| 2011 | Treatment | 0.0948 |

Treatment refers to the 14 possible combinations of management regime and shade trees combination.

Simarouba glauca + *Tabebuia rosea*) ranked second or third best on the third, fourth and fifth harvesting season. Whereas, the shade combination with N-fixing trees, ILSG (*Inga laurina* + *Simarouba glauca*) and SSIL (*Inga laurina* + *Samanea saman*), under both management regime (IO or Moderate Conventional MC) coffee cherries consistently yielded poorly. On average in ten years of evaluation ILSG-MC and ILSG-IO treatments produced only 4 t/ha/year coffee cherries. Similar values were registered for SSIL under different management regimes (table IV).

Until 2005, all tree shade combinations and management regimes showed an increase in coffee yield, although the intensive conventional (IC) and intensive organic (IO) management regimes showed better yields. However, during the period 2009 to 2011, there was a drop-in yields in all systems and it was in those bad years that coffee production under organic inputs regimes ranked better in terms of yield performance. Yet, lower coffee production was observed under ILSG at its two input levels (MC and IO). The *Inga-Simarouba* combination negatively influenced production regardless of whether the management regime was organic or conventional. ILSG performed better only when there was a drop-in production in the other treatments as a positive response to particular agronomic practices (i.e. pruning) or because of a stressful event (i.e. an extended dry period in a particular year of the evaluation). Better responses in terms of coffee yield were

Table IV.

Fisher's Least Significant Difference (LSD) means of coffee cherries (t/ha) from the combination of shade combination and input level (Treatment) and year.

| Treatment | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 |
|-----------|---------------|----------------|-----------------|----------------|---------------|----------------|-----------------|---------------|--------|---------------|
| FS-CM | 1.47 a | 2.63 b | 6.13 cd | 8.87 ab | 5.6 a | 6.01 ab | 10.03 ab | 1.07 c | 5.53 a | 1.07 c |
| FS-CI | 1.36 a | 5.97 a | 8.7 abcd | 10.8 a | 5.9 a | 7.5 a | 15.33 a | 1.1 bc | 4.47 a | 1.1 bc |
| SGTR-CM | 0.91 a | 3.57 ab | 9.33 abc | 6.17 bc | 5.03 a | 4.83 b | 7.33 b | 1.73 abc | 5.7 a | 1.73 abc |
| SGTR-CI | 0.81 a | 4.2 ab | 12.33 a | 6.9 bc | 6.33 a | 5.16 ab | 6.43 b | 2.05 a | 6.33 a | 2.05 a |
| SGTR-OI | 0.46 a | 3.07 ab | 9.47 abc | 5.57 c | 7.07 a | 4.78 b | 8.07 b | 1.93 abc | 7.1 a | 1.93 abc |
| SGTR-OM | 0.42 a | 2.6 b | 6.07 cd | 6.4 bc | 3.37 a | 4.93 ab | 6.5 b | 1.38 abc | 8.7 a | 1.38 abc |
| SSTR-CM | 0.4 a | 4.7 ab | 4.63 cd | 8.1 ab | 4.23 a | 5.31 ab | 7.9 b | 1.08 c | 6.23 a | 1.08 c |
| SSTR-OI | 0.3 a | 4.43 ab | 11.67 ab | 10.7 a | 6.53 a | 4.99 ab | 9.77 ab | 1.61 abc | 6.97 a | 1.61 abc |
| SSIL-CM | 0.59 a | 2.53 b | 6.33 cd | 6.6 bc | 4.03 a | 5.12 ab | 8.37 ab | 1.98 ab | 7.07 a | 1.98 ab |
| SSIL-CI | 0.55 a | 2.57 b | 5.47 cd | 6.67 bc | 5.03 a | 5.91 ab | 9.7 ab | 1.89 abc | 6.37 a | 1.89 abc |
| SSIL-OM | 0.43 a | 2.43 b | 4 c | 5.73 c | 3.73 a | 4.88 b | 9.47 ab | 2.12 a | 4.77 a | 2.12 a |
| SSIL-OI | 0.4 a | 2.4 b | 7.1 bc | 6.17 bc | 7.2 a | 5.78 ab | 12.37 ab | 1.83 abc | 6.13 a | 1.83 abc |
| ILSG-CM | 0.34 a | 4.93 ab | 3.73 d | 6.4 bc | 3.63 a | 5.66 ab | 6 b | 2.24 a | 4.83 a | 2.24 a |
| ILSG-OI | 0.29 a | 3.4 ab | 6.87 bcd | 6.1 bc | 3.63 a | 5.65 ab | 5.8 b | 1.61 abc | 5.27 a | 1.61 abc |

FS-CM: Full sun-moderate conventional; FS-CI: Full sun- intensive conventional; SGTR-CM: *Simarouba glauca* DC. + *Tabebuia rosea* DC. – moderate conventional; SGTR-CI: *Simarouba glauca* DC. + *Tabebuia rosea* DC. – intensive conventional; SGTR-OI: *Simarouba glauca* DC. + *Tabebuia rosea* DC. – intensive organic; SGTR-OM: *Simarouba glauca* DC. + *Tabebuia rosea* DC. – moderate organic; SSTR-CM: *Samanea saman* (Jacq.) Merr. + *Tabebuia rosea* DC. – conventional moderate; SSTR-OI: *Samanea saman* (Jacq.) Merr. + *Tabebuia rosea* DC. – intensive organic; SSIL-CM: *Samanea saman* (Jacq.) Merr. + *Inga laurina* (Sw.) Willd. – moderate conventional; SSIL-CI: *Samanea saman* (Jacq.) Merr. + *Inga laurina* (Sw.) Willd. – intensive conventional; SSIL-OM: *Samanea saman* (Jacq.) Merr. + *Inga laurina* (Sw.) Willd. – moderate organic; SSIL-OI: *Samanea saman* (Jacq.) Merr. + *Inga laurina* (Sw.) Willd. – intensive organic; ILSG-CM: *Inga laurina* (Sw.) Willd. + *Simarouba glauca* DC. – moderate conventional; ILSG-OI: *Inga laurina* (Sw.) Willd. + *Simarouba glauca* DC. – intensive organic. Means with common letters are not statically different ($p > 0.05$). Numbers in bold represent the "Treatment" that registered the highest coffee yields in a given year.

observed under the shade of timber species (*S. glauca*, *T. rosea*, and *S. saman*). In some years, timber-based coffee system (SGTR and SSTR) performed similar to or better than the full-sun coffee system ($p > 0.05$). It seems that coffee yield is influenced by different levels of input, but when the system includes the shade of *I. laurina* there was no response on coffee yield along the evaluated period.

Performance of shade trees and silvicultural management

A 40% shade level threshold was intended to be maintained in all shaded coffee systems combinations through thinning and pruning. Three thinning events were performed during the cycle of evaluation, the first one was done in 2005 (two-three years after planting) with an intensity of 45-50% across treatments and management regimes, and the second one was performed in 2008 (5-6 years after planting) with an intensity of 25%. The last thinning event occurred in 2014 (12 years after planting, 25% intensity) which resulted in a final shade tree density across treatments ranging from 17 to 33 trees per plot (table V). However, an increase in the shade level above the attempted threshold was evidenced in 2014 and 2016 due to a lack of management of the companion trees pro-

ably because of the drop-in coffee yields. Regardless of the management regime, timber species grew better than leguminous shade tree species (table V). Mean Annual Increment in diameter (MAI-d) of *I. laurina* varied between 2.9 to 3.2 cm/year, for *S. glauca* MAI-d ranged from 2.5 to 2.7 cm/year, for *T. rosea* MAI-d values were 2.8 to 3.3 cm/year and MAI-d values for *S. saman* ranked last with 1.3 to 1.9 cm/year (table VI).

Coffee production costs and revenues under different management regimes and shade type

The intensive organic system was the most expensive management regime to run per ha and year 1,474.2 USD/ha (± 122.9), with inputs representing most of the costs, irrespective of the shade typology. Followed by the full-sun coffee production system with expenses tallying 1,303.5 USD/ha (± 149.3). Moderate organic and moderate conventional registered the lowest costs across different shade typologies and full-sun systems (879.8 USD/ha ± 91). In terms of gross revenues, both full-sun systems and timber-based coffee agroforestry systems (SSTR and SGTR) were the treatments with better financial returns, even though gross incomes from the sale of timber trees were not considered (figure 3).

Table V.

Tree population remaining after the three thinning events performed in shaded coffee agroforestry systems in Nicaragua.

| Tree species Shade Type | <i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd. | | | | <i>Simarouba glauca</i> DC. | | | | <i>Samanea saman</i> (Jacq.) Merr. | | | | <i>Tabebuia rosea</i> DC. | | | |
|--|----------------------------------|----|----|----|-----------------------------|----|----|----|------------------------------------|----|----|----|---------------------------|----|----|----|
| | CI | CM | OI | OM | CI | CM | OI | OM | CI | CM | OI | OM | CI | CM | OI | OM |
| First thinning event (October 2005, 45-50% intensity across sites) | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ILSG | | 40 | 47 | | | 43 | 33 | | | | | | | | | |
| SGTR | | | | | 35 | 39 | 43 | 41 | | | | | 45 | 44 | 37 | 51 |
| SSIL | 49 | 44 | 45 | 58 | | | | | 79 | 82 | 72 | 66 | | | | |
| SSTR | | | | | | | | | 79 | 69 | | | 83 | 80 | | |
| 2nd thinning event (April 2008, 25% intensity across sites) | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ILSG | | 38 | 52 | | | 44 | 33 | | | | | | | | | |
| SGTR | | | | | 34 | 38 | 42 | 43 | | | | | 45 | 44 | 37 | 50 |
| SSIL | 41 | 39 | 45 | 52 | | | | | 74 | 76 | 66 | 60 | | | | |
| SSTR | | | | | | | | | 74 | 66 | | | 42 | 41 | | |
| 3rd thinning event (May 2014, 25% intensity across sites) | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ILSG | | 17 | 25 | | | 36 | 27 | | | | | | | | | |
| SGTR | | | | | 17 | 32 | 24 | 20 | | | | | 27 | 28 | 29 | 22 |
| SSIL | 33 | 26 | 31 | 33 | | | | | 18 | 26 | 23 | 19 | | | | |
| SSTR | | | | | | | | | 25 | 15 | | | 28 | 30 | | |

ILSG: *Inga laurina* (Sw.) Willd. + *Simarouba glauca* DC.; SGTR: *Simarouba glauca* + *Tabebuia rosea* DC.; SSIL: *Samanea saman* (Jacq.) Merr. + *Inga laurina*; SSTR: *Samanea saman* + *Tabebuia rosea*; Blank cells: tree species did not occur in that management regimes.

Table VI.
 Diameter and height mean annual increment values (cm/year) of four tree species growing in shaded coffee agroforestry systems in Nicaragua.

| Tree Species | <i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd. | | <i>Samanea saman</i> (Jacq.) Merr. | | <i>Simarouba glauca</i> DC. | | <i>Tabebuia rosea</i> DC. | |
|--------------|----------------------------------|-------|------------------------------------|-------|-----------------------------|-------|---------------------------|-------|
| | MAI-d | MAI-h | MAI-d | MAI-h | MAI-d | MAI-h | MAI-d | MAI-h |
| ILSG-CM | 3.0 | 1.2 | | | 2.5 | 1.2 | | |
| ILSG-OI | 3.0 | 1.37 | | | 2.5 | 1.2 | | |
| SGTR-CI | | | | | 2.5 | 1.2 | 2.8 | 1.2 |
| SGTR-CM | | | | | 2.8 | 1.2 | 3.3 | 1.3 |
| SGTR-OI | | | | | 2.6 | 1.2 | 3.2 | 1.3 |
| SGTR-OM | | | | | 2.7 | 1.2 | 3.2 | 1.3 |
| SSIL-CI | 3.2 | 1.2 | 1.3 | 0.6 | | | | |
| SSIL-CM | 3.1 | 1.2 | 1.4 | 0.7 | | | | |
| SSIL-OI | 2.9 | 1.1 | 1.7 | 0.8 | | | | |
| SSIL-OM | 3.2 | 1.3 | 1.3 | 0.6 | | | | |
| SSTR-CM | | | 1.9 | 0.8 | | | 2.8 | 1.1 |
| SSTR-OI | | | 1.9 | 0.9 | | | 3.1 | 1.2 |

ILSG-CM: *Inga laurina* (Sw.) Willd. + *Simarouba glauca* DC. – moderate conventional;
 ILSG-OI: *Inga laurina* (Sw.) Willd. + *Simarouba glauca* DC. – intensive organic;
 SGTR-CI: *Simarouba glauca* DC. + *Tabebuia rosea* DC. – intensive conventional;
 SGTR-CM: *Simarouba glauca* DC. + *Tabebuia rosea* DC. – moderate conventional;
 SGTR-OI: *Simarouba glauca* DC. + *Tabebuia rosea* DC. – intensive organic;
 SGTR-OM: *Simarouba glauca* DC. + *Tabebuia rosea* DC. – moderate organic;
 SSIL-CI: *Samanea saman* (Jacq.) Merr. + *Inga laurina* (Sw.) Willd. – intensive conventional;
 SSIL-CM: *Samanea saman* (Jacq.) Merr. + *Inga laurina* (Sw.) Willd. – moderate conventional;
 SSIL-OI: *Samanea saman* (Jacq.) Merr. + *Inga laurina* (Sw.) Willd. – intensive organic;
 SSIL-OM: *Samanea saman* (Jacq.) Merr. + *Inga laurina* (Sw.) Willd. – moderate organic;
 SSTR-CM: *Samanea saman* + *Tabebuia rosea* DC. – moderate conventional;
 SSTR-OI: *Samanea saman* + *Tabebuia rosea* DC. – intensive organic; blank cells: tree species did not occur in that management regimes; MAI-d: diameter mean annual increments; MAI-h: total height means annual increments.

fee yields of organic systems are usually lower than conventional ones (Lyngbæk *et al.*, 2001; Van Der Vossen, 2005), this study demonstrated that coffee yields under intensive organic management regimes were similar to those obtained under intensive conventional management yet some significant differences were evident overtime (figure 2, table II).

The best coffee yields came from the combination of full-sun and intensive conventional management, followed by timber tress (SSTR and SGTR) under intensive organic systems. This demonstrates that the use of high-level inputs and moderate shade had a strong influence on coffee yields. Contrary to expectations, the ILSG combination (leguminous shade tree) had the worst coffee yield performance, mainly due to negative effect of *I. laurina* on coffee plants, as this species had a dense canopy thus increasing the shade level of the plot.

Discussion

Coffee production: Interaction between shade typology and management regime

Full sun and conventional management have been largely promoted as an avenue to intensify coffee cultivation in producing countries (Perfecto *et al.*, 2005; Guhl, 2008). It estimated that 41% of the coffee area worldwide is produced without the shade of trees (Jha *et al.*, 2014). Although coffee intensification leads to an increase in yields, achieved by the high use of external inputs such as fertilizers, pesticides, and fungicides, it also has an increasing environmental footprint (Lyngbæk *et al.*, 2001; DaMatta, 2004). In our study, full sun production under intensive management performed better in most of the years of evaluation. While cof-

Haggar *et al.* (2011) also pointed out that the shade cast by *I. laurina* prevented a better response of coffee production even when conventional inputs and intensive organic is provided. Similarly, Siles *et al.* (2009) found lower coffee yield under agroforestry systems due to the lack of pruning and thinning of the companion trees. Therefore, there is a need to efficiently manage (frequency and intensity of events) shade cover according to the characteristics of the companion species (size of the trees, crown shade and canopy density) (Somarriba and Calvo, 1998; Somarriba and Beer, 2010) as there is a direct negative effect between the increase in planting density of shade trees, shade cover (%) and expected coffee production (Jezeer *et al.*, 2018).

The advantage of shading in coffee yields is only realized if a judicious evaluation and management plan of the companion trees is done and matched with local agro-ecological characteristics when designing coffee agroforestry systems (Beer *et al.*, 1998; DaMatta, 2004; Bosselmann *et al.*,

2009). In general terms, the benefit of tree cover increases when the agro-environment is less favourable for sustainable coffee production (DaMatta, 2004; Carr and Lockwood, 2011). For example, shade provided by trees acts as a buffer for sub-optimal environments such as extreme temperatures and prolonged droughts (Siles *et al.*, 2009; Padovan *et al.*, 2015). In addition, van Kanten and Vaast (2006) reported that for coffee grown in suboptimal low-altitude sites, *Euca-*

lyptus deglupta cast the most beneficial shade as it maintained a more constant shade level throughout the year thus better protecting coffee plants in comparison to *Terminalia ivorensis* and *Erythrina poeppigiana* which underwent complete defoliation during the dry period.

In our study, it seems that the type and combination of trees influenced coffee yield performance. Cordero *et al.* (2003) reported that *S. glauca*, an evergreen species, is

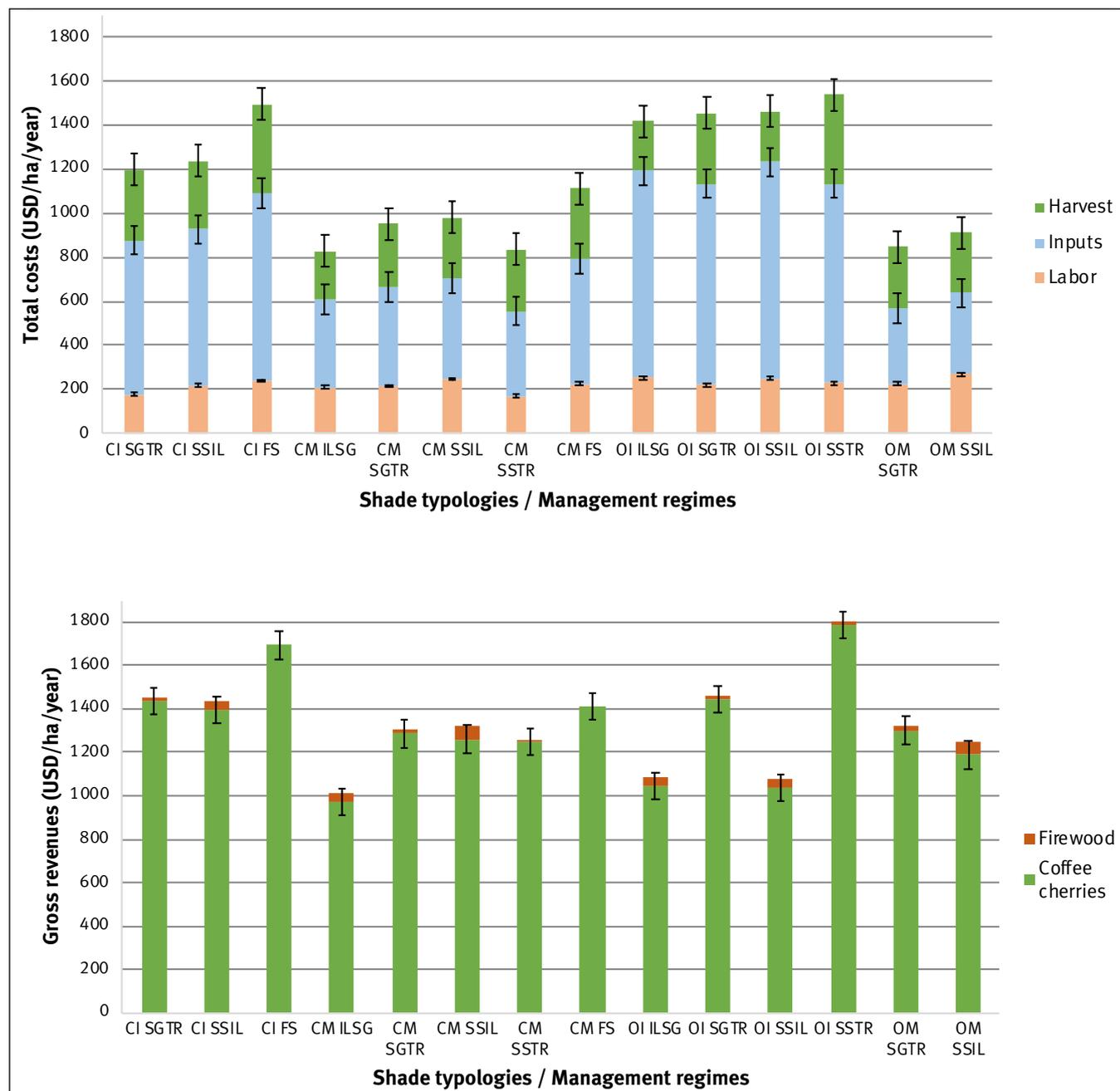


Figure 3.

Average total production costs (a) and gross revenue (b) of coffee under different shade combination, full-sun and management regimes. Vertical lines represent standard error. SGTR-CI: *Simarouba glauca* DC. + *Tabebuia rosea* DC. – intensive conventional; SSIL-CI: *Samanea saman* (Jacq.) Merr. + *Inga laurina* (Sw.) Willd. – intensive conventional; FS-CI: full sun – intensive conventional; ILSG-CM: *Inga laurina* (Sw.) Willd. + *Simarouba glauca* DC. – moderate conventional; SGTR-CM: *Simarouba glauca* DC. + *Tabebuia rosea* DC. – moderate conventional; SSIL-CM: *Samanea saman* (Jacq.) Merr. + *Inga laurina* (S.w.) Willd. – moderate conventional; SSTR-CM: *Samanea saman* (Jacq.) Merr. + *Tabebuia rosea* DC. – moderate conventional; ILSG-OI: *Inga laurina* (Sw.) Willd. + *Simarouba glauca* DC. – intensive organic; SGTR-OI: *Simarouba glauca* DC. + *Tabebuia rosea* DC. – intensive organic; SSIL-OI: *Samanea saman* (Jacq.) Merr. + *Inga laurina* (Sw.) Willd. – intensive organic; SSTR-OI: *Samanea saman* (Jacq.) Merr. + *Tabebuia rosea* DC. – intensive organic; SGTR-OM: *Simarouba glauca* DC. + *Tabebuia rosea* DC. – moderate organic; SSIL-OM: *Samanea saman* (Jacq.) Merr. + *Inga laurina* (Sw.) Willd. – moderate organic.

widely used as a shade to protect coffee plants during the 6 months-long dry seasons in the south Pacific of Nicaragua. Padovan *et al.* (2015) studied root distribution and water use in the same experimental plot and found a root niche differentiation for optimal exploitation of resources in shaded coffee agroforestry systems. However, there were differences between shade tree species, *S. glauca* exhibited a denser root system in deep soil layers compared to *T. rosea*, indicating complementarity with coffee root growth. The shaded coffee system used more water and at a greater rate at the beginning of the two dry seasons evaluated, explained by a better exploration of the roots of shade trees in the soil profile. Yet, when the shaded coffee system faced a severe dry season the advantage of better exploration was inexistent as it seems that underground water from the systems was no longer available for the crops and the shade trees (Motisi *et al.*, 2019).

Costs and gross revenues under different shade typologies and management regimes

In this study, the costs of running intensive organic and intensive conventional management systems for coffee production had similar figures with the highest costs represented by inputs (fertilizers, pest, and diseases control, weeding) and exceeded the conventional moderate and moderate organic management systems in 28%-37% and 33%-40% of the costs, respectively. Other studies reported coffee yield under conventional management exceeding in more than 20% of the costs spent in comparison with organic management regimes (Lyngbæk *et al.*, 2001). Likewise, Jezeer *et al.* (2018) found for conventional coffee cultivation, higher yields associated with higher costs, mainly due chemical inputs and hired labour. In our study higher yields were obtained in both intensive management systems, however large variation in coffee yields was recorded between years (table IV). Full-sun systems and timber-based coffee agroforestry systems had the best average gross revenues as compared to leguminous based-coffee systems.

Timber trees are a conspicuous element in shaded coffee agroforestry systems (López *et al.*, 2003; Peeters *et al.*, 2003; Méndez *et al.*, 2009). In our study of coffee yield performance under timber, trees were similar to that of full-sun cultivation systems. Regardless of the management regime, timber species grew better than leguminous shade tree species (table VI). Timber tree growth rates in shaded coffee systems were in the range of tree growth reported for other timber trees in multi-strata-agroforestry systems elsewhere (López *et al.*, 2003; López-Sánchez and Musálem, 2007; Méndez *et al.*, 2009). Even in our analysis, we did not consider the potential income from harvesting timber trees in the gross revenue estimates, selling timber could add on average 400 USD/ha (std 307 USD/ha) to the overall gross income of timber-based coffee systems. Several authors support the argument that both firewood and timber generate considerable revenues for coffee growers which helps cope with fluctuation of coffee prices and pest and diseases outbreaks (Peeters *et al.*, 2003; Rice, 2008; Noponen *et al.*, 2013; Ehrenbergerová *et al.*, 2018, 2019).

Conclusion

Coffee productivity was influenced by levels of inputs and management systems (conventional and organic) and shade typologies. Overall, in this study, intensive organic production was found to be equally productive as conventional production regime. Intensive full sun-conventional coffee systems had the highest productivity, followed by the combination of timber *Samanea saman* + *Tabebuia rosea* organic intensive, which showed the positive effect of shade typology and intensive organic inputs on coffee yields. Costs of running conventional inputs vs intensive organic inputs were similar, however the use of intensive organic inputs lowers the net profitability of the systems due to their high maintenance costs. Moderate organic treatments showed a better performance when combined with timber trees as they could provide an increase in the total income by selling standing timber stock. The economic potential value of *Tabebuia rosea* and *Simarouba glauca*, in the long term is around 800 USD/ha and 400 USD/ha, respectively. This is a clear indication that coffee cultivation under shade helps to maximize the benefits of diversification while minimizing competition between companion trees and coffee plants.

Acknowledgment

Special recognition to CATIE for financing the coffee trial for 15 years, to the CGIAR Research Program Program on Forests, Trees and Agroforestry (FTA), which is supported by the CGIAR Trust Fund (cgiar.org/funders/), for collaborating with the edition of the manuscript and financing for two years monitoring. Also, a special mention to Rodolfo Munguia, a lecturer at the Agrarian National University, Nicaragua, Guillermo Castillo and Alejandro Ponce from the Nicaraguan Institute of Agriculture Technology (INTA) and Pedro Moraga of the National Training Center of CARUNA and Alejandro Rosales and Dimas Aguilar for their collaboration as field assistants. We also want to thank Fernando Casanoves and Eduardo Corrales of CATIE Statistical Department for the statistical advice provided.

References

- Avelino J., Cristancho M., Georgiou S., Imbach P., Aguilar L., Bornemann G., *et al.*, 2015. The coffee rust crises in Colombia and Central America (2008-2013): impacts, plausible causes and proposed solutions. *Food Security*, 7: 303-321. <https://doi.org/10.1007/s12571-015-0446-9>
- Baca M., Läderach P., Haggard J., Schroth G., Ovalle O., 2014. An integrated framework for assessing vulnerability to climate change and developing adaptation strategies for coffee growing families in Mesoamerica. *PLoS One* 9, e88463. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0088463>
- Bier J., Muschler R., Kass D., Somarriba E., 1998. Shade management in coffee and cacao plantations. *Agroforestry Systems*, 38: 139-164. https://doi.org/10.1007/978-94-015-9008-2_6

- Bonilla G., Somarriba E., 2000. Tipologías cafetaleras del Pacífico de Nicaragua. *Agroforestería en las Américas*, 7: 27-29.
- Bosselmann A. S., Dons K., Oberthur T., Olsen C.S., Ræbild A., Usma H., 2009. The influence of shade trees on coffee quality in small holder coffee agroforestry systems in Southern Colombia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 129: 253-260. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.09.004>
- Bouroncle C., Imbach P., Rodríguez-Sánchez B., Medellín C., Martínez-Valle A. P. L., 2017. Mapping climate change adaptive capacity and vulnerability of smallholder agricultural livelihoods in Central America: ranking and descriptive approaches to support adaptation strategies. *Climatic Change*, 141: 123-137. <https://doi.org/10.1007/s10584-016-1792-0>
- Carr M. K. V., Lockwood G., 2011. The water relations and irrigation requirements of cocoa (*Theobroma Cacao* L.): a review. *Experimental Agriculture*, 47: 653-676. <https://doi.org/10.1017/s0014479711000421>
- Cordero J., Mesén F., Montero M., Stewart J., Boshier D., Chamberlain J., *et al.*, 2003. Descripciónes de especies de árboles nativos de América Central. *In: Cordero J., Boshier D. H. (eds.). Árboles de Centroamérica: un manual para extensionistas*. Turrialba, Costa Rica, Editorial OFI, CATIE, 621-624.
- Craipeau C., 1992. El café en Nicaragua. *Anuario de Estudios Centroamericanos*, 18: 41-69.
- DaMatta F. M., 2004. Ecophysiological constraints on the production of shaded and unshaded coffee: a review. *Field Crops Research*, 86: 99-114. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2003.09.001>
- de Sousa K., van Zonneveld M., Holmgren M., Kindt R., Ordoñez J. C., 2019. The future of coffee and cocoa agroforestry in a warmer Mesoamerica. *Scientific Reports* 9, 8828. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-45491-7>
- de Sousa K., van Zonneveld M., Imbach P., Casanoves F., Kindt R., Ordoñez J., 2017. Atlas de aptitud de especies agroforestales claves bajo climas futuros en América Central. Turrialba, Costa Rica, ICRAF, 257 p.
- Di Rienzo J., Casanoves F., Balzarini M., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C. W., 2011. InfoStat. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Ehrenbergerová L., Šeptunová Z., Habrová H., Puerta Tuesta R. H., Matula R., 2019. Shade tree timber as a source of income diversification in agroforestry coffee plantations. *Bois et Forêts des Tropiques*, 342: 93-103. <https://doi.org/10.19182/bft2019.342.a31812>
- Ehrenbergerová L., Šenfeldr M., Habrová H., 2018. Impact of tree shading on the microclimate of a coffee plantation: a case study from the Peruvian Amazon. *Bois et Forêts des Tropiques*, 334: 13-22. <https://doi.org/10.19182/bft2017.334.a31488>
- Gay C., Estrada F., Conde C., Eakin H., Villers L., 2006. Potential impacts of climate change on agriculture: a case study of coffee production in Veracruz, Mexico. *Climatic Change*, 79: 259-288. <https://doi.org/10.1007/s10584-006-9066-x>
- Guhl A., 2008. Coffee production intensification and landscape change in Colombia, 1970-2002. *In: Millington A., Jepson W. (eds). Land-Change Science in the Tropics*. Boston, MA, USA, Springer, 93-116. https://doi.org/10.1007/978-0-387-78864-7_6
- Haggar J., Barrios M., Bolaños M., Merlo M., Moraga P., Munguía R., *et al.*, 2011. Coffee agroecosystem performance under full sun, shade, conventional and organic management regimes in Central America. *Agroforestry Systems*, 82: 285-301. <https://doi.org/10.1007/s10457-011-9392-5>
- Harvey C. A., Martínez-Rodríguez M. R., Cárdenas J. M., Avelino J., Rapidel B., Vignola R., *et al.*, 2017. The use of Ecosystem-based Adaptation practices by smallholder farmers in Central America. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 246: 279-290. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.04.018>
- Jezeer R. E., Santos M. J., Boot R. G. A., Junginger M., Verweij P. A., 2018. Effects of shade and input management on economic performance of small-scale Peruvian coffee systems. *Agricultural Systems*, 162: 179-190. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.01.014>
- Jha S., Bacon C. M., Philpott S. M., Ernesto Méndez V., Läderach P., Rice R. A., 2014. Shade coffee: Update on a disappearing refuge for biodiversity. *BioScience*, 64: 416-428. <https://doi.org/10.1093/biosci/biu038>
- Jose S., 2009. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforestry Systems*, 76: 1-10. <https://doi.org/10.1007/s10457-009-9229-7>
- Läderach P., Lundy M., Jarvis A., Ramirez J., Portilla E. P., Schepp K., Eitzinger A., 2011. Predicted impact of climate change on coffee supply chains. *In: Leal Filho W. (ed.). The Economic, Social and Political Elements of Climate Change*. Berlin, Heidelberg, Germany, Springer, 703-723. https://doi.org/10.1007/978-3-642-14776-0_42
- Läderach P., Ramirez-Villegas J., Navarro-Racines C., Zelaya C., Martínez-Valle A., Jarvis A., 2017. Climate change adaptation of coffee production in space and time. *Climatic Change*, 141: 47-62. <https://doi.org/10.1007/s10584-016-1788-9>
- López-Sánchez E., Musálem M. A., 2007. Sistemas agroforestales con cedro rojo, cedro nogal y primavera como alternativa para el establecimiento de plantaciones comerciales en Los Tuxtlas, Veracruz, Mexico. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 13: 59-66. <http://www.scielo.org.mx/pdf/rcsca/v13n1/2007-4018-rcsca-13-01-59.pdf>
- López A., Orozco L., Somarriba E., Bonilla G., 2003. Tipologías y manejo de fincas cafetaleras en los municipios de San Ramón y Matagalpa, Nicaragua. *Agroforestería en las Américas*, 10: 74-79. <http://hdl.handle.net/11554/6856>
- Lyngbæk A. E., Muschler R. G., Sinclair F. L., 2001. Productivity and profitability of multistrata organic versus conventional coffee farms in Costa Rica. *Agroforestry Systems*, 53: 205-213. <https://doi.org/10.1023/a:1013332722014>
- Magrach A., Ghazoul J., 2015. Climate and pest-driven geographic shifts in global coffee production: implications for forest cover, biodiversity and carbon storage. *PLoS One*, 10: e0133071. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0133071>
- Mbow C., Smith P., Skole D., Duguma L., Bustamante M., 2014. Achieving mitigation and adaptation to climate change through sustainable agroforestry practices in Africa. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 6: 8-14. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.09.002>
- Méndez V. E., Bacon C. M., Olson M., Petchers S., Herrador D., Carranza C., *et al.*, 2010. Effects of fair trade and organic certifications on small-scale coffee farmer households in Central America and Mexico. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 25: 236-251. <https://doi.org/10.1017/s1742170510000268>
- Méndez V. E., Shapiro E. N., Gilbert G. S., 2009. Cooperative management and its effects on shade tree diversity, soil properties and ecosystem services of coffee plantations in western El Salvador. *Agroforestry Systems*, 76: 111-126. <https://doi.org/10.1007/s10457-009-9220-3>
- Moço M. K. S., Gama-Rodrigues E. F., Gama-Rodrigues A. C., Machado R. C. R., Baligar V. C., 2010. Relationships between invertebrate communities, litter quality and soil attributes under different cacao agroforestry systems in the south of Bahia, Brazil. *Applied Soil Ecology*, 46: 347-354. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.10.006>

Moguel P., Toledo V. M., 1999. Biodiversity Conservation in Traditional Coffee Systems of Mexico. *Conservation Biology*, 13: 11-21. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.97153.x>

Motisi N., Ribeyre F., Poggi S., 2019. Coffee tree architecture and its interactions with microclimates drive the dynamics of coffee berry disease in coffee trees. *Scientific Reports* 9, 2544. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-38775-5>

Noponen M. R. A., Hagggar J. P., Edwards-Jones G., Healey J. R., 2013. Intensification of coffee systems can increase the effectiveness of REDD mechanisms. *Agricultural Systems*, 119: 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2013.03.006>

Ovalle-Rivera O., Laderach P., Bunn C., Obersteiner M., Schroth G., 2015. Projected shifts in *Coffea arabica* suitability among major global producing regions due to climate change. *PLoS One*, 10: e0124155. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0124155>

Padovan M. P., Cortez V. J., Navarrete L. F., Navarrete E. D., Deffner A. C., Centeno L. G., et al., 2015. Root distribution and water use in coffee shaded with *Tabebuia rosea* Bertol. and *Simarouba glauca* DC. compared to full sun coffee in sub-optimal environmental conditions. *Agroforestry Systems*, 89: 857-868. <https://doi.org/10.1007/s10457-015-9820-z>

Peeters L. Y. K., Soto-Pinto L., Perales H., Montoya G., Ishiki M., 2003. Coffee production, timber, and firewood in traditional and *Inga*-shaded plantations in Southern Mexico. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 95: 481-493. [https://doi.org/10.1016/s0167-8809\(02\)00204-9](https://doi.org/10.1016/s0167-8809(02)00204-9)

Perfecto I., Vandermeer J., Mas A., Pinto L. S., 2005. Biodiversity, yield, and shade coffee certification. *Ecological Economics*, 54: 435-446. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.10.009>

Rice R. A., 2008. Agricultural intensification within agroforestry: The case of coffee and wood products. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 212-218. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.06.007>

Rossi E., Montagnini F., De Melo Virginio Filho E., 2011. Effects of management practices on coffee productivity and herbaceous species diversity in agroforestry systems in Costa Rica. *In: Montagnini F., Francesconi W., Rossi E. (eds). Agroforestry as a tool for landscape restoration*. New York, USA, Nova Science Publishers, 115-132.

Siles P., Harmand J.-M., Vaast P., 2009. Effects of *Inga densiflora* on the microclimate of coffee (*Coffea arabica* L.) and overall biomass under optimal growing conditions in Costa Rica. *Agroforestry Systems*, 78: 269-286. <https://doi.org/10.1007/s10457-009-9241-y>

Somarriba E., Beer J., 2010. Productivity of Theobroma cacao agroforestry systems with timber or legume service shade trees. *Agroforestry Systems*, 81: 109-121. <https://doi.org/10.1007/s10457-010-9364-1>

Somarriba E., Calvo G., 1998. Enriquecimiento de cacaotales con especies maderables. *Agroforestería en las Américas*, 5: 28-30.

Somarriba E., López-Sampson A., 2018. Coffee and cocoa agroforestry systems: Pathways to deforestation, reforestation, and tree cover change. *LEAVES*. Washington, DC, USA, The World Bank, 49 p.

Thomazini A., Mendonça E. S., Cardoso I. M., Garbin M. L., 2015. SOC dynamics and soil quality index of agroforestry systems in the Atlantic rainforest of Brazil. *Geoderma Regional*, 5: 15-24. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2015.02.003>

Tscharntke T., Clough Y., Bhagwat S. A., Buchori D., Faust H., Hertel D., et al., 2011. Multifunctional shade-tree management in tropical agroforestry landscapes – a review. *Journal of Applied Ecology*, 48: 619-629. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01939.x>

Vaast P., Somarriba E., 2014. Trade-offs between crop intensification and ecosystem services: the role of agroforestry in cocoa cultivation. *Agroforestry Systems*, 88: 947-956. <https://doi.org/10.1007/s10457-014-9762-x>

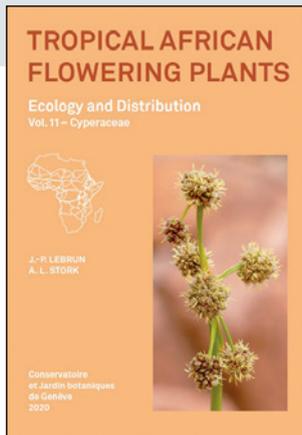
Vaast P., van Kanten R., Siles P., Dzib B., Nicolas F., Harmand J.-M., Génard M., 2005. Shade: a key factor for coffee sustainability and quality. *In: 20th International Conference on Coffee Science*, 11-15 October 2004, Bangalore, India. Paris, France, ASIC, 887-896.

Van Der Vossen H. A. M., 2005. A critical analysis of the agronomic and economic sustainability of organic coffee production. *Experimental Agriculture*, 41: 449-473. <https://doi.org/10.1017/s0014479705002863>

van Kanten R., Vaast P., 2006. Transpiration of arabica coffee and associated shade tree species in sub-optimal, low-altitude conditions of Costa Rica. *Agroforestry Systems*, 67: 187-202. <https://doi.org/10.1007/s10457-005-3744-y>

A. López-Sampson et al. – Contribution des auteurs

| Role Definition | Author names |
|------------------------------------|---|
| Conceptualization | A. López-Sampson, M. Barrios, N. Sepúlveda, R. Munguía, E. Somarriba |
| Funding Acquisition | E. Somarriba, N. Sepúlveda, M. Barrios |
| Supervision | N. Sepúlveda, M. Barrios, P. Moraga, A. Ponce, R. Munguía |
| Validation | E. Somarriba, A. López-Sampson |
| Project Administration | N. Sepúlveda, M. Barrios, P. Moraga, A. Ponce, R. Munguía |
| Investigation | L. Navarrete, E. Navarrete |
| Formal Analysis | A. López-Sampson, N. Sepúlveda, L. Orozco-Aguilar |
| Writing-Original draft Preparation | A. López-Sampson, L. Orozco-Aguilar, N. Sepúlveda, R. Munguía, M. Barrios |
| Writing-Review and Editing | A. López-Sampson, L. Orozco-Aguilar |



LEBRUN J.-P., STORK A. L., 2020. **TROPICAL AFRICAN FLOWERING PLANTS – ECOLOGY AND DISTRIBUTION – VOL. 11: CYPERACEAE.** SUISSE, CONSERVATOIRE ET JARDIN BOTANIQUES DE GENÈVE, 370 P.

“Identifications of Cyperaceae in Tropical Africa are not easy... Disputes in generic delimitation exist” (Onana & Cheek, Red Data Book flow. pl. Cameroon: 364, 2011). This volume covers the family Cyperaceae in tropical Africa. The family is nearly cosmopolitan, with 5450 – 5550 species in c. 108 genera. It forms the third largest family of Monocotyledons. A few of these species are incompletely known, at least to judge from flora accounts or herbarium material. The generic concept adopted is the same as that used in several traditional floras.

Free download:

https://www.ville-ge.ch/cjb/publications/publications_pdf/lebrun_stork11.pdf

Conservatoire et Jardin botaniques de la Ville de Genève,
Département de la culture et de la transition numérique,
Chemin de l'Impératrice 1, Case postale 71,
1292 Chambésy-Genève, Suisse.



IRD (COLL.), 2020. **BIODIVERSITÉ AU SUD – RECHERCHES POUR UN MONDE DURABLE.** FRANCE, IRD ÉDITIONS, 72 P.

Composé de textes courts et illustrés, cet ouvrage recense et synthétise quelques-unes des avancées et solutions les plus marquantes provenant des recherches sur la biodiversité, conduites dans une approche globale, éthique et durable. L'ouvrage sensibilise aux grandes problématiques liées à l'érosion de la biodiversité : changements climatiques, maladies émergentes, exploitation des sols, déforestation, prolifération d'espèces invasives... Son contenu est organisé en quatre parties thématiques : les outils d'étude et d'observation, les enjeux de protection, les interactions avec la santé et les liens avec l'alimentation.

Adapté du résumé de l'éditeur.

IRD Éditions, 911 avenue Agropolis, BP 64501,
34394 Montpellier cedex 5, France.
www.editions.ird.fr

Vulnérabilité des terres des écosystèmes du domaine soudanien au Bénin de 1995 à 2015

Fiacre Codjo AHONONGA¹
Gérard Nounagnon GOUWAKINNOU¹
Samadori Sorotori Honoré BIAOU¹
Séverin BIAOU¹

¹ Laboratoire d'écologie, de botanique
et de biologie végétale
Université de Parakou
03 BP 125, Parakou
République du Bénin

Auteur correspondant /
Corresponding author:
Fiacre Codjo AHONONGA –
fiacreahononga@gmail.com



Photo 1.
Défrichement dans un aire protégée.
Photo F. Ahononga.

Doi : 10.19182/bft2020.346.a36295 – Droit d'auteur © 2020, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 5 décembre 2019 ;
date d'acceptation : 14 août 2020 ; date de publication : 25 décembre 2020.



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

Citer l'article / To cite the article

Ahononga F. C., Gouwakinnou G. N., Biauou S. S. H., Biauou S., 2020.
Vulnérabilité des terres des écosystèmes du domaine soudanien au
Bénin de 1995 à 2015. Bois et Forêts des Tropiques, 346 : 35-50.
Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2020.346.a36295>

RÉSUMÉ

Vulnérabilité des terres des écosystèmes du domaine soudanien au Bénin de 1995 à 2015

Le Nord du Bénin abrite 92,5 % de la couverture forestière nationale, principalement constituée des réserves de faune et de forêts classées, destinées à la conservation de la biodiversité. Ces zones du domaine classé, pourtant dotées pour la plupart de plans d'aménagement et d'un système de surveillance qui devraient limiter la dégradation du milieu, sont soumises à un fort taux de régression de la couverture forestière, dû aux pressions anthropiques. Cette étude vise à analyser la vulnérabilité des formations forestières dans les domaines classés et non classés de trois communes du Nord-Bénin : Matéri, Toucountouna et Ségbana. Une interprétation visuelle des images SPOT de 1995, 2005 et 2015, avec le logiciel Quantum GIS, a été effectuée pour faire ressortir les changements et évaluer la vulnérabilité des formations forestières. Les résultats révèlent une régression des formations forestières naturelles au profit de celles anthropiques. Les champs et jachères ont vu leur superficie multipliée par près de cinq entre 2005 et 2015. Au cours de cette même période, la dégradation a été plus forte dans le domaine classé que dans le non classé, alors qu'à l'inverse la déforestation a surtout affecté le domaine non classé. Les formations naturelles ont été vulnérables à la perte de superficie au profit des champs et jachères et des habitations. Les taux de vulnérabilité des différentes formations sont fonction de la période et du niveau de protection. Ces situations constituent une menace pour la biodiversité et nécessitent la mise en place d'une politique de planification de l'occupation des terres dans la périphérie du domaine classé. Cela garantira leur fonction et réduira les effets des facteurs de déforestation et de dégradation sur les réserves forestières.

Mots-clés : dégradation, déforestation, domaine non classé, domaine classé, vulnérabilité, Bénin.

ABSTRACT

Vulnerability of Sudanian ecosystem lands in Benin from 1995 to 2015

Northern Benin has 92.5% of the country's entire forest cover, mainly made up of wildlife and forest reserves for biodiversity conservation. Although most of these protected forests have management plans and surveillance systems in place that should limit environmental damage, the forest cover is shrinking rapidly due to human pressures. This study aimed to analyse the vulnerability of forest stands in protected and unprotected zones in three municipalities in northern Benin: Matéri, Toucountouna and Ségbana. SPOT images from 1995, 2005 and 2015 were interpreted visually with Quantum GIS software to highlight changes and assess the vulnerability of the forest stands. The results show that natural forest stands are losing ground to human land uses. The area of fields and fallow lands increased almost five-fold from 2005 to 2015. During the same period, land degradation was greater in the protected zones than in the non-protected zones. Conversely, deforestation mainly affected the non-protected zones. Natural tree stands were vulnerable to losing surface area to fields, fallow land and homes. The rates of vulnerability of the different stands varied with the period considered and according to the level of protection. These situations are a threat to biodiversity and demand the introduction of a land use planning policy for areas around the protected zones, in order to safeguard their functions and reduce the effects of deforestation and land degradation on the forest reserves.

Keywords: degradation, deforestation, non-protected area, protected area, vulnerability, Benin.

RESUMEN

Vulnerabilidad de las tierras en los ecosistemas del dominio sudanés de Benín de 1995 a 2015

El norte de Benín alberga el 92,5 % de la cobertura boscosa nacional, constituida principalmente por reservas de fauna y de bosques protegidos, destinados a la conservación de la biodiversidad. Estas zonas del dominio protegido, en su mayor parte con planes de ordenación y un sistema de vigilancia que deberían limitar la degradación del medio, sufren una fuerte tasa de regresión de la cobertura boscosa, debida a las presiones antrópicas. El objetivo de este estudio es analizar la vulnerabilidad de las formaciones forestales en los dominios protegidos y no protegidos de tres municipios del norte de Benín: Matéri, Toucountouna y Ségbana. Se realizó una interpretación visual de las imágenes SPOT de 1995, 2005 y 2015 con el software Quantum GIS, para destacar los cambios y evaluar la vulnerabilidad de las formaciones forestales. Los resultados revelan una regresión de formaciones forestales naturales a favor de las antrópicas. Los campos y barbechos multiplicaron su superficie casi por cinco entre 2005 y 2015. En el curso de este mismo período, la degradación fue mayor en el dominio protegido que en el no protegido, mientras que, a la inversa, la deforestación afectó especialmente al dominio no protegido. Las formaciones naturales fueron vulnerables ante la pérdida de superficie en beneficio de los campos, de los barbechos y de las viviendas. Las tasas de vulnerabilidad de las diferentes formaciones son función del período y del nivel de protección. Estas situaciones constituyen una amenaza para la biodiversidad y requieren la aplicación de una política de planificación de la ocupación de las tierras alrededor de la periferia del dominio protegido. Ello garantizará su función y reducirá los efectos de los factores de deforestación y de degradación en las reservas forestales.

Palabras clave: degradación, deforestación, dominio no protegido, dominio protegido, vulnerabilidad, Benín.

Introduction

Les écosystèmes forestiers constituent le pilier essentiel du maintien de l'équilibre global de la planète. Ils soutiennent la biodiversité terrestre à plus de 80 % (Déclaration de New York sur les forêts, 2014 ; UNFCC, 2014) et contribuent au maintien des services écosystémiques (IPBES, 2019). Les forêts participent également au développement socio-économique à travers leur contribution à la sécurité alimentaire, la santé et l'amélioration des relations sociales (Kaboré, 2015 ; Baudron *et al.*, 2019 ; Rasmussen *et al.*, 2020). Les Nations unies reconnaissent la forêt à juste titre comme un élément indispensable dans l'atteinte des Objectifs de développement durable (ODD). Malgré cette importance reconnue, les écosystèmes forestiers sont soumis à une surexploitation qui provoque leur dégradation graduelle. En effet, les études récentes font état d'un recul du couvert forestier terrestre, passant de 31,6 % en 1990 à 30,6 % en 2015 (FAO, 2018). La perte annuelle nette des forêts tropicales a été estimée à sept millions d'hectares entre 2000 et 2010 (FAO, 2016). Ce fort taux de déforestation enregistré dans les forêts tropicales menace non seulement la biodiversité (Reidsma *et al.*, 2006 ; Liang et Liu, 2017 ; Liu *et al.*, 2019) mais aussi perturbe la régulation du carbone libéré dans l'atmosphère (Polasky *et al.*, 2011 ; Pareta et Pareta, 2011 ; Gouwakinnou *et al.*, 2018 ; Brandt *et al.*, 2018). Le changement d'affectation des terres contribue fortement à la modification de l'environnement. La forme la plus répandue de changement d'utilisation des terres est l'expansion agricole car plus d'un tiers de la superficie terrestre est utilisé pour les cultures et l'élevage (IPBES, 2019). La situation est encore plus alarmante dans les pays du Sud où les actions de la population sont plus orientées vers l'exploitation de la ressource que vers la conservation. Ainsi, le couvert forestier de l'Afrique subsaharienne est passé de 30,6 % à 27,1 % entre 1990 et 2015 (FAO, 2018). Cette régression du couvert végétal due aux activités humaines pour la satisfaction des besoins socio-économiques est la cause du changement de la structure spatiale des paysages. Plusieurs études aux niveaux régional et local confirment ces transformations qui induisent la fragmentation du paysage forestier (Oloukoi, 2013 ; Avakoudjo *et al.*, 2015). Une telle fragmentation fragilise la structure des forêts et crée un dysfonctionnement des écosystèmes forestiers (Benbrahim *et al.*, 2004). Ces problèmes écologiques sont majoritairement les conséquences de l'exploitation agropastorale, l'agriculture itinérante sur brûlis et la croissance démographique (Mama *et al.*, 2013).

Le Bénin, l'un des pays de l'Afrique de l'Ouest dont le développement est basé sur la l'agriculture, n'échappe pas à cette situation. À l'expansion agricole et la croissance démographique (taux d'accroissement de la population de 3,5 % ; INSAE, 2016) s'ajoute également la baisse de la pluviométrie (Tidjani et Akponikpe, 2012).

Le Nord-Bénin est caractérisé par un climat soudanien. Cette portion du pays abrite 92,5 % de la couverture

forestière nationale (Hountondji, 2008). Elle est constituée des réserves de faune et de forêts classées, destinées à la conservation de la biodiversité. Pourtant, cette zone septentrionale présente un fort taux de régression de la couverture végétale, due aux pressions anthropiques. Ces dernières aboutissent à une destruction importante du paysage forestier se traduisant par une régression des formations naturelles au profit des champs et jachères avec une désorganisation de la configuration du paysage (Mama *et al.*, 2013 ; Avakoudjo *et al.*, 2015). Cette régression semble s'observer aussi bien dans le domaine classé que non classé (Ousseni *et al.*, 2016 ; Biaou *et al.*, 2019) ; alors que les forêts classées sont dotées pour la plupart de plans d'aménagement et d'un système de surveillance qui devrait limiter la dégradation du milieu. Il est rappelé que le domaine classé correspond à des espaces appartenant à l'État, définitivement affectés à la forêt et ayant fait l'objet de délimitation et de classement ou de reconnaissance officielle. À l'inverse, le domaine non classé correspond au domaine forestier national susceptible d'être affecté à des utilisations autres que forestières (agriculture, élevage, habitation) ; les forêts communautaires et des particuliers font également partie du domaine non classé.

Ainsi, l'efficacité des plans d'aménagement et des systèmes de surveillance, comme outils de préservation de la biodiversité, peut-elle être légitimement interrogée. La limite des connaissances sur le processus d'affectation des terres dans le domaine classé comparé au domaine non classé pour la conservation de la biodiversité handicape les mécanismes de gestion durable du domaine classé. Cette connaissance permettrait de mieux planifier ce domaine afin d'y garantir la conservation de la biodiversité.

Dans ce contexte, l'objectif de cette étude est d'analyser par télédétection les changements d'affectation des terres et la vulnérabilité des unités d'occupation du sol dans le domaine soudanien du Bénin suivant le gradient de protection de l'écosystème forestier, afin de concevoir une stratégie de gestion des réserves forestières qu'elles abritent.

Matériel et méthodes

Zone d'étude

L'étude a été conduite sur trois communes du Nord-Bénin, dans les départements de l'Alibori et de l'Atacora compris entre 10°30'00" et 11°45'00" de latitude Nord et entre 2°3'00" et 3°16'40" de longitude Est. Les communes de la zone d'étude (Ségbana, 447 292 ha ; Toucountouna, 110 895 ha ; Matéri, 171 887 ha) sont situées respectivement dans les districts phytogéographiques du Borgou, au nord de la chaîne de l'Atacora et du Mékrou-Pendjari (Adomou, 2005). (figure 1). Cette zone présente un régime pluviométrique unimodal avec un gradient septentrional

allant de 1 200 mm à 900 mm (Adomou, 2005). L'humidité de l'air varie de 18 %, pendant la saison à laquelle souffle l'harmattan (vent soufflant du nord-est de décembre à février), à 99 % en août pendant la saison des pluies. La température moyenne mensuelle se situe entre 24 °C et 31 °C (Adomou, 2005). Cette zone est caractérisée par la prédominance des exploitations agricoles et sujette aux aléas climatiques. L'agriculture est la principale activité des populations. Elle est de type extensif avec une dominance des cultures de l'igname et du coton. Dans le département de l'Alibori, le poids démographique était de 8,7 % de la population du Bénin en 2013 (contre 7,7 % au recensement de 2002). Quant au département de l'Atacora, il est moins peuplé, avec 7,7 % de la population du Bénin en 2013 contre 8,1 % en 2002 (INSAE, 2016).

L'ensemble de la zone étudiée comprend une partie de la réserve cynégétique de la Pendjari et les réserves forestières classées de Sota et des Trois Rivières (figure 1).

Les trois domaines classés de la zone d'étude sont constitués de mosaïques de forêts claires (avec éventuellement des forêts denses sèches) parsemées de savanes arborées et arbustives et traversées par des galeries forestières et des plantations forestières (White, 1983). Différents types de sols y sont présents : sols minéraux peu évolués et peu fertiles, ferrugineux sur socle cristallin de fertilité variable ; hydromorphes ; lithosols ; cuirasses ferrallitiques.

Données satellitaires et auxiliaires

Les images satellitaires SPOT utilisées (1995, 2005 et 2015) couvrant les trois communes étudiées sont celles acquises par le Centre national d'études spatiales (CNES) et Airbus et livrées au projet Observation spatiale des forêts d'Afrique centrale et de l'Ouest (OSFACO¹). La disponibilité et la qualité ont été les critères de choix de ces images. Des images étant indisponibles et de mauvaise qualité aux dates à considérer pour l'étude, le choix s'est reporté sur celles disponibles et de qualité exploitable les plus proches dans l'année précédente ou la suivante. Les images sont issues des capteurs HRV1 (scènes : 065-327, 065-328, 065-329, 064-327, 060-328, 060-329, 059-328, 060-329 du 19/12/1994 ; 20 m de résolution spatiale), HRVIR2 (scènes : 067-327, 068-327, 067-328, 068-328, 068-328 du 25/01/2005 au 03/03/2005 ; 20 m de résolution spatiale), HRG1 (scènes : 063-329, 063-328, 064-329 du 19/12/2005 ; 10 m de résolution spatiale) et MS (scènes : 1948980101, 1948950101, 1948936101, 1948935101, 1948979101, 1948981101, 1948940101, 1948948101 du 02/12/2014 au 01/03/2015, 6 m de résolution spatiale). Les images considérées sont toutes enregistrées en saison sèche. Aussi, diverses données auxiliaires dont

¹ www.osfaco.org

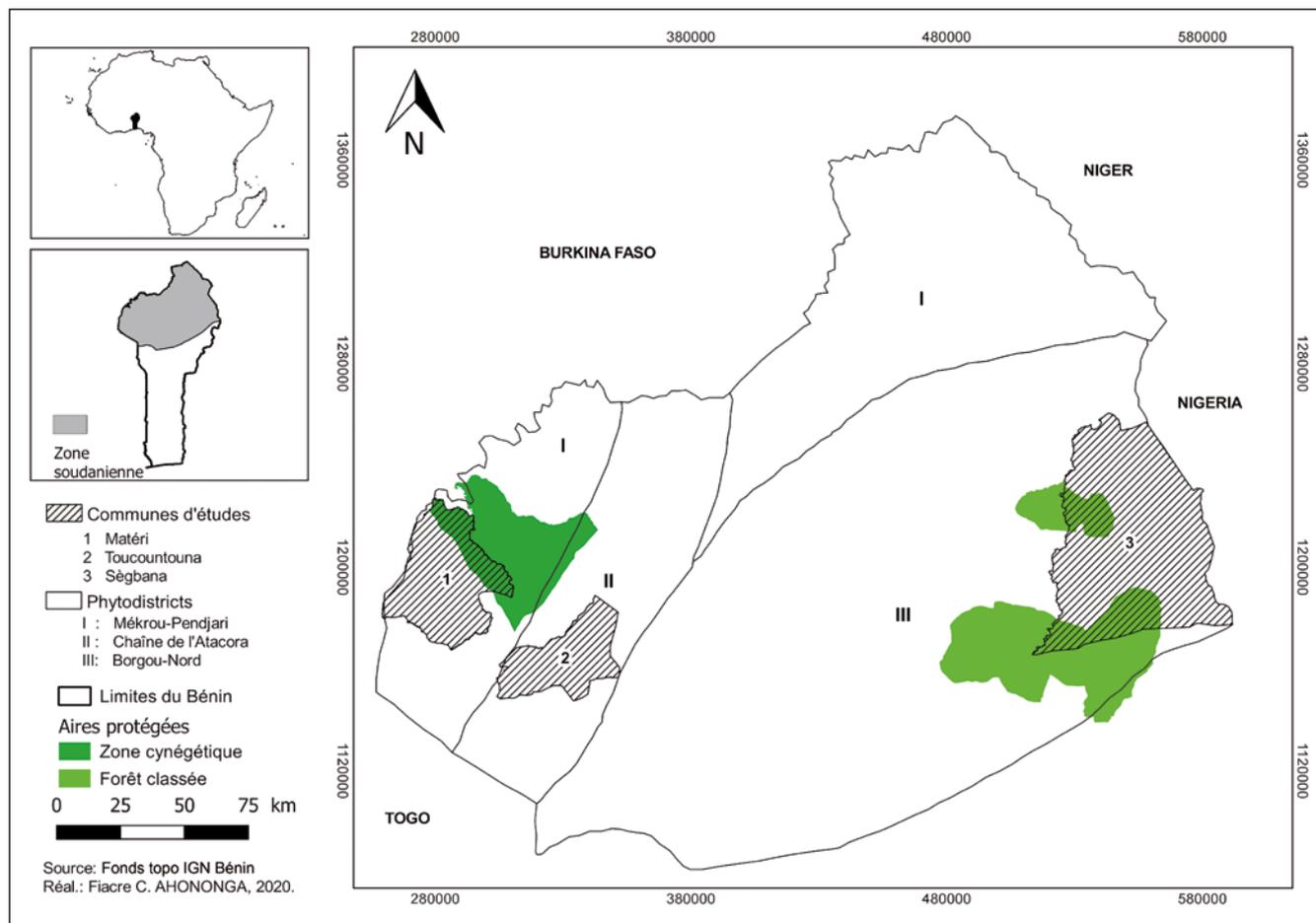


Figure 1.
Localisation de la zone d'étude.

notamment les feuilles de découpage de cartes topographiques du Bénin (échelle 1/50 000), le réseau routier, les cours d'eau et les limites administratives ont été utilisées. À cela s'ajoutent les données issues de la mission de reconnaissance terrain qui s'est déroulée du 27 août au 1^{er} septembre 2018 et les données de validation qui ont été recueillies entre le 17 et le 23 décembre 2018. Ces points de contrôle et de reconnaissance ont été collectés à l'aide d'un GPS Garmin 78. La mission de reconnaissance a permis de collecter des données au niveau de 244 points échantillons et 325 points complémentaires sur le terrain, soit au total 569 points. Six cent huit points ont été tirés aléatoirement dans les différentes classes identifiées pour en faire la vérification sur le terrain.

Méthodes de traitement des images satellitaires et de validation de l'interprétation

Prétraitement d'images

Toutes les images ont subi une correction radiométrique, atmosphérique et de géoréférencement dans le référentiel UTM-31 WGS-84 Nord par le fournisseur avant acquisition. Ces opérations sont réalisées afin d'augmenter la lisibilité des images, de faciliter leur interprétation (Biaou *et al.*, 2019) et de rendre superposables les images issues des différentes dates. Pour rendre homogène la taille des pixels à 6 m de résolution, les pixels des images SPOT de 1995 et 2005 ont été également ré-échantillonnées par le fournisseur avant acquisition. Les extractions et des mosaïques d'images ont été appliquées.

Interprétation visuelle

Dans cette étude, l'interprétation visuelle des images à l'écran a été adoptée pour analyser les images SPOT de 6 m de résolution. Cette technique a été choisie pour sa performance dans l'analyse des images basées sur la connaissance du terrain et la signature spectrale (ton, forme, texture et structure). Bien que moins rapide et exigeant une activité de terrain intense, plusieurs études y ont eu recours pour affiner la technique de classification supervisée (Mama *et al.*, 2013 ; Mamane *et al.*, 2018 ; Sangne *et al.*, 2019 ; Bah *et al.*, 2019). Cette méthode qui tire profit de la signature spectrale est la plus proche de la méthode traditionnelle de la photo-interprétation. Elle est reconnue robuste pour l'identification et la caractérisation des unités spatiales sur une image (Bah *et al.*, 2019 ; Biaou *et al.*, 2019), le cerveau humain étant un bon interprète d'images (Bah *et al.*, 2019). La photo-interprétation permet de limiter les confusions spectrales de certaines classes lors de la classification supervisée. En outre, plusieurs auteurs (Mama et Oloukoi, 2003 ; Barima *et al.*, 2009 ; Mama *et al.*, 2013 ; Mamane *et al.*, 2018 ; Bah *et al.*, 2019 ; Barima *et al.*, 2019) ont utilisé cette méthode pour affiner les images traitées par la méthode de classification supervisée. Certaines classes confondues à travers la signature spectrale lors de la classification supervisée peuvent être séparées par l'interprétation visuelle (Bah *et al.*, 2019).

L'interprétation a été effectuée sous Quantum GIS

(Quantum GIS, 2013). Une composition colorée en fausses couleurs associant les canaux aux trois couleurs rouge, verte et bleue de l'écran a été appliquée respectivement pour l'infrarouge (canal 3), le rouge (canal 2) et le vert (canal 1) afin de faciliter le regroupement des pixels dans les différentes classes d'occupation du sol (Sikuzani *et al.*, 2019). L'interprétation a permis d'opérer une stratification des zones homogènes et de leur affecter une classe d'occupation du sol (Hammi *et al.*, 2007 ; Biaou *et al.*, 2019). La délimitation des entités de différentes classes s'est basée sur la signature spectrale des unités d'occupation du sol (la couleur, le ton, la structure, la texture, la forme et la localisation). De plus, les images d'archives de *Google Earth* pour les années 1995 et 2005 et les points de reconnaissance sur le terrain pour l'image de 2015 ont renforcé l'interprétation visuelle. La démarche adoptée pour la reconnaissance du terrain est basée sur le raliement des points échantillonnés à partir de leurs coordonnées géographiques à l'aide du GPS Garmin 78. L'interprétation des images a débuté avec celles de 2015 à partir desquelles celles de 2005 ont été interprétées. Cela consistait à copier les attributs de 2015 dans les champs d'attribut de 2005 et à procéder ensuite à des modifications par l'interprétation des images de 2005. De la même manière, les images de 1995 ont été interprétées à partir de celles de 2005.

Évaluation de la précision

Elle consiste à déterminer de façon quantitative l'efficacité avec laquelle les pixels sont regroupés dans de bonnes classes d'occupation du sol de la zone d'étude (Batar *et al.*, 2017). Pour cette étude, les données de référence des années 1995 et 2005 ont été collectées à partir des images d'archives de *Google Earth* correspondant à ces dates. En ce qui concerne les données de référence de l'année 2015, les 608 points d'intérêt dans les différentes classes identifiées ont été aléatoirement relevés en 2018 au cours de la saison sèche (du 17 au 23 décembre 2018). Pour valider l'interprétation visuelle, la matrice de confusion a été établie. L'extension « *QChainage* » a permis d'échantillonner de façon aléatoire les points de contrôle. L'extension « *Point Sampling Tool* » du logiciel Quantum GIS a été utilisée pour extraire automatiquement à partir des fichiers de forme l'occupation du sol à chacun des points échantillonnés. Les coordonnées de chacun de ces points ont été extraites grâce à la calculatrice de champs du logiciel pour obtenir un tableau de points composant l'échantillon. Ce tableau a servi de base pour le contrôle sur le terrain. Cela a permis d'établir le tableau de confusion 2015. L'application logicielle « *QFIELD* », sous le système d'exploitation Android, a été utilisée pour les vérifications terrain. Elle intègre l'occupation du sol, les points échantillons et le formulaire de validation sur le terrain. Pour les dates historiques, les images d'archive *Google Earth* et *Bing Aerial* ont été utilisées afin de confondre les données théoriques issues de l'interprétation visuelle des images SPOT. Les matrices de confusion ont été un outil pratique pour calculer les erreurs de l'interprétation par les méthodes conventionnelles, notamment les erreurs de commission et d'omission.

La précision globale de chaque classe ainsi que le coefficient de Kappa (K) ont été calculés. Les équations 1 et 2 présentent respectivement la méthode de calcul de la précision globale et du coefficient de Kappa :

$$a = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^{Nc} x_{ii} \quad (\text{équation 1})$$

$$K = \frac{a - b}{1 - b} \quad \text{avec } b = \frac{1}{N^2} \sum_{i=1}^{Nc} (x_{+i} \cdot x_{i+}) \quad (\text{équation 2})$$

avec Nc : nombre total de classes ; N : nombre total de points d'observation ; x_{ii} : nombre de points d'observation dans la colonne i et ligne i correspondant à la diagonale de la matrice ; x_{+i} : total de points d'observation dans la colonne i (total à droite dans la matrice) ; x_{i+} : total de points d'observation dans la ligne i (total en bas de la matrice) ; a : précision globale.

L'intervalle de confiance (Ic) à 95 % est calculé comme suit :

$$Ic = \sqrt{a} \frac{1-a}{N} * 1,96 \quad (\text{équation 3})$$

avec Ic : intervalle de confiance à 95 % ; a : précision globale ; N : nombre total d'observations.

Exportation vers un système d'information géographique

Chacune des images a été importée dans le logiciel ArcGIS 10.3.1. Ces dernières ont été vectorisées afin de visualiser les interprétations puis de calculer des statistiques au niveau des types de classes pour chacune des trois dates. Les cartes d'occupation du sol des trois dates des zones à accès restreints appelées domaine classé (les forêts classées de Sota et des Trois Rivières, et la zone cynégétique de la Pendjari) ont été extraites afin de comparer leur dynamique aux zones d'accès libre à la communauté (domaine non classé).

Analyse de la dynamique de l'occupation du sol

La dynamique spatiale est basée sur l'appréciation de l'évolution du couvert forestier et la comparaison de la superficie des différentes unités d'occupation du sol de chaque zone. Pour l'analyse statistique de la dynamique d'occupation du sol, le taux d'évolution de chaque classe (unité paysagère) a été calculé d'une date à une autre. Il est obtenu à partir de la matrice de transition (Coulibaly *et al.*, 2016) :

$$Tv (\%) = \left[\frac{S2}{S1} - 1 \right] \times 100 \quad (\text{équation 4})$$

avec Tv : taux d'évolution de la classe ; S1 : superficie de l'unité d'occupation du sol à l'année 1 ; S2 : superficie de l'unité d'occupation du sol à l'année 2.

Ainsi, si S2 – S1 < 0, cela correspond à une régression du couvert végétal de l'année 1 à 2. Si S2 – S1 > 0, cela correspond à une augmentation du couvert végétal de l'année 1 à 2. Si S2 – S1 = 0, cela correspond à une stabilité du couvert végétal de l'année 1 à 2.

Analyse de la vulnérabilité, de la déforestation et de la dégradation des écosystèmes

La matrice de transition entre deux dates a permis d'évaluer les pertes et les gains de surface au sein de chaque unité d'occupation du sol. Ces superficies ont été utilisées pour évaluer l'intensité des changements. La vulnérabilité au changement de chaque classe d'occupation du sol a été calculée à l'aide respectivement du ratio gain/stabilité (Gs = g/s), du ratio perte/stabilité (Ps = p/s) et du ratio changement net/stabilité (Ns = Gs – Ps). Les termes g, s et p représentent respectivement les gains, les zones de stabilité et les pertes de superficie de chaque occupation du sol. Quand certaines classes d'occupation du sol présentent des valeurs de Gs, Ps plus élevées que d'autres, alors elles ont une plus forte probabilité au changement qu'à la stabilité dans leurs conditions. Si la valeur de Ns est négative, la classe d'occupation du sol aura alors une forte probabilité de perdre des superficies au profit des autres classes qui en gagnent (Biaou *et al.*, 2019).

Pour l'analyse de la déforestation et la dégradation forestière au sein des écosystèmes, des regroupements des transitions de classes d'occupation du sol ont été inspirés de Wasseige *et al.* (2009). Ils ont permis de les définir et de les interpréter en catégorie de changement. La diminution du couvert végétal des formations forestières naturelles (FFN) est considérée comme une dégradation. La conversion des FFN en formations non forestières (FNF) représente la déforestation. La conversion des FFN et FNF en plantation représente une reconstitution du couvert forestier. Ainsi, le taux global de déforestation (Tg(Def)) est calculé par la formule de Wasseige *et al.* (2009) utilisée par Tchatchou *et al.* (2015). Le taux annuel de déforestation et de dégradation a été obtenu respectivement en divisant le taux de déforestation et de dégradation par le nombre d'années d'étude :

$$Tg(Def) = \frac{Def}{S1} \times 100 \quad (\text{équation 5})$$

où Def (b ; n) est la déforestation brute (b) ou nette (n) et S1 représente la superficie des formations forestières naturelles (FFN) de l'année t1.

Le taux global de dégradation Tg(Dg) est calculé par la formule suivante :

$$Tg(Dg) = \frac{Dg}{S1} \times 100 \quad (\text{équation 6})$$

où Dg (b ; n) est la dégradation brute (b) ou nette (n) et S1 représente la superficie des formations forestières naturelles (FFN) de l'année t1.

Analyse des données

Le taux d'évolution, de vulnérabilité des différents types de formations a été comparé entre les deux types de domaines (classé et non classé) en fonction de la période. À cet effet, des graphiques de type « boîte à moustaches » ont été réalisés.

Résultats

Cartographie et validation de l'interprétation visuelle

La discrimination des unités homogènes à travers l'interprétation visuelle a été significative, car l'indice de Kappa est de 0,89, 0,92 et 0,95 respectivement pour les années 1995, 2005 et 2015. La précision globale de l'interprétation des images de 1995, 2005 et 2015 est respectivement de 91,05 %, 93,68 % et 96 % avec un intervalle de confiance de 1,58 (tableaux I, II et III). Bien qu'on constate certaines confusions entre les classes d'occupation du sol, les résultats

Figure 2.
 Cartes de l'occupation du sol des écosystèmes de Ségbana en 1995, 2005 et 2015.

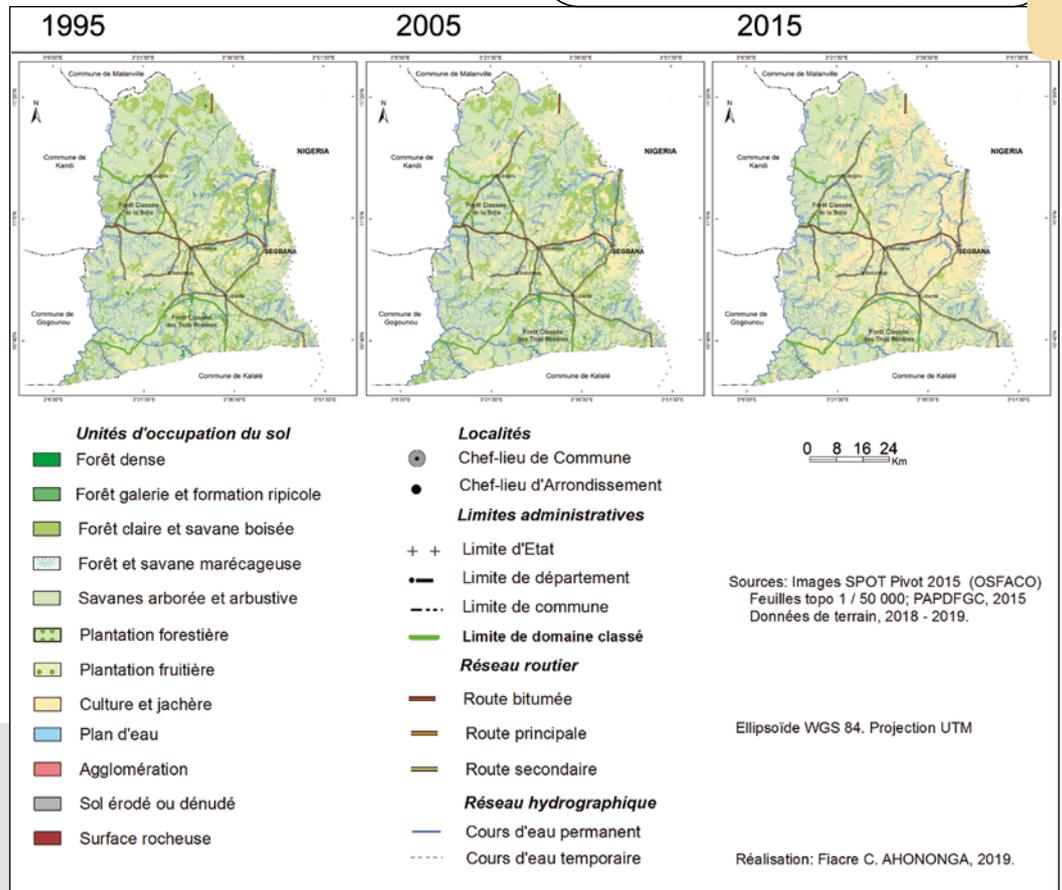


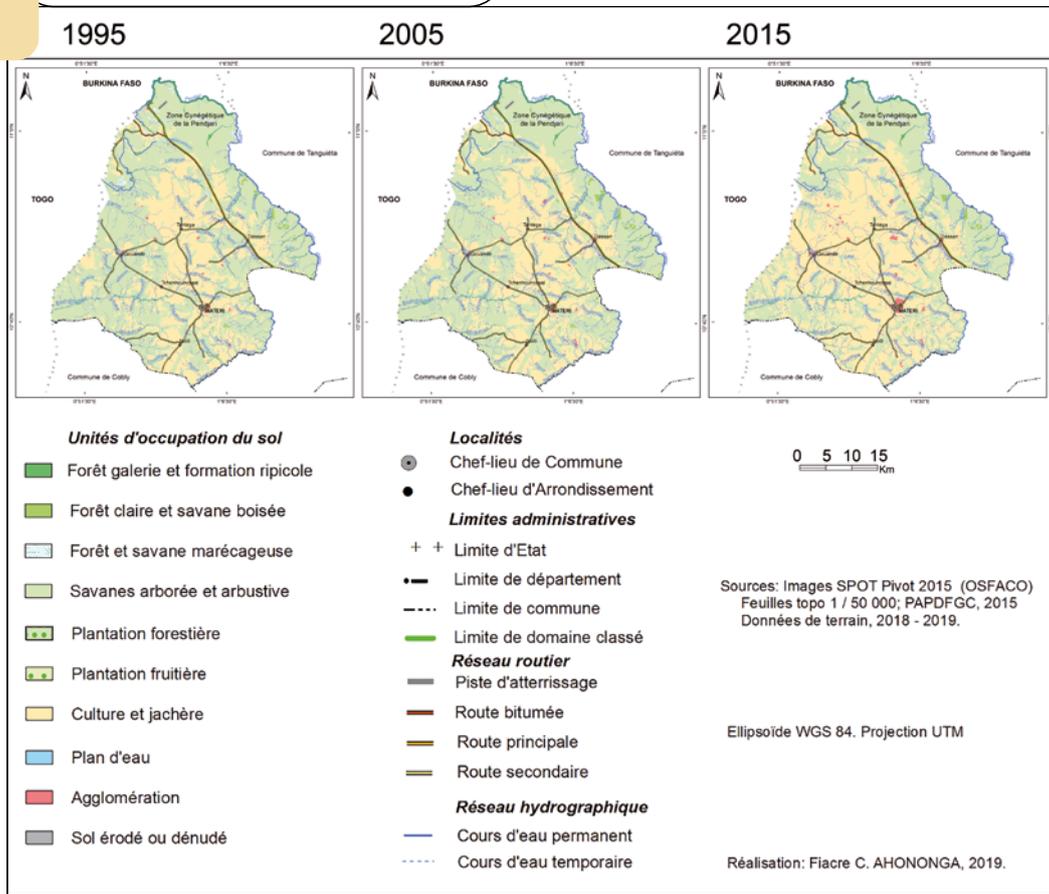
Tableau I.

Matrice de confusion de l'interprétation visuelle de l'image de 1995 (nombre de points relevés sur l'image et vérifiés sur le terrain).

| Données relevées sur le terrain | Données interprétées | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------------|----------------------|-----------|-----------|------------|----------|-----------|------------|-----------|----------|-----------|----------|----------|------------|-----|----|
| | FD | FGFR | FCSB | SASa | FSM | PTFR | CJ | PTFT | PE | HA | SR | SED | TOTAL | PU | Co |
| FD | 22 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 26 | 85 | 15 |
| FGFR | 0 | 30 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 30 | 100 | 0 |
| FCSB | 2 | 1 | 80 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 84 | 95 | 5 |
| SASa | 1 | 0 | 5 | 155 | 0 | 3 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 166 | 93 | 7 |
| FSM | 0 | 0 | 2 | 5 | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 15 | 53 | 47 |
| PTFR | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 25 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 27 | 93 | 7 |
| CJ | 0 | 0 | 0 | 8 | 0 | 2 | 112 | 2 | 0 | 6 | 0 | 0 | 130 | 86 | 14 |
| PTFT | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 15 | 0 | 0 | 0 | 0 | 15 | 100 | 0 |
| PE | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 4 | 100 | 0 |
| HA | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 55 | 0 | 0 | 60 | 92 | 8 |
| SR | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 5 | 100 | 0 |
| SED | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 8 | 100 | 0 |
| TOTAL | 25 | 33 | 89 | 170 | 8 | 30 | 117 | 19 | 4 | 62 | 5 | 8 | 570 | | |
| Pp (%) | 88 | 91 | 90 | 91 | 100 | 83 | 96 | 79 | 100 | 889 | 100 | 100 | | | |
| O (%) | 12 | 9 | 10,11 | 8,82 | 0 | 16,67 | 4,27 | 2,1 | 0 | 11,29 | 0 | 0 | | | |

PGL = 91,05 % ; indice de Kappa = 0,89 ; IC = 1,58

PGL : précision globale ; Pp : précision producteur ; O : erreur d'omission ; IC : intervalle de confiance ; PU : précision utilisateur ; Co : erreur de commission ; FD : forêt dense ; FGFR : forêt-galerie et formation ripicole ; FCSB : forêt claire et savane boisée ; FSM : forêt et savane marécageuse ; SASa : savane arborée et arbustive ; PTFR : plantation fruitière ; CJ : champs et jachères ; PTFT : plantation forestière ; PE : plan d'eau ; HA : habitation ; SR : surface rocheuse ; SED : sol dénudé.



montrent une faible erreur de commission et d'omission. Ainsi, l'interprétation a permis de différencier douze classes d'occupation du sol. Ces classes sont représentées par les forêts (dense, galerie, claire) et les savanes (marécageuse, arborée, arbustive et herbeuse), les champs et jachères, les habitations, les plantations (forestière et fruitière), les plans d'eau, les sols dénudés et les sols rocheux.

Dynamique de l'occupation des terres de 1995 à 2015

Les résultats des analyses et des cartes montrent que les écosystèmes, qu'ils soient hors ou dans le

Figure 3. Cartes de l'occupation du sol des écosystèmes de Matéri en 1995, 2005 et 2015.

Tableau II. Matrice de confusion de l'interprétation visuelle de l'image de 2005 (nombre de points relevés sur l'image et vérifiés sur le terrain).

| Données relevées sur le terrain | Données interprétées | | | | | | | | | | | | | TOTAL | PU | Co (%) |
|---------------------------------|----------------------|-----------|-----------|-----------|----------|-----------|------------|-----------|----------|------------|-----------|----------|------------|-------|-------|--------|
| | FD | FGFR | FCSB | SASa | FSM | PTFR | CJ | PTFT | PE | HA | SR | SED | | | | |
| FD | 14 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 15 | 93,33 | 7 |
| FGFR | 0 | 32 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 32 | 100 | 0 |
| FCSB | 0 | 1 | 55 | 1 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 60 | 91,67 | 8 |
| SASa | 0 | 1 | 1 | 75 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 81 | 92,59 | 7 |
| FSM | 0 | 0 | 0 | 1 | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 9 | 88,88 | 11 |
| PTFR | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 49 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 52 | 94,23 | 6 |
| CJ | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 127 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 135 | 94,07 | 6 |
| PTFT | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 7 | 1 | 55 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 64 | 85,93 | 14 |
| PE | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 100 | 0 |
| HA | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 98 | 0 | 0 | 0 | 98 | 100 | 0 |
| SR | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 9 | 1 | 0 | 11 | 81,81 | 18 |
| SED | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 8 | 0 | 9 | 88,88 | 11 |
| TOTAL | 15 | 34 | 57 | 81 | 8 | 60 | 131 | 59 | 4 | 102 | 10 | 9 | 570 | | | |
| Pp (%) | 93,33 | 94 | 96 | 93 | 1 | 82 | 97 | 93 | 100 | 96 | 90 | 89 | | | | |
| O (%) | 6,6 | 5,8 | 3,50 | 7,40 | 0 | 18,33 | 3,05 | 6,77 | 0 | 3,92 | 10 | 11,11 | | | | |

PGI = 93,68 ; indice Kappa = 0,92 ; IC = 1,58

PGI : précision globale ; Pp : précision producteur ; O : erreur d'omission ; IC : intervalle de confiance ; PU : précision utilisateur ; Co : erreur de commission ; FD : forêt dense ; FGFR : forêt-galerie et formation ripicole ; FCSB : forêt claire et savane boisée ; FSM : forêt et savane marécageuse ; SASa : savane arborée et arbustive ; PTFR : plantation fruitière ; CJ : champs et jachères ; PTFT : plantation forestière ; PE : plan d'eau ; HA : habitation ; SR : surface rocheuse ; SED : sol dénudé.

domaine classé, étaient dominés en 1995 par les formations forestières. De 2005 à 2015, les terres de cultures et jachères ont connu une forte expansion (figures 2, 3 et 4). La période de 1995 à 2005 est marquée par la diminution de la superficie des forêts et savanes marécageuses dans le domaine non classé de Matéri (32,93 %), de Toucountouna (54,28 %) ainsi que dans le domaine classé représenté par la zone cynégétique de la Pendjari (10,17 %). Durant la même période, le domaine non classé de Ségbana (42,63 %) et le domaine classé de Sota et des Trois Rivières (68,13 %) ont connu une expansion des forêts denses. Aussi, dans le

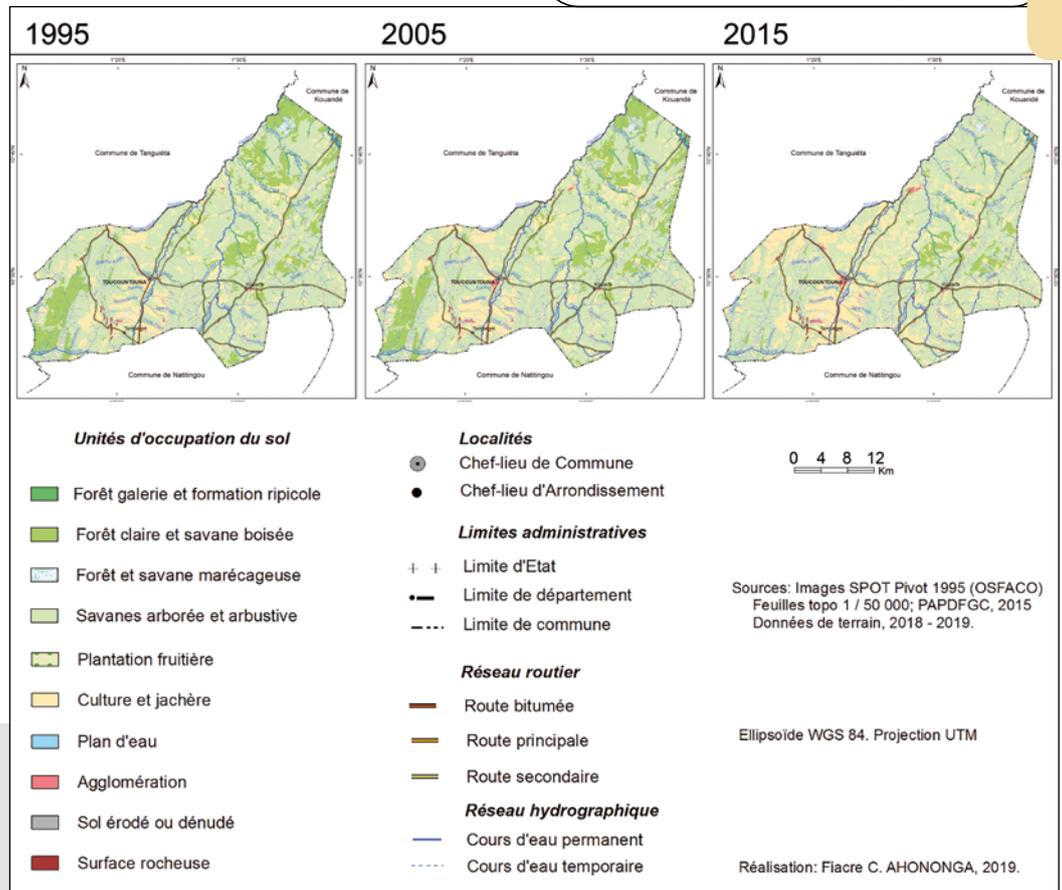


Figure 4.
 Cartes de l'occupation du sol des écosystèmes de Toucountouna en 1995, 2005 et 2015.

Tableau III.

Matrice de confusion de l'interprétation visuelle de l'image de 2015 (nombre de points relevés sur l'image et vérifiés sur le terrain).

| Données relevées sur le terrain | Données interprétées | | | | | | | | | | | | Total | PU | Co |
|---------------------------------|----------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|------------|-----------|----------|-----------|----------|----------|------------|-----|----|
| | FD | FGFR | FCSB | SASa | FSM | PTFR | CJ | PTFT | PE | HA | SR | SED | | | |
| FD | 14 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 16 | 88 | 13 |
| FGFR | 0 | 32 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 32 | 100 | 0 |
| FCSB | 0 | 1 | 55 | 1 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 60 | 92 | 8 |
| SASa | 0 | 1 | 1 | 83 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 89 | 93 | 7 |
| FSM | 0 | 0 | 0 | 0 | 11 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 11 | 100 | 0 |
| PTFR | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 77 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 80 | 96 | 4 |
| CJ | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 150 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 155 | 97 | 3 |
| PTFT | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 1 | 49 | 0 | 0 | 0 | 0 | 53 | 92 | 8 |
| PE | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 4 | 100 | 0 |
| HA | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 97 | 0 | 0 | 97 | 100 | 0 |
| SR | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 0 | 7 | 100 | 0 |
| SED | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 4 | 100 | 0 |
| Total | 15 | 34 | 57 | 88 | 11 | 83 | 154 | 52 | 4 | 99 | 7 | 4 | 608 | | |
| Pp | 93 | 94 | 96 | 94 | 100 | 93 | 97 | 94 | 100 | 98 | 100 | 100 | | | |
| O (%) | 7 | 6 | 4 | 6 | 0 | 7 | 3 | 6 | 0 | 2 | 0 | 0 | | | |

PGI = 96 % ; indice de Kappa = 0,95 ; IC = 1,58

PGI : précision globale ; Pp : précision producteur ; O : erreur d'omission ; IC : intervalle de confiance ; PU : précision utilisateur ; Co : erreur de commission ; FD : forêt dense ; FGFR : forêt-galerie et formation ripicole ; FCSB : forêt claire et savane boisée ; FSM : forêt et savane marécageuse ; SASa : savane arborée et arbustive ; PTFR : plantation fruitière ; CJ : champs et jachères ; PTFT : plantation forestière ; PE : plan d'eau ; HA : habitation ; SR : surface rocheuse ; SED : sol dénudé.

domaine non classé de Matéri (9,19 %), de Toucountouna (10,66 %) et de Ségbana (36,02 %), les champs et jachères ont augmenté en superficie. Dans le domaine non classé, le fait le plus marquant est l'urbanisation, car les superficies des habitations ont augmenté successivement de 30,71 %, 80,65 % et 9,81 %.

Au cours de la période de 2005 à 2015, il y a une expansion significative des habitations dans le domaine non classé de Matéri (80,51 %), de Toucountouna (80,65 %) et de Ségbana (171,84 %). De la même façon, les superficies des champs et jachères ont augmenté respectivement de 50,75 %, 60,23 % et 165,77 % dans le domaine non classé (figures 5abc). La régression des superficies des forêts claires et savanes boisées est plus marquée dans la zone

de Matéri (75,66 %) et celle de Toucountouna (72,34 %). Quant aux forêts denses, elles ont connu une régression de 96,27 % dans le domaine non classé de Matéri (figure 5a). Il ressort également que les plantations fruitières ont augmenté au cours de cette période dans le domaine non classé (figures 2, 3 et 4). Elles représentent 102,18 % de la superficie dans la zone de Toucountouna et 11,11 % dans celle de Matéri. Elles sont quasi absentes dans le domaine classé. Par contre, les plantations forestières ont été prédominantes seulement dans le domaine non classé de Toucountouna (104,53 %) (figure 5b) alors que dans la même période elles ont diminué à Matéri (- 68,02 %) (figure 5a) et sont quasi absentes dans le domaine classé (figures 5 d, 5e).

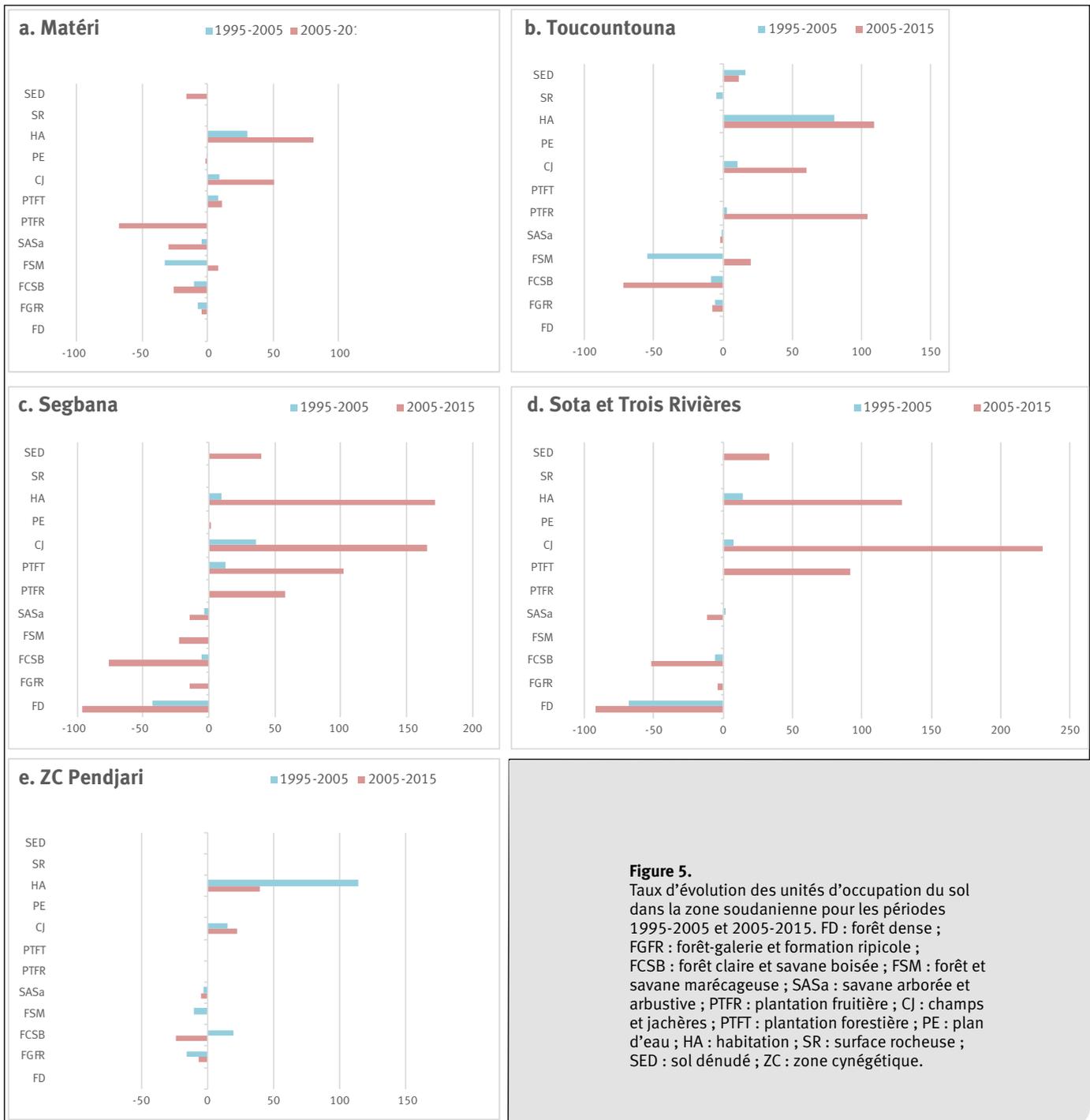


Figure 5.

Taux d'évolution des unités d'occupation du sol dans la zone soudanienne pour les périodes 1995-2005 et 2005-2015. FD : forêt dense ; FGFR : forêt-galerie et formation ripicole ; FCSB : forêt claire et savane boisée ; FSM : forêt et savane marécageuse ; SASa : savane arborée et arbustive ; PTFR : plantation fruitière ; CJ : champs et jachères ; PTFT : plantation forestière ; PE : plan d'eau ; HA : habitation ; SR : surface rocheuse ; SED : sol dénudé ; ZC : zone cynégétique.

Effet de la protection et du type de formation sur la dynamique d'affectation des terres

Le taux d'évolution des différentes formations est déterminé par la période considérée et le niveau de protection. Le taux d'évolution moyen des différents types de formations dans le domaine non classé n'est pas significativement différent entre 1995 et 2005 (figure 6a). Par contre, dans le domaine classé, les taux d'évolution des formations naturelles, non naturelles et des plantations sont significativement différents (figure 6c). Par ailleurs, quel que soit le niveau de protection, les formations naturelles sont régressives. Entre 2005 et 2015, les taux d'évolution des domaines classé et non classé sont significativement différents (figures 6b et 6d). Les formations naturelles ont connu une régression de leur superficie avec un taux plus accentué dans le domaine classé (figure 6d). Au cours de cette période, le domaine classé a connu une expansion des formations non naturelles supérieure à celle du domaine non classé (figures 6b et 6d). Également, les taux de reconstitution (plantations) dans le domaine non classé ont connu une progression inférieure à celle du domaine classé (figures 6b et 6d).

Effet de la protection et du type de formation sur la vulnérabilité des écosystèmes

Les analyses montrent que la vulnérabilité au changement des différents types de formations est significativement différente (figure 7) en fonction de la période. Les formations non forestières et les plantations forestières sont plus vulnérables à l'expansion alors que les formations naturelles ont une tendance à la régression. Cette tendance est significativement différente suivant le niveau de protection (figures 7a et 7c). Par ailleurs, au cours de la période 1995-2005, le domaine non classé a été globalement vulnérable à l'expansion des formations non naturelles alors que le domaine classé était susceptible d'une perte de superficie des formations naturelles (figure 7a). Au cours de la période 2005-2015, le domaine non classé a été plus vulnérable au changement alors que le domaine classé est resté stable (figures 7b et 7d).

Analyse de la vulnérabilité et intensité de changement des unités d'occupation du sol et des différentes formations des écosystèmes

Les taux de vulnérabilité, en perte ou en gain, ont été très variables selon les unités d'occupation des terres et fonction du niveau de protection de celles-ci. Ainsi, entre 1995 et 2005, dans le domaine non classé, les formations naturelles en général ont connu un gain de superficie plus que de perte (figure 8). Seules les forêts claires ont été faiblement vulnérables à la perte de superficie (figure 8). La même tendance s'est observée dans le domaine classé au cours de cette période. Sur période 2005-2015, les

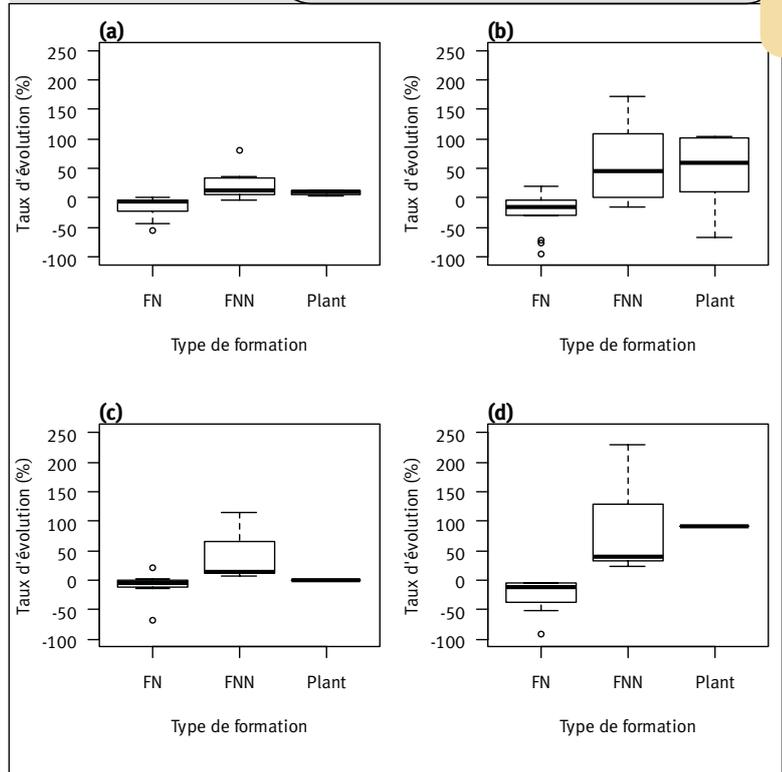


Figure 6. Effet de la protection (a et c) et du type de formation (b et d) sur le taux d'évolution du couvert végétal. FN : formation naturelle ; FNF : formation non forestière ; Plant : plantation forestière.

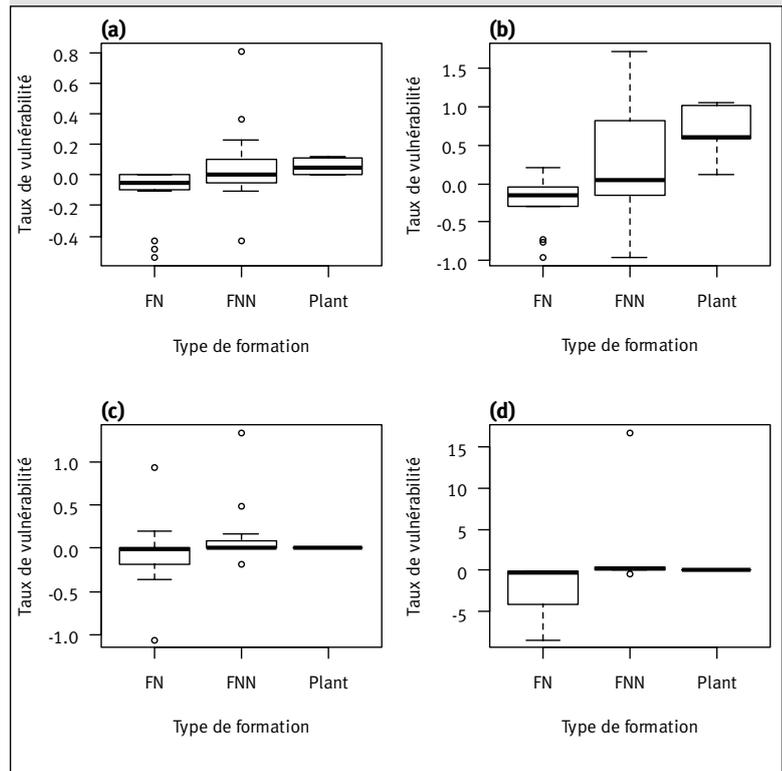
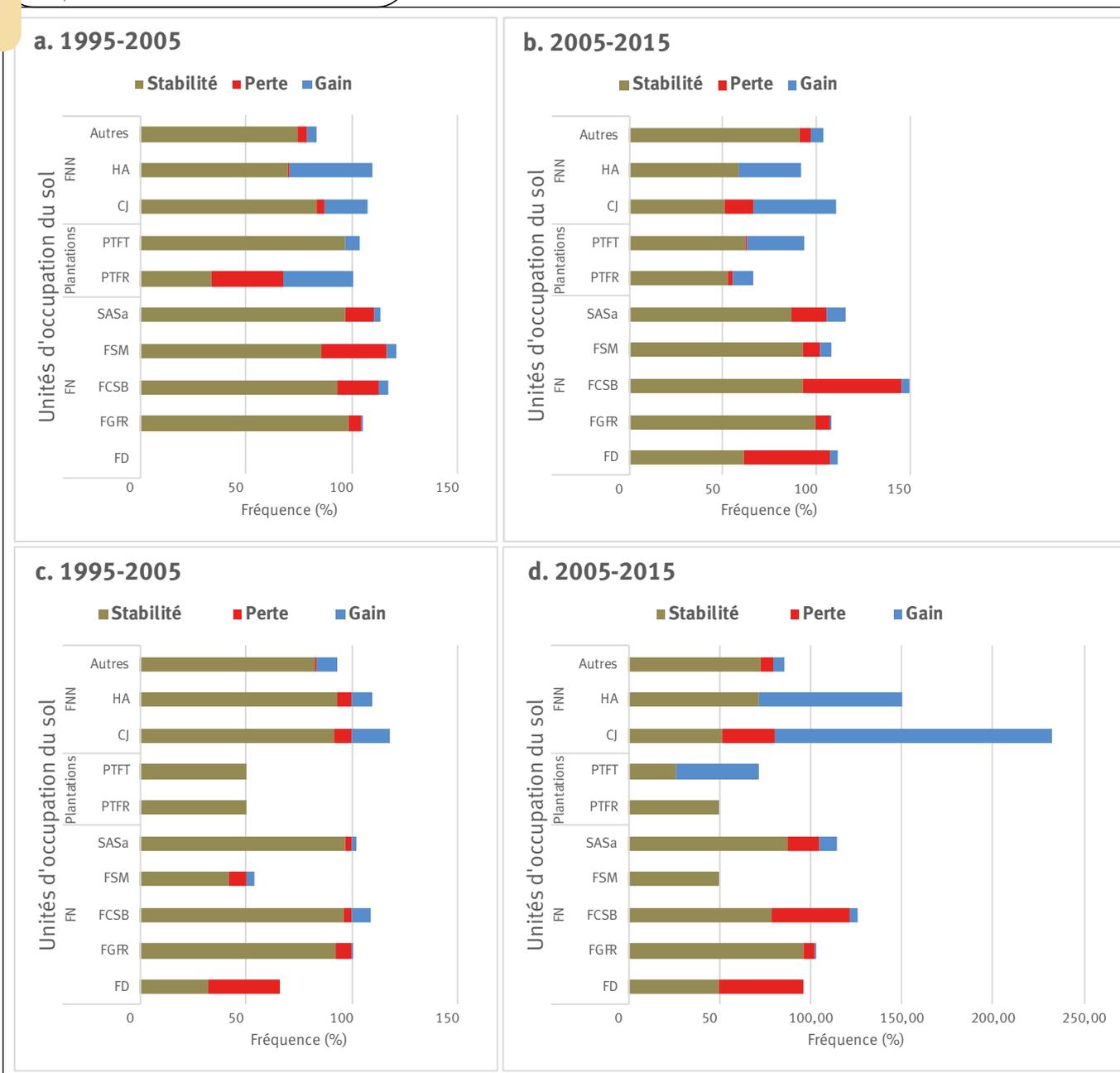


Figure 7. Intensité des changements et de la vulnérabilité par catégorie d'occupation des terres selon le gradient de protection (a et c) et le type de formation (b et d) au cours des périodes 1995-2005 et 2005-2015. FN : formation naturelle ; FNF : formation non forestière ; Plant : plantation forestière.

**Figure 8.**

Intensité des changements et de la vulnérabilité par catégorie d'occupation des terres selon le statut de la zone, domaine non classé (a et b) et domaine classé (c et d), au cours des périodes 1995-2005 et 2005-2015. FD : forêt dense ; FGFR : forêt-galerie et formation ripicole ; FCSB : forêt claire et savane boisée ; FSM : forêt et savane marécageuse ; SASa : savane arborée et arbustive ; PTFR : plantation fruitière ; CJ : champs et jachères ; PTFT : plantation forestière ; HA : habitation ; FN : formation naturelle ; FNF : formation non forestière ; Plant : plantation forestière.

savanes arborées et arbustives ont diminué au profit des champs et jachères où le taux de gain est élevé. La situation est plus alarmante dans le domaine classé, car les savanes arborées et arbustives et les forêts claires ont été très vulnérables à la perte de superficie contrairement aux formations non naturelles (champs et habitations) (figure 8).

Analyse de la déforestation et de la dégradation des écosystèmes forestiers

Le taux de déforestation diminue avec le niveau de protection alors que le taux de dégradation augmente (figure 9b). Le taux annuel de la déforestation est passé de 0,37 % à 2,33 % entre les périodes 1995-2005 et 2005-2015 dans le domaine non classé alors que dans le domaine classé il

est respectivement égal à 0,24 % et 0,91 % (figure 9b). Le taux de dégradation a été estimé à 3,27 % dans le domaine non classé et à 13,28 % dans le domaine classé au cours de la période 2005-2015 (figure 9b).

Les taux de dégradation et de déforestation varient donc en fonction du type de domaine. Dans la commune de Matéri, il ressort qu'au cours de la période 1995 à 2005 le domaine non classé (0,5 %/an) est plus affecté par la déforestation et la dégradation que le domaine classé représenté par la zone cynégétique de la Pendjari (0,43 %/an) (figure 9a). En revanche, entre 2005 et 2015, la déforestation s'est arrêtée dans le domaine classé, mais la dégradation s'est accentuée avec un taux annuel de 2 %. Cette dégradation est absente dans le domaine non classé (figure 9a).

En ce qui concerne la commune de Ségbana, la dégradation est plus accentuée dans le domaine classé (24 % et 2 % respectivement au cours de la période 2005-2015 et 1995-2015) que dans les écosystèmes du domaine non classé (5 % et 1 % respectivement au cours de la période 2005-2015 et 1995-2015) (figure 9a).

Dans la commune de Toucountouna, il ressort qu'entre les périodes 1995-2005 et 2005-2015 les taux annuels de déforestation nette sont respectivement de 0,2 % et 1,4 % dans les écosystèmes du domaine non classé. Au cours de ces périodes, les taux de dégradation nette des formations forestières sont respectivement de 1 % et 5 % entre 1995-2005 et 2005-2015 (figure 9a).

Discussion

Approche méthodologique

Il est évident qu'une opération d'interprétation visuelle est liée à l'expérience de l'opérateur. Ainsi, l'interprétation visuelle des non-experts est un processus plus intuitif alors que les spécialistes procèdent logiquement et étape par étape. Dans cette étude, pour réduire l'effet de l'interprétation intuitive, les missions de reconnaissance et de contrôle terrain ont été renforcées. Aussi, la résolution spatiale assez fine des images utilisées a permis d'affiner la qualité de l'interprétation, comme l'illustrent les valeurs du coefficient de Kappa acceptables des images des différentes années considérées. Bien que l'interprétation visuelle fournisse

des résultats acceptables, ses limites fondamentales sont le coût et le temps de sa réalisation, contrairement à l'utilisation des algorithmes de classification automatique qui peut induire des confusions spectrales. Par conséquent, la combinaison des deux méthodes permet de réduire certaines difficultés (coûts, temps et confusions spectrales) pour obtenir un meilleur résultat.

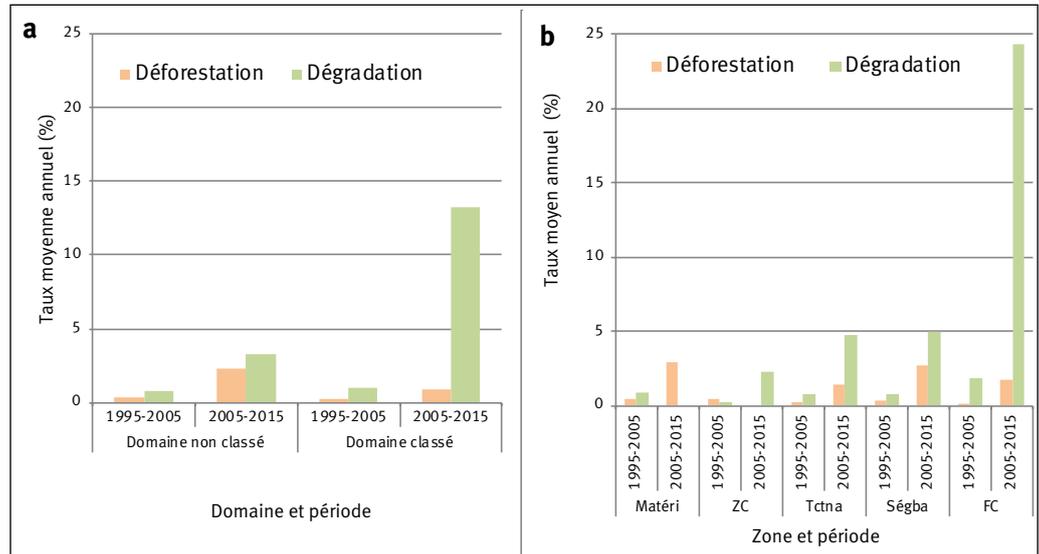


Figure 9.

Taux de déforestation et de dégradation du couvert forestier suivant le gradient de protection (a) et le domaine (b) au cours des périodes 1995-2005 et 2005-2015. ZC : zone cynégétique ; Tctna : Toucountouna ; Ségba : Ségbana ; FC : forêt classée.

Déforestation et dégradation des différents écosystèmes du domaine soudanien

Les changements d'occupation et d'utilisation des terres dans les écosystèmes de la zone soudanienne révèlent une régression des formations forestières naturelles au profit des formations non forestières (champs, jachères, habitations) aussi bien dans le domaine non classé que dans le domaine classé. En 1995, l'occupation des sols de la zone était dominée par les formations naturelles, mais en 2005, elle est dominée par les cultures, les jachères et les habitations. Au cours de la période 2005-2015, les formations naturelles ont donc laissé progressivement place aux formations anthropiques. Des résultats similaires sont obtenus par Ousseni *et al.* (2016) et Avakoudjo *et al.* (2015) respectivement dans le bassin supérieur de l'Alibori et le parc W au Bénin, et confirment les résultats de la FAO (2010) qui font état de la réduction des superficies forestières entre 1990 et 2010. Il en a été de même pour Mamane *et al.* (2018) dans la Réserve totale de faune de Tamou au Niger.

Néanmoins, nos résultats montrent que l'ampleur du phénomène est fonction du degré de protection de ces écosystèmes. Ainsi, la déforestation est plus prononcée dans le domaine non classé que dans le domaine classé. À l'inverse, les domaines classés de la Sota et des Trois Rivières ont été

plus affectés par la dégradation que le domaine non classé. Ce phénomène peut s'expliquer par la nature différente des processus anthropiques à l'œuvre dans les deux zones.

Dans le domaine non classé, le processus principal menant à la déforestation est l'intensification des activités anthropiques (Kpedenou *et al.*, 2016) : expansion de l'agriculture, installation de nouvelles habitations et exploitation du bois. Ces facteurs sont par ailleurs rapportés par de nombreux auteurs (Geist et Lambin, 2002 ; Barima *et al.*, 2009 ; Ouedraogo *et al.*, 2010 ; Damnyag *et al.*, 2013 ; Ahmad et Pandey, 2018 ; Sikuzani *et al.*, 2019).

Dans le domaine classé, on observe également une part de déforestation. Nos résultats corroborent ainsi les observations faites par Houéssou *et al.* (2013), Avakoudjo *et al.* (2015) et Mamane *et al.* (2018) et confirment les pressions que subissent les aires protégées de la part des populations périphériques. En particulier, pendant ces dix dernières années (2005 à 2015), les trois aires classées ont connu un développement important des nouvelles habitations et des nouveaux champs. Ce non-respect des règles et des limites du domaine classé pourrait être dû à plusieurs facteurs : la méconnaissance ou l'ignorance des limites de celui-ci par la population locale (Temgoua *et al.*, 2018) ; le non-respect des pratiques ancestrales de conservation de la nature par les jeunes générations (Mama *et al.*, 2013) ; le développement de la filière coton et de certaines spéculations pionnières comme l'igname qui entraîne l'installation de nouveaux exploitants ; et, enfin, l'abandon de terres devenues infertiles dans les zones périphériques au profit de terres encore fertiles dans les forêts classées. La progression des sols nus dans le domaine non classé est en effet un indicateur de perte de fertilité. Le même constat a été fait au Maroc par Rifai *et al.* (2018), qui expliquent le phénomène par les besoins de terres de construction et une perte de fertilité des sols.

Mais on observe également une dégradation des massifs forestiers dont l'origine pourrait être multiple. Selon certains auteurs, les forêts classées seraient plus affectées par l'exploitation forestière sélective qui diminue la densité du couvert forestier (Adjonou *et al.*, 2010). Pour d'autres auteurs, l'élevage transhumant au travers du piétinement et du passage des troupeaux pourrait être également une cause de la diminution de la régénération des arbres, affectant alors la composition du couvert forestier (Bouko *et al.*, 2016 ; Amahowe *et al.*, 2018).

Dans tous les cas, la faible surveillance des forêts classées engendre les infractions aux règles de préservation des milieux et laisse libre cours aux activités humaines dégradant les écosystèmes forestiers (Ousmane *et al.*, 2020). De pareils constats sont également faits par Arouna *et al.* (2017) dans les forêts classées de l'Alibori-Supérieur, mais aussi par Biaou *et al.* (2019) dans la forêt classée de Ouénou-Bénou. Ces forêts classées sont dans les mêmes districts que les forêts classées des Trois Rivières et de la Sota.

Par ailleurs, les actions de reconstitution ont été plus fortes dans le domaine non classé que dans le domaine classé. Ces actions sont pour la plupart menées avec des espèces exotiques fruitières. Les plantations fruitières, en particulier l'anacardier, occupent toujours le premier rang pour les communautés locales compte tenu de leur importance dans l'amélioration des revenus. À Toucountouna, où le taux de défores-

tation annuel est de 1,4 % avec un taux annuel de dégradation de 5 %, les plantations qu'elles soient forestières ou fruitières sont quasi absentes. Une politique de sensibilisation et de formation sur les techniques de reboisement des espèces endogènes importantes pour le bien-être socio-économique de la population serait un moyen pour initier une dynamique de replantation.

De la même manière, les actions de reforestation sont actuellement très limitées dans les zones classées (aucune n'est en cours dans la Pendjari) et demanderaient à être intensifiées pour diminuer la dégradation.

Vulnérabilité des écosystèmes

Dans les forêts classées de la Sota et des Trois Rivières, ce sont les forêts-galeries et les savanes qui ont été les plus vulnérables entre 2005 et 2015. La vulnérabilité des forêts claires, forêts denses, savanes et forêts-galeries pourrait s'expliquer essentiellement par les défrichements en vue de l'installation de nouveaux champs (Rifai *et al.*, 2018). La vulnérabilité de ces formations naturelles qui regorgent d'une forte diversité d'espèces constitue une menace pour la conservation de la biodiversité et des habitats. Les résultats de Bouko *et al.* (2007) ont montré l'impact négatif de l'expansion agricole sur la composition des communautés d'espèces : la pression des activités agricoles sur les formations forestières naturelles diminue de manière significative la richesse spécifique de la flore ligneuse, et désorganise la structure naturelle des peuplements (Bouko *et al.*, 2007). Cette désorganisation de la structure naturelle conduit à une fragmentation reconnue comme étant une menace majeure pour la biodiversité à l'échelle mondiale (Fahrig, 2002 ; Yeo *et al.*, 2013). Réduire la perte de la biodiversité nécessite donc la mise en place d'une politique de gestion efficace du sol et un aménagement du territoire.

Conclusion

Aujourd'hui, la demande de plus en plus forte en terres cultivables fertiles et la croissance démographique ont entraîné une nette régression des écosystèmes forestiers, une situation aussi bien présente dans le domaine non classé que dans les réserves forestières destinées à la conservation de la biodiversité. Les phénomènes de déforestation et de dégradation des milieux forestiers constituent une menace majeure pour la biodiversité. Ces faits observés suscitent l'urgence de la prise de mesures de gestion et de restauration de ces écosystèmes. Les gestionnaires devront se baser sur la gestion intégrée du territoire qui prend en compte la périphérie des aires classées. Une planification efficace de l'occupation des terres dans la périphérie et l'adoption de techniques de gestion durable des terres, ainsi que la gestion intégrée de la fertilité des sols pouvant réduire la déforestation et la dégradation des écosystèmes forestiers, devraient être mises en place.

Remerciements

Nos remerciements s'adressent au projet Observation spatiale des forêts d'Afrique centrale et de l'Ouest (OSFACO) pour avoir mis à disposition les images SPOT nécessaires à cette étude.

Références

- Adjonou K., Ali N., Kokutse A. D., Kokou K., Novigno S. K., 2010. Étude de la dynamique des peuplements naturels de *Pterocarpus erinaceus* Poir. (Fabaceae) surexploités au Togo. Bois et Forêts des Tropiques, 306 (4) : 45-56. <https://doi.org/10.19182/bft2010.306.a20431>
- Adomou A. C., 2005. Vegetation patterns and environmental gradients in Benin: Implications for biogeography and conservation. PhD thesis, Wageningen University, The Netherlands, 150 p.
- Ahmad N., Pandey P., 2018. Assessment and monitoring of land degradation using geospatial technology in Bathinda district, Punjab, India. Solid Earth, 9: 75-90.
- Amahowe O. I., Azihou A. F., Armand N. K., Biaou S. S. H., Séverin B., Dieu-Donné A., et al., 2018. Constraints of seedling survival and recruitment under adult tree of a multi-use species *Azelia africana* Sm and Pers in Sudanian region of Benin (West Africa). Agroforestry Systems, 93: 1147-1156. <https://doi.org/10.1007/s10457-018-0218-6>
- Arouna O., Etene C. G., Issiako D., 2017. Dynamique de l'occupation des terres et état de la flore et de la végétation dans le bassin supérieur de l'Alibori au Bénin. Journal of Applied Biosciences, 108 (1) : 10543-10552. <https://doi.org/10.4314/jab.v108i1.7>
- Avakoudjo J., Mama A., Toko I., Kindomihou V., Sinsin B., 2015. Dynamique de l'occupation du sol dans le Parc National du W et sa périphérie au nord-ouest du Bénin. International Journal of Biological and Chemical Sciences, 8 (6) : 2608-2625. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v8i6.22>
- Bah O. A., Kone T., Yaffa S., Ndiaye M. L., 2019. Land Use and Land Cover Dynamics in Central River Region of the Gambia, West Africa from 1984 to 2017. American Journal of Modern Energy, 5 (2): 5-18. <https://doi.org/10.11648/j.ajme.20190502.11>
- 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>
- Batar A. K., Watanabe T., Kumar A., 2017. Assessment of land-use/land-cover change and forest fragmentation in the Garhwal Himalayan Region of India. Environments, 4 (2): 34. <https://doi.org/10.3390/environments4020034>
- Baudron F., Tomscha S. A., Powell B., Groot J. C. J., Gergel S. E., Sunderland T., 2019. Testing the Various Pathways Linking Forest Cover to Dietary Diversity in Tropical Landscapes. Frontiers in Sustainable Food Systems, 3: 97. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2019.00097>
- Benbrahim K. F., Ismaili M., Benbrahim S. F., Tribak A., 2004. Problèmes de dégradation de l'environnement par la désertification et la déforestation : impact du phénomène au Maroc. Science et Changements Planétaires / Sécheresse, 15 (4) : 307-320. https://www.jle.com/fr/revues/sec/e-docs/problemes_de_degradation_de_l'environnement_par_la_desertification_et_la_deforestation_impact_du_phenomene_au_maroc_264713/article.shtml
- Biaou S., Houeto F., Gouwakinnou G., Biaou H. S. S., Awessou B., Tovihessi S., Tete R., 2019. Dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol de la forêt classée de Ouénou-Bénou au Nord Bénin. In : Conférence OSFACO : Des images satellites pour la gestion durable des territoires en Afrique, 13-15 mars 2019, Cotonou, Bénin, 20 p. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02189367>
- Bouko B., Sinsin B., Goura Soulé B., 2007. Effets de la dynamique d'occupation du sol sur la structure et la diversité floristique des forêts claires et savanes au Bénin. Tropicicultura, 25 (4) : 221-227. <http://www.tropicicultura.org/text/v25n4/221.pdf>
- Bouko B. S., Dossou P. J., Amadou B., Sinsin B., 2016. Exploitation des ressources biologiques et dynamique de la forêt classée de la Mekrou au Bénin. European Scientific Journal, 12 (36) : 228-244. <https://doi.org/10.19044/esj.2016.v12n36p228>
- Brandt M., Wigner J.-P., Chave J., Tagesson T., Penuelas J., Ciais P., et al., 2018. Satellite passive microwaves reveal recent climate-induced carbon losses in African drylands. Nature Ecology and Evolution, 2 (5): 827-835. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0530-6>
- Coulibaly L., Kouassi K. H., Soro G. E., Savane I., 2016. Analyse du processus de savanisation du nord de la Côte d'Ivoire par télédétection: Cas du département de Ferkessédougou. International Journal of Innovation and Applied Biosciences, 17 (1) : 136-143. <http://www.ijias.issr-journals.org/abstract.php?article=IJIAS-16-109-07>
- Damnyag L., Saastamoinen O., Blay D., Dwomohb F. K., Anglaaere L. C. N., Pappinen A., 2013. Sustaining protected areas: Identifying and controlling deforestation and forest degradation drivers in the Ankasa Conservation Area, Ghana. Biological Conservation, 165: 86-94. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.05.024>
- Fahrig L., 2002. Effect of habitat fragmentation on extinction threshold: A synthesis. Ecological Applications, 12 (2): 346-353. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[0346:EOHFO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[0346:EOHFO]2.0.CO;2)
- FAO, 2010. Global Forest Resources Assessment 2010: Final Report. Rome, Italy, FAO, 163 p.
- FAO, 2016. Forêts et agriculture : défis et possibilités concernant l'utilisation des terres. Rome, Italie, FAO, 137 p.
- FAO, 2018. La situation des forêts du monde. Les forêts au service du développement durable. Rome, Italie, FAO, 158 p.
- Geist H., Lambin E. F., 2002. Proximate causes and underlying driving forces of Tropical deforestation. Bioscience, 52: 143-150. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0143:PCAUDF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0143:PCAUDF]2.0.CO;2)
- Gouwakinnou G. N., Biaou S., Biaou S. S. H., Houéto F. O., 2019. Effet des changements d'occupation des terres sur le flux du carbone : un exemple des forêts classées de l'Alibori-Supérieur et de Ouénou-Bénou au Bénin. In : Orekan O. A. V., Mertens B., Ahononga C. F., Tente H. A. B. (éds). Images satellitaires pour un meilleur aménagement des territoires et une gestion durable de la biodiversité. Actes de la conférence, 25-26 juillet 2018. Cotonou, Bénin, OSFACO, 153-172. https://www.researchgate.net/publication/337812765_Effet_des_changements_d%27occupation_des_terres_sur_le_flux_du_carbone_un_exemple_des_forets_classees_de_l%27Alibori-Superieur_et_de_Ouenou-Benou_au_Benin
- Hammi S., Simonneaux V., Alifriqui M., Auclair L., Ontes N., 2007. Évolution des recouvrements forestiers et de l'occupation des sols entre 1964 et 2002 dans la haute vallée des Ait Bouguemez (Haut Atlas central, Maroc). Science et Changements Planétaires / Sécheresse, 18 (4) : 271-277. <https://www.jle.com/10.1684/sec.2007.0101>
- Houéssou L. G., Tèka O., Imorou I. T., Lykke A. M., Sinsin B., 2013. Land use and land-cover change at W Biosphere Reserve and its surroundings areas in Benin Republic (West Africa). Environment and Natural Resources Research, 3 (2): 87-101. <https://doi.org/10.5539/enrr.v3n2p87>
- Hountondji Y. H., 2008. Dynamique environnementale en zones sahélienne et soudanienne de l'Afrique de l'Ouest : Analyse des modifications et évaluation de la dégradation du couvert végétal. Thèse de doctorat, Université de Liège, Belgique, 153 p.
- INSAE, 2016. Cahier des villages et quartiers de ville du département de l'Atacora. Cotonou, Bénin, 36 p.
- IPBES, 2019. Rapport de la Plénière de la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques sur les travaux de sa septième session. Paris, France, Nations unies, 53 p. https://ipbes.net/sites/default/files/ipbes_7_10_add.1_fr.pdf
- Kaboré S. A., 2015. Évaluation des services écosystémiques de *Cratogeomys adansoni* DC., *Sarcocephalus latifolius* (Smith) Bruce et *Burkea africana* Hook. dans la région du Sud-Ouest du Burkina Faso. Thèse de doctorat, Université polytechnique de Bobo-Dioulasso, Burkina Faso, 181 p.
- Kpedenou K. D., Boukpepsi T., Tchamie T. T. K., 2016. Quantification des changements de l'occupation du sol dans la préfecture de Yoto (Sud-Est Togo) à l'aide de l'imagerie satellitaire Landsat. Revue des Sciences de l'Environnement, 13 : 137-156. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01409418/document>
- Liang Y., Liu L., 2017. Simulating land-use change and its effect on biodiversity conservation in a watershed in northwest China. Ecosystem Health and Sustainability, 3 (5): 1335933. <https://doi.org/10.1080/20964129.2017.1335933>

- Liu J., Coomes D. A., Gibson L., Hu G., Liu J., Luo Y., *et al.*, 2019. Forest fragmentation in China and its effect on biodiversity. *Biological Reviews*, 94 (5): 1636-1657. <https://doi.org/10.1111/brv.12519>
- Mama A., Sinsin B., De Cannière C., Bogaert J., 2013. Anthropisation et dynamique des paysages en zone soudanienne au nord du Bénin. *Tropicicultura*, 31 (1) : 78-88. <http://www.tropicicultura.org/text/v31n1/78.pdf>
- Mama V. J., Oloukoi J., 2003. Traitements analogiques des images satellitaires dans l'étude de la dynamique de l'occupation du sol. *Télétection*, 3 (5) : 429-441. https://www.researchgate.net/publication/325120156_EVALUATION_DE_LA_PRECISION_DES_TRAITEMENTS_ANALOGIQUES_DES_IMAGES_SATELLITAIRES_DANS_L%27ETUDE_DE_LA_DYNAMIQUE_DE_L%27OCCUPATION_DU_SOL
- Mamane B., Amadou G., Barage M., Comby J., Ambouta J. M. K., 2018. Dynamique spatio-temporelle d'occupation du sol dans la Réserve Totale de Faune de Tamou dans un contexte de la variabilité climatique (Ouest du Niger). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 12 (4) : 1667-1687. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v12i4.13>
- Oloukoi J., 2013. Scénario socio-économique et écologique des changements de l'occupation des terres au Bénin. *Vertigo*, 13 (1) : 13267. <https://doi.org/10.4000/vertigo.13267>
- Ouedraogo I., Tigabu M., Savadogo P., Compaore H., Ode P. C., Ouadba J. M., 2010. Land cover change and its relation with population dynamics in Burkina Faso, West Africa. *Land Degradation and Development*, 21: 453-462. <https://doi.org/10.1002/ldr.981>
- Ousmane S., N'da Dibi H., Kouassi K. H., Kouassi K. E., Ouattara K., 2020. Crises politico-militaires et dynamique de la végétation du Parc national du Mont Péko en Côte d'Ivoire. *Bois et Forêts des Tropiques*, 343 : 27-37. <https://doi.org/10.19182/bft2020.343.a31837>
- Ousseni A., Gervais E. C., Dramane I., 2016. Dynamique de l'occupation des terres et état de la flore et de la végétation dans le bassin supérieur de l'Alibori au Bénin. *Journal of Applied Biosciences*, 108: 10531-10542. <https://doi.org/10.4314/jab.v108i1.7>
- Pareta K., Pareta U., 2011. Forest carbon management using satellite remote sensing techniques: a case study of Sagar district. *International Scientific Research Journal*, 33 (4): 335-348. <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.684.7623&rep=rep1&type=pdf>
- Polasky S., Nelson E., Pennington D., Johnson K. A., 2011. The Impact of Land-Use Change on Ecosystem Services, Biodiversity and Returns to Landowners: A Case Study in the State of Minnesota. *Environmental and Resource Economics*, 48: 219-242. <https://doi.org/10.1007/s10640-010-9407-0>
- Quantum GIS, 2013. Development Team. Quantum GIS geographic information system. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
- Rasmussen L. V., Fagan M. E., Ickowitz A., Wood S. L. R., Kennedy G., Powell B., *et al.*, 2020. Forest pattern, not just amount, influences dietary quality in five African countries. *Global Food Security*, 25: 100331. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2019.100331>
- Reidsma P., Tekelenburg T., Berg M., Van Den Alkemede R., 2006. Impacts of land-use change on biodiversity: An assessment of agricultural biodiversity in the European Union. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 114 (1): 86-102. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.11.026>
- Rifai N., Khattabi A., Moukrim S., Arahou M., Rhazi L., 2018. Évaluation de la dynamique de l'occupation du sol dans la zone humide RAMSAR de Tahaddart (Nord-Ouest du Maroc). *Revue d'Écologie (La Terre et la Vie)*, 73 (2) : 142-152. <http://hdl.handle.net/2042/66101>
- Sangne C. Y., Sadaïou Y., Barima S., Bamba I., Doumé A. N., 2019. Dynamique forestière post-conflits armés de la Forêt classée du Haut-Sassandra (Côte d'Ivoire). *Vertigo*, 15 (3) : 1-18. <https://doi.org/10.4000/vertigo.16784>
- Sikuzani Y. U., Boisson S., Kaleba S. C., Khonde C. N., Malaisse F., Halleux J.-M., *et al.*, 2019. Dynamique de l'occupation du sol autour des sites miniers : analyse à long terme de la structure spatiale à Lubumbashi. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement / Biotechnology, Agronomy, Society and Environment*, 24 (1) : 14-27. <https://doi.org/10.25518/1780-4507.18306>
- Tchatchou B., Sonwa D. J., Ifo S., Tiani A. M., 2015. Déforestation et dégradation des forêts dans le Bassin du Congo : État des lieux, causes actuelles et perspectives. CIFOR, 47 p. <https://archive.pfbc-cbfp.org/actualites/items/D%C3%A9forestation-d%C3%A9gradation.html>
- Temgoua L. F., Allaissem B., Tchamba M., Saradoum G., Osée M. M., Caroline M., Solefack M., 2018. Spatio-Temporal Dynamic of Land Use and Land Cover in the Classified Forest of Djoli-Kera, South-Eastern, Chad. *Journal of Forestry*, 8: 283-296. <https://doi.org/10.4236/ojfor.2018.83019>
- Tidjani M. A., Akponikpe P. B. I., 2012. Évaluation des stratégies paysannes d'adaptation aux changements climatiques : cas de la production du maïs au Nord-Bénin. *African Crop Science Journal*, 20 (2): 425-441. <https://www.ajol.info/index.php/acsj/article/view/81784>
- UNFCC, 2014. Forests Action Statements and Action Plans. The New York Declaration on Forests. Climate summit 2014, United Nations, 18 p. https://unfccc.int/sites/default/files/new-york-declaration-on-forests_26-nov-2015.pdf
- Wasseige C. de, Devers D., de Marcken P., Eba'a Atyi R., Mayaux P., 2009. Les forêts du Bassin du Congo. État des forêts 2008. Luxembourg, Office des publications de l'Union européenne, 426 p. <https://doi.org/10.2788/32456>
- White F., 1983. The vegetation of Africa. Paris, France, UNESCO, Natural Resources Research, 20, 356 p.
- Yeo K., Tiho S., Ouattara K., Konate S., Maurice L. M., 2013. Impact of the fragmentation et de la pression humaine sur la relique forestière de l'Université d'Abobo-Adjamé (Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*, 61 : 4551-4565.

Ahononga *et al.* – Contribution des auteurs

| Rôle du contributeur | Noms des auteurs |
|---|---|
| Conceptualisation | F. C. Ahononga, G. N. Gouwakinnou, S. S. H. Biaou, S. Biaou |
| Gestion des données | F. C. Ahononga |
| Analyse formelle | F. C. Ahononga |
| Acquisition du financement | F. C. Ahononga |
| Enquête et investigation | F. C. Ahononga, S. Biaou |
| Méthodologie | F. C. Ahononga, G. N. Gouwakinnou, S. S. H. Biaou |
| Gestion de projet | F. C. Ahononga, G. N. Gouwakinnou |
| Ressources | F. C. Ahononga |
| Logiciels | F. C. Ahononga, G. N. Gouwakinnou, S. S. H. Biaou, S. Biaou |
| Supervision | F. C. Ahononga, S. S. H. Biaou |
| Validation | F. C. Ahononga, G. N. Gouwakinnou, S. S. H. Biaou, S. Biaou |
| Visualisation | F. C. Ahononga, G. N. Gouwakinnou, S. S. H. Biaou, S. Biaou |
| Écriture – Préparation de l'ébauche originale | F. C. Ahononga, G. N. Gouwakinnou, S. Biaou |
| Écriture – Révision et édition | F. C. Ahononga, G. N. Gouwakinnou, S. S. H. Biaou, S. Biaou |

La population d'*Avicennia germinans* du delta du Saloum est-elle relictuelle depuis la dernière période humide ?

Florent LOMBARD¹
Julien ANDRIEU^{1,2}
Luc DESCROIX²

¹ Université Côte d'Azur, CNRS
UMR Espace
Campus Valrose, Bâtiment L
28, avenue de Valrose
06108 Nice Cedex 2
France

² IRD, MNHN
UMR 208, Patrimoines locaux,
Environnement et Globalisation (PALOC)
43, rue Buffon
75005 Paris
France

Auteur correspondant /
Corresponding author:
Lombard FLORENT –
Florent.LOMBARD@univ-cotedazur.fr



Photo 1.
Transect d'observation des mangroves en régénération.
Photo J. Andrieu.

Doi : 10.19182/bft2020.346.a36296 – Droit d'auteur © 2020, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 8 mars 2020 ; date d'acceptation : 27 août 2020 ; date de publication : 25 décembre 2020.



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

Citer l'article / To cite the article

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.
Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2020.346.a36296>

RÉSUMÉ

La population d'*Avicennia germinans* du delta du Saloum est-elle relictuelle depuis la dernière période humide ?

Dans le monde entier, les mangroves sont déboisées à un rythme plus élevé que les forêts tropicales. Dans le delta du Saloum au Sénégal, elle a connu un déclin important dans les années 1980 et 1990, mais elle se régénère spontanément depuis lors. Cet article teste l'hypothèse suivante : la population d'*Avicennia germinans* dans le Saloum correspondrait à une population relique établie pendant les années hyper-humides (1950 à 1967). Cet article fait la synthèse de deux campagnes botaniques différentes, espacées de 15 ans. Également, il rend compte d'une expérience sur la flottation des propagules en fonction de la salinité de l'eau. En 2003, la reproduction d'*Avicennia germinans* n'avait pas eu lieu dans la zone de demi-marée depuis plusieurs années déjà. Seul le piégeage par *Sesuvium portulacastrum*, dans le haut de l'estran, permet l'apparition de jeunes pousses. C'est donc un problème de dépôt et d'enracinement des propagules. En 2018, seuls deux individus, présents sur le même site, semblent avoir suivi un processus de régénération « normal », au milieu de l'estran, dans la vase, sans processus de piégeage des propagules. La récente diminution de la salinité permettrait à nouveau exceptionnellement aux propagules de s'enfoncer, et donc de germer comme en période humide. Une relation linéaire évidente a été observée entre la flottaison et la salinité. En Gambie et en Casamance, où les précipitations sont plus importantes et la salinité plus faible, cette espèce se reproduit normalement et n'a pas été affectée dans sa reproduction par la période de sécheresse. Cela nous permet d'estimer que des seuils de 1 000 mm de précipitations annuelles ou 20 ‰ de salinité minimale, franchis après la période hyper-humide (1950-1967), ont empêché, depuis, la reproduction de l'espèce. Si la population étudiée par la science depuis les années 1970 est bien une population relictuelle, issue d'une période anormalement humide, toute une littérature visant à décrire et expliquer la dégradation des mangroves du Saloum aurait été basée sur un état de référence particulièrement inapproprié.

Mots-clés : *Avicennia germinans*, mangrove, relique, régénération, Sénégal.

ABSTRACT

Is the *Avicennia germinans* mangrove forest in the Saloum delta a relict population from the last humid period?

Across the globe, mangroves are being deforested at a higher rate than tropical forests. The Saloum Delta mangroves in Senegal declined significantly in the 1980s and 1990s but have been regenerating spontaneously since then. This paper tests the hypothesis that the population of *Avicennia germinans* in the Saloum delta is a relict population that became established during the exceptionally humid years of 1950 to 1967. This article provides a synthesis of two different botanical campaigns conducted at an interval of 15 years. We also conducted an experiment on the flotation of propagules according to water salinity. By 2003, *Avicennia germinans* reproduction had not been occurring in the mid-tidal zone for several years. Young shoots were only appearing, in the upper tidal zone, when trapped by *Sesuvium portulacastrum*, so the problem is one of propagule deposition and rooting. In 2018, only 2 individuals, both on the same site, seem to have followed a “normal” regeneration process, in the mud in the mid-tidal zone, without a propagule trapping process. The recent decrease in salinity seems to be again, and exceptionally, allowing propagules to sink, and thus to germinate as they did during the humid period. A clear linear relationship has been observed between flotation and salinity. In the Gambia and Casamance, where rainfall is higher and salinity lower, reproduction of this species has been normal without being affected by the period of drought. This has allowed us to estimate that annual rainfall or minimum salinity in excess of the 1,000 mm and 20‰ thresholds respectively, after the exceptionally wet period (1950-1967), have since prevented reproduction of the species. If this population, which has been scientifically studied since the 1970s, is indeed a relict population from an abnormally wet period, a whole body of literature describing and explaining the degradation of the Saloum mangroves would be based on erroneous baseline conditions.

Keywords: *Avicennia germinans* mangrove, relict, regeneration, Senegal.

RESUMEN

¿La población de *Avicennia germinans* del delta del Saloum es un relicto desde el último período húmedo?

En el mundo entero, los manglares se deforestan a un ritmo más elevado que los bosques tropicales. En el delta del Saloum, en Senegal, sufrieron una importante reducción en los años 1980 y 1990, aunque se regeneran espontáneamente desde entonces. Este artículo prueba la hipótesis siguiente: la población de *Avicennia germinans* en el Saloum correspondería a una población relictista establecida durante los años hiperhúmedos (1950 a 1967). Este artículo sintetiza dos campañas botánicas diferentes, separadas 15 años. Igualmente, explica una experiencia sobre la flotación de los propágulos en función de la salinidad del agua. En 2003 hacía varios años que no había habido reproducción de *Avicennia germinans* en la zona de marea media. Solamente la captura mediante *Sesuvium portulacastrum*, en la zona de marea alta, permite la aparición de brotes jóvenes. Es, pues, un problema de deposición y de enraizamiento de los propágulos. En 2018, solo dos individuos, presentes en el mismo lugar, parecen haber tenido un proceso de regeneración «normal», en zona de marea media, en el barro, sin proceso de captura de los propágulos. La reciente disminución de la salinidad permitiría hundirse de nuevo excepcionalmente a los propágulos y, por tanto, germinar como en período húmedo. Se observó una relación lineal evidente entre la flotación y la salinidad. En Gambia y en Casamance, donde las precipitaciones son más importantes y la salinidad más débil, esta especie se reproduce normalmente y el período de sequía no ha afectado a su reproducción. Ello nos permite estimar que los umbrales de 1 000 mm de precipitaciones anuales o el 20 ‰ de salinidad mínima, franqueados después del período hiperhúmedo (1950-1967), impidieron desde entonces la reproducción de la especie. Si la población estudiada por la ciencia desde los años 1970 es una población relictista, emanada de un período anormalmente húmedo, toda una literatura enfocada a describir y explicar la degradación de los manglares del Saloum se habría basado en un estado de referencia particularmente inapropiado.

Palabras clave: *Avicennia germinans*, manglar, relicto, regeneración, Senegal.

Introduction

Les mangroves connaissent, à l'échelle du globe, jusqu'aux années 2000, un rythme de déforestation supérieur à celui des forêts tropicales de terre ferme (Valiela *et al.*, 2001 ; Wilkie et Fortuna, 2003). Selon le dernier rapport de la FAO sur les mangroves, elles sont en effet passées de 18,8 millions d'hectares à 15,2 millions d'hectares de 1980 à 2005 (FAO, 2007). Des articles plus récents signalent néanmoins une amélioration (Bryan-Brown *et al.*, 2020 ; Friess *et al.*, 2020). Selon le rapport général de la FAO de 2020, la diminution des surfaces de mangrove a ralenti de moitié si l'on compare 1990-2000 et 2010-2020, de 47 000 ha par an à 21 000 ha par an.

Selon le rapport de la FAO de 2007, l'Afrique suivait cette tendance avec une perte estimée aux alentours de 500 000 ha, soit près de 14 % de la surface de 1980. Concernant le Sénégal, les chiffres seraient encore plus inquiétants avec une mangrove estimée à 160 000 ha dans les années 1980 et à 115 000 ha en 2005, soit une perte de 32 % de la surface de 1980. Ces taux de déforestation expliquent l'importance donnée à la dégradation de la mangrove sénégalaise dans les journaux et dans la littérature grise des ONG et instances nationales et internationales. Fent *et al.* (2019) recense une partie importante de cette littérature grise.

La littérature scientifique qui étudie ces dynamiques des mangroves au Sénégal le fait essentiellement par la télédétection. La part d'observation de la végétation elle-même sur le terrain est très faible. Cette littérature présente une majorité d'articles convergents sur les principales tendances et quelques articles particulièrement dissonants. Sur la période des années 1980 et 1990, conformément au rapport de la FAO (2007), toutes les études convergent vers un constat de diminution des surfaces (Ackermann *et al.*, 2007 ; Andrieu et Mering, 2009 ; Dieye *et al.*, 2013 ; Diouf, 2019 ; Andrieu, 2018), à l'exception de Fent *et al.* (2019).

Sur la période 1990 à 2010, un corpus conséquent décrit une augmentation des surfaces. Une première observation d'augmentation des surfaces de mangrove a été faite et interprétée comme la conséquence de la rupture de la flèche sableuse de Sangomar (Diaw *et al.*, 1990), laquelle a généré des bancs de vase et une diminution de la salinité dans le nord-ouest du delta du Saloum (Moreau, 2004). Andrieu et Mering (2009) et Andrieu (2008), sur des images dont la plus récente était de 1999, montraient déjà que le bilan s'était infléchi et qu'entre la fin des années 1980 et la fin des années 1990 les superficies de progression de la mangrove étaient de 1 % supérieures aux superficies de régression pour une zone d'étude incluant la Gambie et la Guinée-Bissau. Conchedda *et al.* (2008, 2011) ont comparé des images de 1986 et

2006 pour le fleuve Casamance et ont trouvé une augmentation de 6 % (+ 4 300 ha) des surfaces de mangrove entre ces deux dates. Dieye *et al.* (2013), en comparant des images de 2001 et 2010 pour le delta du Saloum, ont dressé un bilan positif avec un gain ici aussi avoisinant les 6 % de la surface de mangrove de 2001 (+ 7 500 ha). Taibi *et al.* (2014) font état d'une augmentation des surfaces pour le delta du fleuve Sénégal. Seuls Carney *et al.* (2014) décrivent une diminution des surfaces de mangrove.

Les études les plus récentes sont encore plus homogènes dans les observations de progression forte. Pour la Réserve de biosphère du Delta du Saloum, Diouf (2019) a mesuré pour 1999, 2009 et 2018 les superficies suivantes : 49 000 ha, 56 000 ha et 61 000 ha, soit une progression de 24 % (+ 12 000 ha) de la superficie de mangrove de 1999. Andrieu (2018), en comparant des images de 1999 et 2015, a trouvé, pour une zone d'étude incluant la Gambie

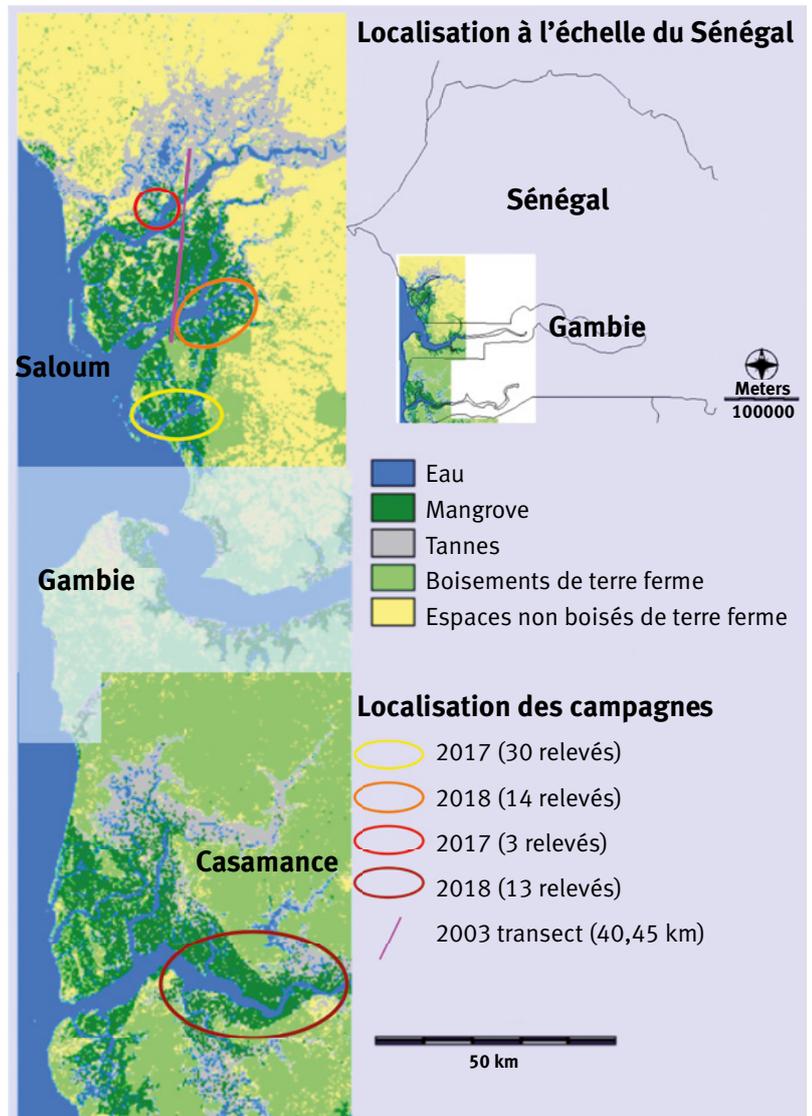


Figure 1.
Carte de localisation.

**Photo 2.**

Jeunes *Avicennia africana* au milieu de taches de *Sesuvium portulacastrum*
Photo J. Andrieu.

et la Guinée-Bissau, une progression des mangroves de 3 % (48 600 ha). Andrieu *et al.* (2019), une fois corrigée la méthode de Carney *et al.* (2014) par une étape de classification emboîtée, ont mesuré, pour la même zone que ces derniers, un gain de 8 804 ha, soit 14,8 % de la surface de mangrove de 1986 (et non une diminution drastique observée par ces auteurs). Fent *et al.* (2019) ont mesuré, entre 1999 et 2019, pour le Saloum une augmentation de 15 % de la surface de 1999 (113 700 ha) et pour le Casamance une augmentation de 45 % de la surface de 1999 (291 600 ha). La variété des zones d'étude et des dates rend variables les taux de progression. Ces études (sauf pour Conchedda *et al.*, 2008, 2011) sont basées sur des images LANDSAT. La résolution de ces images conditionne les résultats. Cependant, il reste évident que le consensus est en faveur d'une dynamique d'augmentation des surfaces de mangrove pour le Casamance et le Saloum depuis les années 1990. En Casamance, la mangrove a retrouvé, puis dépassé, les surfaces des plus anciennes cartes des années 1970 ; le Saloum n'a pas, à ce jour, retrouvé les surfaces des années 1970. Cet article considère la progression des mangroves depuis 30 ans comme étant établie par l'état de l'art et tente d'en expliquer le processus biologique.

Les mangroves d'estuaire sont caractérisées par des gradients amont-aval importants en termes d'hydrodynamisme et de salinité. Habituellement, les mangroves d'estuaire couvrent un gradient entre l'eau de mer à l'aval et l'eau douce à l'amont. Dans ces estuaires de climat humide ou avec d'importants apports en eau douce, la végétation de mangrove couvre tout l'estran, jusqu'au contact de la terre ferme. Sous climat sec, *a fortiori* avec des apports en eau douce faibles (Casamance) ou nuls (Saloum), la mangrove n'occupe pas tout l'estran. La partie haute de l'estran, inondée par chaque grande marée mais avec de longues périodes exondées, connaît une importante évaporation de l'eau de mer provoquant la précipitation du sel dans les sols (Marius, 1985). En outre, le soufre de l'eau de mer, s'il s'oxyde (ce qui n'est pas le cas dans les milieux réduits des vasières régulièrement inondées), génère des sols très acides

(Vieillefon, 1977). Ces espaces ne permettent pas le développement (ni même la survie) des palétuviers. Les pédologues ont repris pour décrire ces milieux le terme « *tan* » du sérére, francisé en « tannes ». Le delta du Saloum est choisi pour cette étude car il occupe près de la moitié des mangroves du Sénégal et pour ses particularités hydrologiques. En effet, il est un « estuaire inverse », c'est-à-dire un estuaire (le Saloum est un delta mais c'est le terme d'« estuaire inverse » qui est formellement défini) dont les salinités sont plus fortes que l'océan et augmentent de l'océan vers l'amont, contrairement aux estuaires « normaux ». La situation hydrologique du Saloum, comme bras de mer sans apport fluvial, est ancienne et son dernier fonctionnement normal date de la Période humide africaine au début de l'Holocène, il y a 10 000 ans (Castañeda *et al.*, 2009 ; Petit-Maire, 1986). Les fluctuations plus récentes de la pluviosité de la région qui nous intéressent ici peuvent être ainsi résumées : une

période humide de 1950 à 1967, une période sèche de 1968 à 1994 et une période normale par rapport à une moyenne sur le siècle de 1994 à aujourd'hui (Nicholson, 2005, 2013 ; Descroix *et al.*, 2015). Ces fluctuations de la pluviosité modifient la salinité de l'eau libre (Descroix *et al.*, 2020), mais aussi l'évaporation de l'eau dans les sols et la capacité de lessivage par les eaux de pluie. Durant la période sèche, la mangrove a reculé au profit des tannes (Marius, 1985 ; Bâ *et al.*, 1999). Durant la période humide, la mangrove a ensuite progressé de nouveau sur les tannes (Andrieu, 2008 ; Andrieu et Mering, 2009 ; Andrieu, 2018). Ces dynamiques de la mangrove sont spontanées et répondent aux fluctuations des précipitations et non à des actions anthropiques. Les mangroves du Sénégal, par leurs réactions aux fluctuations de la pluviosité, ont montré leur résilience (Andrieu *et al.*, 2020).

Il résulte des conditions hydrologiques du Saloum des dynamiques de végétation particulières liées à une espèce : *Avicennia germinans*. La problématique est ici de savoir dans quelle mesure *A. germinans* a contribué, par sa dynamique de population, aux fluctuations de la mangrove du Saloum. Plus exactement, cet article a pour objectif de répondre aux questions suivantes : la population d'*A. germinans* qui s'observe aujourd'hui dans le Saloum correspond-elle à une population relictuelle mise en place durant les années hyper-humides (1950 à 1967) ? Sachant cela, pourquoi depuis la fin des années 1960 ne se reproduit-elle plus ? Pour y répondre, nous proposons de tester l'hypothèse suivante : depuis 1968, trop salées, les eaux ne permettent plus aux propagules de s'échouer et de s'enraciner dans la vase nue du milieu de l'estran.

Cette espèce, comme de nombreux palétuviers, est cryptovivipare, c'est-à-dire que la germination et le développement de l'embryon prennent place sur l'arbre adulte (Hogarth, 1999). Les propagules se détachent de l'arbre à la maturité, c'est-à-dire au moment où elles sont en mesure de s'enraciner et de produire les premières feuilles. Elles peuvent cependant survivre jusqu'à 3 mois à condition de rester dans

un milieu humide. En effet, une exposition de 24 h à l'air suffit à tuer la propagule (Dahdouh-Guebas et Koedam, 2001). Comme d'autres propagules, elles connaissent deux phases, une phase de flottaison pour la dispersion et une phase d'immersion pour l'ensemencement. Pour le genre *Avicennia*, cela passe par notamment l'ouverture des propagules. Les propagules du genre *Avicennia* restent fermées, donc flottent plus longtemps dans les eaux douces ou très salées et s'ouvrent, donc coulent dans les eaux correspondant à l'optimum écologique : une eau moins salée que l'eau de mer (Steinke, 1975 ; Rabinowitz, 1978). Cependant, Hogarth (1999) affirme que les propagules d'*A. marina* d'Amérique centrale sont les seules à ne jamais couler, qu'elles ont besoin d'échouer et c'est pourquoi l'espèce se retrouve dans la moitié haute de l'estran où la propagule déposée dans une laisse de mer a le temps de s'enraciner entre deux marées. Mais cette affirmation mérite peut-être de la nuance et un examen, qu'il n'a pas fait, sur d'autres espèces d'*Avicennia* pouvant avoir les mêmes caractéristiques.

Pour répondre à la problématique, cet article doit discuter de l'extrapolation de cette affirmation sur l'Amérique centrale aux populations d'*A. germinans* d'Afrique de l'Ouest. Il convient à ce propos de rappeler que l'excellente synthèse réalisée par Hogarth (1999) ne s'est appuyée que sur très peu d'études en Afrique de l'Ouest et que cette région n'est traitée que dans les chapitres sur la biogéographie d'échelle mondiale ou sur la faune, jamais pour la physiologie végétale des palétuviers. Alleman et Hester (2011), pour *A. germinans*, ont observé en Amérique une lente décroissance dans le temps du pourcentage de propagules d'*A. germinans* qui flottent dans l'eau de mer. Au bout de 5 jours, 90 % des propagules flottent, après 45 jours ce chiffre descend à 70 % et se stabilise. Néanmoins, ils observent que ces longues flottaisons réduisent la probabilité d'enracinement. Qu'il s'agisse d'une flottaison permanente ou de taux de flottaison très élevés et lentement décroissants, cette propriété est à prendre en compte. Après la phase de flottaison/dépôt, il est nécessaire à la propagule de s'enraciner. Ici il ne s'agit plus seulement d'une question de densité mais aussi d'hydrodynamisme puisque la propagule peut couler à marée haute mais être emportée par le jusant avant de s'être enracinée (Balke *et al.*, 2011). Or, la salinité ralentit la croissance des racines donc la capacité à s'enraciner entre deux marées hautes (Krauss *et al.*, 2008).

Matériel et méthodes

Le delta du Saloum se situe sur la côte Atlantique du Sénégal. C'est un ensemble d'îles couvertes de mangroves séparées par des chenaux ou de grands bras de mer (figure 1). Cet article opère la synthèse de deux campagnes botaniques différentes, séparées de 15 ans (2003 et 2017-18). La première ne visait pas à tester cette hypothèse. La seconde incluait cette hypothèse dans une étude plus générale (Andrieu *et al.*, 2020). Il s'agit donc de deux jeux de données originales récoltées par deux campagnes de terrain. La première est un transect d'axe Nord-Sud de 40,45 km réalisé en 2003, qui a permis de recenser et de décrire la mangrove du delta le long de son gradient de pluviosité. Le transect a été réalisé à pied (et en pirogue pour traverser les chenaux) le long d'une ligne droite, sans épaisseur, d'axe Nord-Sud, suivie depuis le sud du delta jusqu'à la limite septentrionale de la mangrove du cours du fleuve Sine. Une ligne tracée sur une carte a été parcourue, en s'aidant de la carte, d'impressions de compositions colorées d'images satellitaires et d'une boussole. Chaque arbre, dont au moins une branche surplombait la ligne-échantillon, a été décrit. L'espèce a été identifiée à l'aide de flores spécialisées, la hauteur a été mesurée avec une perche jusqu'à 4 m. Au-delà des 4 m, les hauteurs ont été estimées selon des classes de hauteur. La largeur du houppier qui surplombe la ligne-échantillon a été mesurée. L'espacement entre deux plantes (si la végétation était ouverte) ou le chevauchement de deux plantes ont été calculés en soustrayant les début et fin de houppier sur la ligne-échantillon. Toutes les marques de dépérissement ou de coupe ont été recensées (tableau I).

La seconde campagne est une série de 47 relevés de végétation ponctuels réalisés en 2017 et 2018 dans les zones que les analyses de télédétection (Andrieu, 2018) ont cartographiées comme régénération de la mangrove entre 1999 et 2015. Elle visait à dresser un portrait botanique et physiologique de ces zones de progression de la mangrove et à comptabiliser la part de replantation par les ONG et la part de régénération spontanée (Andrieu *et al.*, 2020). En discussion, un appel prudent a été fait à un petit nombre d'observations récoltées selon le même protocole en Gambie et en Casamance. L'échan-

Tableau I.
Aperçu des données de la campagne 2003.

| | Début (m) | Fin (m) | Hauteur (m) | Largeur (m) | Espacement/ Recouvrement (m) | Autres observations |
|----------------------------|-----------|---------|-------------|-------------|------------------------------|----------------------|
| <i>Cyperus esculenta</i> | 0,5 | 1,25 | | 0,75 | 1,25 | Tapis monospécifique |
| <i>Avicennia germinans</i> | 2,5 | 11,5 | 6 | 9 | 5,5 | - |
| <i>Rhizophora mangle</i> | 17 | 17,25 | 0,5 | 0,25 | 27 | - |
| <i>Rhizophora mangle</i> | 44,25 | 46,5 | 2 | 2,25 | 1,75 | - |
| <i>Rhizophora mangle</i> | 48,25 | 52,25 | 2 | 4 | 5,25 | - |
| <i>Avicennia germinans</i> | 57,5 | 65 | 4 | 7,5 | -75 | - |

tillonnage a été construit de sorte à viser un compromis entre l'exigence scientifique et les difficultés d'accès au milieu. Sur la base d'un traitement d'image booléen (Andrieu, 2018), une cartographie a été produite pour connaître les zones de progression de la mangrove entre 1999 et 2015. Une labélisation a permis d'identifier chaque tache de progression. La surface de chacune a été calculée. Deux cents points ont été tirés au sort dans les taches d'une superficie supérieure à 1 800 m². Au sein de ces 200 points, une sélection a été réalisée manuellement pour obtenir un ensemble de points plus ou moins alignés sur l'axe Est-Ouest, du continent à l'océan. Cette ligne se situe au sud du delta, à la hauteur de Toubacouta, à la limite du Parc national. Un deuxième ensemble de points devait décrire le gradient pluviométrique Nord-Sud. Cependant, les trop grandes distances à parcourir en pirogue nous ont contraints à simplifier ce gradient en trois ensembles de points : le Sud (constitué de la ligne Est-Ouest), le Centre (Est) et le Nord. Un plus petit nombre de points a été effectué dans le Nord, proportionnellement aux faibles surfaces de mangrove. Quelques sites n'ont pas été atteints, réduisant à 47 l'échantillon.

Pour chaque site, un transect de 50 m a permis de récolter les mêmes observations brutes que le transect de 2003 (tableau II), c'est-à-dire quantifier le taux de recouvrement général et la contribution de chaque espèce à celui-ci, ainsi que la hauteur de chaque espèce, et des observations sur les coupes ou autres morphologies particulières comme les rejets de souche (photo 1). L'âge des individus de *Rhizophora mangle* est estimé par comptage des verticilles de branches (Duke *et al.*, 1992). En l'absence de publication de référence, l'âge des individus d'*A. germinans* a été estimé sur la base de la largeur du tronc. Dans le cas de rejet de souche, la largeur de la plus grande branche vivante pour placer la limite des 20 ans, une série de souches dont les cernes étaient lisibles, ont été étudiées. La taille de 5 cm a été ensuite retenue.

En août 2018, s'inspirant des travaux de Alleman et Hester (2011), nous avons également procédé à une expérimentation sur la flottaison des propagules d'*A. germinans* en fonction de la salinité de l'eau, sans pouvoir cependant réaliser l'expérience sur une longue période. Nous avons prélevé des propagules fraîchement tombées et les avons mises dans un seau rempli d'eau du chenal. À l'aide d'eau douce (à la même température que l'eau du chenal) et de gros sel, nous avons fait varier la salinité, mesurée à chaque étape, pour compter les propagules qui flottaient ou qui coulaient selon la salinité de l'eau.

De 2015 à 2018, un ensemble de mesures de salinité ont été réalisées dans le delta du Saloum et du Casamance à l'aide d'un réfractomètre (Descroix *et al.*, 2020) modèle PCE© 0100. Pour les valeurs les plus faibles, la conductivité a été mesurée au conductimètre (Hanna Hi92130©) pour vérifier et affiner au besoin la teneur en sel. Lorsque la valeur dépassait 100 g/l, l'échantillon a été dilué avec un volume égal d'eau distillée et la valeur observée a été multipliée par deux. La mesure a été effectuée à partir du bord du bolong ou bras de mer. Les instruments ont été rincés à l'eau distillée après chaque mesure. Tout d'abord, seules les mesures des zones où la mangrove est présente ont été sélectionnées (des points très en amont du Casamance ont été écartés). Ensuite, les mesures réalisées en saison des pluies (ou peu après celle-ci) ont été sélectionnées pour comparer le Saloum (56 mesures sur 109) et le Casamance (107 mesures sur 221) ainsi que pour comparer les salinités à deux campagnes de la fin des années 1960 (Diouf, 2019 ; Olivry, 1987).

Les précipitations annuelles des stations météorologiques de Kaolack dans le Saloum et de Ziguinchor en Casamance ont été étudiées pour comparer les totaux pluviométriques des périodes humide (1950-1967), sèche (1968-1994) et normale (1995-2018). Dans le

Tableau II.

Aperçu des données de la campagne 2017-18.

| | Vase | AvGe-Vx | AvGe-RS | AvGe-Jn | AvGe-Mt | RhMa-Vx | RhMa-RS | RhMa-Jn | RhMa-Mt | LaRa-Jn |
|------------------------------------|------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| Longueur minimum (m) | 0,5 | 0 | 0,25 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,75 | 0 | 0 |
| Longueur moyenne (m) | 1,7 | 0 | 1,4 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,8 | 0,0 | 0,0 |
| Longueur maximum (m) | 4 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,75 | 0 | 0 |
| Longueur totale (m) | 24 | 0 | 65 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1,5 | 0 | 0 |
| % ligne (% de la ligne) | - | 0 | 71,8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2,2 | 0 | 0 |
| % végétaux (% de la ligne) | - | 0,0 | 97,7 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 2,3 | 0,0 | 0,0 |
| % individus (% de la ligne) | - | 0,0 | 96 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 4,0 | 0,0 | 0,0 |
| Nombre d'individus | - | 48 | 42 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| Hauteur minimum (m) | 0 | 0 | 0,5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Hauteur moyenne (m) | 0 | 0 | 1,45 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Hauteur maximum (m) | 0 | 0 | 2,25 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |

AvGe : *Avicennia germinans* ; RhMa : *Rhizophora mangle* ; LaRa : *Laguncularia racemosa* ;

Vx : individu estimé à plus de 15 ans ; RS : rejet de souche ; Jn : individu estimé à moins de 15 ans ; Mt : mort.

gradient latitudinal pluviométrique de la normale 1970-2000 entre Kaolack et Ziguinchor, les interpolations de Wordclim Database 2 ont été employées pour estimer quelles étaient les précipitations maximales du sud du delta du Saloum, du sud de la mangrove en Gambie et du nord de la mangrove en Casamance, et pour tester des hypothèses de seuils dans les précipitations.

Résultats

La population d'*Avicennia germinans* dans le Saloum en 2003

Sur les 40,45 km du transect, 26,3 km étaient couverts de mangroves ou de tannes (13,7 km de zones de terre ferme ou de chenaux). Une description physionomique de la mangrove du Saloum n'aurait ici aucun intérêt. Nous souhaitions extraire de ce transect une information extrêmement simple.

Sur la totalité (4 037) des palétuviers relevés, 913 individus (22,6 %) d'*A. germinans* l'ont été, tous d'âge adulte à en juger par les diamètres des troncs. Ces individus étaient de taille variable, parfois des arbustes très bas avec un port particulièrement prostré, parfois des arbres de plusieurs mètres de haut. Sur un certain nombre d'arbres adultes, notamment au nord du delta où les salinités sont plus fortes, de nombreuses marques de sénescence ont été observées et 12 arbres morts ont été notés sur 913. Cependant, parmi les 913 individus, aucun jeune n'a été observé sur le transect (contrairement aux autres espèces). Des jeunes pousses et de jeunes arbustes ont bien été quelques fois observés, mais hors de l'échantillon et, à chaque fois, dans une situation particulière. Les rares endroits où ont été aperçus de jeunes *A. germinans* se situaient dans les tannes ou au contact de la terre ferme, c'est-à-dire des positions plus hautes sur l'estran que les populations adultes. Ces jeunes individus étaient systématiquement situés au milieu d'un tapis d'une herbacée hydrohalophyte : *Sesuvium portulacastrum* (photo 2). Des tapis de *S. portulacastrum* sans *A. germinans* s'observent très régulièrement, jamais l'inverse. C'est donc l'herbacée qui favorise l'arbre et non l'inverse.

Au début des années 2000, une importante population d'*A. germinans* adultes était en place ; celle-ci, sans être équiennne, était assez peu hétérogène dans les tranches d'âge, la plupart pouvant être estimées à quelques décennies. Cependant, la reproduction d'*A. germinans* n'avait plus lieu depuis plusieurs années déjà dans les zones au milieu de l'estran. Pourtant, la production de graines viables avait lieu puisque des jeunes pousses ont été observées (dans les tapis de *S. portulacastrum* en haut de l'estran). Des conditions particulières de piégeage de propagules étaient nécessaires dans les années 2000. Une relation de commensalisme permet le piégeage. Des conditions similaires, en revanche, n'étaient pas remplies au milieu de l'estran, là où *A. germinans* possède, cependant, son optimum de hauteur d'eau.



Photos 3.
 Rejets de souche d'*Avicennia germinans*.
 Photos J. Andrieu.

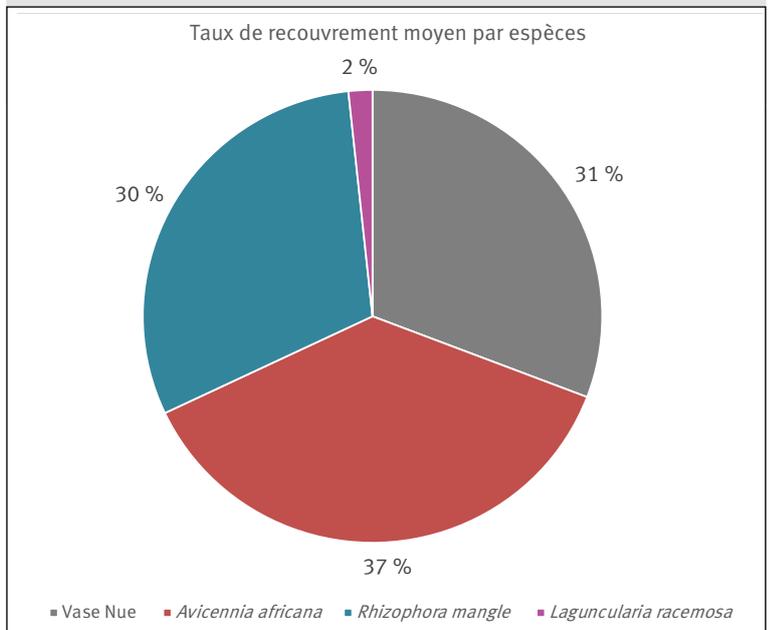


Figure 2.
 Taux de recouvrement, en 2018, des sites de progression de la mangrove entre 2001 et 2015.



Photo 4.
Jeune pousse d'*Avicennia germinans* au milieu de l'estran.
Photo J. Andrieu.

Effectif par espèces subdivisées en physionomies
45 relevés de végétation dans les secteurs de reboisement entre 2017 et 2018

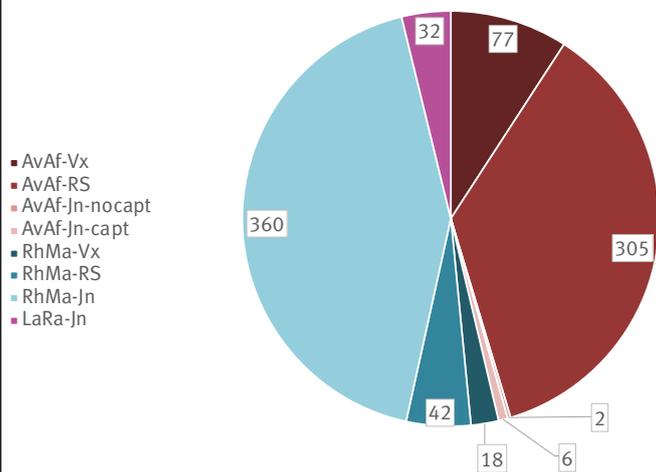


Figure 3.
Effectifs par espèce et par type de physiomy. AvAf : *Avicennia germinans* ; RhMa : *Rizophora mangle* ; LaRa : *Laguncularia racemosa*. Vx : individu de plus de 20 ans ; RS : rejet de souche ; Jn : jeune individu de moins de 20 ans ; capt : présence d'un piège pour le dépôt des propagules ; Nocapt : absence de piège pour le dépôt des propagules.

La population d'*Avicennia germinans* dans le Saloum en 2018

La campagne de 2018 a tout d'abord confirmé que la totalité des 47 sites étudiés présentaient, conformément aux cartes issues de la télédétection (Andrieu, 2018), une mangrove en progression car composée majoritairement de jeunes palétuviers ou de rejets de souche. Un large nombre de ces sites comprenaient les signes de la régression des années 1980. Deux sites (4 %) étaient des reboisements de *Rizophora* par les ONG, le reste était une régénération spontanée.

Sur les 47 sites, le taux de recouvrement moyen (figure 2) est de 69 % (minimum 24 % ; maximum 100 %). *A. germinans* recouvre 37 % du sol, *Rizophora mangle* 30 % et *Laguncularia racemosa* 2 %. *A. germinans* est présent dans 35 sites sur 47 (74 %) ; parfois monospécifique avec des taux allant jusqu'à 90 % de recouvrement du sol.

Cependant, les taux respectifs de 37 % et 30 % pour les deux espèces principales sont constitués de deux physionomies très différentes puisque plus de 80 % du recouvrement d'*A. germinans* est dû aux rejets de souche et plus de 80 % du recouvrement de *R. mangle* est dû à de jeunes pousses d'un âge inférieur à la carte de 1999 (figure 3). Pour cette raison, si le taux de recouvrement par *A. germinans* est supérieur à celui par *Rizophora mangle*, en revanche, le nombre d'individus est plus élevé pour la seconde espèce.

Les sites étudiés pour la régénération de la mangrove comprennent en effet un assez large nombre d'arbustes ou de petits arbres d'*A. germinans* présentant une souche creuse, tortueuse avec les cicatrices de branches mortes, mais également, à partir des souches, de jeunes branches droites et vertes (photos 3). Ce processus, déjà observé en 2003 mais plutôt rare à l'époque, constituait près de la moitié de la végétation de ces sites de progression en 2018. Ces rejets de souche, de par la taille des branches vertes, semblent correspondre à des âges inférieurs à 20 ans de reprise de la croissance sur les vieilles souches.

Concernant les jeunes pousses et jeunes arbres d'*A. germinans* dont l'âge peut être estimé à moins de 20 ans, seuls 8 individus (sur 853) ont été recensés dans 5 sites (sur 47). Ils correspondent à 0,2 % du taux de recouvrement. Six de ces 8 individus, dans 4 de ces sites, étaient associés à un tapis herbacé de *S. portulacastrum*, conformément aux observations de 2003. Seuls 2 individus de moins de 5 ans, présents sur un même site, semblent avoir suivi un processus de régénération « normal », au milieu de l'estran, dans la vase, sans un processus de piégeage de propagule (photo 4).

Il est important de noter qu'en Gambie et en Casamance des populations importantes d'*A. germinans* s'observent dont les pyramides des âges sont équilibrées (nombreuses jeunes pousses et effectifs décroissants proportionnellement aux classes d'âge). Aujourd'hui, cette espèce se reproduit donc efficacement en Gambie et en Casamance et n'a probablement pas cessé de le faire,

même durant la période de sécheresse de 1968 à 1994 (photo 5).

Observations des processus d'ensemencement

Lors de marches d'approche vers les sites prévus dans l'échantillonnage dans le Saloum, nous avons tout de même pu observer des propagules ayant coulé, au pied d'un arbre produisant de nombreuses propagules, et certaines en train de se fixer dans la vase à différentes étapes de leur développement (photos 6).

Étude expérimentale du rapport salinité / flottaison

Le test de corrélation entre flottaison et salinité a donné une relation linéaire très nette (R^2 de 0,97) entre la salinité de l'eau et le pourcentage de propagules flottant (figure 4). Il s'agit d'une probabilité de dépôt décroissante en fonction de la salinité. La valeur du taux de flottaison à la salinité de 35 ‰, valeur la plus répandue dans le Saloum, est de 10 %.

Statistiques descriptives de salinité et de précipitations

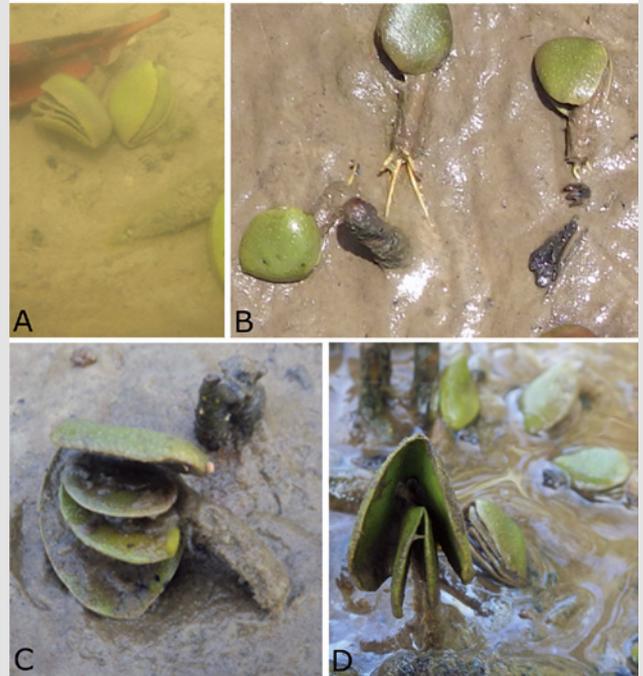
La campagne de mesures de salinité a pu permettre d'observer que dans le Saloum les salinités de saison des pluies varient de 20 ‰ à 94 ‰ avec un premier quartile à 31 ‰ (figure 4). En Casamance, les salinités de saison des pluies varient de 2 ‰ à 50 ‰ avec un premier quartile à 17.5 ‰.

Les précipitations des deux stations présentent des séries temporelles conformes aux observations de la littérature sur les phases humides et sèches (Nicholson, 2005, 2013 ; Descroix *et al.*, 2015). Les précipitations sont comprises entre 700 mm et 2 000 mm pour Ziguinchor et entre 300 mm et 1 150 mm pour Kaolack.

La figure 5 présente, en pointillé, les courbes des précipitations mesurées dans les stations de Kaolack (nord-est du Saloum) et Ziguinchor (sud-est de la Casamance). Ces courbes illustrent la période humide jusqu'en 1968, la période sèche et la reprise après 1994. Selon Wordclim database2, pour la normale 1970-2000, les mangroves les plus méridionales du Saloum se développent sous une pluviosité avoisinant 800 mm, supérieure de 240 mm à celle de Kaolack (560 mm). La courbe en jaune représente donc une estimation pour le sud du Saloum. Toujours selon Wordclim database2, la mangrove la plus septentrionale de Casamance se développe sous 1 150 mm annuels dans la période de référence de cette base de données. La mangrove la plus méridionale de Gambie se développe sous 1 000 mm annuels dans la période de référence de cette base de données. Ces deux valeurs de totaux pluviométriques pourraient correspondre à des seuils de pluviosité nécessaire à la germination d'*A. germinans* durant la période sèche. Ils sont matérialisés par deux lignes droites illustrant deux hypothèses de seuils pluviométriques au-delà desquels les précipitations permettraient la germination.



Photo 5. Population jeune et équilibrée d'*Avicennia germinans* en Casamance. Photo J. Andrieu.



Photos 6. Processus de fixation d'une propagule d'*Avicennia germinans*. (A) Propagules en train de s'ouvrir dans l'eau ; (B) le système racinaire se développe sous forme d'une base assez épaisse s'ouvrant sur des racines ; (C) les racines s'enfoncent dans la vase et la propagule commence à se redresser ; (D) la propagule prend une position verticale. Photos F. Lombard.

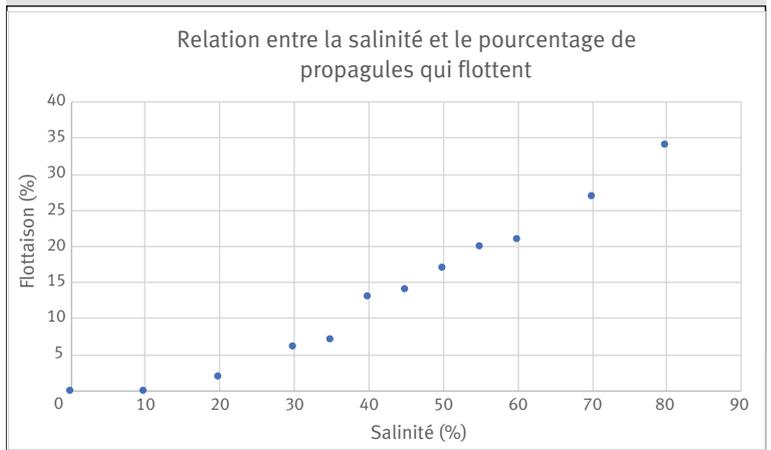
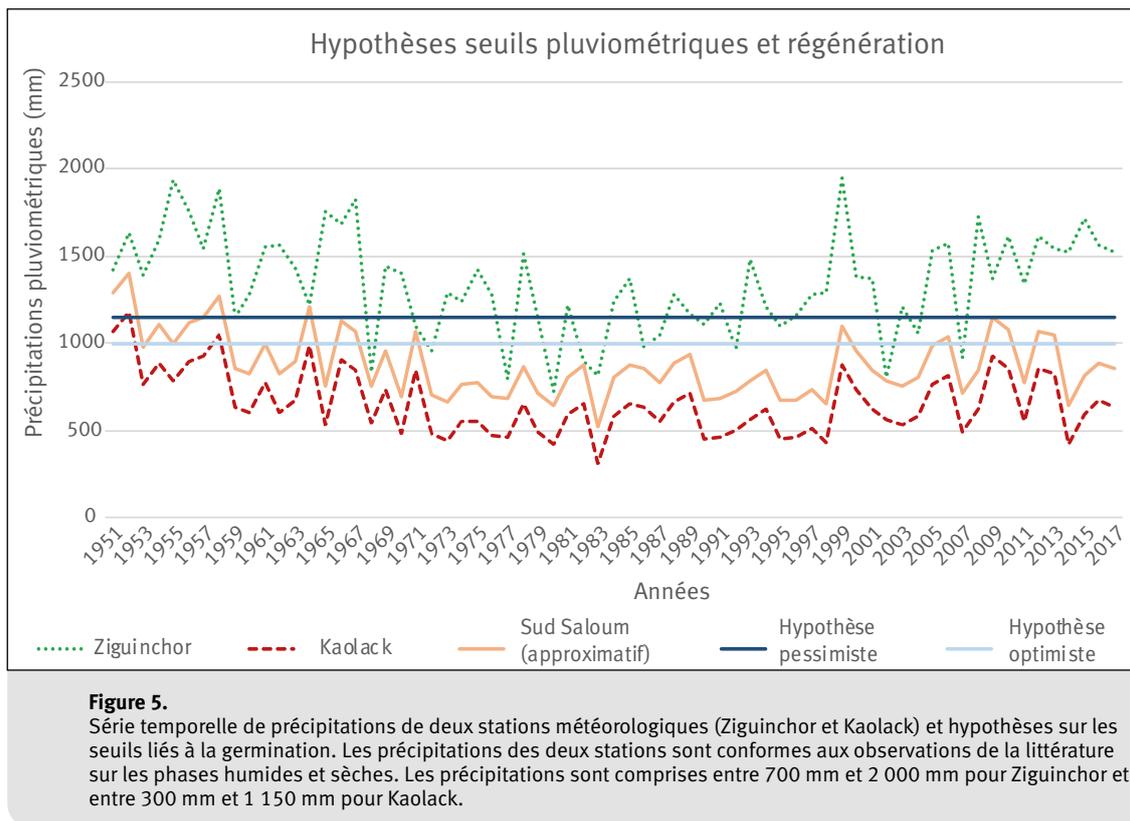


Figure 4. Nuage de points entre salinité et taux de flottaison de propagules d'*Avicennia germinans*.



Discussion

Dans les conditions actuelles, la reproduction d'*A. germinans* n'a quasiment pas lieu, cependant une population adulte est en place. Il s'agit d'une population relictuelle issue d'une période climatique différente. Toutefois, la population adulte ne peut pas dater de l'épisode pluvieux d'il y a 10 000 ans. Les arbres adultes y ont quelques décennies, pas plusieurs milliers d'années. Cela permet de supposer que ce sont les conditions de l'hydrosystème durant les années 1950 et 1960 qui permettaient la germination au milieu de l'estran, comme les conditions des hydrosystèmes de la Gambie et de la Casamance le permettent aujourd'hui.

Si la population ne se reproduit pas *in situ* au milieu de l'estran, elle produit néanmoins des graines fertiles et le piégeage par *S. portulacastrum* semble permettre la germination. Il ne s'agit, dans ces relevés, que d'un petit nombre (8) d'observations car cette configuration ne correspond que très rarement à des taux de recouvrement détectables par télédétection (donc peu échantillonnés par cette campagne). Néanmoins, les individus d'*A. germinans* au milieu des taches de *S. portulacastrum* sont très fréquents au milieu du tanne. Ils ont été observés à de nombreuses reprises lors des marches d'approche en 2003 et 2017-18. Dans le banc d'Arguin, Dahdouh-Guebas et Koedam (2001) n'ont relevé de jeunes pousses ayant germé que dans des tapis d'herbes marines desséchées. On peut supposer qu'un même rôle de piégeage pourrait être joué aujourd'hui dans le Saloum par *S. por-*

tulacastrum. La présence de la population adulte au milieu de l'estran incite à penser que cette condition n'était pas requise dans les années humides (1950-1960) de la même manière qu'elle ne l'est ni en Gambie, ni en Casamance. Ce sont donc bien les conditions hydrologiques qui, en contrôlant la flottaison ou l'enracinement, limitent la reproduction.

Par ailleurs, une part infinitésimale (0,06 %) de jeunes pousses enracinées hors des tapis de *S. portulacastrum* a été observée. C'est un signal faible d'une importance majeure. En effet, cela montre une différence avec l'absence complète en 2003 sur 40 km de relevés. La diminution de la salinité permettrait donc, de nouveau, aux propagules de couler et de s'enraciner, mais très rarement. La différence des précipitations et de la salinité entre les années 1990 et les années 2000 correspond ainsi à un seuil pour la reproduction.

Ces observations questionnent la capacité de la propagule à couler. Une absence totale de propagules ayant coulé aurait validé l'affirmation de Hogarth (1999) sur la flottaison. Les propagules d'*A. germinans* des périodes sèches dans le Saloum, comme celles d'*A. marina* en Amérique centrale, flotteraient à l'infini et auraient seulement la capacité de s'échouer en haut de l'estran. Les résultats de l'étude expérimentale du rapport salinité/flottaison (photos 6) ont par ailleurs bien montré une relation linéaire très forte, surtout pour les salinités supérieures à 35 ‰. *A priori*, l'hypothèse d'une flottaison qui dépend de la salinité (Steinke, 1975 ; Rabinowitz 1978) est plus probable ici que l'hypothèse d'une flottaison infinie

(Hogarth, 1999) ou quasi infinie (Alleman et Hester, 2011).

Cependant, si la relation linéaire est nette, les valeurs absolues questionnent le rôle de la flottaison : en effet, en deçà de 35 ‰, quasiment toutes les propagules coulent et 80 % de propagules coulent encore jusqu'à une salinité de 45 ‰. Un impact significatif d'une flottaison accrue sur le succès d'implantation des plantules ne devrait donc se ressentir qu'au-delà d'une salinité de 45 ‰, soit des salinités très fortes. Or ces salinités correspondent au dernier quartile ; ni aux conditions moyennes, ni favorables. Ce test et l'observation *in situ* de propagules ayant coulé (photos 5) ne convergent donc pas avec une hypothèse uniquement basée sur la flottaison (Hogarth, 1999 ; Alleman et Hester, 2011). L'hypothèse d'une influence sur la phase d'enracinement (Balke *et al.*, 2011 ; Krauss *et al.*, 2008) se renforce au détriment de l'hypothèse d'une influence sur la probabilité de dépôt (Hogarth, 1999 ; Alleman et Hester, 2011).

La co-occurrence entre la population adulte, l'absence de reproduction depuis 20 ans, et la corrélation positive entre salinité et flottaison laisseraient supposer que les eaux moins salées des années 1950 et 1960 permettaient aux propagules de couler et de se fixer dans la vase au milieu de l'estran et que celles de la période actuelle ne le permettent plus. De la même manière, les eaux de la Gambie et du Casamance permettent la germination, alors que celles du Saloum ne le permettent quasiment jamais. Ainsi, pour aller plus loin dans l'explication du processus biologique, il convient de discuter du point commun entre l'hydrologie (pluies et salinités) du Saloum dans les années humides (1950-1968) et du Casamance dans les années sèches (1969-1994), par opposition avec le Saloum de la période actuelle (tableau III).

Selon la ligne foncée, à 1 150 mm (figure 5), le Saloum aurait connu quelques rares années dépassant ce seuil,

années pendant lesquelles aurait pu se mettre en place la population adulte observée entre 2005 et 2018. Ce seuil n'aurait jamais été dépassé depuis 1964. Selon la ligne claire, à 1 000 mm, la période humide aurait largement permis la germination jusqu'au début des années 1970 (conformément à l'observation d'une importante population adulte non équienne). La germination aurait ensuite été impossible dans la période sèche et rarement possible dans la période actuelle, ce qui est cohérent avec l'observation (très ponctuelle) de quelques germinations récentes. Ces ordres de grandeur dans les pluviométries annuelles (entre 1 000 mm et 1 150 mm) pourraient donc correspondre à un seuil nécessaire à la reproduction. Le seuil de 1 000 mm semble plus réaliste que celui de 1 150 mm.

Cependant, les précipitations constituent un facteur de variation de l'hydrosystème dont résulte la salinité des eaux qui, au regard de la relation linéaire avec les taux de flottaison, constitue plus probablement le facteur explicatif direct. Or, il existe une différence notable entre les salinités du Saloum et du Casamance dont les distributions des valeurs mesurées en fin de saison des pluies sont données au tableau III. Le Saloum a connu, selon la campagne récente, 20 ‰ de salinité comme mesure minimale et 31 ‰ comme premier quartile. Le Casamance, en revanche, présente (pour les zones à mangrove) un minimum à 2 ‰ et un premier quartile à 17.5 ‰.

Dans la mesure où le dépôt et l'enracinement des propagules est très rapide (Hogarth, 1999), une salinité basse, même ponctuelle, devrait suffire au dépôt et à l'enracinement (Krauss *et al.*, 2008). C'est pourquoi nous nous intéressons ici aux minimas voire aux premiers quartiles. On pourrait supposer que ce minimum de 20 ‰ (minimum observé pour le Saloum) constitue le seuil entre flottaison et immersion permettant, si les salinités sont inférieures, le dépôt et la germination. En effet, il a été mesuré durant les années où ont eu lieu les très rares ensemencements observés. Si ce seuil était encore plus bas, ces germinations n'auraient pas eu lieu ; si ce seuil était plus haut, celles-ci seraient plus fréquentes.

Une série de mesures à la charnière de ces deux périodes a été réalisée par le Centre de recherches océanographiques Dakar-Thiaroye (CRODT) dans le Saloum (Diouf, 2019) et par Olivry (1987) en Casamance. L'année 1967 a pour minimum observé dans le Saloum une salinité de 13 ‰. Certains arbres et arbustes observés datent bien de cette période et les salinités inférieures à 20 ‰ permettraient donc très probablement la reproduction. Toujours selon la campagne du CRODT, aucune valeur inférieure à 20 ‰ n'a ensuite été trouvée les années suivantes (Diouf, 2019). Un seuil de salinité minimale en fin de saison des pluies entre 13 ‰ et 20 ‰ pourrait donc expliquer la fluctuation dans la reproduction. Les observations de salinité, bien que ponctuelles, semblent cohérentes avec les observations de précipitations et de la population d'*A. germinans*. En Casamance, même pendant la période sèche, dans le bolong de Baila ont été mesurées, 9 années sur 10, en saison des pluies, des valeurs inférieures à ce seuil de 20 ‰ (Olivry, 1987), ce qui est cohérent avec le maintien de l'espèce.

Tableau III.

Comparaison des salinités des eaux du Saloum et du Casamance en fin de saison des pluies (en ‰ de salinité).

| | Saloum | Casamance |
|-------------------------|--------|-----------|
| Minimum | 20.0 | 2.0 |
| Maximum | 94.0 | 50.0 |
| Moyenne | 40.3 | 25.9 |
| Médiane | 38.0 | 28.0 |
| Premier quartile | 31.0 | 17.5 |
| Dernier quartile | 42.0 | 35.0 |
| Écart-type | 13.0 | 11.5 |

Tableau IV.

Synthèse des correspondances entre pluviosité, salinité et reproduction entre les deux deltas et les trois périodes.

| | Avant 1967 | 1968-1994 | Depuis 1994 |
|------------------|-------------------------------------|---------------------------------------|-------------------------------------|
| Saloum | Reproduction efficace | Aucune reproduction | Reproduction sporadique |
| | Salinité minimum = 13 ‰ | Salinités toujours supérieures à 20 ‰ | Salinité minimum = 20 ‰ |
| | 11/17 années supérieures à 1 000 mm | Aucune année supérieure à 1 000 mm | 6/23 années supérieures à 1 000 mm |
| Casamance | Reproduction efficace | Reproduction efficace | Reproduction efficace |
| | Salinité minimum inférieure à 13 ‰ | Salinité minimum inférieure à 13 ‰ | Salinité minimum inférieure à 13 ‰ |
| | Toujours supérieure à 1 000 mm | 15/26 années supérieures à 1 000 mm | 20/23 années supérieures à 1 000 mm |

Un seuil de précipitations entre 1 000 mm et 1 150 mm, correspondant à des minimas ponctuels de salinité inférieurs entre 13 et 20 ‰, permettrait de diviser la série temporelle en trois périodes :

- une période humide (plus de 1 000 mm), peu salée (minimum inférieur à 13 ‰), dans les années 1950 et 1960 permettait la germination ; durant cette période se serait mise en place la population adulte actuelle ;
- après l'année 1967, une période sèche (inférieure à 1 000 mm) et très salée (minimum supérieur à 20 ‰) ne permettait plus la germination et a, en plus, provoqué un dépérissement important de la population ;
- depuis le début des années 2000, une période relativement pluvieuse (autour de 1 000 mm) aux salinités descendant ponctuellement à 20 ‰ a induit une régénération par rejets de souche et permet, exceptionnellement, quelques germinations (tableau IV).

Cependant, aux salinités moyennes du Saloum (35-40 ‰), 80 % des propagules ont coulé dans le seau et les propagules observées sous l'eau l'étaient à une salinité de 35 ‰. Cela signifie que le facteur salinité joue probablement plus sur la possibilité d'enracinement que sur la possibilité de couler. Ici encore le rôle de *S. portulacastrum* se comprend : en piégeant la propagule, celle-ci n'est pas emportée par la marée et a le temps de s'enraciner, même dans des conditions ralentissant la croissance des racines. Il serait donc nécessaire de mieux étudier le rôle de l'hydrodynamisme (les propagules couleraient et seraient emportées par la marée descendante sans pouvoir s'enraciner), voire d'observer les vitesses de croissance des racines.

Conclusion

La campagne a révélé l'importance des processus de rejet de souche dans la résilience de la mangrove face aux fluctuations des précipitations et de la salinité. Ensuite, elle a décrit une population relictuelle ne se reproduisant pas et dont les dynamiques expliquent en grande partie les dynamiques spatiales de la mangrove dans son ensemble. Le dépérissement et la régénération déterminent, en grande partie, les fluctuations de la mangrove. Il s'agit donc bien de facteurs naturels hydroclimatiques et non d'une action humaine directe sur la mangrove. Une population importante d'*Avicennia germinans* contribue à la couverture végétale des vasières du Saloum, or celle-ci ne s'est pas reproduite durant la phase sèche et ne se reproduit qu'exceptionnellement depuis la reprise des pluies car les salinités fortes augmentent la flottaison et ralentissent la croissance des racines. Si, comme ces résultats le laissent penser, la population que la science étudie depuis les années 1970 est bien une population relictuelle issue d'une période anormalement humide, toute une littérature visant à décrire et expliquer la dégradation des mangroves du Saloum se serait donc fondée sur un état de référence particulièrement inapproprié. Toute la politique de reboisement par *Rhizophora mangle* serait aussi à rediscuter.

Références

Ackermann G., Alexandre F., Andrieu J., Mering C., Ollivier C., 2007. Dynamique des paysages et perspectives de développement durable sur la Petite Côte et dans le delta du Sine-Saloum (Sénégal). *Vertigo*, 7 (2). <https://doi.org/10.4000/vertigo.2206>

- Alleman L. K., Hester M. W., 2011. Reproductive ecology of black mangrove (*Avicennia germinans*) along the Louisiana coast: propagule production cycles, dispersal limitations, and establishment elevations. *Estuaries and Coasts*, 34: 1068-1077. <https://doi.org/10.1007/s12237-011-9404-8>
- Andrieu J., 2008. Dynamique des paysages dans les régions septentrionales des Rivières-du-Sud (Sénégal, Gambie, Guinée-Bissau). Thèse, Université Paris-Diderot (Paris 7), France, 534 p. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01132321>
- Andrieu J., Mering C., 2009. Cartographie par télédétection des changements de la couverture végétale sur la bande littorale ouest-africaine, l'exemple des Rivières du Sud : du Delta du Saloum (Sénégal) au Rio Geba (Guinée-Bissau). *Télédétection*, 8 (2) : 93-118. <https://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00388170/document>
- 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). <https://doi.org/10.1080/22797254.2018.1432295>
- Andrieu J., Cormier-Salem M.-C., Descroix L., Diéye E. H. B., Ndour N., Sané T., 2019. Correctly assessing forest change in a priority West African mangrove ecosystem: 1986-2010. An answer to Carney *et al.*, 2014 paper "Assessing forest change in a priority West African mangrove ecosystem: 1986-2010". *Remote Sensing Applications: Society and Environment*. 13 (1): 337-347. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.12.001>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.117963>
- Bâ M., Chaboud C., Barousseau J.-P., Cormier-Salem M.-C., Montoroi J.-P., Rüe O., Sow M., *et al.*, 1999. La transformation du milieu : facteurs et acteurs. In : Cormier-Salem M.-C. (éd.). *Rivières du Sud : sociétés et mangroves ouest-africaines*. Paris, France, IRD, 269-317. https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/doc34-08/010018567.pdf
- Balke T., Bouma T. J., Horstman E. M., Webb E. L., Erftemeijer P. L. A., Herman P. M. J., 2011. Windows of opportunity: thresholds to mangrove seedling establishment on tidal flats. *Marine Ecology Progress Series*, 440: 1-9. <https://doi.org/10.3354/meps09364>
- Bryan-Brown D. N., Connolly R. M., Richards D. R., 2020. Global trends in mangrove forest fragmentation. *Scientific Reports*, 10: 7117. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-63880-1>
- Carney J., Gillespie T. W., Rosomoff R., 2014. Assessing forest change in a priority West African mangrove ecosystem: 1986-2010. *Geoforum*, 53: 126-135. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2014.02.013>
- Castañeda I. S., Mülitz S., Schefuß E., Lopes dos Santos R. A., Damsté J. S. S., Schouten S., 2009. Wet phases in the Sahara/Sahel region and human migration patterns in North Africa. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106 (48): 20159-20163. <https://doi.org/10.1073/pnas.0905771106>
- Conchedda G., Durieux L., Mayaux P., 2008. An object-based method for mapping and change analysis in mangrove ecosystems. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 63 (5): 578-589. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2008.04.002>
- Conchedda G., Lambin E. F., Mayaux P., 2011. Between land and sea: livelihoods and environmental changes in mangrove ecosystems of Senegal. *Annals of the Association of American Geographers*, 101 (6): 1259-1284. <https://doi.org/10.1080/00045608.2011.579534>
- Dahdouh-Guebas F., Koedam N., 2001. Are the northernmost mangroves of West Africa viable? – a case study in Banc d'Arguin National Park, Mauritania. *Hydrobiologia*, 458: 241-253. <https://doi.org/10.1023/A:1013126832741>
- Descroix L., Sané Y., Thior M., Manga S.-P., Ba B. D., Mingou J., *et al.*, 2020. Inverse Estuaries in West Africa: Evidence of the Rainfall Recovery? *Water*, 12 (3): 647. <https://doi.org/10.3390/w12030647>
- Descroix L., Diongue Niang A., Panthou G., Bodian A., Sané T., Dacosta H., *et al.*, 2015. Évolution récente de la mousson en Afrique de l'Ouest à travers deux fenêtres (Sénégal et Bassin du Niger Moyen). *Climatologie*, 12 : 25-43. <http://lodel.irevues.inist.fr/climatologie/index.php?id=1105>
- Diaw A. T., Diop N., Thomas Y. F., 1990. Rupture of the spit of Sangomar. *Estuary of the Saalum, Senegal*. American Institute Aeronautics and Astronautics, Series Progress in Astronautics and Aeronautics, 170-180. <https://doi.org/10.2514/5.9781600866012.0170.0180>
- Dieye E. H. B., Diaw A. T., Sané T., Ndour N., 2013. Dynamique de la mangrove de l'estuaire du Saloum (Sénégal) entre 1972 et 2010. *Cybergeo*, 629. <https://doi.org/10.4000/cybergeo.25671>
- Diouf A. C., 2019. Dynamiques des ressources naturelles et adaptations des sociétés dans la Réserve de Biosphère du Delta du Saloum au Sénégal. Thèse, Université Gaston Bergé, Sénégal, 276 p.
- Duke N., Zuleika S., Pinzon M., 1992. Aging *Rhizophora* seedlings from leaf scar nodes: A technique for studying recruitment and growth in mangrove forests. *Biotropica*, 24 (2): 173-186. <https://doi.org/10.2307/2388671>
- FAO, 2020. The State of the World's Forests 2020. Forests, biodiversity and people. Rome, Italy, FAO, 214 p. <http://www.fao.org/3/ca8642en/ca8642en.pdf>
- FAO, 2007. The World's Mangroves 1980–2005. Food and Agricultural Organization (FAO), Rome, Italy, FAO, 75 p..
- Fent A., Bardou R., Carney J., Cavanaugh K., 2019. Transborder political ecology of mangroves in Senegal and The Gambia. *Global Environmental Change*, 54: 214-226. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2019.01.003>

Friess D. A., Yando E. S., Abuchahla G. M. O., 2020. Mangroves give cause for conservation optimism, for now. *Current Biology*, 30 (4): R153-R154. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.12.054>

Hogarth P. J., 1999. *The biology of mangroves*. Oxford, United Kingdom, Oxford University Press, ix + 228 p.

Krauss K. W., Lovelock C. E., McKee K. L., López-Hoffman L., Ewe S. M. L., Sousa W. P., 2008. Environmental drivers in mangrove establishment and early development: A review. *Aquatic Botany*, 89 (2): 105-127. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.014>

Marius C., 1985. *Mangroves du Sénégal et de la Gambie. Écologie, pédologie, géochimie, mise en valeur et aménagement*. Paris, France, Éditions de l'ORSTOM, coll. Travaux et documents, 193, 335 p. https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/pleins_textes_5/pt5/travaux_d/19338.pdf

Moreau N., 2004. Mise en évidence et cartographie par télédétection de l'évolution des forêts de mangrove dans les îles du Saloum au cours des trois dernières décennies (1972 à 2001). *Photo-Interprétation*, 4 : 23-55. https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers19-10/010036622.pdf

Nicholson S. E., 2013. The West African Sahel: A review of recent studies on the rainfall regime and its interannual variability. *International Scholarly Research Notices Meteorology*, 453521. <https://doi.org/10.1155/2013/453521>

Nicholson S. E., 2005. On the question of the “recovery” of the rains in the West African Sahel. *Journal of Arid Environments*, 63: 615-641. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2005.03.004>

Olivry J.-C., 1987. Les conséquences durables de la sécheresse actuelle sur l'écoulement du fleuve Sénégal et l'hypersalinisation de la Basse-Casamance. *In* : The influence of climate change and climatic variability on the hydrologic regime and water resources. *Proceedings of the Vancouver Symposium*, Vancouver, Canada, 9-22 August 1987. Wallingford, United Kingdom, IAHS Publication, 168, 501-512. http://hydrologie.org/redbooks/a168/iahs_168_0501.pdf

Petit-Maire N., 1986. Paléoclimatologie du Sahara occidental et central pendant les deux derniers optima climatiques, aux latitudes paratropicales. *In* : Changements globaux en Afrique durant le Quaternaire : passé, présent, futur. *INQUA/ASEQUA symposium international*, Dakar, 21-28 avril 1986. Paris, France, Éditions de l'ORSTOM, coll. Travaux et documents, 197, 375-379.

Rabinowitz D., 1978. Dispersal properties of mangrove propagule. *Biotropica*, 10 (1): 47-57. <https://doi.org/10.2307/2388105>

Steinke T. D., 1975. Some factors affecting dispersal and establishment of propagules of *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. *In*: Walsh G. E., Snedaker S. C., Teas H. J. (eds). *Proceedings of the International Symposium on Biology and Management of Mangroves*. Gainesville, USA, University of Florida, 402-414.

Taibi A. N., Ballouche A., Barry M. E. H., 2014. La mangrove du bas delta du Fleuve Sénégal en Mauritanie. Caractérisation d'une dynamique progressive aux ressorts mal connus. *In* : Les zones humides de Madagascar. Communication au congrès, Antsirabe, Madagascar, juin 2014, Centre national de recherches en environnement (CNRE). <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01108353>

Valiela I., Bowen J. L., York J. K., 2001. *Mangrove Forests: One of the World's Threatened Major Tropical Environments*. *Bioscience*, 51: 807-815.

Vieillefon J., 1977. *Les sols des mangroves et des tannes de Basse Casamance (Sénégal)*. Paris, France, Éditions de l'ORSTOM, coll. Mémoires, 83, 298 p. https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/pleins_textes_2/memoires/08698.pdf

Wilkie M. L., Fortuna S., 2003. Status and trends in mangrove area extent worldwide. Rome, Italy, FAO, Forest Resources Assessment Working Paper, 63. <http://www.fao.org/3/j1533e/j1533E00.htm>

Lombard *et al.* – Contribution des auteurs

| Rôle du contributeur | Noms des auteurs |
|---|-------------------------------------|
| Conceptualisation | J. Andrieu, F. Lombard |
| Gestion des données | F. Lombard, L. Descroix |
| Analyse formelle | J. Andrieu |
| Acquisition du financement | J. Andrieu |
| Enquête et investigation | J. Andrieu, F. Lombard, L. Descroix |
| Méthodologie | J. Andrieu |
| Gestion de projet | J. Andrieu |
| Ressources | L. Descroix |
| Logiciels | J. Andrieu, F. Lombard |
| Supervision | J. Andrieu |
| Validation | J. Andrieu, F. Lombard |
| Visualisation | J. Andrieu |
| Écriture – Préparation de l'ébauche originale | J. Andrieu |
| Écriture – Révision et édition | J. Andrieu, F. Lombard, L. Descroix |

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

Estimation of red deer population and its impact on Tugay forest ecosystem in the Lower Amu Darya State Biosphere Reserve, Uzbekistan

Daniel CORNELIS^{1,2}
Elena KAN³
Valéry GOND^{1,2}
Jean-Daniel CESARO^{4,5,6}
Régis PELTIER^{1,2}

¹ CIRAD
UR Forêts et Sociétés
Campus de Baillarguet
34398 Montpellier
France

² Forêts et Sociétés
Univ Montpellier
CIRAD
Campus international de Baillarguet
Montpellier
France

³ NGO KRASS
14 Khamid Olimjan street
220100 Urgench
Uzbekistan

⁴ CIRAD
UMR SELMET
Campus de Baillarguet
34398 Montpellier
France

⁵ UMR SELMET
Univ Montpellier
CIRAD
Campus international de Baillarguet
Montpellier
France

⁶ ISRA-CRA
Dispositif en partenariat Pôle
Pastoralisme et zones sèches
Saint-Louis, Richard-Toll
Sénégal

**Auteur correspondant /
Corresponding author:**
Régis PELTIER –
regis.peltier@cirad.fr



Photos 1 & 2.
Vegetation Units – Dense Forest: trees cover \geq 60% (photo top);
Semi-Open Forest: 60% > trees cover \geq 30% (photo bottom).
Photos R. Peltier.

Doi : 10.19182/bft2020.346.a36297 – Droit d’auteur © 2020, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 20 mars 2020 ; date d’acceptation : 3 septembre 2020 ; date de publication : 25 décembre 2020.



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

Citer l’article / To cite the article

Cornelis D., Kan E., Gond V., Cesaro J.-D., Peltier R., 2020. Estimation of red deer population and impact on Tugay forest ecosystem in the Lower Amu Darya State Biosphere Reserve, Uzbekistan. Bois et Forêts des Tropiques, 346: 65-78. Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2020.346.a36297>

RÉSUMÉ

Estimation de la population de cerfs et de son impact dans l'écosystème forestier de Tugay dans la Réserve nationale de la biosphère de la basse Amu Darya en Ouzbékistan

En 2011, le Gouvernement d'Ouzbékistan a créé la Réserve nationale de la biosphère de la basse Amu Darya (LABR). Cette réserve vise la conservation du Tugay, un écosystème forestier ripicole s'étendant sur les principaux bassins fluviaux des régions sèches d'Asie centrale et confronté à des pressions anthropiques extrêmes. La LABR a réintroduit le cerf de Boukhara (*Cervus hanglu bactrianus*), une sous-espèce endémique en Asie centrale dont la population s'est fortement réduite au cours du XX^e siècle. Le projet de développement de la LABR vise à fournir un appui opérationnel aux autorités ouzbekes dans le cadre de leur candidature pour rejoindre le Réseau mondial des réserves de la biosphère. Sollicité par la GIZ (Société allemande pour la coopération internationale), le CIRAD a été chargé de fournir une évaluation scientifique de la population de cerfs dans la LABR, à l'aide d'une méthode reconnue à l'échelle internationale, afin de formuler des recommandations permettant d'assurer un mode de gestion durable sur les plans écologique et socio-économique. L'inventaire de la population de cerfs de Boukhara a démarré en octobre 2019 sur une zone d'étude de 88 km² selon des transects parallèles rectilignes de 65 km de longueur espacés de 1 400 m. L'inventaire a dénombré 127 observations d'individus ou de troupeaux pour un total de 336 individus observés. Les données ont été analysées à l'aide de l'application DISTANCE 7.3. Les taux de rencontre s'établissent à 1,95 observation/km et 5,17 individus/km. La densité estimée est de 24 cerfs/km² et la population totale est estimée à 2 112 individus [1 320 – 3 344, 95 % CI]. La proportion d'arbres morts, mourants ou gravement compromis est estimée grossièrement à 10 %, et la proportion d'arbres ayant de bonnes chances de survie à 15 %. Dans la zone centrale sud de la LABR, une forte proportion de plantules et de rejets était broutée au point de stopper la régénération. Maintenir une densité de population de 24 cerfs/km² dans la zone centrale sud semble ainsi incompatible tant avec la conservation de l'écosystème de la forêt de Tugay qu'avec la coexistence sans heurts des cerfs avec les populations humaines jouxtant la réserve. Les possibilités permettant d'alléger la pression des cerfs comprennent le transfert sur la zone centrale nord de la LABR ou d'autres zones, et la régulation de la population de cerfs. La densité actuelle est trop élevée pour assurer une bonne conservation de l'espèce à l'échelle locale, même si la population de cerfs est globalement soumise à de fortes pressions à l'échelle de l'Asie.

Mots-clés : *Populus diversifolia*, *Cervus hanglu bactrianus*, écosystèmes ripicoles, cerf de Boukhara, méthode de comptage pédestre par échantillonnage de distances, réserve de la biosphère, Tugay, Karakalpakstan, Ouzbékistan.

ABSTRACT

Estimation of the red deer population and its impact on the Tugay forest ecosystem in the Lower Amu Darya State Biosphere Reserve, Uzbekistan

In 2011, the Government of Uzbekistan established the Lower Amu Darya State Biosphere Reserve (LABR). This reserve aims to conserve the Tugay, an endangered riparian forest ecosystem straddling the main rivers of Central Asia's drylands, which is under extreme anthropogenic pressure. The LABR has reintroduced Bukhara red deer (*Cervus hanglu bactrianus*), a subspecies endemic to Asia whose numbers declined severely over the 20th century. The LABR development project aims to provide operational support to the Uzbek authorities for their application to join the World Network of Biosphere Reserves. GIZ (German Society for International Cooperation) requested CIRAD to provide a science-based estimate of the deer population in the LABR, using an internationally recognized method, and to issue recommendations to ensure ecologically and socio-economically sustainable management. The survey of the Bukhara red deer population began in October 2019. The study area covered 88 km². The survey design consisted of 12 parallel straight lines 1400 m apart; the total transect length was 65 km. During the count, 127 observations of individuals or herds were made and a total of 336 individuals were observed. The data were analysed using DISTANCE 7.3 software. The encounter rates were 1.95 obs./km and 5.17 animals/km. The estimated density was 24 deer/km² and the estimated total population was 2,112 deer [1,320 - 3,344, 95% CI]. The proportion of dead, dying or severely affected trees was roughly estimated at 10%, and the proportion of trees affected but with a good chance of survival at 15%. In the southern core area of the LABR, a very high proportion of seedlings and suckers was being eaten and the forest is no longer regenerating. Maintaining a population of 24 deer/km² in the southern core area of LABR clearly seems incompatible with either the conservation of the Tugay forest ecosystem or the peaceful coexistence of deer with human populations adjacent to the LABR. Options to mitigate deer pressure include translocation to the northern core area of the LABR or other areas, and regulation of the deer population. The density is too high to ensure effective preservation of the species locally, although the deer population is under severe pressure in Asia as a whole.

Keywords: *Populus diversifolia*, *Cervus hanglu bactrianus*, Riparian ecosystems, Bukhara Red Deer, distance sampling foot count method, Biosphere Reserve, Tugay, Karakalpakstan, Uzbekistan.

RESUMEN

Estimación de la población de ciervos e impacto en el ecosistema del tugai de la reserva de la biosfera del bajo Amu Daria, en Uzbekistán

En 2011, el Gobierno de Uzbekistán creó la reserva de la biosfera del bajo Amu Daria (LABR). Esta reserva tiene como objetivo conservar el tugai, un ecosistema forestal ribereño en peligro que se encuentra en las zonas secas de las cuencas de los ríos principales de Asia Central, que están sufriendo una presión antropogénica extrema. La LABR reintrodujo el ciervo de Bujará (*Cervus hanglu bactrianus*), una subespecie endémica a Asia cuya población sufrió un importante descenso durante el siglo XX. El proyecto de desarrollo de la LABR pretende proporcionar soporte operacional a las autoridades uzbeques en su demanda de integración a la Red Mundial de Reservas de la Biosfera. A petición de la GIZ (Sociedad Alemana de Cooperación Internacional), el CIRAD realizó una estimación con base científica de la población de ciervos en la LABR, utilizando un método internacionalmente reconocido y proporcionando recomendaciones para garantizar una gestión sostenible desde los puntos de vista ecológico y socioeconómico. El seguimiento de la población de ciervos de Bujará se inició en octubre de 2019. El área de estudio abarcó 88 km². El diseño del seguimiento consistió en 12 líneas rectas paralelas separadas 1 400 m; la longitud total del transecto era de 65 km. Durante el conteo se realizaron 127 observaciones de individuos o manadas, y se avistó un total de 336 individuos. Los datos se analizaron mediante el software DISTANCE 7.3. Las tasas obtenidas son de 1,95 obs./km y 5,17 animales/km. La densidad estimada fue de 24 ciervos/km² y la población total estimada fue de 2 112 ciervos [1 320 - 3 344, 95 % CI]. La proporción de árboles muertos, murientes o severamente afectados se estimó en el 10 % aproximadamente, y la proporción de árboles afectada pero con una buena probabilidad de supervivencia fue del 15 %. En la zona del núcleo sur de la LABR, una proporción muy elevada de semillas y chupones son comidas y, por tanto, el bosque no se regenera. El mantenimiento de una población de 24 ciervos/km² en el sur de la LABR parece claramente incompatible con la conservación del ecosistema del tugai o con la coexistencia pacífica de ciervos y poblaciones humanas adyacentes a la LABR. Las opciones para mitigar la presión de los ciervos incluyen su desplazamiento hacia el norte de la LABR o hacia otras áreas, así como la regulación de su población. La densidad es demasiado alta para preservar localmente y de forma adecuada a las especies, a pesar de que la población de ciervos se encuentra bajo una fuerte presión en Asia.

Palabras clave: *Populus diversifolia*, *Cervus hanglu bactrianus*, ecosistemas de ribera, ciervo de Bujará, método de muestreo a distancia por conteo andando, reserva de la biosfera, tugai, Karakalpakstan, Uzbekistán.

Introduction

In 2011, the Government of Uzbekistan established the Lower Amu Darya State Biosphere Reserve (LABR). This protected area aims to conserve the Tugay, an endangered riparian forest ecosystem straddling the main rivers of Central Asia which is facing extreme anthropogenic pressure (Saiko and Zonn, 2000; Schlüter and Herrfahrdt-Pähle, 2011). The former Baday-Tugay Natural Reserve, integrated as the core zone of LABR, is also home to a reintroduced population of Bukhara red deer (*Cervus hanglu bactrianus*), a subspecies endemic to Asia, whose range was severely reduced over the 20th century (Pereladova, 2013).

At present, LABR is only recognized under Uzbek law. Despite the inclusion of “Biosphere Reserve” in its name, LABR’s status has not been officially recognized by the UNESCO Man & Biosphere (MAB) Programme. To join the World Network of Biosphere Reserves, national authorities must meet several criteria regarding the reserve and its management (Reimov and Pulatov, 2016).

The project, called “*Ecosystem-based land use and preservation of ecosystems in the lower section of the Amu Darya*” and operated by GIZ (2018-2020), aims to provide Uzbek authorities operational support to submit an official application to join the network.

In this context, GIZ requested CIRAD to produce a land use – land cover map of LABR and its immediate vicinity with a 30-year retrospective analysis (1988-2018) (Cesaro *et al.*, 2019). This product will provide policymakers and institutions a comprehensive understanding of land cover change and interactions between actors and factors of land use changes. This product also will provide a functional management and planning tool to the LABR teams.

GIZ also requested CIRAD to provide a science-based estimate of the deer population ranging in LABR using an internationally recognized method, and to provide recommendations aiming to ensure ecologically and socio-economically sustainable management. The survey of the Bukhara

red deer population was implemented in October 2019 (Cornelis *et al.*, 2020).

The Bukhara deer in Central Asia and Uzbekistan

Taxonomy

Bukhara deer is an endemic form of red deer inhabiting riverine woods and thickets in Kazakhstan, Tajikistan, Turkmenistan, Uzbekistan and northern Afghanistan. For many years, the Bukhara deer (along with European, North African and North American red deer) was considered to be a subspecies of a single red deer species (*Cervus elaphus*) under the following nomenclature: *Cervus elaphus bactrianus* Lydekker, 1900 (Marmazinskaya, 2012).

Recent genetic analysis of the *Cervus* group suggested that deer populations from Bukhara region (*C. e. bactrianus*), Yarkand-Tarim region in Xinjiang, China (*C. e. yarkandensis*) and Indian Kashmir (*C. e. hanglu*) form a full taxonomic group (Lorenzini and Garofalo, 2015; Mukesh *et al.*, 2015; Kumar *et al.*, 2016). Lorenzini and Garofalo (2015) suggested their elevation to the status of species, recognized as the Tarim red deer (*Cervus hanglu* Wagner, 1844). On this basis, *Cervus hanglu* was elevated to the species level in the framework of the IUCN Red List assessment in 2016. At that time, the total population size of Tarim red deer was approximately 2,500 individuals (Brook *et al.*, 2017).

The last nomenclature thus considers the Bukhara deer as a subspecies of Tarim red deer (*Cervus hanglu*), referred to as *C. h. bactrianus*. It is worth noting that Brook *et al.* (2017) emphasize that future clarification on genetic relatedness and a more formal morphological description may lead to further revisions to the taxonomy of this provisional subspecies. For the purpose of this article, we will use the term “Bukhara deer” in reference to the subspecies *Cervus hanglu bactrianus* (previously named *Cervus elaphus bactrianus*).



Photos 3 & 4.

Vegetation Units – Open Forest: 30% > trees cover \geq 10% (photo left);
Dense Steppe: shrubs and grass cover \geq 60%, 10% > trees cover (photo right).
Photos R. Peltier.

**Photos 5 & 6.**

Vegetation Units - Semi-Open Steppe: 60% > shrubs and grass cover \geq 30%, 10% > trees cover (photo left); Open Steppe: 30% > shrubs and grass cover, 10% > trees cover (photo right).
Photos R. Peltier.

Descriptive notes

The Bukhara deer is a relatively small deer (skull length 390 mm; shoulder height 120 cm), with medium-size antlers weighing between 3.4 and 5.5 kg (Geist, 1998). In contrast with other forms of red deer, antlers usually have no crown, which is considered a primitive morphological trait relative to *Cervus elaphus* species (Pereladova, 2013). Unlike western red deer populations, which emit low-pitched vocalizations during rut, Bukhara deer emit a high-pitched bugle, similar to the call of other Asian (sika) and American (wapiti) populations (Geist, 1998).

Bukhara deer inhabit riparian-forested corridors surrounded by desert and steppe environments. Some significant groups of *C. h. bactrianus* inhabit reed bushes with very limited tree cover (Marmazinskaya, 2012). Although the main habitats of Bukhara deer are riparian forests, their diet includes grasses, sedges, shrubs and tree shoots. Their diet is very limited most of the year (e.g., when inhabiting reeds and bushes) (Pereladova, 2013). Comparative

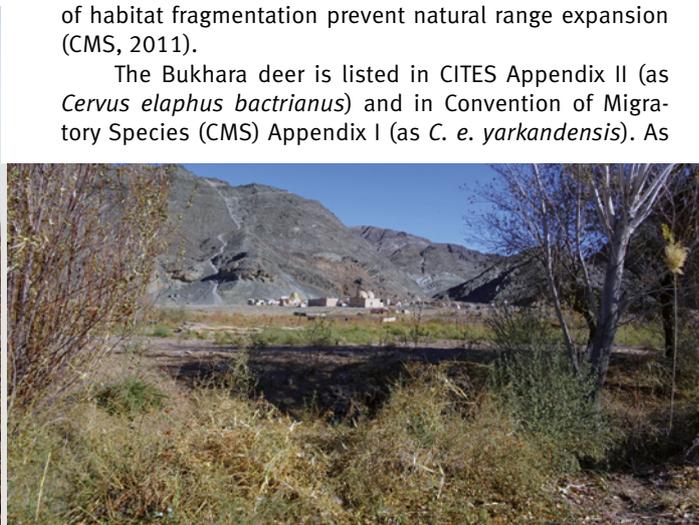
analyses with other red deer populations have shown that Bukhara deer possess specific physiological adaptations to the arid conditions of Central Asia, most notably to the very limited supply and quality of food resources.

Although Bukhara deer populations do not undertake regular seasonal migrations, some populations were reported to leave their usual home range in response to intra-specific competition or temporary unavailability of their habitat (e.g., seasonal flooding) (Pereladova, 2013). Since about 30 to 50% of all populations were estimated to migrate every year and to cross national borders, the Bukhara deer was registered in the International Convention on Migratory Species (CMS or Bonn Convention) in 2002 (see below).

International and national status of Bukhara deer

The Bukhara deer is threatened by the conversion of natural habitats, alteration of local water systems (irrigation, dam building), and illegal hunting (Wilson and Mittermeier, 2011; Pereladova, 2013; Vagg, 2015). High levels of habitat fragmentation prevent natural range expansion (CMS, 2011).

The Bukhara deer is listed in CITES Appendix II (as *Cervus elaphus bactrianus*) and in Convention of Migratory Species (CMS) Appendix I (as *C. e. yarkandensis*). As

**Photos 7 & 8.**

Vegetation Units – Agriculture (photo left); Rocky areas (photo right).
Photos R. Peltier.

mentioned above, the Bukhara deer was recognized until recently as a *Cervus elaphus* subspecies and the taxonomic revision published by the International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN) now recognizes it as *Cervus hanglu bactrianus* (Brook *et al.*, 2017). Under this new nomenclature, the IUCN status of Bukhara deer is currently assessed as “Least Concern” (LC). To our knowledge, the Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES) and CMS have not yet endorsed or updated the taxonomic revision (*Cervus hanglu bactrianus*) proposed by IUCN (Brook *et al.*, 2017). As already noted by Mallon (2013), such taxonomic and nomenclatural issues in the region have potential implications for CITES.

At a regional (central Asian) level, the Bukhara deer is listed in the Red Data Books of all range countries (CMS, 2011). A CMS MoU on “Conservation and Restoration of Bukhara Deer” came into effect in 2002 and was signed by Kazakhstan, Tajikistan, Turkmenistan and Uzbekistan, the CMS Secretariat, the WWF and the International Council for Game and Wildlife Conservation (CIC) (CMS, 2016). The MoU provides an intergovernmental framework for governments, scientists and other stakeholders to monitor and coordinate ongoing conservation efforts (Vagg, 2015). In addition, an action plan has been established, aiming to, inter alia, restore the range and number of suitable habi-

tats for the subspecies (CMS, 2002). *C. e. bactrianus* is listed in the Red Data Book of Uzbekistan, where it has been assessed as “endangered” (Azimov *et al.*, 2009).

Distribution range and abundance

Historically, Bukhara deer inhabited all river valleys of the Amu Darya and Syr Darya basins, as well as the valleys of several minor rivers in Central Asia (Pereladova, 2013). Their range strongly contracted during the 19th and 20th centuries because of land conversion (for agriculture) and poaching (Brook *et al.*, 2017). Bukhara deer had disappeared from the Syr Darya basin by 1900 and the total population consisted of 350-500 individuals in the mid-1960s (Brook *et al.*, 2017). From the 1970s, special reserves were established for the protection of Bukhara deer in Central Asia, and populations were restored in parts of their former range. By 1989, there were about 900 deer distributed in 13 populations/groups, but populations contracted again to about 350 individuals after the breakup of the former Soviet Union due to the resurgence of poaching (Pereladova, 2013). Following restoration activities undertaken from the 2000s onwards, the population of Bukhara deer increased to a total of 1,900 individuals in Uzbekistan, Kazakhstan, Turkmenistan and Tajikistan by 2011 (Pereladova, 2013), and to 2,700 by 2015 (Pereladova pers. com. to Brook *et al.*, 2017) (figure 1).

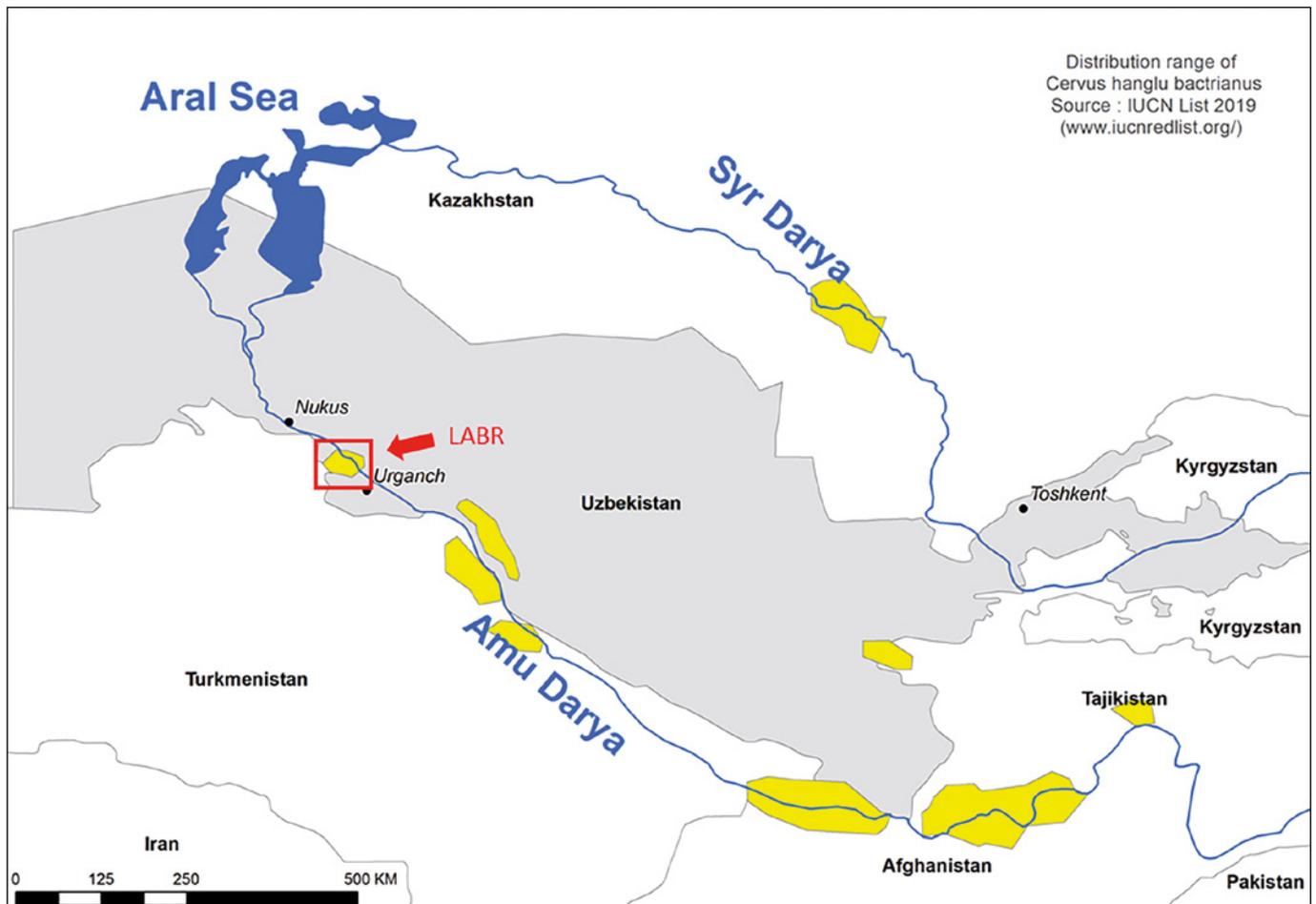


Figure 1.
 Current distribution of free range Bukhara deer population (Brook *et al.*, 2017).

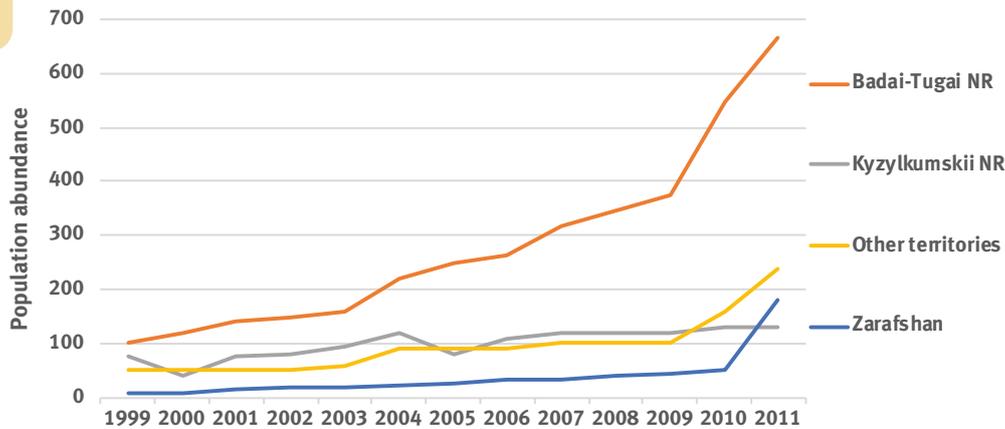


Figure 2. Estimation of population trends of Bukhara deer in Uzbekistan (Pereladova, 2013).

In Uzbekistan, the creation of national reserves and a reintroduction programme initiated in the 1970s made it possible to rebuild several populations. Bukhara deer are now found in the LABR (former Baday-Tugay State Nature Reserve), Kyzylkum and Zarafshan (syn: Veravshan) State Nature Reserves as well on other scattered areas. Some of these populations are shared with Turkmenistan or Tajikistan. According to the last published estimate (Pereladova, 2013), the Bukhara deer population in Uzbekistan was estimated at 1,200 individuals in 2011.

In LABR, the restoration of Bukhara deer population started in 1976 with a reintroduction of four individuals (one male and three females) from Romit State Nature Reserve in Tajikistan (Pers. Com.: Kayrbek Musrepov (science officer), Aziz Matkurbanov (LABR ranger) and Mukhabbat Kamalova (GIZ)). Nine additional individuals were introduced in 1979 (sex not specified). To our knowledge, there were no further introductions, and the current population originates from these 13 individuals. These individuals were provisionally kept in a holding pen (2.7 ha) located in LABR. We do not have information on the release process in LABR.

The methodology used to estimate deer population in LABR. From interviews conducted with the field teams, it appears that road counts made by car have been carried out annually, according to a standardized methodology (count implemented along about 40 km of tracks in a 100-metre strip on either side of the track, repeated three times, and averaged).

Hypothesis and object of the study

The first field observations (Gond *et al.*, 2019) and land-cover mapping (Cesaro *et al.*, 2019) showed that the vegetation in the Baday-Tugay core zone was deteriorating. On the other hand, the precise number of deer sheltered in this area was not known. The hypothesis that this degradation of the vegetation could be caused by an over-density of deer was therefore posed. To verify this hypothesis, an accurate count of the number of animals was programmed, the methodology and results of which are the subject of this article. The outputs of the study also will be used to complete the file to apply to the World Network of Biosphere Reserves recognized by the UNESCO MAB Programme.



Photos 9 & 10. Vegetation Units – Bare Soil (photo left); Water (photo right). Photos R. Peltier.

Information on population trends were published by Pereladova (2013) and cover the period 1999-2011. During this period, results show an average annual increase of 18%, with an upward trend from 2010 onwards (figure 2). The latest population count (2011) estimates the population at 666 individuals. According to these figures, LABR hosts over 50% of the total population of the country.

The authors did not have access to any publications or field reports on

Methodology

Study area: Lower Amu Darya State Biosphere Reserve & Tugay habitat

LABR (712 km²) is located in central-western Uzbekistan near the border of Turkmenistan (Lon: [N42°30'-41°30'] – Lat: [E59°40' -60°50']), and stretches along the Amu Darya River course for about 125 km in an elongated, SE-NW oriented shape. The area has a continental and desertic climate, with cold influence of the Arctic and Siberian fronts and a large range in temperature (Nukus: -11 to 36°). Annual rainfall ranges from 100 to 150 mm and occurs from autumn to spring, while summer weather is dry and hot. Le Houérou (2005) classifies the vegetation in Mediterranean biomes and the phytogeographic entity as Aralo-Caspian. The history of the reserve dates back to 1971 with the creation of the Baday-Tugay State Reserve for deer conservation. This Reserve was extended in 2011 by the creation of LABR to protect the Tugay habitat.

The zonation of LABR includes a transition area (human activities), a buffer zone (restricted human activities) and a core area (nature protection). The core area consists of two separate large zones, the Northern core (Nazarkhan: 33 km²) and the Southern core (Baday-Tugay: 77 km²), with ends

spaced 25 km apart and a small central core (Jumurtau). Core areas are not inhabited. The boundaries of the Southern core correspond to those of the former Baday-Tugay State Reserve, within which deer were reintroduced in the early 1970s and where the current deer population is mainly confined today because of agricultural activities in the South of Baday-Tugay and of absence of vegetation (rocky steppe) and industrial activities (cement plant and quarry) in the North of Baday-Tugay (figure 3).

All of the core areas are covered with natural or degraded vegetation. Natural vegetation is composed of Tugay, a form of riparian forest or woodland associated with fluvial and floodplain areas in arid climates (Gintzburger *et al.*, 2003). This floodplain ecosystem, which is endemic to Central Asia, has been strongly degraded due to land conversion, forest fires, and groundwater lowering resulting from intensive irrigation and dam construction. Within the Amu Darya basin, about 90% of Tugay ecosystems have been lost since the 1930s (Kuz'mina and Treshkin, 2012; Marmazinskaya, 2012). LABR thus hosts one of the last relict riparian Tugay fragments, which highlights the strategic importance of the Reserve for the conservation of natural habitats and species of Uzbekistan.

The remains of the Tugay forests located along the Amu Darya River are fragmented and suffer extreme pressure

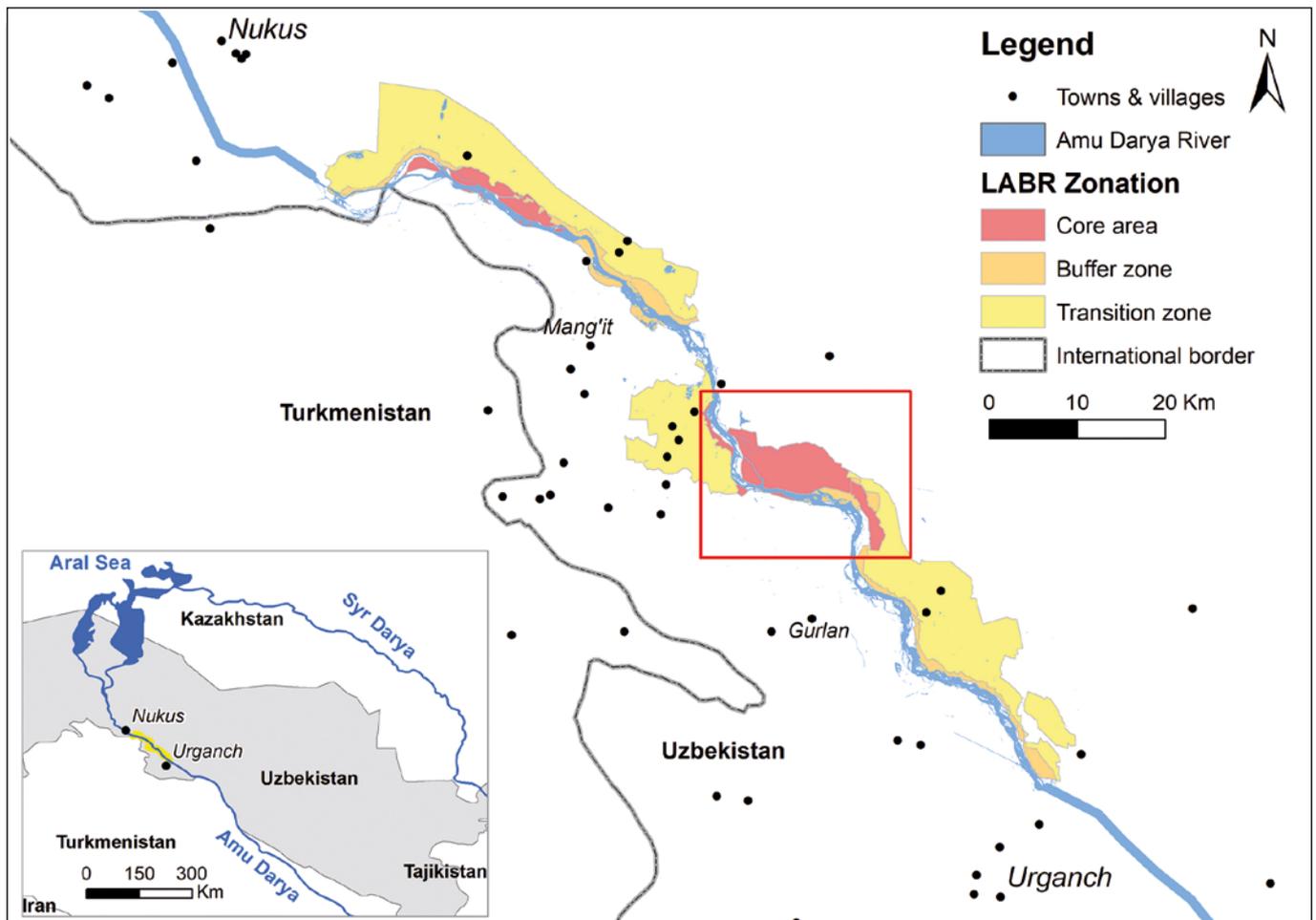


Figure 3. The study area is delimited by the red square on the LABR zonation map (zone limits are being changed).

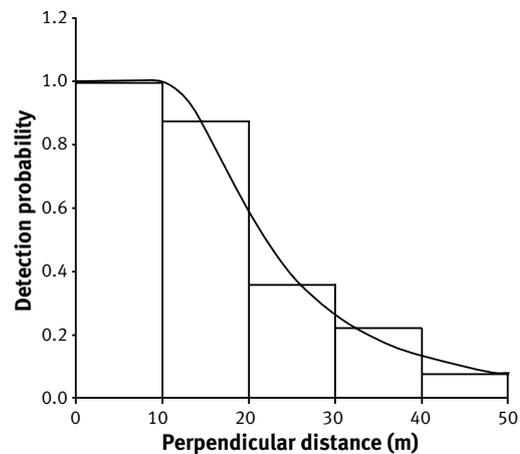
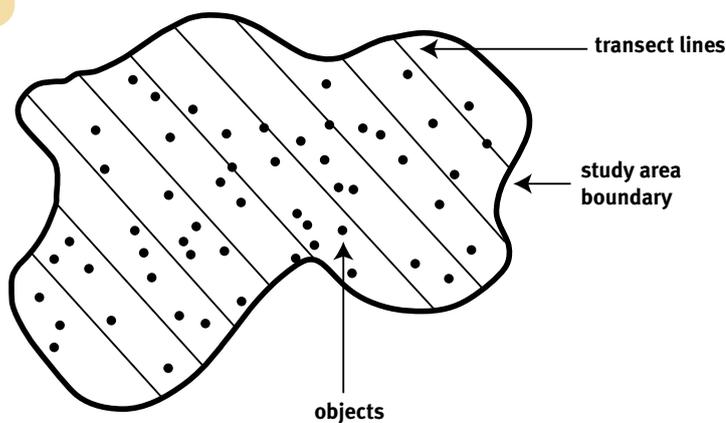


Figure 4. Principles of the distance sampling method (Buckland *et al.*, 2015).

from expanding intensive irrigated agriculture. Woody Tugay contains different species of poplars (*Populus pruinosa*, *P. diversifolia*). The understory is generally composed of *Tamarix* sp., *Phragmites communis* and *Typha* sp. associated with a plant community with dominant xero-halophytes (*Karelinia caspia*, *Limonium otoplepis*, etc.) and true halophytes species (*Aeluropus littoralis*, *Climacoptera turcomanica*, etc.). Woody vegetation structure is organized with a fragmented canopy at 10-12 m and an understory at 2-4 m. The vegetation units of the map of LABR produced by CIRAD (Cesaro *et al.*, 2019; Gond *et al.*, 2019) are illustrated in photos 1 to 10.

Deer census methodology

Distance sampling method

The deer population was estimated using the distance sampling foot count method (Buckland *et al.*, 2005, 2015). Distance sampling is a widely used methodology for estimating animal density or abundance. This method is based on the sampling of objects (in this case animals) detected along a linear path called the transect line or transect (figure 4, left).

This method takes into account the fact that individuals are not equally detectable by the observer. A key underlying concept is that the probability of detecting an animal decreases as its distance from the observer increases. In other words, the probability of observing an animal 50 m from the transect is lower than the probability of observing an animal 20 m from the transect. Much of distance sampling methodology consists of modelling the probability of detecting an animal given its distance from the transect and thus estimating the proportion of animals not detected (figure 4, right).

While walking straight along transect lines, observers take note of animals detected on either side of the transect (species and number) as well as the following two parameters (figure 5):

- the radial distance (r) between the observer and the animal at the time of detection;
- the angle of view (θ) between the walking line and the observer-animal line.

In this study, radial distances were measured using a laser rangefinder (Bushnell) and angles using a direct-sight compass (Suunto KB14) (figure 5).

Deer survey in LABR

The extent of the survey area was defined not on the basis of administrative boundaries, but by considering the extent of natural vegetation present in the core area of LABR and in its immediate vicinity where rangers knew deer were present. On this basis, the study area was 88 km².

The survey design consisted of 12 parallel straight lines spaced 1,400 m apart, oriented north and south. A 13th transect oriented NW-SE was designed on the Jumurtau zone (figure 6). The total transect length was 65 km (average length: 5 km, max: 7.6 km).

The survey took place between 24 and 29 October 2019. Each transect was covered once and observations took place in the morning,

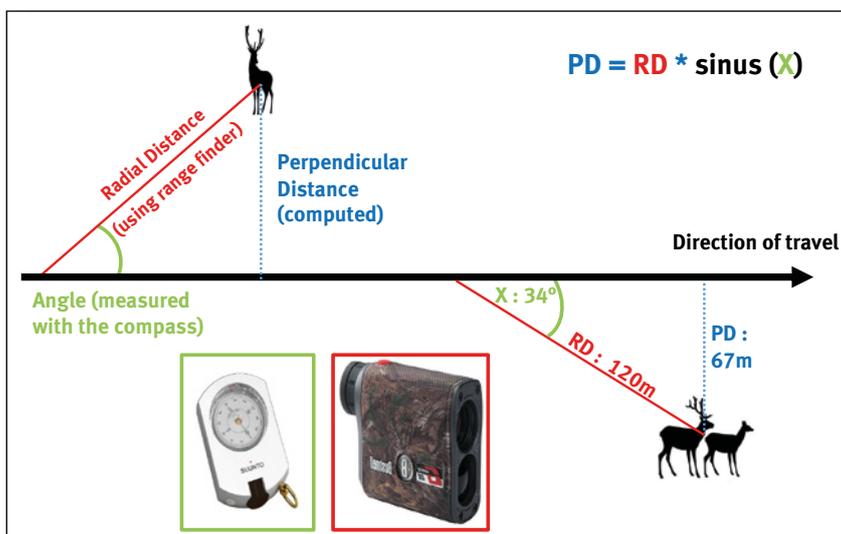


Figure 5. Principles of data collection.

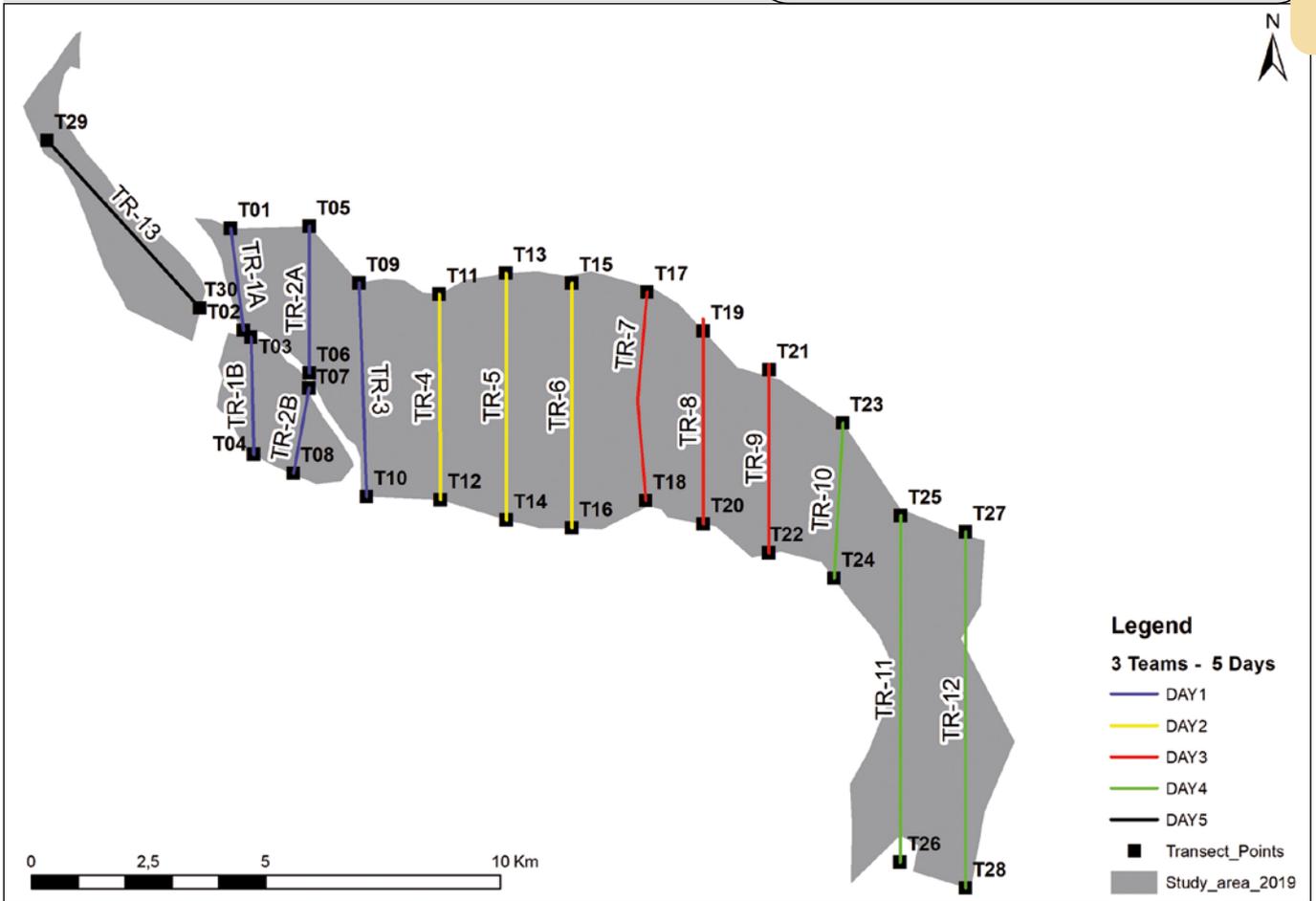


Figure 6.
 Survey design of LABR distance sampling foot count.

starting between 7:30 and 8:00 (sunrise during the survey period occurred from 7:10 to 7:20). The average duration of the morning observations was 2h20.

Census teams consisted of three persons (one team leader and two observers) walking in line and separated by 3 to 5 m from the next team member. Before the count, the teams were trained to manipulate their instruments (compass, GPS, rangefinder) and fill in the datasheet (photo 11). The team leader was in charge of navigation (using a GPS) and of data recording as recommended by Jachmann (2001). Both observers spotted, identified and counted in all directions (using compass, rangefinder and binoculars) as precisely as possible the animals encountered.

Data analysis

During the count, 127 observations of individuals or herds were made and a total of 336 individuals were observed (average group size: 2.5 individuals, maximum: 10 indiv.). Data were analysed using DISTANCE 7.3 software (Thomas *et al.*, 2010). A size-bias regression was applied by regressing cluster size against estimated $g(x)$. A right truncation was applied to exact distance measurements by discarding the largest 5 percent of distances. Several contacts were probably missed at zero distance from the transect line, particularly in the dense thickets of transects n°11 and 12. However, no correction was applied to the model to account for $g(0) < 1$.

The estimated Effective Strip Width (ESW) was 216 meters and the sampling rate was therefore 31% of the study area (2 x 216 m/1,400 m). The detection function was modelled using a half-normal model with cosine adjustment of order 2.



Photo 11.
 Illustration of field data collection.
 Photo D. Cornelis.

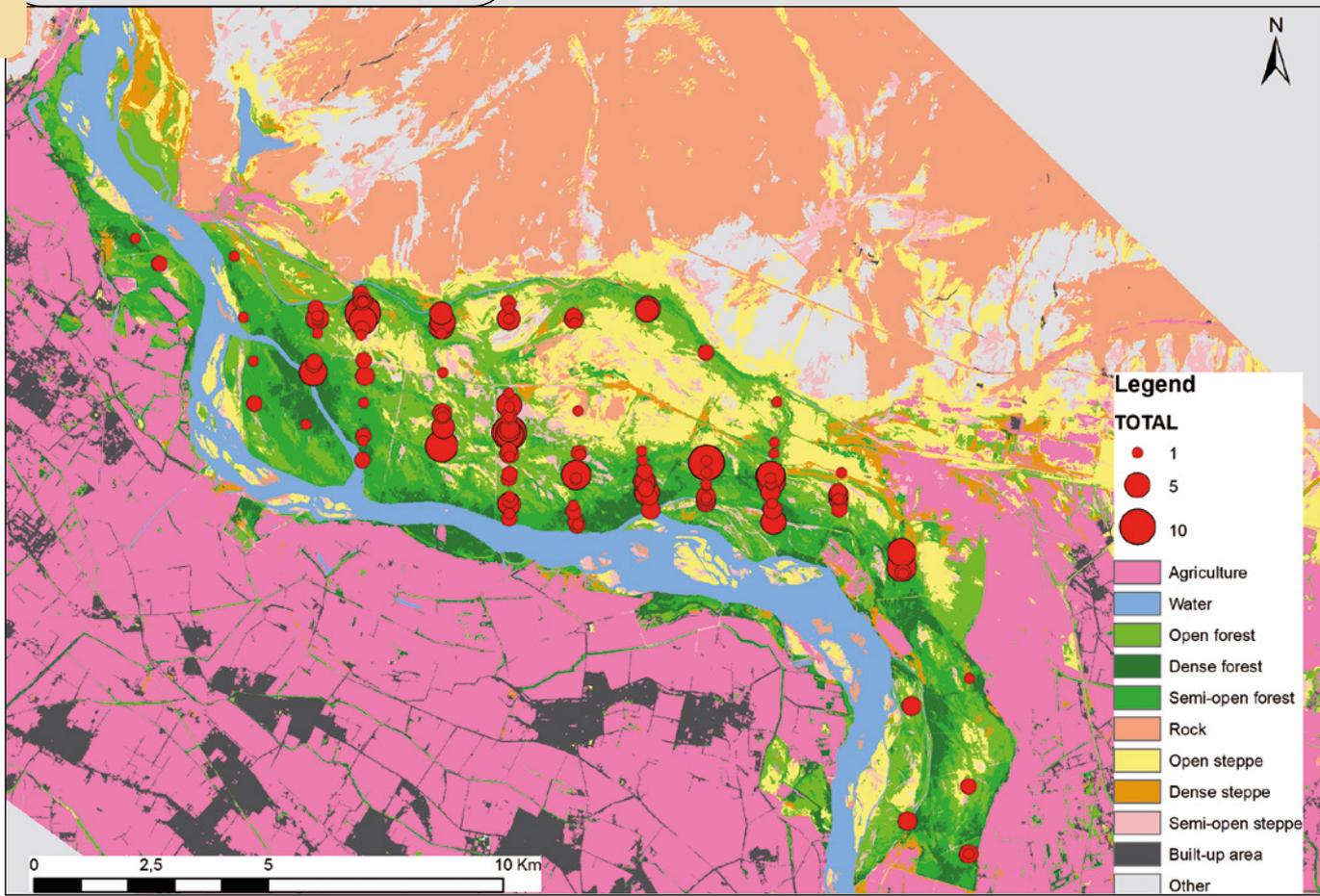


Figure 7.

Spatial distribution of deer observations during the 10/2019 survey, reported on the map of land occupation made by A. Jolivot (Cesaro *et al.*, 2019).

Additional field observations: Vegetation dynamics

During fieldwork in the Southern core area of LABR (Baday-Tugay), where the bulk of the deer population ranges, the mission team was very surprised by the intensity and extent of damage caused by deer to natural vegetation, especially to forest regeneration. No specific sampling of the damage was undertaken during the mission. However, the proportion of trees severely affected, dead or dying was roughly estimated.

of trees affected but with a good chance of survival at 15%. In the Southern core area of LABR, a very high proportion of the seedlings or suckers are being eaten (photo 13) and the forest is thus no longer being regenerated.

Such a situation strongly contrasts with vegetation dynamics in the Northern core area of LABR where deer are currently absent and where forest regrowth is clearly visible (photos 14 & 15).

Results

The analysis returns a density estimate of 24 Bukhara deer per square kilometre in a range between 15 and 38 (respectively minimum and maximum 95% confidence interval) (Cornelis *et al.*, 2021). This figure carried over to the total surface area (88 km²) gives a total population estimate of 2,112 deer [1,320 – 3,344, 95% CI]. An overlay of the vegetation map and the location of deer observations show a clear preference for forest areas, and an avoidance of steppe areas, at least at the time and period of year when the study was conducted (figure 7). The encounter rates are 1.95 obs./km and 5.17 animal/km.

The proportion of trees severely affected, dead or dying (photo 12) was roughly estimated at 10%, and the proportion

Discussion

The distance sampling foot count in LABR implemented in October 2019 returned an estimate of 2,112 Bukhara red deer [1,320 – 3,344, 95% CI]. Producing accurate population estimates using this method requires a minimum of 60 to 80 contacts per survey (Buckland *et al.*, 2005, 2015). In this study, the number of contacts (127 observations) was well over the minimum required to model detection functions and to obtain reliable estimates. Results show that the sampling designs (transects spaced 1,400 m apart, 2 x 216 m bandwidth) made it possible to cover 31% of the study area, which is a fairly good sampling rate. In this study, sparsely distributed herds occurring in small clusters (2.5 individuals on average) provided

favourable conditions for a line transects design. Habitats of the Southern core area also provided suitable visibility conditions for deer observations, except the dense thickets located in the south-western section (transects n°11 & 12) where a undefined number of observations were missed. In this section, the assumption of a 100% detection of the animals present at zero distance from the transect line was not respected. Consequently, our study likely underestimated the population size by a few percentage points.

Since the line transect survey method differs from those previously implemented, the 2019 estimate should not be compared with the results of those methods, or aggregated to them. Although no access to technical reports was possible during the mission, we were told on site that road counts are implemented annually in LABR. If implemented in a standardized way, this index method may be useful to detect trends in population size, but it is not appropriate to estimate absolute figures of abundance because many animals are missed.

Results show that the deer reintroduction experiment undertaken for 33 years has been a conservation success: from an initial pool of 13 animals, over 2,000 range in LABR today. However, this success hides a severe problem: the population is confined to an area of 88 km² (about 12% of LABR area) with a density of about 24 individuals/km². This figure is very high and differs in order of magnitude from those observed elsewhere in the red deer distribution range. The Southern core area of LABR (previously Baday-Tugay Reserve) is surrounded by cultivated, semi-desert or built-up areas, leaving no opportunity for the deer population to expand their range or migrate.

In LABR, the deer population currently is unregulated. The size of the area is not large enough to host predators, with the exception of jackals. Although jackals were shown to prey on young fawns, their contribution to deer regulation appears clearly insufficient. Regulated hunting is also prohibited due to

the conservation status of Bukhara deer in Uzbekistan.

This situation has ecological consequences for the deer population itself and for the Tugay ecosystem. In a context of high density, the deer population of LABR is exposed to population crashes due to climatic events and disease outbreaks. The latter risk is also likely to be amplified by strong inbreeding due to the reintroduction of a very limited number of individuals. High deer densities have very probably ecological consequences for the Tugay forest in the Southern core area of LABR, where an absence of forest regeneration due to over-browsing is observed, even though these observations must be verified by systematic inventories of vegetation, on a scientifically verifiable basis. Although forest regeneration can be compromised by other factors (ex: changes in the rainfall regime or in underground water levels), the contrast in forest regeneration dynamics observed in the Northern part of the reserve, Nazarkhan forest (where deer are absent) lets suppose the role played by deer in the forest degradation process in the core area of the Southern part of the reserve, as can be observed on the multi-year landcover monitoring maps, esta-



Photos 12 & 13.

Debarking and browsing of shoots on a poplar strain, typical of the Southern core area of LABR. Photos R. Peltier.



Photos 14 & 15.

State of natural regeneration in the Northern core area of LABR (Nazarkhan). Photos R. Peltier.

blished by Cesaro *et al.* (2019), over the period 1988-2018.

A high-density context also has strong socio-economic implications for rural populations and local authorities. Two recent studies of the socio-economic interactions between local populations (Huet, 2019; Couetil, 2020) report that many farms adjacent to LABR (e.g., Tallyk and Jumurtau villages) face severe damage caused by deer feeding on crop fields and vegetables (photo 16). Farmers therefore try to deter deer intrusions on their own with the means they have available (surveillance platforms, barriers, corn fields to feed deer, etc.). Furthermore, a total absence of regulation also generates opportunity costs for LABR and local authorities because no sustainable use of deer is made (in terms of meat, velvet, or trophies).

Conclusions and recommendations

Although the ecological carrying capacity of Central Asian riparian forest ecosystems may be higher than elsewhere in the red deer distribution range, the worrying absence of Tugay forest regeneration is symptomatic of a strong ecological imbalance. It is very important that inventories of the vegetation be carried out over the next few years to scientifically verify these observations. The Bukhara deer population should also be considered in terms of social carrying capacity (i.e., the density threshold beyond which the species generates coexistence problems with humans). As a basis for comparison, deer populations ranging in Western Europe are generally maintained below a threshold of 1.5 to 3 individuals/km² in order to limit human-wildlife conflict (damage to production forests, crops, etc.).



Photo 16.

On the border between the reserve (left) and the cultivated area (right), the farmers have installed guard posts, spaced a hundred metres apart, where they spend the night to scare the herds of deer that come to damage their crops and their pastures.

Photo R. Peltier.

Table I.

Carrying capacity of Bukhara deer in LABR core area (according to N. Marmazynskaya).

| | Area | Carrying capacity | Annual Growth |
|----------------------|--------------------|-------------------|---------------|
| Southern Core | 88 km ² | 590 deer | 106 deer |
| Northern Core | 33 km ² | 220 deer | 40 deer |

Without a relocation strategy, maintaining a population of 2,000 deer (24/km²) in the Southern core area of LABR is very probably not compatible with either the objective of conserving the Tugay forest ecosystem or the peaceful coexistence of deer with riverine populations of LABR. According to a local deer ecologist (N. Marmazynskaya), the ecological carrying capacity of Tugay ecosystems would be around a minimum of 15 ha per deer. Put differently, the Southern core of LABR could sustainably host around 6.7 individuals/km², or 590 individuals, based on an available habitat area of 88 km² (table I). Maintaining the population at this constant level would require removing around 106 animals per year from the area. Note this estimation is based on the average annual population growth rate of 18% observed in the Southern core area between 1999 and 2011.

There are several possible options (not mutually exclusive) to relieve the current pressure on the Southern core area.

Translocation towards the Northern core area of LABR

According to local carrying figures from N. Marmazynskaya, the Northern core of LABR could sustainably host around 220 individuals, based on an available habitat area of 33 km². Maintaining the population at this constant level would require removing around 40 animals per year from the area. We recommend translocating 60-80 deer towards the Northern core of LABR. On this basis, and assuming an average annual growth of 18% without population regulation, the maximum carrying capacity could be reached in 6-8 years.

Translocation towards other areas

Assessing the potential for translocating part of the deer population elsewhere in Uzbekistan or in Central Asia was outside the scope of this study. A previous assessment undertaken at the scale of Uzbekistan showed that several areas were potentially suitable for restocking deer (Marmazinskaya, 2012).

The potential for restocking other areas in Central Asia should also be urgently considered under the CMS MoU on Conservation and Restoration of

Tugay forests were studied and several massifs suitable for the Bukhara deer identified in the upper current of the Amu Darya River in the course of the project “Conservation of Tugay forests and strengthening the protected areas system in the Amu Darya Delta in Karakalpakstan”, financed by UNDP-GEF and the Government of the Karakalpakstan Republic. It is recommended that reintroduction begins to the south-east of the Aral Sea (the Amu Darya Delta and adjacent areas of the former bottom of the Aral Sea), the Akpetki Archipelago (Karabail) and the former Zholdyrbas bay. Some of the Tugay massifs at the southern margin of the Aral Sea proposed for reintroduction were included in the Nizhne-Amudaryinsky State Biosphere Reserve that was established in 2011. In Uzbekistan, promising areas for deer release are the Dalverzinskoye game management reserve (middle current of the Syr Darya River, 21,000 ha) and the Karakir sanctuary (Kyzylkum desert – extensive reed beds around lakes; groves of saxaul, Calligonum, and saltworts in the desert portion of the reserve, 30,000 ha). Positive experience of the Romit Nature Reserve allows further introduction work in mountainous areas. This can be implemented in the Surkhansky Nature Reserve - the Vandob area.

Extract from Marmazinskaya, 2012

Bukhara Deer signed by Kazakhstan, Tajikistan, Turkmenistan and Uzbekistan, the CMS Secretariat, WWF and CIC (CMS, 2016).

As mentioned above, this MoU provides an intergovernmental framework for governments, scientists and other stakeholders to monitor and coordinate ongoing conservation efforts (Vagg, 2015). In addition, an action plan has been established, aiming to, inter alia, restore the range and number of suitable habitats for the subspecies (CMS, 2002).

Regulation of the LABR deer population

In the Southern core of LABR, reducing the deer population to an ecologically and socially tolerable density implies removing 70% of the population (i.e., 1,500 animals). Part of the stock (to be defined) probably could be moved to restock other protected areas in Uzbekistan and Central Asia.

Whatever this translocation potential, regulated hunting is necessary to control natural population growth within LABR and the remaining stocked areas because not enough predators are living within the reserve. In Uzbekistan, hunting of species listed on the Red Data Book of Uzbekistan is permitted with species dispensation from the Council of Ministers (Mallon, 2013). This option should be investigated as a way to address the urgency of regulating the deer population in the absence of an appropriate legal framework. Advocacy efforts also should be developed to facilitate the adaptation of the legal framework for a review of the conservation status of Bukhara deer and allow adaptive management through hunting run by state services and/or sport hunting. A mechanism to compensate for losses incurred by the populations living in the vicinity of LABR could be put in place through the sale of by-products (meat, antler, etc.).

The method used to count deer in the Baday-Tugay area gives an estimate almost equal to the previous total estimates

in Central Asia; at the regional level, it is necessary to protect this species, but at the local level, their density is certainly too high.

Access to experience data

The dataset generated during the experience is available on Cirad dataverse:

Cornelis D., Gond V., Cesaro J.-D., Peltier R., 2021. Databases of the publication entitled: Estimation of red deer population and its impact on Tugay forest ecosystem in the Lower Amu Darya State Biosphere Reserve, Uzbekistan. CIRAD Dataverse, V1. <http://dx.doi.org/10.18167/DVN1/THSVXS>

Acknowledgements

The authors warmly thank the many people who contributed to the success of the field work and training; without them, nothing would have been possible.

First, the staff of the Tashkent GIZ office entrusted us with this project, then made it possible to clarify the terms of reference of the mission and to organize it practically; we can mention Dr. Caroline Milow, Mrs. Mukhabbat Kamalova, MM. Julian Schlubach and Jasur Shukurov.

We are deeply grateful to the staff of the NGO Krass in Urgench, without whom the field mission and capacity building would not have been possible; we can mention Mrs. Inna Rudenko and Mrs. Liliana Sin.

The staff of the reserve participated in the field operations with great interest and humour. In particular, we can mention MM. Elmurat Tleumuratov, Akilbek Tureev, Mahmud Aytimbetov, Halbay Mamutov, Kayrbek Musrepov, Jangabay Nuraliev, Aziz Matkurbanov, Joldasbay Kalmuratov, Konakbay Nuraliev, Boranbay Nuraliev, Bayram Hudaybergenov, and Atanazar Atadjanov Yangibazar reserve Director.

Finally, the Environment Committee team, despite doubts about the method we proposed, agreed to receive us and discuss with us on the way in and out of the field, and gave us green light to do our work. In particular, we can mention MM. Khalilullo Sherimbetov, Eugeniy Chernogaev, Gulshad Shadi-metova, Farrux Xuranov and Ibrahimov Musaev.

References

- Azimov J. A., Umarov N. M., Mirabdullayev I. M., Khamrayev A. Sh., Mirzayev U. T., Chiki Y. A., *et al.*, 2009. The Red Data Book of the Republic of Uzbekistan. Vol. II: Animals. Chinor ENK, 218 p.
- Brook S. M., Donnithorne-Tait D., Lorenzini R., Lovari S., Masseti M., Pereladova O., *et al.*, 2017. *Cervus hangul* (amended version of 2017 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T4261A120733024. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T4261A120733024.en>
- Buckland S. T., Anderson D. R., Burnham K. P., Laake J. L., 2005. Distance sampling. Encyclopedia of Biostatistics, 2.
- Buckland S. T., Rexstad E. A., Marques T. A., Oedekoven C. S., 2015. Distance sampling: methods and applications. New York, NY, USA, Springer, 277 p.
- Cesaro J.-D., Jolivot A., Taugourdeau S., 2019. Mapping Amu Darya's ecosystem riverbanks: Landfield mission, June 2019, Regional project for ecosystem based land use & ecosystem conservation in Lower Amu Darya. Mission report. Montpellier, France, GIZ-Cirad, 39 p.

CMS, 2002. The Memorandum of Understanding (MoU) concerning Conservation and Restoration of the Bukhara Deer. Convention on Migratory Species of Wild Animals (CMS), website. <https://www.cms.int/en/species/cervus-elaphus-yarkandensis>

CMS, 2011. First meeting of the signatories to the memorandum of understanding concerning conservation and restoration of the Bukhara deer (*Cervus elaphus bactrianus*). Bergen, Norway, EP/CMS/BKD1/Doc.6., Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals, 17 p.

CMS, 2016. *Cervus elaphus yarkandensis*. Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals. <http://www.cms.int/en/species/cervus-elaphus-yarkandensis>

Cornelis D., Gond V., Cesaro J.-D., Peltier R., 2021. Databases of the publication entitled: Estimation of red deer population and its impact on Tugay forest ecosystem in the Lower Amu Darya State Biosphere Reserve, Uzbekistan. CIRAD Dataverse, V1. <http://dx.doi.org/10.18167/DVN1/THSVXS>

Cornelis D., Gond V., Peltier R., 2020. Estimation of Bukhara red deer (*Cervus hanglu bactrianus*) population in Lower Amu Darya State Biosphere Reserve. Mission report. Montpellier, France, GIZ-Cirad, 44 p. <https://agritrop.cirad.fr/595554/>

Couetil T., 2020. Diagnostic agricole sur les rives du Bas Amu Darya. Rapport de fin d'études d'ingénieur, AgroParisTech, France, 98 p.

Geist V., 1998. Deer of the world: their evolution, behaviour, and ecology. Stackpole Books, 421 p.

Gintzburger G., Toderich K. N., Mardonov B. K., Mahmudov M. M., 2003. Rangelands of the arid and semi-arid zones in Uzbekistan. Montpellier, France, Cirad-Icarda, 426 p.

Gond V., Betbeder J., Peltier R., Marmazinskaya N. V., Khudiyarov N., Fauvet N., 2019. Expertise report for the project: "Mapping natural resources along the Amu Darya's banks in Uzbekistan and Turkmenistan", to carry out the survey of GPS points and the description of their vegetal cover in the reserve of Baday-Tugay. Regional project for ecosystem based land use & ecosystem conservation in Lower Amu Darya. Montpellier, France, GIZ-Cirad, 31 p. <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=FR2019185162>

Huet E., 2019. Study of socio-economic interactions between local populations and "The Lower Amu Darya State Biosphere Reserve": An approach by landscape analysis & Economic Valuation of Ecosystem Services of "The Lower Amu Darya State Biosphere Reserve". Master Thesis, GIZ, CIHEAM, ISTOM, 90 p.

Jachmann H., 2001. Estimating abundance of African wildlife: an aid to adaptive management. Dordrecht, The Netherlands, Kluwer Academic Publishers, 285 p.

Kumar V. P., Thakur M., Rajpoot A., Joshi B. D., Nigam P., Ahmad K., et al., 2016. Resolving the phylogenetic status and taxonomic relationships of the Hangul (*Cervus elaphus hanglu*) in the family Cervidae. Mitochondrial DNA Part A, 28 (6): 835-842. <https://doi.org/10.1080/24701394.2016.1197217>

Kuz'mina Z. V., Treshkin S. E., 2012. Riparian forests and the possibility of their modern restoration. Systematic Study of Arid Territories, Arid Ecosystems, 2 (3): 165-176. <https://doi.org/10.1134/S2079096112030080>

Le Houérou H.-N., 2005. The Isoclimatic Mediterranean Biomes: Bioclimatology, Diversity and Phytogeography. Montpellier, France, Le Houérou, 765 p.

Lorenzini R., Garofalo L., 2015. Insights into the evolutionary history of *Cervus* (Cervidae, tribe Cervini) based on Bayesian analysis of mitochondrial marker sequences, with first indications for a new species. Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research, 53 (4): 340-349. <https://doi.org/10.1111/jzs.12104>

Mallon D., 2013. Trophy hunting of CITES-listed species in Central Asia. TRAFFIC report for the CITES Secretariat, 54 p. <https://www.traffic.org/publications/reports/trophy-hunting-of-cites-listed-species-in-central-asia/>

Marmazinskaya N. V., 2012. Technical guidelines for restoration and reintroduction of the Bukhara deer in its natural environment. Worldwide Fund for Nature (WWF) & Norwegian Ministry of Foreign Affairs, 65 p. https://wwf.ru/upload/iblock/Oba/bucharadeer2012_jun_eng.pdf

Mukesh Kumar V. P., Sharma L. K., Shukla M., Sathyakumar S., 2015. Pragmatic perspective on conservation genetics and demographic history of the last surviving population of Kashmir Red Deer (*Cervus elaphus hanlu*) in India. PLoS ONE, 10 (2): e0117069. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0117069>

Pereladova O., 2013. Restoration of Bukhara deer (*Cervus elaphus bactrianus* Lydd.) in Central Asia in 2000-2011. Deer Specialist Group Newsletter, 25: 19-30.

Reimov M. P., Pulatov A. S., 2016. Some aspects of ecosystem service analysis in Lower Amudarya State Biosphere Reserve in Uzbekistan. Irrigatsiya va Melioratsiya, 2 (16): 64-69. <https://uzjournals.edu.uz/tiame/vol2016/iss2/16/>

Saiko T. A., Zonn I. S., 2000. Irrigation expansion and dynamics of desertification in the Circum-Aral region of Central Asia. Applied Geography, 20 (4): 349-367. [https://doi.org/10.1016/S0143-6228\(00\)00014-X](https://doi.org/10.1016/S0143-6228(00)00014-X)

Schlüter M., Herrfahrdt-Pähle E., 2011. Exploring resilience and transformability of a river basin in the face of socioeconomic and ecological crisis: an example from the Amudarya River basin, central Asia. Ecology and Society, 16 (1): 32. <https://doi.org/10.5751/ES-03910-160132>

Thomas L., Buckland S. T., Rexstad E. A., Laake J. L., Strindberg S., 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. Journal of Applied Ecology, 47: 5-14. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01737.x>

Vagg R., 2015. CMS family guide: the encyclopaedia of the Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals. Bonn, Germany, UNEP & CMS, 26 p. <https://www.cms.int/en/publication/cms-family-guide>

Wilson D. E., Mittermeier R. A., 2011. Handbook of the Mammal of the world. Vol. 2: Hoofed Mammals. Barcelona, Spain, Lynx Edicions, 886 p.

Cornelis et al. – Contribution des auteurs

| Rôle du contributeur | Noms des auteurs |
|---|--|
| Conceptualisation | D. Cornelis, R. Peltier |
| Gestion des données | D. Cornelis, V. Gond |
| Analyse formelle | J.-D. Cesaro, D. Cornelis |
| Acquisition du financement | R. Peltier, J.-D. Cesaro |
| Enquête et investigation | E. Kan, D. Cornelis, V. Gond, R. Peltier |
| Méthodologie | D. Cornelis |
| Gestion de projet | J.-D. Cesaro, R. Peltier, E. Kan |
| Ressources | E. Kan |
| Logiciels | D. Cornelis, V. Gond |
| Supervision | R. Peltier, D. Cornelis, E. Kan |
| Validation | D. Cornelis |
| Visualisation | R. Peltier, V. Gond |
| Écriture – Préparation de l'ébauche originale | R. Peltier, D. Cornelis |
| Écriture – Révision et édition | D. Cornelis, R. Peltier |

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

RÉSUMÉ DE THÈSE /
ACADEMIC THESIS ABSTRACT / RESUMEN DE TESIS ACADÉMICA**Conséquences de la coupe rase sur la production de racines fines, CO₂, CH₄ et N₂O jusqu'à la nappe phréatique dans une plantation d'*Eucalyptus grandis* menée en taillis sur un dispositif d'exclusion de pluie**

Amandine GERMON

RÉSUMÉ

Une meilleure connaissance de la dynamique spatio-temporelle des racines fines et des gaz à effet de serre dans les couches profondes du sol est indispensable pour identifier des pratiques sylvicoles plus durables pour les forêts plantées dans un contexte de changement climatique. Notre étude visait à évaluer les effets des coupes claires et de la sécheresse sur la production de racines fines et les flux et la production de CO₂, CH₄ et N₂O sur tout le profil de sol jusqu'à la nappe, dans des plantations d'*Eucalyptus grandis* conduites en taillis au Brésil. Les racines fines (diamètre < 2 mm) ont été échantillonnées jusqu'à une profondeur de 17 m sur un dispositif d'exclusion de pluielessivant permettant de comparer des peuplements où 37 % du pluielessivant a été exclu à l'aide de bâches en plastique (-W) avec des peuplements sans exclusion d'eau de pluie (+W). La dynamique racinaire, les flux en surface et les concentrations dans le sol de CO₂, CH₄ et N₂O ont été mesurés dans deux fosses permanentes pour les deux traitements, +W et -W, avant la coupe des arbres et ensuite en conduite en taillis. La croissance des racines fines était considérable à grande profondeur (> 13 m) pour les arbres menés en taillis et, étonnamment, la mortalité des racines fines était extrêmement faible quels que soient la profondeur et le traitement. La biomasse des racines fines, leur longueur et leur surface spécifiques étaient respectivement plus élevées d'environ 25 %, 15 % et 15 % pour le traitement -W que pour +W. Les concentrations moyennes de CO₂ et N₂O pour -W sont plus faibles de 20,7 % et 7,6 % que pour +W, et les concentrations de CH₄ pour -W sont plus élevées de 44,4 % que pour +W sur l'ensemble des profils du sol. Un modèle de diffusivité montre une production et une consommation de CO₂, N₂O et CH₄ en grande profondeur et similaire pour les deux traitements, +W et -W. La mise en place de systèmes racinaires profonds dans les forêts tropicales plantées pourrait permettre aux arbres de résister aux périodes de sécheresse attendues dans le futur. Notre étude réalisée dans des peuplements d'*eucalyptus* gérés en taillis, représentatifs de vastes zones tropicales, suggère que les émissions de gaz à effet de serre pourraient être peu influencées par les modifications de régimes de précipitations dues au changement climatique.

Mots-clés : taillis, sol tropical très profond, croissance racinaire profonde, exclusion de pluielessivant, gaz à effet de serre, *Eucalyptus grandis*, Brésil.

Consequences of clear-cutting on production of fine roots and on CO₂, CH₄ and N₂O down to the water table in coppiced *Eucalyptus grandis* stands in a throughfall-exclusion experiment

ABSTRACT

Improving our understanding of the spatiotemporal dynamics of fine-roots and greenhouse gases in deep soil layers is of key importance in identifying more sustainable silvicultural practices for planted forests in the context of climate change, and to improve biogeochemical models. Our study assessed the effects of clear-cutting and drought on fine-root production and soil CO₂, CH₄ and N₂O effluxes and production through deep soil profiles down to the water table in coppice-managed *Eucalyptus grandis* plantations in Brazil. Fine-roots (diameter < 2 mm) were sampled down to a depth of 17 m in a throughfall-exclusion experiment to compare stands in which 37% of throughfall was excluded by plastic sheets (-W) with stands without rain exclusion (+W). Root dynamics, CO₂, CH₄ and N₂O surface effluxes and concentrations in the soil were measured in two permanent pits in +W and -W treatments before clear-cutting and subsequently under coppice management. After harvesting, we observed spectacular fine root growth of coppiced trees in very deep soil layers (> 13 m) and, surprisingly, root mortality remained extremely low whatever the depth and the treatment. Fine root biomass, specific root length and specific root area were respectively about 25%, 15% and 15% higher in -W than in +W. Mean CO₂ and N₂O concentrations in -W were 20.7% and 7.6% lower than in +W, and CH₄ concentrations in -W were 44.4% higher than in +W throughout the soil profiles. A diffusivity model showed that CO₂, N₂O and CH₄ production and consumption occurred at great depths and were similar in both +W and -W treatments. Clear-cutting did not increase CO₂, N₂O and CH₄ effluxes and production regardless of the water supply regime. Establishing deep root systems in tropical planted forests could thus help trees to withstand the long drought periods expected in many tropical regions in the future. Our study suggests that coppice management might be an interesting option in tropical *E. grandis* plantations, both to improve tree tolerance to drought and to store carbon at great depth in the soil. The consequences of climate change for greenhouse gas emissions could be lessened when tropical *E. grandis* plantations are coppice-managed.

Keywords: coppice, very deep tropical soil, deep root growth, throughfall exclusion, greenhouse gases, *Eucalyptus grandis*, Brazil.

Consecuencias de la corta a hecho en la producción de raíces finas, CO₂, CH₄ y N₂O hasta el nivel freático en rodales de *Eucalyptus grandis* llevados a monte bajo en un experimento de exclusión de trascolación

RESUMEN

Mejorar nuestra comprensión de la dinámica espaciotemporal de las raíces finas y los gases de efecto invernadero en las capas profundas del suelo es un aspecto clave para identificar prácticas silvícolas más sostenibles en un contexto de cambio climático para los bosques plantados, así como para mejorar los actuales modelos biogeoquímicos. Nuestro estudio tenía como objetivo evaluar el efecto de la corta a hecho y de la sequía en la producción de raíces finas, en los eflujos de CO₂, CH₄ y N₂O al suelo y en la producción a lo largo de perfiles profundos del suelo hasta la capa freática en las plantaciones brasileñas de *Eucalyptus grandis* con una gestión de monte bajo. Se tomaron muestras de raíces finas (diámetro < 2 mm) hasta una profundidad de 17 m en un experimento donde se excluyó la trascolación, comparando los grupos donde se excluía el 37 % de las trascolaciones mediante láminas de plástico (-W) y los grupos sin exclusión de la lluvia (+W). Se estudió la dinámica de las raíces, los eflujos superficiales de CO₂, CH₄ y N₂O y las concentraciones en el suelo se midieron en dos pozos permanentes en los tratamientos +W y -W antes de la corta a hecho y después en monte bajo. El crecimiento de raíces finas fue espectacular en capas muy profundas del suelo (> 13 m) para árboles en monte bajo y, sorprendentemente, la mortalidad de raíces finas fue extremadamente baja independientemente de la profundidad y el tratamiento. La biomasa, longitud y área de las raíces finas fueron aproximadamente 25 %, 15 % y 15 % más elevadas en -W que en +W, respectivamente. Las concentraciones medias de CO₂ y N₂O en -W fueron un 20,7 % y un 7,6 % más bajas que en +W, respectivamente, y las concentraciones de CH₄ en -W fueron un 44,4 % más altas que en +W en todos los perfiles de suelo. Un modelo de difusividad mostró que la producción y el consumo de CO₂, CH₄ y N₂O ocurrían a grandes profundidades y eran similares en los tratamientos +W y -W. El establecimiento de sistemas de raíces profundas en los bosques tropicales plantados podría ayudar a los árboles a resistir los largos períodos de sequía que se prevén en muchas regiones tropicales en el futuro. Las consecuencias del cambio climático en las emisiones de gases de efecto invernadero podrían ser menores cuando las plantaciones tropicales de *Eucalyptus grandis* se gestionen con el monte bajo.

Palabras clave: monte bajo, suelo tropical muy profundo, crecimiento profundo de las raíces, exclusión de trascolación, gases de efecto invernadero, *Eucalyptus grandis*, Brasil.

Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2020.346.a36293>

Droit d'auteur © 2020, Bois et Forêts des Tropiques © Cirad

Date de publication : 25 décembre 2020

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



Photo 1.

Fosse permanente creusée à 17 m de profondeur dans un dispositif expérimental d'exclusion de pluiolessivât mené dans la Station forestière expérimentale d'Itatinga dans l'État de São Paulo au Brésil. Les fosses ont été creusées pour permettre l'accès à l'ensemble des profils des sols de la couche de surface jusqu'à la nappe phréatique, le suivi de la dynamique racinaire et la mesure des concentrations de gaz à effet de serre sur l'ensemble des profils. Les fosses d'un diamètre de 1,5 m et d'une profondeur de 17 m sont localisées entre quatre *Eucalyptus*. Les parois des fosses sont formées d'anneaux en béton en contact direct avec le sol. Des toits de couleur claire du même diamètre que les fosses ont été utilisés pour empêcher la pénétration de lumière et de pluie dans les fosses. Des plateformes d'accès ont été installées tous les deux mètres dans les fosses et équipées de lumière artificielle et de ventilateurs fonctionnant pendant les heures de travail pour assurer la sécurité des conditions de travail jusqu'à la nappe phréatique.

Photo A. Germon.

Photo 1.

Deep permanent pit down to a depth of 17 m in a throughfall exclusion experiment at the Itatinga Forest Science Experimental Station in São Paulo state, Brazil. Pits were excavated to gain access to the complete soil profile from the topsoil down to the water table and to record root dynamics and measure greenhouse gas concentrations throughout the soil profile. The pits were 1.5 m in diameter and of 17 m in depth and were located between four *Eucalyptus* trees. The pit walls were made of concrete rings in direct contact with the soil. Light-coloured roofs of the same diameter as the pits were used to prevent light and rain from entering the pits. Platforms were set up at two-metre intervals in the pits and equipped with artificial lighting and fans for use during working sessions, to allow access and ensure safe working conditions down to the water table.

Photo A. Germon.

Foto 1.

Pozo permanente a una profundidad de 17 m en un experimento de exclusión de trascolación en la Estación Experimental de Ciencia Forestal de Itatinga, estado de Sao Paulo, Brasil. Se excavaron pozos para acceder al perfil completo del suelo desde su capa superior hasta la capa freática, registrar la dinámica de las raíces y medir la concentración de gases de efecto invernadero en el perfil del suelo. Los pozos tenían un diámetro de 1,5 m, alcanzaban una profundidad de 17 m y estaban situados entre cuatro eucaliptos. Las paredes del pozo se hicieron con anillos de hormigón en contacto directo con el suelo. Se utilizaron techos de color claro del mismo diámetro que los pozos para evitar que la luz y la lluvia entraran en los pozos. Se instalaron plataformas en su interior a intervalos de dos metros, equipadas con iluminación artificial y ventiladores que se utilizaban durante las sesiones de trabajo, permitiendo el acceso y la seguridad hasta la capa freática.

Foto A. Germon.

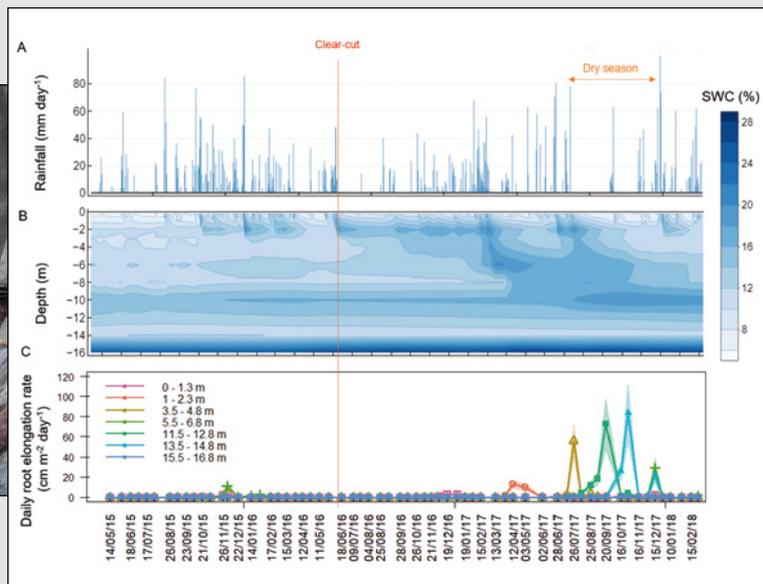


Figure 1.

Pluviométrie journalière (A) et teneur des sols en eau (SWC, %) dans les profils des sols jusqu'à 16 m de profondeur dans les peuplements soumis à une exclusion de 37 % des pluies (B) entre mai 2015 et février 2018. Taux journalier d'allongement des racines (DRER) observé sur les tubes minirhizotron (cm de racines/m² de la surface du minirhizotron/jour) estimé tous les 14 jours entre mai 2015 et février 2018 dans les couches de sol à 0-1,3 m, 1-2,3 m, 3,5-4,8 m, 5,5-6,8 m, 11,5-12,8 m, 13,5-14,8 m et 15,5-16,8 m dans les peuplements soumis à une exclusion de 37 % des pluies (C). Le trait vertical indique la date de la coupe claire. Le stand was coppice-managed after the clear-cut.

Figure 1.

Daily rainfall (A) and soil water content (SWC, %) within the soil profiles down to a depth of 16 m in the plots with 37% of throughfall excluded by plastic sheets (B) from May 2015 to February 2018. Daily living root elongation rate (DRER) on minirhizotron tubes (cm/m² of minirhizotron area/day) estimated every 14 days from May 2015 to February 2018 in soil layers 0-1.3 m, 1-2.3 m, 3.5-4.8 m, 5.5-6.8 m, 11.5-12.8 m, 13.5-14.8 m and 15.5-16.8 m in the plot with 37% of throughfall excluded by plastic sheets (C). The clear-cut date is indicated by a vertical line. The stand was coppice-managed after the clear-cut.

Figura 1.

Lluvia diaria (A) y contenido de agua del suelo (SWC, %) en los perfiles del suelo hasta una profundidad de 16 m en las parcelas donde se excluyó el 37 % de la trascolación (B) desde mayo de 2015 hasta febrero de 2018. Tasa diaria de alargamiento de las raíces (DRER) observadas en los tubos de minirrizotrófon (cm de raíces / m² de área de minirrizotrófon/día) estimada cada 14 días desde mayo de 2015 hasta febrero de 2018 en capas de suelo de 0-1,3 m, 1-2,3 m, 3,5-4,8 m, 5,5-6,8 m, 11,5-12,8 m, 13,5-14,8 m y 15,5-16,8 m en la parcela donde se excluye el 37 % de la trascolación (C). La fecha de corta a hecho se indica con una línea vertical. Después de la corta a hecho la gestión del rodal fue de manto bajo.

Publications

Liste des articles publiés

Germon A., Laclau J.-P., Robin A., Jourdan C., 2020. Tamm Review: Deep fine roots in forest ecosystems: Why dig deeper? *Forest Ecology and Management*, 466: 118-135. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118135>

Germon A., Jourdan C., Bordron B., Robin A., Nouvellon Y., Chapuis-Lardy L., de Moraes Gonçalves J. L., Pradier C., Guerrini I. A., Laclau J.-P., 2019. Consequences of clear-cutting and drought on fine root dynamics down to 17 m in coppice-managed eucalypt plantations. *Forest Ecology and Management*, 445: 48-59. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.05.010>

Germon A., Guerrini I. A., Bordron B., Bouillet J.-P., Nouvellon Y., de Moraes Gonçalves J. L., Jourdan C., Paula R. R., Laclau J.-P., 2018. Consequences of mixing *Acacia mangium* and *Eucalyptus grandis* trees on soil exploration by fine-roots down to a depth of 17 m. *Plant and Soil*, 424 (1-2): 203-220. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11104-017-3428-1>

Grade et diplôme : Docteur en Écologie fonctionnelle.

Université : Montpellier SupAgro (France) et São Paulo State University UNESP (Brésil)

Date de soutenance : 21 Juin 2019

Composition du jury

Direction : Jean-Paul LACLAU (Co-Directeur, CIRAD & UNESP), Christophe JOURDAN (Co-Directeur, CIRAD, UMR Eco&Sols)

Membres : Jean-Christophe DOMEQ (Président du Jury, Professeur, Bordeaux Sciences Agro), Daniel EPRON (Rapporteur, Professeur, Université de Lorraine), Alain PIERRET (Rapporteur, Chargé de recherche, IRD), José LEONARDO GONÇALVES (Examinateur, Professeur, ESALQ-USP, Brésil), Catherine ROUMET (Invitée, Chargée de recherche, CEF/CNRS, Montpellier), Ciro Antonio ROSOLEM (Invité, Professeur, UNESP, Brésil)

Langue de rédaction : Anglais

Accès au manuscrit :

http://publications.cirad.fr/une_notice.php?dk=596633

Contact : UMR Eco&Sols, Écologie fonctionnelle et biogéochimie des sols et agro-écosystèmes, Campus SupAgro, Bâtiment 12, 2 place Viala, 34060 Montpellier
amandine.germon@gmail.com — <https://www.agermon.com/>

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

Un cadre d'évaluation de la vulnérabilité écologique des forêts dans les fronts de déforestation tropicaux à partir de l'évaluation de la dégradation des forêts dans une approche paysagère : études de cas au Brésil et Vietnam

Clément BOURGOIN

RÉSUMÉ

La conservation du couvert forestier tropical est essentielle pour assurer la fourniture durable de services écosystémiques. Cependant, l'accroissement de la population, la demande de produits agricoles et les changements dans l'utilisation des terres affectent leur durabilité. L'objectif de cette thèse est de développer une approche multidimensionnelle pour évaluer la dégradation des forêts et les relations avec la dynamique de l'utilisation des terres afin d'estimer leur vulnérabilité. La thèse a été appliquée à Paragominas (Brésil) et Di Linh (Vietnam). À Paragominas, la dégradation est directement liée à l'exploitation sélective du bois et au feu, impliquant des changements dans la structure forestière. Grâce aux outils de télédétection, nous avons cartographié la biomasse forestière aérienne à partir de données de stock de carbone et avons étudié les conséquences de la dégradation sur les structures forestières. Nous avons aussi constaté que 58 % de la dégradation était expliquée par l'analyse des changements d'occupation du sol. La distribution des forêts dégradées est pilotée par la fragmentation issue de l'expansion du soja mais est aussi associée à la déforestation récente et aux pratiques de culture sur brûlis. À Di Linh, la dégradation est due à l'empiètement de la culture de café. L'inventaire des différents types d'occupation du sol, combiné aux images Sentinel-2, a permis de cartographier la couverture du sol actuelle. Nous avons construit des trajectoires de dynamique paysagère afin de caractériser l'expansion de la frontière agricole. Nous avons identifié des trajectoires de dégradation et de fragmentation qui affectent le couvert forestier à différentes intensités. Ensemble, ces indicateurs ont mis en évidence des points chauds de vulnérabilité. Grâce aux approches et aux indicateurs de télédétection développés à l'échelle de la forêt et du paysage, nous avons fourni un diagnostic holistique des forêts dans les paysages modifiés par l'homme. Cette thèse vise à ouvrir la voie à une gestion adaptée et prioritaire des forêts dégradées à l'échelle du paysage.

Mots-clés : dégradation forestière, déforestation, fragmentation, occupation du sol, télédétection, Brésil, Vietnam.

A framework for assessing the ecological vulnerability of forests along tropical deforestation fronts based on an assessment of forest degradation following a landscape approach: Case studies in Brazil and Vietnam

ABSTRACT

Conservation of the world's tropical forest cover is essential to ensure sustainable ecosystem services. However, population growth, increasing demand for agricultural products and land use changes are affecting their sustainability. This thesis aimed to develop a multi-dimensional approach to assess forest degradation and how it is related to land use dynamics, in order to estimate forest vulnerability. The studies for this thesis were conducted in Paragominas (Brazil) and Di Linh (Vietnam). In Paragominas, forest degradation is directly linked to selective logging and forest fires, which alter the structure of forests. We used remote sensing tools and data on carbon stocks to map aerial forest biomass, and investigated the consequences of degradation on forest structure. We observed that 58% of forest degradation was accounted for by changes in land use. The distribution of degraded forests is driven by their fragmentation due to the expansion of soya cultivation, but is also associated with recent deforestation and slash-and-burn practices. In Di Linh, forest degradation is due to encroachment by coffee plantations. By combining an inventory of different types of land use with Sentinel-2 images, we were able to map current land cover. We then built up the trajectories of landscape dynamics to characterize the expansion of the agricultural frontier. We identified the degradation and fragmentation trajectories that produce effects of greater or lesser intensity on the forest cover. Taken together, these indicators bring out vulnerability hotspots. Thanks to the remote sensing approaches and indicators developed for forests on the landscape scale, we were able to provide a holistic diagnosis of forests within landscapes altered by humans. This thesis aims to open up avenues for appropriate and priority management of degraded forests on the scale of the landscape.

keywords: forest degradation, deforestation, fragmentation, land use, remote sensing, Brazil, Vietnam.

Un escenario de evaluación de la vulnerabilidad ecológica de los bosques en los frentes de deforestación tropical a partir de la degradación forestal con un enfoque paisajístico: Estudios de caso en Brasil y Vietnam

RESUMEN

La conservación de la cubierta forestal tropical es esencial para garantizar la prestación sostenible de servicios ecosistémicos. Sin embargo, el crecimiento demográfico, la demanda de productos agrícolas y los cambios en el uso del suelo están afectando a su sostenibilidad. El objetivo de esta tesis es desarrollar un enfoque multidimensional para evaluar la degradación forestal y su relación con la dinámica del uso del suelo, con el fin de estimar su vulnerabilidad. El estudio se realizó en Paragominas (Brasil) y Di Linh (Vietnam). En Paragominas, la degradación está directamente relacionada con el aprovechamiento maderero selectivo y con los incendios que implican cambios en la estructura forestal. Mediante herramientas de teledetección, hemos cartografiado la biomasa forestal aérea a partir de los datos de la reserva de carbono y hemos estudiado las consecuencias de la degradación en las estructuras forestales. También hemos constatado que el 58 % de la degradación se explicaba con el análisis de los cambios en las cubiertas. La distribución de los bosques degradados resulta de la fragmentación debida a la expansión de la soja, pero también está asociada a la reciente deforestación y a las prácticas de cultivo en chamicera. En Di Linh, la degradación es debida a la injerencia del cultivo de café. El inventario de los diferentes tipos de cubiertas, combinado con las imágenes del Sentinel-2, permitió cartografiar la cubierta del suelo actual. Generamos trayectorias de la dinámica del paisaje para caracterizar la expansión de la frontera agrícola. Identificamos las trayectorias de degradación y fragmentación que afectan a la cubierta forestal con diferente intensidad. En conjunto, estos indicadores han puesto de relieve los puntos críticos de vulnerabilidad. Utilizando enfoques e indicadores de teledetección desarrollados a escala del bosque y del paisaje, hemos obtenido un diagnóstico holístico de los bosques en paisajes modificados por el hombre. Esta tesis tiene por objeto abrir el camino a la gestión adaptada y prioritaria de los bosques degradados a escala del paisaje.

Palabras clave: degradación forestal, deforestación, fragmentación, uso de la tierra, teledetección, Brasil, Vietnam.

Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2020.346.a36294>

Droit d'auteur © 2020, Bois et Forêts des Tropiques © Cirad

Date de publication : 25 décembre 2020

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



Photo 1.

Photographie prise lors d'un survol drone visant à cartographier en trois dimensions la canopée de cette parcelle de forêt dégradée contiguë à un champ de soja dans le municipio de Paragominas au Brésil. Le cumul de l'exploitation du bois et des différents passages de feu a causé la destruction partielle de la structure forestière (hauteur moyenne basse et canopée ouverte). Cette dégradation a aussi été provoquée par des pressions liées à l'expansion agricole et aux effets néfastes de la fragmentation (accentuant la dessiccation de la canopée et les feux).
 Photo C. Bourgoïn.

Photo 1.

Photograph taken during a drone overflight to contribute to 3D mapping of the canopy of a portion of degraded forest bordering on a field of soya in the municipality of Paragominas in Brazil. The combination of logging and several forest fires has resulted in partial destruction of the forest structure (low average height and open canopy). This pattern of degradation is also triggered by the pressure of agricultural expansion and the harmful effects of fragmentation, which worsens canopy desiccation and forest fires.
 Photo C. Bourgoïn.

Foto 1.

Fotografía tomada por un dron para cartografiar en tres dimensiones el dosel forestal de esta parcela de bosque degradado adyacente a un campo de soja en el municipio de Paragominas, en Brasil. La acumulación del aprovechamiento maderero con los diferentes incendios causó la destrucción parcial de la estructura forestal (bosque medio-bajo y dosel abierto). Esta degradación también fue provocada por la presión relacionada con la expansión agrícola y los efectos nocivos de la fragmentación (aumentando la desecación del dosel y los incendios).
 Foto C. Bourgoïn.

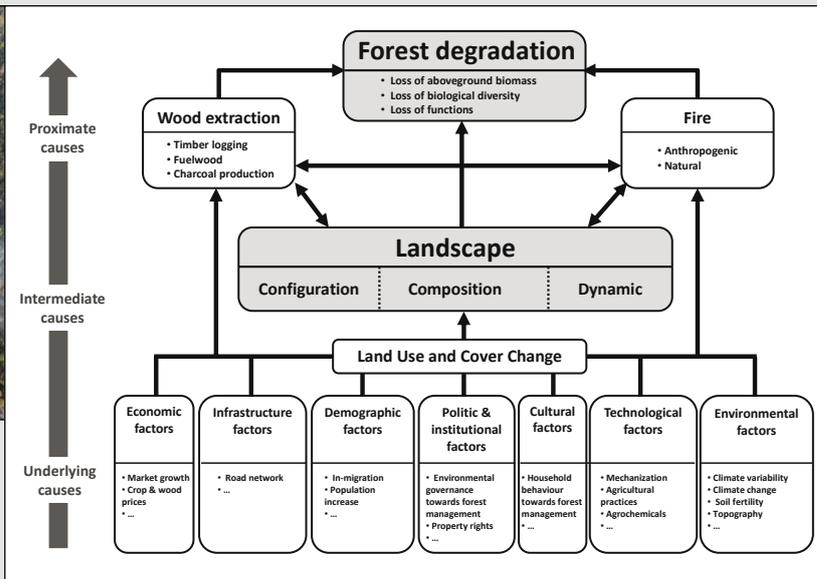


Figure 1.

Cadre conceptuel de l'analyse de la dégradation forestière (changements dans la structure forestière, diversité ou fonctionnement) en lien avec la dynamique de changement du sol. La thèse s'est intéressée à cartographier, via des indicateurs issus de la télédétection, le niveau de dégradation des forêts, et à analyser les impacts historiques de l'exploitation forestière et du feu sur la structure forestière (causes directes). Aussi, les interactions ont été analysées entre la dynamique paysagère (causes intermédiaires) et les différents degrés de dégradation qui renseignent sur l'intensité des pressions extérieures au peuplement forestier (par exemple : l'expansion agricole, les pratiques d'usage des sols ou les effets de la fragmentation).

Figure 1.

Conceptual framework for the analysis of forest degradation (changes in forest structure, diversity and functions) in relation to the dynamics of land use change. This thesis aimed to map levels of forest degradation via indicators developed from remote sensing data and to analyse past logging and fire impacts on forest structure (direct causes). We thus analysed the interactions between landscape dynamics (intermediate causes) and different degrees of degradation to build up a picture of the intensity of pressures external to the forest stand itself (such as agricultural expansion, land use practices and effects of fragmentation).

Figure 1.

Marco conceptual para el análisis de la degradación de los bosques (cambios en la estructura, en la diversidad o en el funcionamiento forestales) en relación con la dinámica de cambios del suelo. La tesis se centró en cartografiar el nivel de degradación de los bosques, mediante indicadores de teleobservación, y en analizar los efectos históricos del aprovechamiento maderero y de los incendios en la estructura de los bosques (causas directas). También se analizaron las interacciones entre la dinámica del paisaje (causas intermedias) y los diferentes grados de degradación, que proporcionan información sobre la intensidad de las presiones externas a la masa forestal (por ejemplo, la expansión agrícola, respecto a las prácticas de utilización de la tierra o a los efectos de la fragmentación).

Grade et diplôme : Diplôme national de docteur en Géographie.

Université : AgroParisTech, école doctorale ABIES, France.

Date de soutenance : 18 décembre 2019.

Composition du jury

Direction : Valéry GOND (Directeur, Cirad, UR 105 Forêts et Sociétés),
 Lilian BLANC (Co-Directeur, Cirad, UR 105 Forêts et Sociétés)

Membres : Sandra LUQUE (Présidente, Directrice de recherche, IRSTEA-INRAE, France)
 Frédéric GOSSELIN (Rapporteur, ICPEF, IRSTEA-INRAE, France)

Frédéric ACHARD (Rapporteur, Chercheur, Joint Research Center, Italie)
 Aurélie SHAPIRO (Examinatrice, Chercheuse, WWF, Allemagne)

Maxime RÉJOU-MÉCHAIN (Examinateur, Chargé de recherche, IRD, France)

Laurence MOY (Examinatrice, Professeure des Universités, Université de Rennes-2, France)
 Yves LAUMONIER (Examinateur, Chercheur, Cirad, France et Indonésie)

Langue de rédaction : Anglais

Accès au manuscrit : <http://www.theses.fr/2019IAVF0027>

Contact

Cirad, UR 105, Forêts et Sociétés, TAC 105/D, Campus international de Baillarguet, 34398 Montpellier Cedex, France

bourgoïn.clement2@gmail.com

Publications

Liste des articles publiés

Bourgoïn C., Blanc L., Bailly J.-S., Cornu G., Berenguer E., Oszwald J., Tritsch I., Laurent F., Hasan A., Sist P., Gond V., 2018. The potential of multisource remote sensing for mapping the biomass of a degraded Amazonian forest. *Forests*, 9 (6): 303. <https://doi.org/10.3390/f9060303>

Bourgoïn C., Oszwald J., Bourgoïn J., Gond V., Blanc L., Dessard H., Phan T. V., Sist P., Läderach P., Reymondin L., 2019. Assessing the ecological vulnerability of forest landscape to agricultural frontier expansion in the Central Highlands of Vietnam. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 84: 101958. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2019.101958>

Bourgoïn C., Betbeder J., Couteron P., Blanc L., Dessard H., Oszwald J., Le Roux R., Cornu G., Reymondin L., Mazzei L., Sist P., Läderach P., Gond V., 2020. UAV-based canopy textures assess changes in forest structure from long-term degradation. *Ecological Indicators*, 115: 106386. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106386>

Bourgoïn C., Betbeder J., Le Roux R., Gond V., Oszwald J., Arvor D., Baudry J., Boussard H., Le Clech S., Mazzei L., Dessard H., Läderach P., Reymondin L., Blanc L., 2021. Looking beyond forest cover: How does landscape pattern drive forest degradation in the Amazon? *Environmental Research Letters*. (in revision)



FAUVERGUE X., RUSCH A., BARRET M., BARDIN M., JACQUIN-JOLY E., MALAUSA T., LANNOU C. (COORDS), 2020. **BIOCONTRÔLE – ÉLÉMENTS POUR UNE PROTECTION AGROÉCOLOGIQUE DES CULTURES.** FRANCE, ÉDITIONS QUÆ, 376 P.

Protéger les cultures par des moyens naturels, non chimiques, est une nécessité pour la transition vers une agriculture respectueuse de l'environnement. Un effort de recherche et développement sans précédent est aujourd'hui mis en œuvre dans le domaine du biocontrôle, qui rassemble des approches basées sur l'usage d'organismes vivants et de produits d'origine biologique. Cet ouvrage en présente un panorama exhaustif et en explique les fondements théoriques et les applications pratiques. L'histoire du biocontrôle débute à la fin du XIX^e siècle avec les premiers travaux sur la lutte biologique, qui utilise les ennemis naturels des insectes nuisibles. Puis les progrès scientifiques en écologie, en génomique, en modélisation, vont étendre les possibilités. On cherche maintenant à reconstruire des équilibres biologiques à l'échelle des paysages cultivés. En manipulant leur sens olfactif, on attire les insectes dans un piège, ou on brouille la piste qui les conduit au partenaire sexuel. En étudiant le microbiote végétal, on espère améliorer la santé des plantes. On découvre également que certaines molécules synthétisées par des microorganismes ou par des végétaux sont utilisables en biocontrôle. Réalisée par des chercheurs de réputation internationale, cette synthèse très complète s'adresse à un public professionnel, mais aussi à tout lecteur désireux de s'informer sur la révolution agroécologique de l'agriculture.

Adapté du résumé de l'éditeur.

Éditions Quæ, RD 10, 78026 Versailles Cedex, France.
www.quae.com



ALBOUY V., LE CONTE Y., 2020. **UN AVENIR POUR NOS ABEILLES ET NOS APICULTEURS.** FRANCE, ÉDITIONS QUÆ, 168 P.

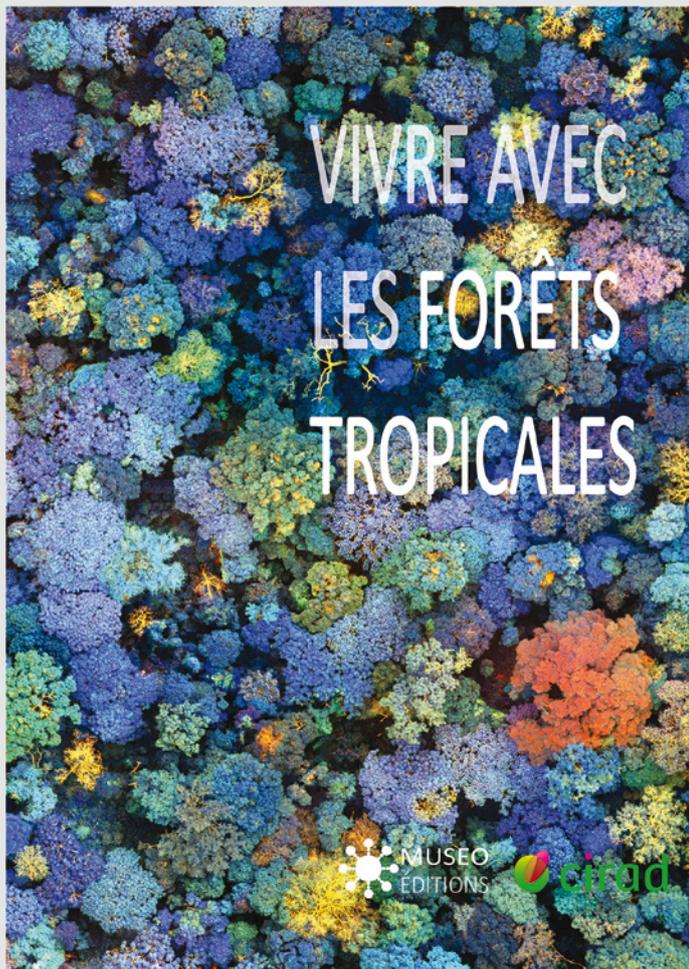
Les abeilles sont malades des pesticides et du varroa, c'est un fait avéré. Mais est-ce une fatalité ? La crise actuelle de l'apiculture est sévère, résultant de causes diverses qui s'additionnent et malheureusement se renforcent les unes les autres. Aujourd'hui, l'heure du simple constat est dépassée. Il devient urgent d'agir collectivement en actionnant tous les leviers possibles pour tenter de surmonter cette crise. Les auteurs questionnent les pratiques apicoles et agricoles, l'environnement sanitaire et réglementaire de l'apiculture, les recherches scientifiques en cours, pour mettre en avant les solutions vertueuses permettant d'aider les abeilles à mieux vivre, se nourrir, se reproduire. Cet ouvrage détaille les pistes applicables à court ou moyen terme, comme la valorisation des souches d'abeilles locales ou naturellement tolérantes au varroa, l'amélioration de l'évaluation des nouvelles molécules phytosanitaires avant leur mise sur le marché, l'adoption de nouvelles pratiques culturales, ou encore la mise en place de mesures préventives pour empêcher l'arrivée de nouveaux prédateurs ou parasites des abeilles. Ainsi se dessinent les contours d'une apiculture durable qui sera l'apiculture du futur, si nous voulons continuer l'aventure plurimillénaire qui lie les abeilles mellifères à nous autres humains.

Adapté du résumé de l'éditeur.

Éditions Quæ, RD 10, 78026 Versailles Cedex, France.
www.quae.com

CIRAD, FORÊTS ET SOCIÉTÉS, 2021, ÉDITIONS MUSEO, CIRAD, 224 P.

VIVRE AVEC LES FORÊTS TROPICALES



Q uoi de plus complexe que la forêt tropicale et les relations que les humains tissent avec elle ? Pourtant, ou plutôt pour cette raison, les clichés, les raccourcis, les malentendus et même les contresens foisonnent dans des discours trop volontiers simplistes.

L'objectif de ce livre, conçu et rédigé par une équipe de chercheurs, est au contraire, sans jargon ni condescendance, de rendre compte des imbrications respectives entre les humains et les forêts tropicales. Ce n'est qu'en tenant compte de ces interdépendances que l'on peut espérer sauver l'avenir conjoint des humains et des forêts. Aussi ce livre a-t-il pour ambition de pénétrer en forêt avec eux, de ne pas les abandonner en lisière...

Les auteurs de cet ouvrage appartiennent à l'unité de recherche Forêts et Sociétés du Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement (CIRAD). Ces chercheurs relèvent de disciplines multiples, de l'écologie à l'anthropologie, et sont familiers des grandes régions forestières tropicales, dont ils connaissent bien les paysages autant que les peuples.

L'ouvrage est organisé autour de trois parties traitant des spécificités des trois continents tropicaux (Afrique, Amérique et Asie), précédées d'une présentation générale des forêts tropicales et suivies d'un ensemble de perspectives pour les forêts et les peuples qui y vivent. Nous avons, pour chaque sujet évoqué, choisi de délivrer un message particulier sans tomber dans le piège de l'encyclopédie.

SOUSCRIPTION

Afin de pouvoir proposer cet ouvrage à un prix de vente compétitif, l'ouvrage est mis en souscription : <https://www.museo-editions.com/product-page/vivre-avec-les-for%C3%AAts-tropicales>

Distribué en France (+ Suisse, Belgique, Québec) par Gallimard.

www.museo-editions.com
ur-forets-societes.cirad.fr