

Lisette MANGAZA^{1,2}
Jean-Remy MAKANA³
Wannes HUBAU^{4,5}
Denis SONWA⁶
Germain BATSI⁷
Adeline FAYOLLE¹

¹ Université de Liège
Gembloux Agro-Bio Tech
TERRA Teaching and Research Centre,
Forest is Life
Gembloux
Belgique

² Université de Goma
Faculté des sciences
Goma
République démocratique du Congo

³ Université de Kisangani
Faculté des sciences
Laboratoire d'écologie
et aménagement forestier
Kisangani
République démocratique du Congo

⁴ Musée royal de l'Afrique centrale
Service de biologie du bois
Tervuren
Belgique

⁵ Université de Gand
Département de l'environnement,
Laboratoire de technologie du bois
(Woodlab)
Gand
Belgique

⁶ Center for International Forestry
Research (CIFOR)
Yaoundé
Cameroun

⁷ Université de Kisangani
Faculté de gestion des ressources
naturelles renouvelables
Kisangani
République démocratique du Congo

Auteur correspondant /
Corresponding author:
Lisette MANGAZA
lisemangaza@gmail.com

Impacts du changement d'utilisation des terres sur la biomasse et la diversité dans le paysage forestier de la réserve de biosphère de Yangambi en République démocratique du Congo



Photo 1.
Forêt mature.
Photo L. Mangaza.

Doi : 10.19182/bft2022.353.a---- – Droit d'auteur © 2022, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 10 janvier 2022 ;
date d'acceptation : 2 mai 2022 ; date de publication : 1^{er} septembre 2022.



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

Citer l'article / To cite the article

Mangaza L., Makana J.-R., Hubau W., Sonwa D., Batsi G., Fayolle A., 2022. Impacts du changement d'utilisation des terres sur la biomasse et la diversité dans le paysage forestier de la réserve de biosphère de Yangambi en République démocratique du Congo. Bois et Forêts des Tropiques, 353 : 59-71. Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2022.353.a---->

RÉSUMÉ

Impacts du changement d'utilisation des terres sur la biomasse et la diversité dans le paysage forestier de la réserve de biosphère de Yangambi en République démocratique du Congo

Les forêts tropicales de la République démocratique du Congo sont menacées par la déforestation et la dégradation forestière, qui affectent la structure et la diversité arborée. Cette étude a pour objectif de quantifier les pertes de biomasse et de diversité liées à la déforestation et à la dégradation, en se concentrant sur la réserve de biosphère de Yangambi. Quatre parcelles de 50 m x 50 m ont été inventoriées dans chacun des huit types d'utilisation des terres identifiés : la forêt mixte, la forêt mixte à *Gilbertiodendron dewevrei*, les champs des cultures vivrières, les jachères (5 à 10 ans), les forêts secondaires (20 à 40 ans), les plantations de cacaoyers, les plantations de caféiers et les plantations de palmiers à huile. Les stocks de biomasse dans les forêts matures s'élèvent à environ 400 et 380 Mg/ha respectivement pour la forêt à *G. dewevrei* et la forêt mixte. Les résultats montrent que la forêt mixte perd 50, 70 et 90 % de sa biomasse aérienne quand elle est convertie en plantations de cacaoyers, caféiers et palmiers, respectivement, et la quasi-totalité (99 %) lorsqu'elle est convertie en champs de cultures vivrières ; mais quand le champ est abandonné, la biomasse se reconstitue progressivement à 7,5 % après 5 à 10 ans et à 38,8 % après 20 à 40 ans. La diversité est aussi impactée par la conversion, et, bien que la richesse spécifique semble se reconstituer plus rapidement que la biomasse, la composition est fondamentalement modifiée. Ces résultats fournissent des informations essentielles pour quantifier les impacts des solutions « naturelles » pour lutter contre le changement climatique : la protection des forêts matures, l'amélioration de la gestion forestière et le reboisement ; même si l'approche doit être étendue à plus grande échelle.

Mots-clés : attributs structuraux, bassin du Congo, biomasse aérienne, composition, diversité, réserve de biosphère de Yangambi, utilisation des terres, République démocratique du Congo.

ABSTRACT

Impacts of land use change on biomass and diversity in the forest landscape of the Yangambi Biosphere Reserve in the Democratic Republic of Congo

The tropical forests of the Democratic Republic of Congo are threatened by deforestation and forest degradation, which affect tree structure and diversity. This study aims to quantify biomass and diversity losses resulting from deforestation and degradation, with a focus on the Yangambi Biosphere Reserve. Inventories were conducted in four 50 m x 50 m plots in each of the eight land-use types identified: mixed mature forest, mature forest with *Gilbertiodendron dewevrei*, subsistence crop fields, fallows (5 to 10 years), secondary forests (20 to 40 years), and cacao, coffee and oil palm plantations. Biomass stocks in mature forests amounted to ~ 400 and 380 Mg/ha for *G. dewevrei* and mixed forest respectively. Our results show that mature forests lose 50, 70 and 90%, respectively, of their above-ground biomass when converted to cocoa, coffee and palm plantations, and almost all (99%) when converted to food crops. However, when a crop field is abandoned, above-ground biomass gradually recovers to 7.5% after 5-10 years and to 38.8% after 20-40 years. Conversion also has an impact on diversity, and although species richness appears to recover faster than biomass, its composition is fundamentally altered. Although the approach needs to be scaled up, these results provide essential information for quantifying the impacts of "natural" solutions to climate change, i.e. protection of mature forests, improved forest management and reforestation.

Keywords: structural attributes, Congo Basin, above-ground biomass, composition, diversity, Yangambi Biosphere Reserve, land use, Democratic Republic of Congo.

RESUMEN

Impactos del cambio de uso del suelo sobre la biomasa y la diversidad en el paisaje forestal de la Reserva de la Biosfera de Yangambi, en la República Democrática del Congo

Los bosques tropicales de la República Democrática del Congo están amenazados por la deforestación y la degradación forestal, que afectan a la estructura y la diversidad de los árboles. Este estudio pretende cuantificar la pérdida de biomasa y de diversidad debida a la deforestación y a la degradación, centrándose en la Reserva de la Biosfera de Yangambi. Se han estudiado cuatro parcelas de 50 m x 50 m en cada uno de los ocho tipos de uso de la tierra identificados: bosque maduro mixto, bosque maduro de *Gilbertiodendron dewevrei*, campos de cultivo alimentario, barbecho (5 a 10 años), bosque secundario (20 a 40 años), plantaciones de árboles del cacao, plantaciones de cafetos y plantaciones de palma aceitera. Las existencias de biomasa en los bosques maduros ascienden a ~400 y 380 Mg/ha para el bosque de *G. dewevrei* y el bosque mixto, respectivamente. Los resultados muestran que el bosque maduro pierde el 50, el 70 y el 90 % de su biomasa aérea cuando se convierte en plantaciones de cacao, café y palma, respectivamente, y casi toda (99 %) cuando se convierte en campos de cultivos alimentarios; pero cuando se abandona el campo, la biomasa se recupera gradualmente hasta el 7,5 % después de 5-10 años y hasta el 38,8 % después de 20-40 años. La diversidad también se ve afectada por la conversión, y aunque la riqueza de especies parece recuperarse más rápidamente que la biomasa, la composición se altera fundamentalmente. Estos resultados proporcionan información esencial para cuantificar los impactos de las soluciones "naturales" en la lucha contra el cambio climático: protección de los bosques maduros, mejora de la gestión forestal y reforestación; aunque el enfoque debe ampliarse a una escala superior.

Palabras clave: atributos estructurales, cuenca del Congo, biomasa aérea, composición, diversidad, Reserva de la Biosfera de Yangambi, uso del suelo, República Democrática del Congo.

Introduction

La République démocratique du Congo (RDC) contient 60 % du deuxième plus grand massif continu de forêt tropicale au monde (De Wasseige *et al.*, 2015), et la forêt congolaise représente près du quart de toutes les forêts de l'Afrique subsaharienne (Saatchi *et al.*, 2011). Positionnées au cinquième rang mondial pour la diversité végétale et animale (Debroux *et al.*, 2007), les forêts de la RDC constituent un réservoir unique de biodiversité. Ces forêts jouent également un important rôle socio-économique, car la grande majorité de la population congolaise dépend de la forêt pour sa subsistance et le maintien de ses traditions culturelles (Debroux *et al.*, 2007). Cependant, les forêts congolaises subissent une forte dégradation (Pearson *et al.*, 2017) et une déforestation croissante principalement causée par les activités agricoles (Moonen *et al.*, 2019) qui ont des impacts négatifs sur le stock de carbone (Vancutsem *et al.*, 2021) et sur la diversité (Gibson *et al.*, 2011). Dans le bassin du Congo, la déforestation a longtemps été sous-estimée car c'est un phénomène à petite échelle, souvent en mosaïque, difficile à capter par télédétection classique (Vancutsem *et al.*, 2021). Ce modèle de déforestation peut bientôt changer, car la pression démographique croissante et les besoins alimentaires de plus en plus importants (Ickowitz *et al.*, 2015) poussent la population à défricher des étendues de plus en plus grandes (Defourny *et al.*, 2011).

La plupart des études utilisant des données d'inventaire à travers les régions tropicales qui portent sur les stocks (Makana *et al.*, 2011 ; Lewis *et al.*, 2013) et les flux (Hubau *et al.*, 2020) de carbone, la diversité floristique (Slik *et al.*, 2015) ou la relation entre la diversité et le carbone (Sullivan *et al.*, 2017) s'intéressent aux forêts intactes, et les forêts dégradées ou anthropisées sont rarement intégrées (Makana et Thomas, 2006). Cependant, ces zones forestières anthropisées sont importantes pour leur potentiel de séquestration du carbone (Lewis *et al.*, 2019), et de conservation et de restauration de la diversité (Chazdon *et al.*, 2009). Il est donc important de générer des connaissances précises sur la contribution de ces forêts au stockage du carbone et de la diversité afin de fournir aux décideurs, au niveau national et local, des informations qui leur permettront de mettre en place des stratégies de gestion, protection, et restauration du carbone et de la diversité.

L'objectif de cette étude est d'évaluer les stocks de biomasse (carbone) et la diversité dans différents types d'utilisation des terres couvrant un gradient de dégradation et de déforestation, et de reconstitution forestière (succèsion écologique). Cette étude se concentre plus particulièrement sur la réserve de biosphère de Yangambi, située au cœur du massif forestier de la RDC.

De manière spécifique, cette étude vise à :

- évaluer l'impact des différents types d'utilisation des terres sur les caractéristiques structurales, y compris la biomasse aérienne ;
- déterminer les variations de composition floristique et de diversité entre types d'utilisation des terres ;
- tester l'existence d'une relation entre la structure, la composition et la diversité.

Matériels et méthodes

Zone d'étude

Ce travail a été réalisé dans la réserve de biosphère de Yangambi, située dans la province de la Tshopo en RDC, à 100 km à l'ouest de la ville de Kisangani (24°16'95" et 25°08'48" longitude Est ; 0°38'77" et 1°10'20" latitude Nord). Le climat est équatorial continental, type Af selon la classification de Köppen. Les moyennes annuelles des précipitations et de température sont, respectivement, de 1 830 mm et 25,0 °C (Likoko *et al.*, 2019). Les sols du plateau de Yangambi sont majoritairement des ferralsols¹.

La végétation de la réserve comprend la forêt mixte, la forêt mixte à *Gilbertiodendron dewevrei* (De Wild.) J. Léonard et les peuplements anthropisés (jachères et forêts secondaires), conséquence de l'agriculture itinérante sur brûlis qui est l'activité principale des populations locales. Les cultures dominantes sont le manioc, le riz, le maïs, l'arachide et la banane plantain. Les cultures pérennes telles que le cacaoyer, l'hévéa, le palmier à huile et le caféier ont été introduites à l'époque coloniale par l'Institut national pour l'étude agronomique du Congo belge (INEAC), aujourd'hui Institut national pour l'étude et la recherche agronomique (INERA). Les anciennes plantations datent des années 1940-1960, et sont encore exploitées. Les parcelles considérées dans le cadre de cette étude datent de 1984 pour le palmier à huile. Une série de nouvelles plantations ont été installées vers les années 2000, principalement pour le cacaoyer et le caféier. Dans le cadre de cette étude, les parcelles concernées ont été mises en place en 2003, 2005 et 2014 pour le cacaoyer, et en 2009 pour le caféier. Ces parcelles ont été installées dans les zones forestières dégradées, et un grand nombre d'arbres forestiers a été laissé en place lors de l'installation des plantations agricoles.

Collecte des données

Huit types d'utilisation des terres ont été inventoriés dans la réserve de biosphère de Yangambi, à savoir la forêt mixte, la forêt mixte à *G. dewevrei*, les forêts secondaires (20 à 40 ans), les jachères (5 à 10 ans), les plantations de cacaoyers, les plantations de caféiers, les plantations de palmiers à huile et les champs de cultures vivrières (manioc principalement). Pour chaque type d'utilisation des terres, quatre parcelles de 50 m x 50 m, soit 0,25 ha, ont été établies. Les parcelles étaient distantes les unes des autres d'environ 150 m dans les types d'utilisation des terres forestières dont la forêt mixte, la forêt mixte à *G. dewevrei*, les forêts secondaires et les jachères ; et de 15 m dans les types d'utilisation des terres agricoles, à savoir les plantations de cacaoyers, les plantations de caféiers, les plantations de palmiers à huile et les champs de cultures vivrières. Un total de 32 parcelles (soit 8 ha) a donc été installé sur le terrain. Au sein de chaque parcelle, un inventaire complet des arbres de diamètre à hauteur de la poitrine (1,30 m) ≥ 10 cm a été réalisé. Les arbres ont été

¹ <https://soilgrids.org>



Photo 2.
Forêt secondaire.
Photo L. Mangaza.

mesurés et identifiés par un botaniste expérimenté. Pour chaque type de forêt (mature mixte, mature à *G. dewevrei*, jachère, secondaire), un sous-échantillon d'arbres a été sélectionné pour mesurer la hauteur totale (deux arbres par classe de diamètre de 10 cm d'amplitude). La hauteur a été mesurée à l'aide d'un Vertex à une distance au moins égale à la hauteur de l'arbre.



Photo 3.
Jachère de 7 ans.
Photo L. Mangaza.

Analyse des données

Pour estimer la biomasse aérienne de chaque arbre, le modèle allométrique pantropical de Chave *et al.* (2014) a été utilisé. Ce modèle, biomasse = $0,0673 \times (\rho D^2 H)^{0,976}$, a été testé et validé en Afrique centrale sur un vaste échantillon de 845 arbres (Fayolle *et al.*, 2018). Comme les hauteurs ont été mesurées sur un sous-échantillon d'arbres (175 arbres mesurés sur 1 265 inventoriés au total, 13,8 %), un modèle allométrique hauteur-diamètre local a été ajusté pour estimer les hauteurs des arbres non mesurés. Sur base de l'indice d'Aikaike et de l'écart-type résiduel, le modèle de Michaelis-Menten initialement proposé par Molto *et al.* (2013) a été retenu (annexe 1). Un modèle spécifique à chaque type d'utilisation des terres forestières a été ajusté (annexe 1). Le modèle ajusté pour les jachères a été adopté pour estimer la hauteur des arbres individuels qui n'appartiennent pas aux cultures ligneuses mais se trouvent

dans les plantations. Pour chaque espèce, les valeurs moyennes de densité du bois disponibles dans les bases de données internationale (Zanne *et al.*, 2009) et régionale (Fayolle *et al.*, 2018) ont été collectées. Pour les espèces non renseignées, la moyenne du genre a été utilisée. Pour estimer la biomasse des arbres individuels appartenant aux cultures, des équations allométriques spécifiques ont été utilisées pour le cacaoyer (biomasse = $10^{[-1,625 + 2,63 \times \log(d30)]}$)

(Andrade *et al.*, 2008), le palmier à huile (biomasse = $\exp(a + b \times \ln(D))$) (Migolet *et al.*, 2020) et le caféier (biomasse = $0,281 \times D^{2,06}$) (Hairiah *et al.*, 2002).

Pour chaque parcelle, les attributs structuraux ont été calculés, à savoir la densité de tiges, la surface terrière, ainsi que la moyenne pondérée par la surface terrière ou hauteur de Lorey et la densité du bois moyenne pondérée par la surface terrière. La biomasse aérienne ligneuse a également été calculée et correspond à la somme des biomasses de tous les arbres de chaque parcelle extrapolée à l'hectare. Une ANOVA a été utilisée pour tester la variation des attributs structuraux entre les différents types d'utilisation des terres. Les conditions de normalité et d'homoscédasticité des résidus ont été vérifiées avec les tests de Shapiro et de Bartlett, respectivement. Lorsque l'hypothèse nulle, absence de différence entre les moyennes pour chaque

variable, était rejetée ($P < 0,05$), des comparaisons multiples par paires ont été réalisées. Lorsque la distribution des données n'était pas normale, le test non paramétrique de Kruskal-Wallis a été retenu.

La diversité a été mesurée sur la base de la richesse spécifique observée (Sobs) par parcelle de 0,25 ha, de l'indice alpha de Fisher et des courbes d'accumulation et de raréfaction. Le nombre d'espèces singletons (avec seulement un individu par parcelle) et doubletons (avec deux individus par parcelle) est fourni. Pour identifier les variations (gradients) de composition en espèces d'arbres, une analyse non symétrique des correspondances (NSCA) a été réalisée sur la matrice floristique (parcelles \times espèces) pour les utilisations des terres forestières.

Des modèles linéaires simples ont été adoptés pour déterminer la relation entre la biomasse aérienne à l'hectare et les attributs structuraux et indices de diversité.

Toutes les analyses ont été réalisées par le logiciel R version 4.0.5, sous son interface RStudio version 1.4.1106. Les packages suivants ont été utilisés : sitreeE (Fernandez, 2021) pour le calcul de la hauteur de Lorey, ade4 pour les ordinations (Dray et Dufour, 2007), vegan pour les analyses de diversité (Oksanen, 2020) et ggplot2 pour les graphiques (Wickham, 2016).

Résultats

Attributs structuraux

Un total de 3 432 arbres appartenant à 152 espèces et 36 familles botaniques ont été inventoriés dans les 32 parcelles (8 ha au total). La densité de tiges à l'hectare, la surface terrière, la hauteur de Lorey, la densité du bois moyenne et la biomasse aérienne varient significativement en fonction du type d'utilisation des terres (tableau I). La densité de tiges (arbres + cultures ligneuses) à l'hectare la plus élevée est observée dans les plantations de caféiers ($1\ 106 \pm 358$ tiges/ha) et la plus faible dans les champs de cultures vivrières (6 ± 8 tiges/ha). En ce qui concerne la surface terrière, elle est plus élevée dans la forêt mixte ($31,6 \pm 5,7$ m²/ha), et plus faible dans les champs de cultures vivrières ($0,6 \pm 0,7$ m²/ha). La hauteur de Lorey varie de $32,6 \pm 2$ m dans la forêt mature



Photo 4.
 Jachère de 5 ans.
 Photo L. Mangaza.

à *G. dewevrei* à $6,8 \pm 8,8$ m dans les champs de cultures vivrières. La densité moyenne du bois est plus élevée dans la forêt mature à *G. dewevrei* ($0,68 \pm 0,03$ g/cm³), et plus faible dans les champs de cultures vivrières ($0,49 \pm 0,05$ g/cm³). La biomasse aérienne varie de $399,4 \pm 50,8$ Mg/ha et $382,6 \pm 82,5$ Mg/ha dans la forêt mature à *G. dewevrei* et la forêt mixte, respectivement, à $2,4 \pm 2,9$ Mg/ha dans les champs de cultures vivrières.



Photo 5.
 Plantation des caféiers.
 Photo L. Mangaza.

Diversité et composition

La richesse spécifique varie significativement en fonction du type d'utilisation des terres (tableau I). Les types d'utilisation des terres forestières possèdent une richesse arborée plus élevée par rapport aux types d'utilisation des terres agricoles. La plus grande richesse est observée dans la forêt mature mixte ($39 \pm 3,6$ espèces par parcelle de 0,25 ha), suivie de la forêt secondaire ($29,8 \pm 7,8$ espèces par parcelle de 0,25 ha). La plus faible richesse est relevée dans les plantations de palmiers à huile qui ne comprennent aucune

espèce d'arbres. Ces plantations sont composées uniquement du palmier à huile et ont donc été retirées du jeu de données pour les analyses de diversité. Dans l'ensemble du jeu de données, 43 espèces singletons et 33 doubletons ont été enregistrées. Le plus grand nombre d'espèces singletons et doubletons est observé dans la forêt mature mixte avec, respectivement, 20 ± 2 singletons et 8 ± 2 doubletons par parcelle de 0,25 ha, ce qui suggère qu'un certain nombre d'espèces rares ou peu abondantes ont pu être ratées par l'échantillonnage dans la forêt mature mixte.

Tableau I.

Attributs structuraux et indices de diversité par types d'utilisation des terres. Les valeurs moyennes (\pm écart-type) des attributs structuraux (densité de tiges, surface terrière, hauteur de Lorey, densité de bois moyenne pondérée par la surface terrière, et biomasse aérienne) et des indices de diversité (richesse par parcelle de 0,25 ha, alpha de Fisher, et nombre de singletons et de doubletons) sont données par type d'utilisation des terres. GIL : forêt mature à *Gilbertiodendron dewevrei* ; FMX : forêt mature mixte ; FSC : forêt secondaire ; JCH : jachère ; CCO : plantation de cacaoyers ; CAF : plantation de caféiers ; PLM : plantation de palmiers à huile ; MAN : champs de cultures vivrières (manioc). Les cinq espèces ligneuses les plus abondantes sont également indiquées. Les types d'utilisation des terres ne partageant pas une même lettre sur une même ligne diffèrent significativement ($P < 0,05$).

	GIL	FMX	FSC	JCH	CCO	CAF	PLM	MAN
Attributs structuraux								
Densité (arbres/ha)	372 \pm 50a	351 \pm 71a	324 \pm 37a, b	217 \pm 111b, c	88 \pm 52c, d	26 \pm 25d	-	4 \pm 5d
Densité (arbres + cultures/ha)	372 \pm 50b	351 \pm 71b	325 \pm 37b, c	230 \pm 116b, c	916 \pm 120a	1106 \pm 358a	126 \pm 15b, c	6 \pm 8c
Hauteur de Lorey (m)	32,6 \pm 2,0a	28,4 \pm 1,9a	21,5 \pm 0,8a, b	13,4 \pm 2,9b, c	23,0 \pm 7,4a, b	-	-	6,8 \pm 8,8c
Surface terrière (m ² /ha)	26,6 \pm 1,6a	31,6 \pm 5,7a	23,6 \pm 5,4a	7,9 \pm 3,7b, c	23,7 \pm 10,3a	17,8 \pm 10,2a, b	23,6 \pm 5,1a	0,6 \pm 0,7c
Densité de bois moyenne (g/cm ³)	0,68 \pm 0,03a	0,64 \pm 0,01a	0,51 \pm 0,03a	0,50 \pm 0,04a	0,59 \pm 0,01a	0,63 \pm 0,00a	0,53 \pm 0,00a	0,49 \pm 0,05b
Biomasse aérienne (Mg/ha)	399,4 \pm 50,8a	382,6 \pm 82,5a	151,6 \pm 35,6b, c	29,5 \pm 3,2c	197,1 \pm 119,2b	127,4 \pm 115,8b,c	42,9 \pm 11,9b,c	2,4 \pm 2,9c
Modèle H-D : H = a * D / (b + D)	a = 76,6 ; b = 62,8	a = 54,7 ; b = 43,8	a = 39,2 ; b = 31,3	a = 31 ; b = 28,9	-	-	-	-
Diversité et dominance								
Richesse (espèces par parcelle)	26,8 \pm 3,9b	39 \pm 3,6a	29,8 \pm 7,8a, b	14 \pm 4,2c	14,5 \pm 5,4c	5,5 \pm 4,1c, d	1 \pm 0d	1,3 \pm 1,5d
Alpha de Fisher	16,4	31,1	27,4	9,7	8,3	2,5	-	14,1
Nombre de singletons	14 \pm 3a, b	20 \pm 2a	18 \pm 5a	7 \pm 4b, c, d	9 \pm 3b, c	4 \pm 3c, d	-	1 \pm 1d
Nombre de doubletons	4 \pm 1b	8 \pm 2a	4 \pm 1b	2 \pm 2b, c	3 \pm 3b, c	0 \pm 1c	-	0 \pm 0c
Espèces les plus abondantes (arbres/ha)	<i>Gilbertiodendron dewevrei</i> (86)	<i>Scorodophloeus zenkeri</i> (32)	<i>Musanga cecropioides</i> (82)	<i>Musanga cecropioides</i> (81)	<i>Theobroma cacao</i> (826)	<i>Coffea canephora</i> (1080)	<i>Elaeis guineensis</i> (126)	<i>Elaeis guineensis</i> (2)
	<i>Baikiaea insignis</i> (40)	<i>Panda oleosac</i> (19)	<i>Macaranga monandra</i> (39)	<i>Bellucia axinantha</i> (32)	<i>Trilepisium madagascariense</i> (12)	<i>Petersianthus macrocarpus</i> (8)	-	<i>Pycnanthus angolensis</i> (1)
	<i>Cleistanthus mildbraedii</i> (33)	<i>Staudtia kamerunensis</i> (16)	<i>Macaranga spinosa</i> (19)	<i>Albizia adianthifolia</i> (21)	<i>Petersianthus macrocarpus</i> (11)	<i>Ricinodendron heudelotii</i> (4)	-	<i>Albizia adianthifolia</i> (1)
	<i>Cavacoa quintasii</i> (26)	<i>Anonidium mannii</i> (15)	<i>Petersianthus macrocarpus</i> (19)	<i>Elaeis guineensis</i> (13)	<i>Spathodea campanulata</i> (5)	<i>Celtis mildbraedii</i> (2)	-	<i>Albizia ferruginea</i> (1)
	<i>Scorodophloeus zenkeri</i> (23)	<i>Tridesmostemon omphalocarpoides</i> (13)	<i>Trilepisium madagascariense</i> (14)	<i>Vernonia conferta</i> (12)	<i>Cola lateritia</i> (4)	<i>Sterculia bequaerti</i> (2)	-	<i>Persea americana</i> (1)

Les courbes d'accumulation des espèces confirment ces différences. On peut également noter que ces courbes n'atteignent pas un plateau (ne sont pas asymptotiques) dans les types d'utilisation des terres forestières, ce qui indique que l'échantillonnage limité n'a pas permis de bien appréhender la richesse spécifique, et que d'autres parcelles ou des parcelles de plus grande taille sont nécessaires pour bien estimer la richesse spécifique. Les différences de richesse entre types forestiers sont néanmoins visibles par les deux approches (figure 1).

En ce qui concerne la composition floristique, l'analyse a été restreinte aux types d'utilisation des terres forestières. L'axe 1 de la NSCA (35,2 % de variance expliquée) montre que les parcelles de forêt mature à *G. dewevrei* présentent une composition différente des autres types d'utilisation des terres forestières (figure 2) et sont caractérisées par la présence de *G. dewevrei*, *Baikia insignis* et *Cleistanthus mildbraedii*. L'axe 2 (17,9 % de variance expliquée) met en évidence une variation graduelle de la composition floristique au cours de la succession écologique, allant des jachères à la forêt mature mixte, avec néanmoins un décrochage entre la forêt secondaire et la forêt mature mixte, qui ne partage aucune des cinq espèces les plus abondantes (tableau I). Les espèces pionnières telles que *Musanga cecropioides* apparaissent fortement associées aux premiers stades de succession (figure 2 et tableau I). Les différents types d'utilisation des terres sont relativement bien séparés sur les axes d'ordination, ce qui traduit une certaine similarité de la composition entre les parcelles d'un même type d'utilisation des terres, même si la dispersion (dissimilarité) est plus importante au sein des jachères.

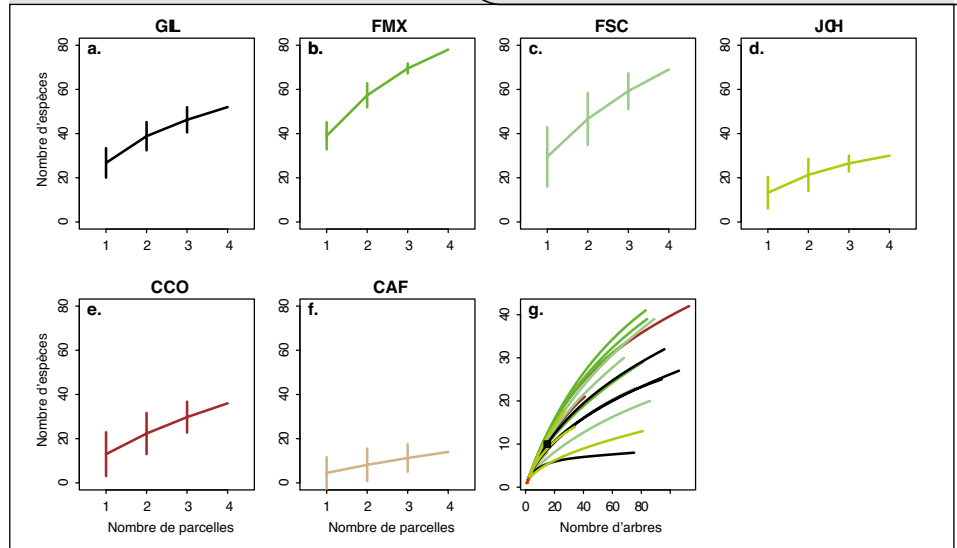


Figure 1.

Accumulation de la richesse spécifique en fonction du nombre de parcelles (a-f) et du nombre d'arbres (g) pour les différents types d'utilisation des terres. GIL : forêt mature à *Gilbertiodendron dewevrei*; FMX : forêt mature mixte; FSC : forêt secondaire; JCH : jachère; CCO : plantation de cacaoyers; CAF : plantation de caféiers.

Pertes de biomasse et de diversité liées au changement d'utilisation des terres

Comme il existe une relation entre les attributs structuraux et la diversité sur le gradient de dégradation et de déforestation, la conversion des forêts matures induit à la fois une perte de biomasse et de diversité. En effet, en ne considérant que les arbres pour

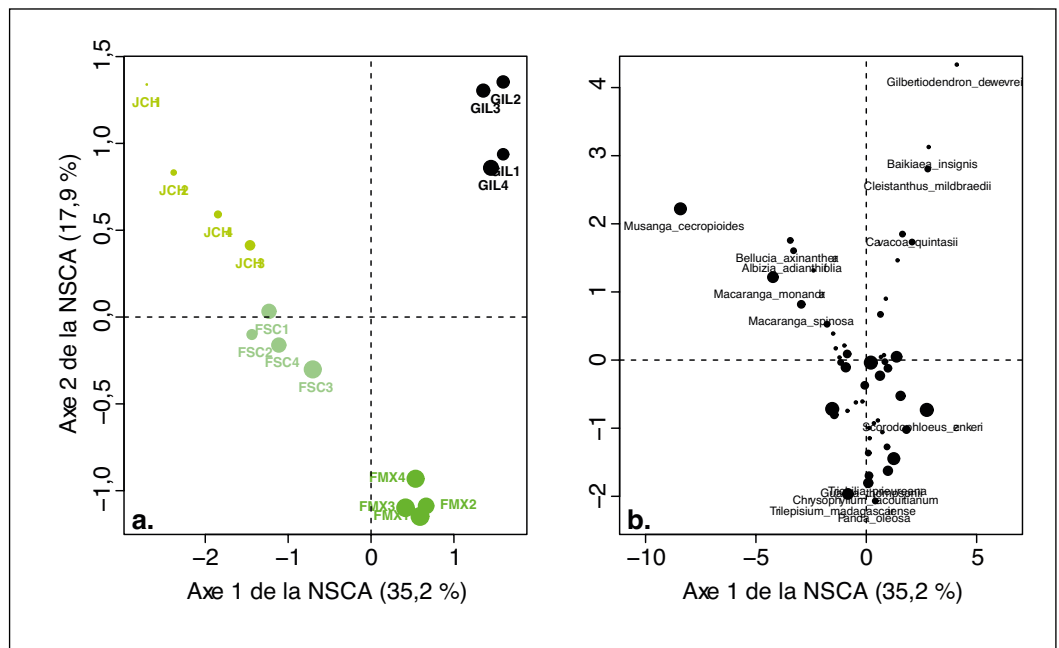


Figure 2.

Variation de la composition en espèces d'arbres mise en évidence par l'analyse non symétrique des correspondances (NSCA) : similarité dans la composition floristique entre les parcelles (a) ; position des espèces (b). Les abréviations et couleurs utilisés pour les différents types d'utilisation des terres correspondent à la figure 1. Cette analyse a été réalisée sur les utilisations des terres forestières et sur les parcelles avec au minimum 116 arbres par parcelle. GIL : forêt mature à *Gilbertiodendron dewevrei*; FMX : forêt mature mixte; FSC : forêt secondaire; JCH : jachère. La taille des points des parcelles est proportionnelle à la richesse spécifique, et la taille des points des espèces est proportionnelle au nombre de parcelles dans lesquelles elles ont été inventoriées.



Photo 6.
Plantation des cacaoyers.
Photo L. Mangaza.

les calculs, il existe une relation positive entre la biomasse aérienne et les attributs structuraux (figure 3), notamment la densité des tiges à l'hectare ($P < 0,001$; $R^2 = 0,48$), la surface terrière ($P < 0,001$; $R^2 = 0,63$) et la hauteur de Lorey ($P < 0,001$; $R^2 = 0,78$), cette dernière étant le meilleur prédicteur de la biomasse. Il existe également une relation positive et significative entre

la biomasse et la richesse spécifique observée ($P < 0,001$; $R^2 = 0,58$).

la biomasse et la richesse spécifique observée ($P < 0,001$; $R^2 = 0,58$).

La conversion de la forêt mature en terres agricoles est associée à une importante perte de biomasse. En considérant la moyenne de l'ensemble des données de deux types de forêt mature comme état de référence de la forêt mature à Yangambi, la biomasse passe d'une moyenne de 391,0 Mg/ha en forêt mature à 2,4 Mg/ha dans les champs de cultures vivrières, soit une perte de 99,4 %. Dans les systèmes agroforestiers où les cultures ligneuses sont associées aux arbres, une part non négligeable de la biomasse est conservée, avec néanmoins une perte de 67,4 % et 49,5 % lors de la conversion en plantation de caféiers et de cacaoyers, respectivement. Lorsque le champ de cultures vivrières est abandonné en jachère, la biomasse aérienne se reconstitue, et dans les jachères de 5 à 10 ans la reconstitution est de 29,5 Mg/ha, soit 7,5 % de biomasse de la forêt mature. Dans la forêt secondaire de 20 à 40 ans, la succession continue, et 151,6 Mg/ha, soit 38,8 % de biomasse, sont reconstitués.

Comme pour la biomasse, la conversion de la forêt mature en terres agricoles s'accompagne d'une perte de richesse spécifique. La culture du palmier à huile élimine tout élément de la végétation naturelle ; la diversité floristique est donc nulle dans les plantations de palmiers à huile.

Les autres cultures pérennes permettent de conserver 44,1 % de la richesse spécifique ou 14,5 espèces par parcelle de 0,25 ha pour le cacaoyer et 16,7 % ou 5,5 espèces par parcelle de 0,25 ha pour le caféier. La richesse spécifique de la forêt mature (32,9 espèces par parcelle), qui a été réduite à 96,0 % de son niveau originel dans les champs de cultures vivrières (1,3 espèce par parcelle de 0,25 ha), se reconstitue assez rapidement après l'abandon des cultures par le processus de recolonisation forestière. Les forêts secondaires (20 à 40 ans) considérées dans ce travail avaient une richesse spécifique moyenne de 29,8 espèces par parcelle de 0,25 ha, soit 90,6 % de la diversité en forêt mature, mais la composition reste bien différente.

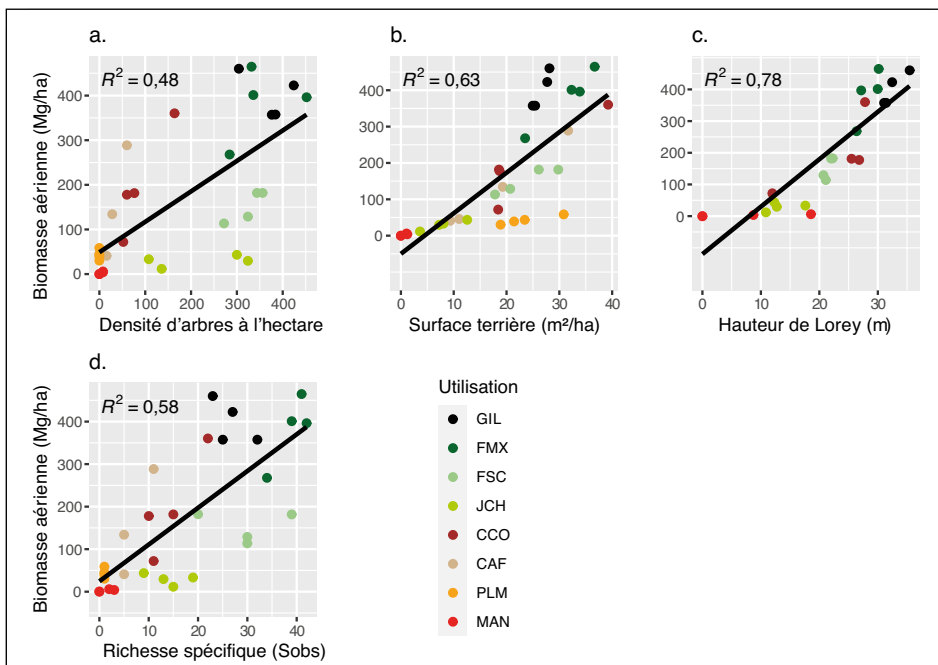


Figure 3.
Relation entre la biomasse aérienne et la densité d'arbres à l'hectare (a), la surface terrière (b), la hauteur de Lorey (c) et la richesse spécifique (d). GIL : forêt mature à *Gilbertiodendron dewevrei*; FMX : forêt mature mixte; FSC : forêt secondaire; JCH : jachère; CCO : plantation de cacaoyers; CAF : plantation de caféiers; PLM : plantation de palmiers à huile; MAN : champs des cultures vivrières (manioc).

Discussion

Structure, diversité et composition arborée

La biomasse aérienne varie en fonction du type d'utilisation des terres, la plus grande valeur étant observée dans la forêt mature qui contient à la fois une forte densité d'arbres à l'hectare et des arbres de grande dimension. Nos estimations de biomasse aérienne pour la forêt mixte (382,6 Mg/ha) sont supérieures à celles de Kearsley *et al.* (2013 ; 321 Mg/ha) à Yangambi, et s'expliquent vraisemblablement par l'allométrie hauteur-diamètre (annexe 1). Le modèle proposé par Kearsley *et al.* (2013) à Yangambi sous-estime la hauteur des arbres. Notre étude propose un modèle hauteur-diamètre basé sur le modèle de Michaelis-Menten ajusté pour chaque type d'utilisation des terres. Ce modèle a été précédemment proposé en Guyane française (Molto *et al.*, 2013), spécifiquement dans les forêts d'Afrique centrale (Fayolle *et al.*, 2016). Les estimations de biomasse aérienne dans les jachères de Yangambi sont inférieures à celles de Moonen *et al.* (2019) dans la province de la Tshopo, à 66 km de notre site ; la différence serait liée au nombre de rotations élevé dans la réserve de biosphère de Yangambi (Mangaza *et al.*, 2021). Pour les plantations de cacaoyers, la biomasse aériennes à Yangambi est supérieure à celles trouvées par Batsi *et al.* (2021) dans le paysage de Bengamisa-Yangambi en RDC. Cette différence tiendrait à une grande densité (et diversité) d'arbres d'ombrage (Blaser *et al.*, 2018) laissés en place lors de l'installation des plantations à Yangambi.

La richesse spécifique par parcelles de 0,25 ha dans la forêt mature de la réserve de biosphère de Yangambi (32,9 espèces) se rapproche de celle rapportée par Lisingo *et al.* (2015) dans la réserve de faune à okapis (RFO) (27,5 espèces) et à Uma (37,9 espèces), mais est inférieure à celle de Yoko (43,2 espèces). La richesse spécifique est importante dans les forêts secondaires et se rapproche de celle des forêts matures (Chazdon *et al.*, 2009). La richesse spécifique dans les plantations des cacaoyers à Yangambi est supérieure à celle rapportée par Batsi *et al.* (2020) dans le paysage Bengamisa-Yangambi. Cette différence serait liée au mode d'installation des plantations, celles de Yangambi étant installées sur les terres forestières dégradées avec plusieurs espèces d'arbres forestiers laissées en place, alors que les cacaoyères du paysage Bengamisa-Yangambi ont été plantées sous des palmeraies (Batsi *et al.*, 2020).

Trajectoire de conversion (dégradation et déforestation) et reconstitution

Alors que les études dans les forêts intactes ne mettent pas en évidence de relation entre biomasse aérienne et richesse spécifique (Sullivan *et al.*, 2017), une relation positive a pu être établie le long du gradient de dégradation et de déforestation, depuis la forêt mature, et de reconstitution représenté par les différents types d'utilisation des terres à Yangambi. La conversion de la forêt mature en un autre type d'utilisation de terre entraîne une forte perte de biomasse (Vancutsem *et al.*, 2021) et de diversité (Gibson *et al.*, 2011), de 99,4 % et 97 % respectivement, dans la réserve de biosphère de Yangambi. La perte la plus élevée est observée lors de la conversion de la forêt mixte en champ de cultures vivrières, mais la biomasse aérienne et la diversité se reconstituent progressivement dans les jachères, après l'abandon des champs.

En ce qui concerne la diversité, il n'existe pas de substituts aux forêts matures lorsqu'il s'agit de maintenir la biodiversité tropicale (Gibson *et al.*, 2011). Nos résultats montrent que, si la richesse spécifique est importante dans les forêts secondaires de 20 à 40 ans (Makana et Thomas, 2006) et proche de celle de la forêt mature (Chazdon *et al.*, 2009), la composition est complètement différente/dissimilaire de celle des forêts matures.

Dans le contexte de la disparition généralisée des forêts matures dans les régions tropicales, les jachères et les forêts secondaires sont néanmoins importantes pour la persistance des espèces forestières, et peuvent à ce titre jouer un rôle important pour la conservation de la biodiversité (Chazdon *et al.*, 2009) et faire l'objet d'attention dans les initiatives visant à protéger les écosystèmes forestiers tropicaux. Elles jouent aussi un rôle important dans préservation de la biomasse forestière, qui augmente



Photo 7.
Plantation des palmiers à huile.
Photo L. Mangaza.



Photo 8.
Champ des cultures vivrières.
Photo L. Mangaza.

avec l'âge de la jachère ou de la forêt secondaire (Mosnier *et al.*, 2016).

Dans les zones déforestées et/ou dégradées, la pratique de l'agroforesterie, qui a montré son efficacité en termes de conservation de la biomasse aérienne et de la diversité (Blaser *et al.*, 2018) par rapport aux champs de cultures vivrières, devrait être promue dans la zone pour lutter contre la déforestation et la dégradation forestière. L'agroforesterie à base de cacaoyers est une stratégie fréquemment proposée dans des projets REDD+ (Réduction des émissions dues à la déforestation et à la dégradation des forêts) de la RDC, pour éviter la déforestation, tout en améliorant les conditions de vie des ménages paysans. Dans cette étude, nous avons pu démontrer que les cacaoyères présentent des niveaux de biomasse et de diversité élevés par rapport aux autres systèmes agroforestiers, mais un choix judicieux des zones d'installation des plantations est nécessaire, pour éviter que ces dernières remplacent les forêts matures et deviennent une source de déforestation, comme déjà signalé dans d'autres zones de la RDC (De Beule *et al.*, 2014 ; Batsi *et al.*, 2020).

De plus, le cacao est l'une des principales cultures commerciales mondiales (Hosseini-Bai *et al.*, 2019), et la demande mondiale en cacao est croissante (Blaser *et al.*, 2018).

Néanmoins, il semble également important de discuter du rôle d'autres utilisations des terres que les cacaoyères dans les efforts pour stocker le carbone, préserver la biodiversité des écosystèmes forestiers, et assurer la sécurité alimentaire des populations. Sur le plan de la sécurité alimentaire, les forêts secondaires continuent de fournir aux ménages les produits forestiers non ligneux dont ils ont besoin (Moonen *et al.*, 2019) et qui provenaient

des forêts primaires. Les forêts secondaires fournissent aussi les terres qui peuvent être converties en cultures, tout comme les jachères, qui sont cependant moins riches en biomasse et en diversité. Ces dernières peuvent être améliorées via la régénération naturelle assistée, notamment en introduisant des légumineuses pour améliorer la fertilité des sols (Capellesso *et al.*, 2019). Pour protéger les écosystèmes forestiers tropicaux, il est donc également important de s'intéresser aux cultures vivrières dont les cycles agronomiques incluent les jachères.

Conclusion

En République démocratique du Congo, dans la réserve de biosphère de Yangambi, la biomasse aérienne et la diversité varient significativement en fonction du type d'utilisation des terres, couvrant un gradient de déforestation et dégradation, et de reconstitution forestière (succession écologique). Dans les zones déforestées/dégradées, la culture du cacaoyer est une piste intéressante car elle constitue une culture pérenne qui conserve environ 50 % de biomasse aérienne et de diversité forestière. Cependant, l'installation des nouvelles plantations de cacaoyers ne doit pas présenter une nouvelle menace pour la forêt mature.

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier l'ERAIFT pour le financement de cette étude, au travers du projet Yangambi Pôle scientifique (YPS). Nous remercions également le bureau d'études Ressources et synergies de développement (RSD) pour son soutien logistique, de même que le projet GCS-REDD du CIFOR, financé par le NORAD. Enfin, nous exprimons notre reconnaissance à toutes les personnes qui nous ont accompagnés sur le terrain (guides et botanistes identificateurs).

Sources de financement

Ce travail a été financé par l'École régionale postuniversitaire d'aménagement et de gestion intégrés des forêts et territoires tropicaux (ERAIFT), à travers le projet Yangambi Pôle scientifique (YPS), sur financement du Royaume de Belgique en coopération déléguée à l'Union européenne.

Accessibilité des données

Les données de cette étude sont accessibles sur demande adressée aux auteurs de ce manuscrit en la formulant auprès de l'auteur correspondant.

Annexe 1

Construction du modèle hauteur-diamètre.

Trois modèles hauteur-diamètre ont été testés pour arriver à la construction du modèle local (tableau S1 et figure S1). Le modèle de Michaelis-Menten a été sélectionné

sur la base de deux critères de performance : l'indice d'Aikaike (AIC) et l'écart-type résiduel (RSE).

Tableau S1.

Ajustement des modèles allométriques hauteur-diamètre sans et avec effet du type d'utilisation des terres. Les abréviations sont les suivantes : GIL pour la forêt mature à *Gilbertiodendron dewevrei* ; FMX pour la forêt mature mixte ; FSC pour la forêt secondaire ; JCH pour la jachère. Le meilleur modèle est indiqué en gras.

Type de modèle	Type d'utilisation des terres	a	b	c	AIC	RSE
I. Modèle général sans effet du type d'utilisation des terres						
1. Modèle monotonique (m1) Modèle de puissance, $H = a * D^b$	Tous (n = 175)	2,67	0,605	-	1 117,1	5,82
2. Modèles asymptotiques (m2) Modèle exponentiel à 3 paramètres, $H = a - b * \exp(-c * D)$	Tous (n = 175)	49,1	48,1	0,0179	1 113,3	5,742
(m3) Modèle de Michaelis-Menten, $H = a * D / (b + D)$	Tous (n = 175)	70	69,3	-	1 110,8	5,717
II. Modèle spécifique à chaque type d'utilisation des terres						
1. Modèle monotonique (m1) Modèle de puissance, $H = a * D^b$	GIL (n = 58)	3,43	0,578	-	339	5,089
	FMX (n = 42)	4,16	0,489	-	342,6	4,484
	FSC (n = 55)	3,48	0,493	-	252,4	4,66
	JCH (n = 20)	2,64	0,518	-	113,9	3,79
2. Modèles asymptotiques (m2) Modèle exponentiel à 3 paramètres, $H = a - b * \exp(-c * D)$	GIL (n = 58)	53	53	0,0208	337,2	4,96
	FMX (n = 42)	40,3	40	0,0263	337,4	4,251
	FSC (n = 55)	26,2	34,1	0,0568	247,1	4,324
	JCH (n = 20)	22,9	22,1	0,0383	115,7	3,875
(m3) Modèle de Michaelis-Menten, $H = a * D / (b + D)$	GIL (n = 58)	76,6	62,8	-	334,8	4,898
	FMX (n = 42)	54,7	43,8	-	335,3	4,21
	FSC (n = 55)	39,2	31,3	-	248,2	4,432
	JCH (n = 20)	31	28,9	-	113,5	3,751

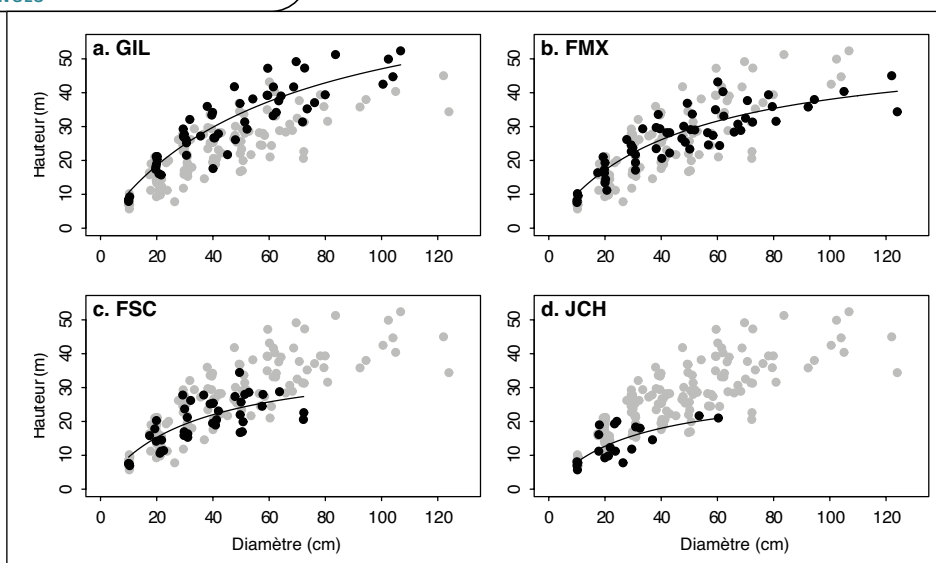


Figure S1.

Relations allométriques hauteur-diamètre spécifiques aux différents types d'utilisation des terres. GIL = forêt mature à *Gilbertiodendron dewevrei* (a); FMX = forêt mature mixte (b); FSC = forêt secondaire (c); JCH = jachère (d). Les courbes correspondent aux relations ajustées du modèle de Michaelis-Menten (m^3) pour chaque type d'utilisation des terres (en noir); les arbres inventoriés dans les autres utilisations des terres sont également indiqués (en gris).

Références

Andrade H., Segura M., Somarriba E., Villalobos M., 2008. Valoración biofísica y financiera de la fijación de carbono por uso del suelo en fincas cacaoteras indígenas de Talamanca, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*, 46: 45-50. [[CATIE](#)]

Arifin J., 2001. Estimasi cadangan karbon pada berbagai sistem penggunaan lahan di kecamatan Ngantang, Malang. PhD Thesis, Skripsi-S1, Universitas Brawijaya, Malang, Indonesia. [[World Agroforestry](#)]

Batsi G., Sonwa D. J., Mangaza L., Ebuy J., Kahindo J. M., 2021. Preliminary estimation of above-ground carbon storage in cocoa agroforests of Bengamisa-Yangambi forest landscape (Democratic Republic of Congo). *Agroforestry Systems*, 95: 1505-1517. [[Crossref](#)]

Batsi G., Sonwa D. J., Mangaza L., Ebuy J., Kahindo J. M., 2020. Biodiversity of the cocoa agroforests of the Bengamisa-Yangambi forest landscape in the Democratic Republic of the Congo (DRC). *Forests*, 11: 1-21. [[Crossref](#)]

Blaser W. J., Oppong J., Hart S. P., Landolt J., Yeboah E., Six J., 2018. Climate-smart sustainable agriculture in low-to-intermediate shade agroforests. *Nature Sustainability*, 1: 234-239. [[Crossref](#)]

Capellesso C., Cequinel A., Marques R., Marques M. C., 2019. Temporal and environmental correlates of carbon stocks in a regenerating tropical forest. *Applied Vegetation Science*, 23: 353-362. [[Crossref](#)]

Chave J., Réjou-Méchain M., Búrquez A., Chidumayo E., Colgan M. S., Delitti W. B. C., et al., 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, 20: 3177-3190. [[Crossref](#)]

Chazdon R. L., Peres C. A., Dent D., Sheil D., Lugo A. E., Lamb

D., et al., 2009. The potential for species conservation in tropical secondary forests. *Conservation Biology*, 23: 1406-1417. [[Crossref](#)]

De Beule H., Jassogne L., Van Asten P., 2014. Cocoa: Driver of deforestation in the Democratic Republic of the Congo? Copenhagen, Denmark, CGIAR, Working paper No. 65. 33 p. [[CGIAR](#)]

Debroux L., Hart T., Kaimowitz D., Karsenty A., Topa G. (eds), 2007. Forests in post-conflict Democratic Republic of Congo. Analysis of a priority agenda. Bogor, Indonesia, CIFOR, 82 p. [[CIFOR](#)]

Defourny P., Delhage C., Kibambe Lubamba J.-P., 2011. Analyse quantitative des causes de la déforestation et de la dégradation des forêts en République démocratique du Congo. Rapport final. FAO, université de Louvain, 105 p. [[FAO](#)]

De Wasseige C., Tadoum M., Eba'a Atyi R., Doumenge C. (éds), 2015. Les forêts du Bassin du Congo – Forêts et changements climatiques. Neufchâteau, Belgique, Weyrich, 128 p. [[OFAC](#)]

Dray S., Dufour A., 2007. The ade4 Package: Implementing the Duality Diagram for Ecologists. *Journal of Statistical Software*, 22 (4): 1-20. [[Crossref](#)]

Fayolle A., Loubota Panzou G. J., Drouet T., Swaine M. D., Bauwens S., Vleminckx J., et al., 2016. Taller trees, denser stands and greater biomass in semi-deciduous than in evergreen lowland central African forests. *Forest Ecology and Management*, 374: 42-50. [[Crossref](#)]

Fayolle A., Ngomanda A., Mbasi M., Barbier N., Bocko Y., Boyemba F., et al., 2018. A regional allometry for the Congo basin forests based on the largest ever destructive sampling. *Forest Ecology and Management*, 430: 228-240. [[Crossref](#)]

Fernandez C. A., 2021. Package sitreeE – Sitree Extensions. CRAN-R-Project, 15 p. [[CRAN](#)]

Gibson L., Lee T. M., Koh L. P., Brook B. W., Gardner T. A., Barlow J., et al., 2011. Primary forests are irreplaceable for sus-

- taining tropical biodiversity. *Nature*, 478: 378-381. [[Crossref](#)]
- Hairiah K., Arifin J., Berlain Prayogo C., van Noordwijk M., 2002. Carbon stock assessment for a forest-to-coffee conversion landscape in Malang (East Java) and Sumber Jaya (Lampung) Indonesia. *International Symposium on Forest Carbon Sequestration and Monitoring*, 28-36. [[CGIAR](#)]
- Hosseini-Bai S., Trueman S., Nevenimo, T., Hannel G., Randall B., Wallace H. M., 2019. The effects of tree spacing regime and tree species composition on mineral nutrient composition of cocoa beans and canarium nuts in 8-year-old cocoa plantations. *Environmental Science and Pollution Research*, 26: 22021-22029. [[Crossref](#)]
- Hubau W., Lewis S. L., Phillips O. L., Affum-Baffoe K., Beeckman H., Cuni-Sanchez A., *et al.*, 2020. Asynchronous carbon sink saturation in African and Amazonian tropical forests. *Nature*, 579: 80-87. [[Crossref](#)]
- Ickowitz A., Slayback D., Asanzi P., Nasi R., 2015. Agriculture and deforestation in the Democratic Republic of the Congo: A synthesis of the current state of knowledge. Bogor, Indonesia, CIFOR, No. 119, 28 p. [[CIFOR](#)]
- Kearsley E., De Haulleville T., Hufkens K., Kidimbu A., Toirambe B., Baert G., *et al.*, 2013. Conventional tree height-diameter relationships significantly overestimate aboveground carbon stocks in the Central Congo Basin. *Nature Communications*, 4: 2269. [[Crossref](#)]
- Lewis S. L., Sonké B., Sunderland T., Begne S. K., Lopez-Gonzalez G., van der Heijden, *et al.*, 2013. Above-ground biomass and structure of 260 African tropical forests. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 368. [[Crossref](#)]
- Lewis S. L., Wheeler C. E., Mitchard E. T. A., Koch A., 2019. Restoring natural forests is the best way to remove atmospheric carbon. *Nature*, 568: 25-28. [[Crossref](#)]
- Likoko B., Mbifo N., Besango L., Totiwe T., Badjoko D., Likoko A., *et al.*, 2019. Climate Change for Yangambi Forest Region, DR Congo. *Journal of Aquatic Sciences and Oceanography*, 1: 1-10. [[SCHOLARENA](#)]
- Lisingo J., Dauby G., Hardy O., Boyemba F., Makana J.-R., Ndjele L., 2015. Structures spatiales de la richesse spécifique dans quelques blocs forestiers du nord-est du bassin congolais : implication pour la diversité régionale et la conservation. *Geo-Eco-Trop*, 39 : 169-184. [[GEO-ECO-TROP](#)]
- Makana J. R., Ewango C. N., McMahon S. M., Thomas S. C., Hart T. B., Condit R., 2011. Demography and biomass change in monodominant and mixed old-growth forest of the Congo. *Journal of Tropical Ecology*, 27: 447-461. [[Crossref](#)]
- Makana J. R., Thomas S. C., 2006. Impacts of selective logging and agricultural clearing on forest structure, floristic composition and diversity, and timber tree regeneration in the Ituri Forest, Democratic Republic of Congo. *Biodiversity Conservation*, 15: 1375-1397. [[Crossref](#)]
- Mangaza L., Sonwa D. J., Batsi G., Ebuy J., Kahindo J. M., 2021. Building a framework towards climate-smart agriculture in the Yangambi landscape, Democratic Republic of Congo (DRC). *International Journal of Climate Change Strategies and Management*, 13: 320-338. [[Crossref](#)]
- Migolet P., Goita K., Ngomanda A., Biyogo A., 2020. Estimation of aboveground oil palm biomass in a mature plantation in the Congo Basin. *Forests*, 11: 1-23. [[Crossref](#)]
- Molto Q., Rossi V., Blanc L., 2013. Error propagation in biomass estimation in tropical forests. *Methods in Ecology and Evolution*, 4: 175-183. [[Crossref](#)]
- Moonen P. C. J., Verbist B., Boyemba Bosela F., Norgrove L., Dondeyne S., Van Meerbeek K., *et al.*, 2019. Disentangling how management affects biomass stock and productivity of tropical secondary forests fallows. *Science of The Total Environment*, 659: 101-114. [[Crossref](#)]
- Mosnier A., Mant R., Pirker J., Bodin B., Bokelo D., Tonga P., *et al.*, 2016. Modélisation des changements d'utilisation des terres pour la République Démocratique du Congo 2000-2030. Un rapport du projet REDD-PAC. IIASA, 86 p. [[IIASA](#)]
- Pearson T. R. H., Brown S., Murray L., Sidman G., 2017. Greenhouse gas emissions from tropical forest degradation: An underestimated source. *Carbon Balance Management*, 12 (3): 1-11. [[Crossref](#)]
- Oksanen J., 2020. Vegan: ecological diversity. CRAN-R-Project, 12 p. [[CRAN](#)]
- Saatchi S. S., Harris N. L., Brown S., Lefsky M., Mitchard E. T. A., Salas W., *et al.*, 2011. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *PNAS*, 108: 9899-9904. [[Crossref](#)]
- Slik J. W. F., Arroyo-Rodríguez V., Aiba S. I., Alvarez-Loayza P., Alves L. F., Ashton P., *et al.*, 2015. An estimate of the number of tropical tree species. *PNAS*, 112: 7472-7477. [[Crossref](#)]
- Sullivan M. J. P., Talbot J., Lewis S. L., Phillips O. L., Qie L., Begne S.K., *et al.*, 2017. Diversity and carbon storage across the tropical forest biome. *Scientific Reports*, 7: 1-12. [[Crossref](#)]
- Vancutsem C., Achard F., Pekel J. F., Vieilledent G., Carboni S., Simonetti D., *et al.*, 2021. Long-term (1990-2019) monitoring of forest cover changes in the humid tropics. *Science Advances*, 7: 1-22. [[Crossref](#)]
- Wickham H., 2016. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. New York, USA, Springer-Verlag. [[GGPLOT](#)]
- Zanne A., Lopez-Gonzalez G., Coomes D., Ilic J., Jansen S., Lewis S., *et al.*, 2009. Data from: towards a worldwide wood economics spectrum. Dryad, Dataset. [[Crossref](#)]

Mangaza *et al.* – Contribution des auteurs

Rôle du contributeur	Noms des auteurs
Conceptualisation	L. Mangaza, J.-R. Makana, D. Sonwa
Gestion des données	L. Mangaza, G. Batsi
Analyse formelle	L. Mangaza, A. Fayolle, J.-R. Makana, W. Hubau
Écriture – Préparation de l'ébauche originale	L. Mangaza, A. Fayolle, J.-R. Makana, W. Hubau
Écriture – Révision et édition	A. Fayolle, L. Mangaza, J.-R. Makana, W. Hubau, D. Sonwa, G. Batsi

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