

Désiré Katembo KASEKETE^{1,2}
Christien Kakule KIMBULUMA¹
Nils BOURLAND^{3,4,5}
Thomas DROUET⁶
Jean-Remy MAKANA¹
Kamabu VASOMBOLWA¹
Jean-Pierre MATE⁷

¹ Université de Kisangani
Faculté des sciences
BP 2012, Kisangani
République démocratique du Congo

² Université officielle de Ruwenzori
Faculté des sciences
BP 560, Butembo
République démocratique du Congo

³ Center for International Forestry Research
(CIFOR)
Jalan CIFOR
Situ Gede, Sindang Barang
Bogor Barat 16115
Indonesia

⁴ Musée royal de l'Afrique centrale
Service de biologie du bois
3080 Tervuren
Belgique

⁵ Resources & Synergies Development (R&SD)
Rue du Vallon 81
1332 Genval
Belgique

⁶ Université libre de Bruxelles
Faculté des sciences
Laboratoire d'Écologie végétale
et biogéochimie (EVB)
CP 244, 50 av. F.D. Roosevelt
1050 Bruxelles
Belgique

⁷ École régionale postuniversitaire
d'aménagement et de gestion intégrés
des forêts et territoires tropicaux (ERAIFT)
Université de Kinshasa
Commune de Lemba
BP 15 373, Kinshasa
République démocratique du Congo

Auteur correspondant /
Corresponding author:
Désiré KATEMBO KASEKETE -
dkasekete@gmail.com

Plantations monospécifiques d'espèces exotiques, déserts biologiques ou îlots de diversité floristique ? Exemple de situations biotiques et abiotiques contrastées au Nord-Kivu en République démocratique du Congo



Photos 1.

(A) Sous-bois en plantation d'*Eucalyptus saligna* âgée de neuf ans à Kaseghe. (B) Sous-bois en plantation de *Grevillea robusta* âgée de huit ans à Kirotshe.

(A) Undergrowth in a nine-year-old *Eucalyptus saligna* plantation in Kaseghe. (B) Undergrowth in an eight-year-old *Grevillea robusta* plantation in Kirotshe.

Photos D. Katembo Kasekete.

Doi : 10.19182/bft2022.352.a36810 – Droit d'auteur © 2022, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 10 mars 2021 ; date d'acceptation : 17 novembre 2021 ; date de publication : 1er mai 2022.



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

Citer l'article / To cite the article

Kasekete D. K., Kimbuluma C. K., Bourland N., Drouet T., Makana J.-R., Vasombolwa K., Mate J.-P., 2022. Plantations monospécifiques d'espèces exotiques, déserts biologiques ou îlots de diversité floristique ? Exemple de situations biotiques et abiotiques contrastées au Nord-Kivu en République démocratique du Congo. Bois et Forêts des Tropiques, 352 : 71-88. Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2022.352.a36810>

RÉSUMÉ

Plantations monospécifiques d'espèces exotiques, déserts biologiques ou îlots de diversité floristique ? Exemple de situations biotiques et abiotiques contrastées au Nord-Kivu en République démocratique du Congo

Si les plantations forestières font l'objet d'un intérêt croissant en Afrique centrale, leur sous-bois reste encore peu étudié. Afin d'évaluer le potentiel des plantations d'espèces exotiques à participer à la restauration du couvert végétal sur les terres anthropisées du Kivu (République démocratique du Congo), la diversité floristique du sous-bois a été caractérisée et comparée dans une sélection de plantations monospécifiques d'*Eucalyptus saligna* et de *Grevillea robusta* sur deux sites (Sake et Kirumba) aux conditions altitudinales et pédoclimatiques différentes. La variation de la composition floristique des relevés a ensuite été analysée suivant certains paramètres écologiques. Enfin, les espèces indicatrices des conditions altitudinales et pédoclimatiques de chaque site ont été identifiées. Les données récoltées en 2018 et en 2020 dans 12 plantations par la méthode de l'aire minimale ont révélé une forte hétérogénéité dans la composition floristique des sous-bois. Bien que dominés par des herbacés, ces sous-bois hébergent aussi certaines espèces ligneuses et lianescentes. La richesse spécifique ne différait pas significativement entre les sites ni entre les espèces d'arbres plantées. Cette richesse variait d'un relevé à l'autre suivant la latitude, le pH du sol et les concentrations en aluminium et magnésium biodisponibles. Treize espèces indicatrices des conditions altitudinales et pédoclimatiques des sites ont été repérées dont neuf pour Sake et quatre pour Kirumba. La répétition des inventaires avait accru l'effort d'échantillonnage même si l'aire minimale n'avait pas significativement changé sur deux ans. Cette étude a mis en relief la contribution des plantations d'espèces exotiques à la reconstitution du couvert végétal sur les sites potentiellement dégradés du Kivu et suggère des mesures de gestion adaptées aux propriétés physico-chimiques des sols. L'utilisation des espèces indicatrices des conditions pédoclimatiques des sites comme prédicteurs de productivité mérite d'être testée dans les plantations étudiées afin de vérifier si leur présence pourrait servir d'outil de sélection des stations à reboiser.

Mots-clés : sous-bois, relevé floristique, aire minimale, facteur écologique, analyse multivariée, espèces indicatrices, plantation d'espèce exotique, République démocratique du Congo.

ABSTRACT

Single-species plantations of exotic trees, biological deserts or islands of plant diversity? Contrasting biotic and abiotic situations in northern Kivu (Democratic Republic of the Congo)

While forest plantations are a topic attracting growing interest in Central Africa, their undergrowth has been little studied. In order to assess the potential contribution of plantations of exotic species to the restoration of plant cover on anthropised land in Kivu (Democratic Republic of the Congo), the plant diversity of their understorey was characterised and compared in a selection of single-species plantations of *Eucalyptus saligna* and *Grevillea robusta* on two sites (Sake and Kirumba) with different altitudinal and pedoclimatic conditions. The variations in plant composition found by the surveys was then analysed according to certain ecological parameters. Finally, indicator species of the altitudinal and pedoclimatic conditions at each site were identified. The data collected in 2018 and 2020 in 12 plantations, using the minimum area method, showed a high degree of heterogeneity in the plant composition of the understorey. Although herbaceous species predominated, some woody and liana species were also found in these understoreys. The species richness did not differ significantly between sites or between the tree species planted. Species richness varied from one survey to another depending on latitude, soil pH and bioavailable aluminium and magnesium concentrations. Thirteen indicator species for the altitudinal and pedoclimatic conditions of the sites were identified altogether, nine for Sake and four for Kirumba. Repetition of the surveys increased the sampling effort even though the minimum area did not change significantly over two years. This study highlighted the contribution of exotic species plantations to the recovery of plant cover on potentially degraded sites in Kivu and suggested management measures suited to the physico-chemical properties of the soils. The use of indicator species of pedoclimatic conditions as predictors of site productivity deserves to be tested in the plantations studied, in order to verify whether their presence could be used as a tool for selecting sites for reforestation.

Keywords: undergrowth, plant survey, minimum area, ecological factor, multivariate analysis, indicator species, exotic species plantation, Democratic Republic of the Congo.

RESUMEN

¿Plantaciones monoespecíficas de especies exóticas, desiertos biológicos o islas de diversidad florística? Ejemplo de situaciones bióticas y abióticas contrastadas en Kivu del Norte (República Democrática del Congo)

Aunque las plantaciones forestales son objeto de un interés creciente en África Central, su sotobosque sigue estando poco estudiado. Con el fin de evaluar el potencial de las plantaciones de especies exóticas para participar en la restauración de la cubierta vegetal en tierras antropizadas en Kivu (República Democrática del Congo), se caracterizó y comparó la diversidad florística del sotobosque en una selección de plantaciones monoespecíficas de *Eucalyptus saligna* y *Grevillea robusta* en dos lugares (Sake y Kirumba) con condiciones altitudinales y pedoclimáticas diferentes. A continuación se analizó la variación de la composición florística recogida en función de determinados parámetros ecológicos. Por último, se identificaron las especies indicadoras de las condiciones altitudinales y pedoclimáticas de cada lugar. Los datos obtenidos en 2018 y 2020 en 12 plantaciones mediante el método de área mínima revelaron un alto grado de heterogeneidad en la composición florística del sotobosque. Aunque dominan las especies herbáceas, estos sotobosques también albergan algunas especies leñosas y lianas. La riqueza específica no difiere significativamente entre los lugares ni entre las especies de árboles plantados. Esta riqueza varió de un informe a otro en función de la latitud, el pH del suelo y las concentraciones de aluminio y magnesio biodisponibles. Se identificaron trece especies indicadoras de las condiciones altitudinales y pedoclimáticas: nueve para Sake y cuatro para Kirumba. La repetición de los inventarios incrementó el esfuerzo de muestreo, aunque la superficie mínima no había variado significativamente en dos años. Este estudio puso de manifiesto la contribución de las plantaciones de especies exóticas en la reconstitución de la cubierta vegetal en lugares potencialmente degradados de Kivu y sugirió medidas de gestión adaptadas a las propiedades físico-químicas de los suelos. La utilización de especies indicadoras de las condiciones pedoclimáticas de los lugares como predictoras de la productividad merece ser probada en las plantaciones estudiadas para verificar si su presencia podría ser utilizada como herramienta de selección de las zonas a reforestar.

Palabras clave: sotobosque, informe florístico, superficie mínima, factor ecológico, análisis multivariante, especies indicadoras, plantación de especie exótica, República Democrática del Congo.

Introduction

Les forêts sont indispensables au développement économique et au maintien de la biodiversité (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020 ; Watling *et al.*, 2020). Selon Rouxel (2010), la conservation de la biodiversité est une nécessité qui doit impliquer tous les gestionnaires et décideurs pour qu'un équilibre soit trouvé entre les besoins des communautés rurales et les exigences de la conservation. En dépit des efforts fournis dans ce domaine, la perte de la biodiversité se poursuit à l'échelle mondiale (WWF-Belgique, 2020), à cause notamment des changements rapides dans l'utilisation des terres, de la surexploitation des ressources naturelles, de la pollution, de la prolifération d'espèces exotiques envahissantes ou encore des changements climatiques (Pawson *et al.*, 2013 ; Watling *et al.*, 2020).

Depuis quelques décennies, la mise en place de plantations forestières est perçue comme l'une des actions pouvant conduire à la restauration de la biodiversité d'écosystèmes dégradés (Bremer et Farley, 2010 ; Brockerhoff *et al.*, 2013 ; Pawson *et al.*, 2013). En effet, lorsqu'elles sont établies sur des terres dégradées ou d'anciennes terres agricoles, les plantations d'arbres compensent en partie la perte d'écosystèmes naturels en termes de superficie, de biodiversité et de fonction écologique (Bremer et Farley, 2010 ; Brockerhoff *et al.*, 2013). Ces plantations sont susceptibles de favoriser le développement d'une importante biodiversité dans leur sous-bois, y compris la régénération d'espèces indigènes (Senbeta *et al.*, 2002 ; Yirdaw et Luukkanen, 2003 ; Carnus *et al.*, 2006 ; Onyekwelu et Olabiwonnu, 2016). Cependant, lorsqu'elles sont à base d'espèces exotiques, les plantations forestières sont loin d'être positivement perçues par le grand public comme par le monde scientifique (Carnus *et al.*, 2006). Si certains auteurs affirment que la biodiversité est toujours plus faible en plantations qu'en forêts naturelles (*e. g.*, Pliening et Gaertner, 2011 ; Nichol et Abbas, 2021), cela suscite encore des controverses (Onyekwelu et Olabiwonnu, 2016). Bremer et Farley (2010) ainsi que Tassin *et al.* (2011) précisent que l'effet de toute plantation sur la biodiversité dépend de la nature de la communauté qu'elle remplace et des caractéristiques écologiques de la région. Par exemple, si dans des régions arides les eucalyptus éliminent la végétation du sous-bois en la concurrençant vis-à-vis de l'eau, il y a peu de chances qu'il en soit ainsi dans des régions à forte pluviosité (Poore et Fries, 1985 ; Tassin *et al.*, 2011).

À l'est de la République démocratique du Congo (RDC), des plantations d'*Eucalyptus saligna* Sm. (Myrtaceae) et de *Grevillea robusta* A. Cunn. ex R. Br. (Proteaceae) sont réalisées depuis 2007 autour des zones urbaines comme rurales riveraines du Parc national des Virunga (PNVi). Ces plantations sont installées sur des terres essentiellement agricoles et sont destinées à la production de bois-énergie. Depuis le début de leur installation, aucune étude scientifique n'a été menée sur leur performance de croissance ni leurs impacts sur la diversité végétale locale. Si plusieurs auteurs (*e. g.*, Reigosa *et al.*, 1999 ; Bernhard-Reversat, 2001 ; Zaiton *et al.*, 2020) reprochent aux plantations d'*Eucalyptus* spp. de présenter des effets négatifs sur la végétation du sous-bois à cause

notamment du caractère allélopathique de ce taxon, les critiques envers les plantations de *Grevillea* spp. sont rares. Toutefois, il est reproché aux feuilles de *G. robusta* de produire des substances allélopathiques qui, une fois libérées, restreignent l'établissement et le développement d'autres plantes, voire d'autres individus de cette espèce (Rojas-Sandoval, 2021).

Afin d'évaluer le potentiel des plantations monospécifiques d'*E. saligna* et de *G. robusta* dans la reconstitution de la diversité du couvert végétal des terres anthropisées du Kivu, nous nous sommes posé la question suivante : quels facteurs influencent la diversité floristique et la reconstitution du sous-bois des plantations d'*E. saligna* et de *G. robusta* au Nord-Kivu ? Sans prétendre confronter la composition floristique des plantations de cinq ou dix ans à celle des forêts naturelles du PNVi ou à celle des champs/jachères voisins, l'étude visait plus particulièrement à : évaluer et comparer la diversité floristique sous canopée en plantations d'*E. saligna* et de *G. robusta* dans deux milieux contrastés (Sake et Kirumba) ; évaluer les effets de perturbations anthropiques et de l'ouverture de la canopée sur la diversité floristique du sous-bois ; identifier les facteurs écologiques qui influencent significativement la composition floristique du sous-bois en vue de proposer quelques mesures de gestion ; déterminer les espèces indicatrices des conditions altitudinales et pédoclimatiques de chacun des deux sites ; tester l'effet du nombre d'inventaires sur la représentativité de l'échantillonnage ; étudier la dynamique de la diversité floristique sur une durée de deux ans.

Matériel et méthodes

Sites d'étude

L'étude a été conduite à Sake et Kirumba (figure 1), dans la province du Nord-Kivu, en RDC.

Les deux sites se caractérisent par un relief montagneux, avec une altitude variant entre 1 500 et 1 760 m à Sake et entre 1 730 et 2 180 m à Kirumba. Les sols de Sake sont développés sur des laves basaltiques anciennes et récentes. Ceux de Kirumba reposent sur des roches granito-gneissiques d'âge mésoprotérozoïque (Laghmouch et Hardy, 2005). Les plantations de Sake bénéficient d'un climat tropical à moussons (Am) alors que celles de Kirumba jouissent d'un climat équatorial (Af). La température moyenne et les précipitations sont estimées respectivement à 19,9 °C et 2 716 mm/an à Sake contre 18,4 °C et 3 750 mm/an à Kirumba (Climate-data.org, 2021). La recherche de terres agricoles par la population dans un contexte d'insécurité a contribué largement à la dégradation des ressources naturelles dans le paysage riverain du PNVi, les formations forestières étant parmi les plus durement touchées (Ngongo, 2015). Les plantations d'*Eucalyptus* spp. et de *G. robusta* constituent de petits îlots forestiers (0,3 à 12 ha par plantation, selon la base de données du WWF) dans un paysage fortement dégradé. Les cultures

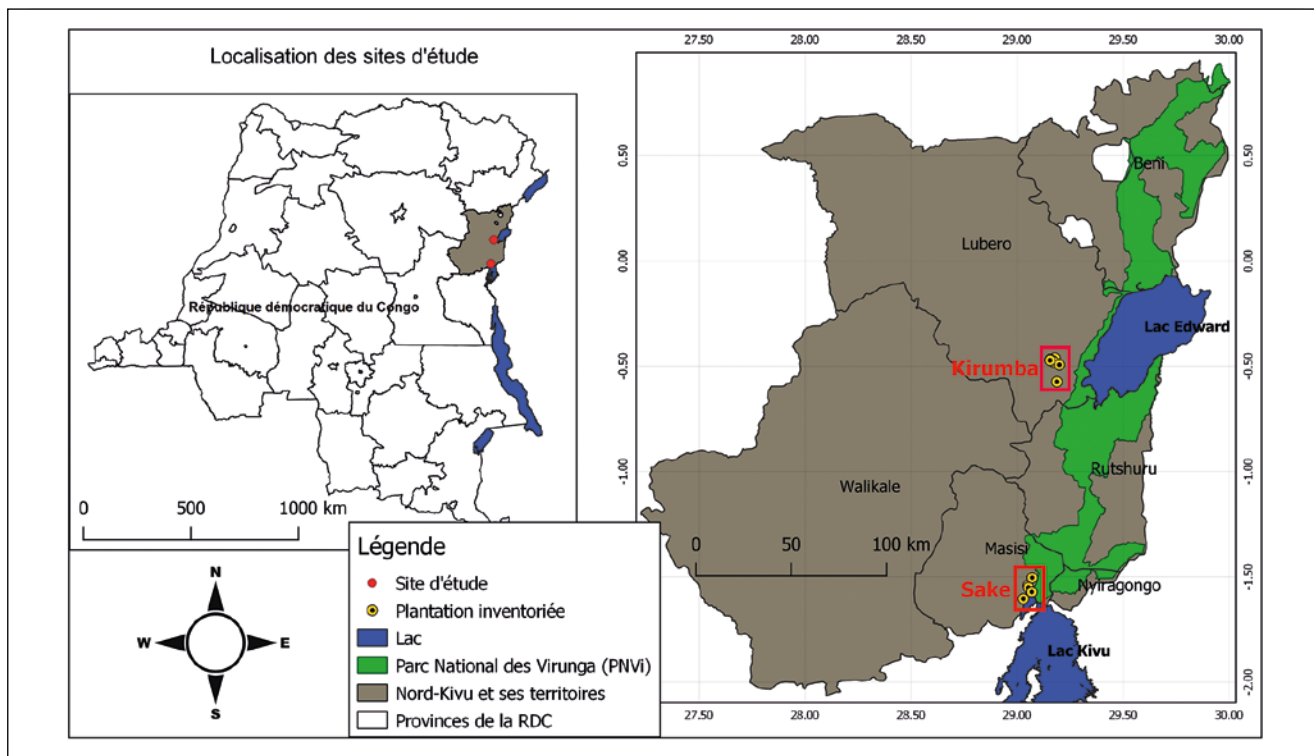


Figure 1.
Localisation des sites d'étude en République démocratique du Congo.
Location of study sites in the Democratic Republic of the Congo.

Tableau I.

Caractéristiques des plantations aux sous-bois étudiés. Es : *Eucalyptus saligna* ; Gr : *Grevillea robusta* ; Sup. : superficie ; DBH : diamètre à hauteur de poitrine (moyenne \pm écart-type) ; Ht : hauteur totale (moyenne \pm écart-type) ; Topo : situation topographique ; Temp. : température moyenne annuelle ; Prec. : précipitations totales annuelles.

Characteristics of the plantations with undergrowth studied. Es: *Eucalyptus saligna*; Gr: *Grevillea robusta*; Sup.: area; DBH: diameter at breast height (mean \pm standard deviation); Ht: total height (mean \pm standard deviation); Topo: topographical situation; Temp: mean annual temperature; Prec.: total annual precipitation.

Site	Plantation	Coordonnées (°)		Sup. (ha)	Âge en 2020 (ans)	Caractéristiques dendrométriques			Altitude (m)	Topo (code)*	Pente (°)	Temp. (°C)	Prec. (mm)	Distance de la plantation à la relique forestière la plus proche (m)
		Longitude	Latitude			Densité (tiges/ha)	DBH (cm)	Ht (m)						
Sake	Es_02	29,05120	-1,54108	0,66	9,08	500	21,5 \pm 7,2	23,9 \pm 7,2	1 608	5	34	19,9	2 716	> 1 000
	Es_04	29,05341	-1,55151	1,17	6,67	580	19,5 \pm 5,0	21,3 \pm 4,2	1 611	5	20	19,9	2 716	> 1 000
	Es_09	29,06884	-1,57363	0,89	9,67	480	20,0 \pm 6,3	20,1 \pm 4,7	1 499	6	5	19,9	2 716	> 1 000
	Es_11	29,06949	-1,57216	1,98	5,00	800	13,1 \pm 4,1	14,4 \pm 3,1	1 520	5	7	19,9	2 716	> 1 000
	Gr_02	29,02993	-1,60469	0,98	9,67	620	21,7 \pm 3,1	21,2 \pm 2,8	1 512	7	5	19,9	2 716	> 1 000
	Gr_05	29,07139	-1,50471	0,65	4,67	420	14,4 \pm 2,6	11,1 \pm 1,6	1 760	5	23	19,9	2 716	~ 820
Kirumba	Es_13	29,17815	-0,46261	0,77	10,75	820	20,8 \pm 5,4	25,6 \pm 5,7	2 154	4	17	18,4	3 750	~ 137
	Es_14	29,15591	-0,46925	0,94	10,75	440	23,6 \pm 3,6	36,5 \pm 4,8	2 000	8	6	18,4	3 750	~ 145
	Es_16	29,17374	-0,48001	1,80	7,08	660	21,0 \pm 4,3	24,5 \pm 4,3	2 179	5	16	18,4	3 750	> 1 000
	Es_18	29,19934	-0,49337	0,49	5,67	1000	13,5 \pm 4,3	18,4 \pm 3,9	2 177	4	17	18,4	3 750	> 1 000
	Gr_11	29,15544	-0,47242	2,68	6,67	420	16,0 \pm 2,3	13,0 \pm 1,2	2 042	5	18	18,4	3 750	~ 190
	GR_12	29,18741	-0,57444	1,22	7,00	560	14,4 \pm 4,3	15,6 \pm 3,1	1 734	7	11	18,4	3 750	> 1 000

* Topo : 4 = haut de pente ; 5 = mi-pente ; 6 = replat ; 7 = bas de pente ; 8 = dépression ouverte.

vivrières dominant autant les plaines/vallées que les flancs des montagnes et des collines. Elles sont aussi présentes dans le sous-bois de quelques plantations (photo 2b).

Matériel d'étude

L'étude porte sur la végétation du sous-bois dans une sélection de plantations d'*E. saligna* (photo 1a) et de *G. robusta* (photo 1b). Ces deux espèces sont toutes originaires d'Australie (Skolmen, 1990a, 1990b). *Eucalyptus saligna* se développe tant en climat tempéré chaud que subtropical (température : - 2 à 33 °C ; précipitations : 800 à 7 620 mm/an), avec une saison sèche douce ne dépassant pas quatre mois. Il supporte des gelées hivernales jusqu'à - 15 °C sur des hautes altitudes. Cette essence est utilisée en plantation pour produire de la pâte à papier, du bois d'œuvre ou du bois-énergie (Skolmen, 1990a). *Grevillea robusta* se développe en climat chaud et humide (température : 4 à 35 °C ; précipitations : 700 à 2 400 mm/an), avec une saison sèche ne dépassant pas quatre mois. Il résiste à la sécheresse et à de légères gelées occasionnelles. Il est utilisé en aménagement urbain comme arbre d'ombrage ou ornemental et en plantation pour produire de la pâte à papier, du bois d'œuvre et du bois-énergie (Skolmen, 1990b ; Rojas-Sandoval, 2021).

Récolte de données

Les données floristiques, dendrométriques et environnementales ont été récoltées dans 12 plantations dont huit de *E. saligna* (Es) et quatre de *G. robusta* (Gr). Les caractéristiques de ces plantations sont présentées dans le tableau I. Les plantations ont été sélectionnées de manière à échantillonner équitablement les deux sites en termes de plan-



Photos 2.

(A) Sous-bois désherbé à la machette à Luhonga. (B) Cultures de haricot et maïs sous *Grevillea robusta* à Kirumba. (C) Appétence des bovins sous *Grevillea robusta* à Luhonga. (D) Sous-bois en reconstitution après passage du feu sous *Eucalyptus saligna* à Mubambiro.
 (A) Undergrowth weeded with machetes in Luhonga. (B) Bean and maize crops under *Grevillea robusta* in Kirumba. (C) Cattle grazing under *Grevillea robusta* in Luhonga. (D) Recovering undergrowth after fire under *Eucalyptus saligna* in Mubambiro.
 Photos D. Katembo Kaseketete.

tations par espèce d'arbre plantée, de classes d'âge et de situations topographiques. Les coordonnées géographiques, la superficie et la distance du centre de chaque plantation à la relique forestière la plus proche (distance inférieure à 1 000 m) ont été déterminées au GPS.

Données floristiques

Les inventaires floristiques ont été réalisés en novembre 2018 et novembre 2020 suivant la méthode de l'aire minimale (Gillet *et al.*, 1991). Il s'est agi de prendre, à partir du centre

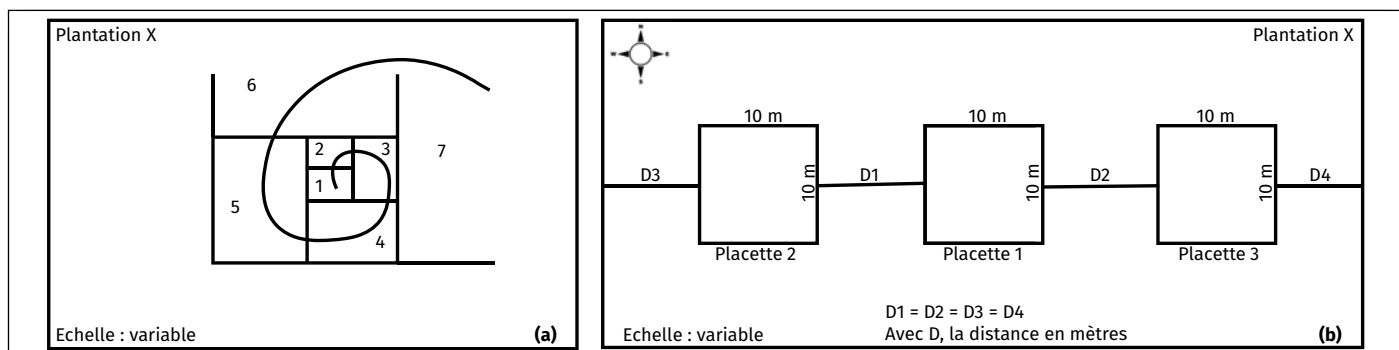


Figure 2.

Dispositifs d'inventaire : (a) superficies croissantes en m² (doublement à chaque étape) pour la détermination de l'aire minimale (Le Floc'h, 2008) et (b) placettes carrées à surface constante.

Inventory set-ups: (a) increasing areas in m² (doubling at each stage) for the determination of the minimum area (Le Floc'h, 2008) and (b) square plots with constant area.

de la plantation, une surface initiale de 1 m² pour inventorier les espèces végétales (autres que *E. saligna* ou *G. robusta*) qui s'y régénèrent, puis de doubler successivement cette surface (figure 2a) jusqu'à ne plus retrouver de nouvelle espèce (Le Floc'h, 2008 ; Shakeri *et al.*, 2021). Dans l'approche de la phytosociologie fondée par Braun-Blanquet, l'aire minimale correspond à la surface à partir de laquelle une aire-échantillon peut être considérée comme statistiquement représentative, c'est-à-dire renfermant une proportion suffisante (i.e. au moins 80 %) des espèces de son ensemble spécifique maximal (Gillet *et al.*, 1991). Elle est classiquement définie à l'aide de la courbe aire-espèces (Le Floc'h, 2008).

Pour tester la robustesse de la méthode de l'aire minimale en rapport avec la représentativité et la variabilité spatiale de la végétation du sous-bois, une approche basée sur des placettes carrées à surface constante a été appliquée parallèlement à la première lors de l'inventaire réalisé en 2020. Elle a consisté à installer dans chaque plantation trois placettes carrées de 10 × 10 m chacune (figure 2b) et à inventorier toutes les espèces végétales (autres que les deux espèces d'arbres plantées) qui s'y trouvent.

Toutes les espèces végétales présentes dans l'aire d'inventaire ont été recensées et affectées chacune d'un coefficient d'abondance-dominance suivant l'échelle de Braun-Blanquet (Gillet *et al.*, 1991 ; Le Floc'h, 2008) ci-après :

- r : individus très rares et leur recouvrement est négligeable ;
- + : individus rares et recouvrement très faible ;
- 1 : individus peu ou assez abondants, mais de recouvrement faible < 5 % de la surface ;
- 2 : individus abondants ou très abondants, recouvrant 5 à 25 % de la surface ;
- 3 : nombre d'individus quelconque, recouvrant de 25 à 50 % de la surface ;

• 4 : nombre d'individus quelconque, recouvrant de 50 à 75 % de la surface ;

• 5 : nombre d'individus quelconque, recouvrant plus de 75 % de la surface.

Chaque plante a été photographiée *in situ*. Une identification botanique préliminaire a été réalisée par combinaison de différents caractères végétatifs et/ou de fertilité facilement observables. Les botanistes et/ou herboristes locaux ont fourni les noms des plantes en langue vernaculaire. Des échantillons d'herbiers ont été collectés suivant Schmidt *et al.* (2016) pour une vérification et confirmation des noms. Cette vérification a été faite sur l'ensemble des espèces pour lesquelles des échantillons ont été récoltés en se servant des flores analytiques du Congo Belge (De Wildeman, 1940) et du guide des adventices de l'Afrique de l'Ouest (Akobundu et Agyakwa, 1989). Les identifications ont été confirmées à l'herbier de Lwiro (RDC) par une confrontation avec ses collections de références. La nomenclature suivie est conforme à celle du *Angiosperm Phylogeny Group IV* (The Catalogue of Life Partnership, 2017). Le type biologique de chaque espèce a été précisé sur le terrain selon Trochain (1966).

Données dendrométriques et environnementales

Dans chaque plantation, le diamètre à 1,30 m (DBH) et la hauteur totale (Ht) des arbres ont été mesurés dans les placettes carrées à surface constante (cf. figure 2b), respectivement à l'aide d'un ruban dendrométrique et d'un télémètre laser (Forestry Pro). La densité du peuplement a été estimée à partir du nombre d'arbres mesurés dans les placettes. La situation topographique a été précisée au centre de la plantation. La pente du terrain a été mesurée au clinomètre. Comme il n'y a pas de station météorologique à proximité immédiate des deux sites, températures et précipitations

Tableau II.

Caractéristiques physico-chimiques des sols dans les sous-bois étudiés.
Physico-chemical characteristics of soils in the studied undergrowth.

Site	Plantation	Clay (%)	Silt (%)	Sand (%)	pH H ₂ O	CEC (cmolc/kg)	Al (µg/g)	Ca (µg/g)	Cu (µg/g)	Fe (µg/g)	K (µg/g)	Mg (µg/g)	Mn (µg/g)	P (µg/g)	Zn (µg/g)
Sake	Es_02	3,4	89,3	7,3	6,56	14,3	171	3893	6,4	161,1	1000,6	390,4	3,6	13,5	3,6
	Es_04	4,6	85,0	10,3	6,82	15,8	210	5076	8,9	196,2	1406,2	442,6	7,3	16,9	5,2
	Es_09	2,1	89,1	8,8	6,49	4,0	189	2763	5,8	321,5	112,7	184,6	8,1	29,1	4,6
	Es_11	4,1	95,8	0,0	6,36	3,0	293	1914	5,8	358,3	100,3	184,7	8,1	28,4	4,6
	Gr_02	7,7	74,7	17,7	6,86	39,5	72	7446	9,6	107,0	1569,1	505,1	9,3	10,2	2,9
	Gr_05	3,6	89,9	6,6	6,49	14,6	210	3088	7,3	136,5	503,8	340,3	3,4	11,5	1,9
Kirumba	Es_13	18,3	72,9	8,8	4,28	4,4	828	243	1,2	537,0	123,3	90,3	8,4	37,4	1,2
	Es_14	19,9	65,4	14,7	4,93	6,0	301	791	2,5	295,7	82,8	139,0	72,5	23,4	3,4
	Es_16	37,7	54,2	8,1	4,31	0,0	618	64	1,3	395,8	70,0	36,5	7,1	27,7	1,6
	Es_18	62,8	34,3	2,9	4,54	4,5	1542	24	1,4	330,1	35,0	7,7	1,2	23,4	0,3
	Gr_11	29,3	70,6	0,1	4,83	1,9	364	582	2,4	245,4	190,7	149,1	40,2	18,8	1,9
	GR_12	29,4	56,6	14,0	4,45	1,2	551	143	1,1	190,7	73,1	33,5	8,6	13,3	0,4

ont été extraites du site de données climatiques mondiales (Climate-data.org, 2021) en entrant les coordonnées géographiques de la plantation.

Des échantillons de sols ont été prélevés dans les placettes à l'aide d'une tarière pédologique jusqu'à 30 cm de profondeur. À partir de cinq prises réalisées dans chaque placette, un échantillon composite de 400 à 500 g a été constitué. Les échantillons ont été emballés chacun dans un sachet en plastique puis marqués et envoyés au laboratoire d'Écologie végétale et biogéochimie de l'Université libre de Bruxelles (ULB) pour des analyses physico-chimiques (tableau II). La granulométrie (% sable, limon et argile) a été déterminée par la méthode hydrométrique après destruction de la matière organique. Le pH-eau a été mesuré à l'aide d'électrodes de verre dans une suspension de sol. La capacité d'échange cationique (CEC, cmolc/kg) a été évaluée sur des extraits de sol avec du trichlorure de cobaltihexamine (Ciesielski et Sterckeman, 1997). Les éléments biodisponibles (Ca, Mg, K, Al, Cu, Fe, Mn, P et Zn, mesurés en µg/g) ont été extraits avec une solution d'acétate d'ammonium 0,5 M EDTA 0,02 M à pH 4,65 (Cottenie *et al.*, 1979).

Activités anthropiques dans les sous-bois et caractéristiques des canopées

Les informations relatives à d'éventuelles interventions humaines (mise en pâture incluse) dans les sous-bois étudiés ont été directement recueillies sur le terrain et auprès des propriétaires et/ou gérants. Pour quantifier l'ouverture de la canopée et la lumière atteignant le sous-bois (en %), des photographies hémisphériques ont été réalisées sous couverture nuageuse à l'aide d'un appareil de marque Nikon CoolPix-4500 équipé d'un objectif fish-eye. En suivant le protocole de Chianucci et Cutini (2012), six photographies ont été acquises dans chaque plantation à raison de deux par placette. Les caractéristiques des canopées ont été déduites en traitant ces photographies au logiciel Gap Light Analyzer (GLA) suivant Frazer *et al.* (1999).

Analyse de données

Les matrices des données d'inventaire (présence/absence) et des variables écologiques (explicatives) mesurées ont été importées dans le logiciel R (version 3.6.3) pour des analyses statistiques (R Core Team, 2020).

Composition et diversité floristiques

La composition floristique fait référence à l'ensemble de toutes les espèces végétales recensées dans la zone d'étude et correspond à la richesse floristique (Nogueira *et al.*, 2010). La diversité floristique concerne l'aspect qualitatif de la flore. Cette diversité a été évaluée à l'aide des indices de Shannon, de Simpson et de Jaccard (Akhtar et Bergmeier, 2015).

Le nombre maximum d'espèces sur l'ensemble des relevés a été estimé à partir de la courbe d'accumulation d'espèces grâce à la fonction *specaccum* du package *vegan* (Oksanen *et al.*, 2019). Le nombre total d'espèces présentes dans les sous-bois étudiés a été estimé par probabilités à partir de la méthode des octaves (Marcon, 2018) via la fonction *veiledspec* du package *vegan* (Oksanen *et al.*, 2019).

L'indice de Shannon-Weaver (H) est dérivé de la théorie de l'information (Akhtar et Bergmeier, 2015). Il s'exprime en bits et est donné par la relation :

$$H = \sum_{i=1}^S p_i \log_2(p_i) \quad (\text{équation 1})$$

où p_i est la probabilité qu'un relevé de présence choisi au hasard contienne l'espèce i et S le nombre total d'espèces différentes. La probabilité p_i est donnée par :

$$p_i = \frac{n_i}{N} \quad (\text{équation 2})$$

où n_i est le nombre de relevés dans lesquels l'espèce i est présente et N le nombre total de relevés de présence. Si $H < 3$ bits, la diversité est faible. Elle est moyenne si H est compris entre 3 et 4 bits, puis élevée quand $H \geq 4$ bits (Djogo *et al.*, 2012).

L'indice de Simpson (E) est la probabilité que deux individus tirés au hasard soient d'espèces différentes. Il varie avec la richesse dans l'intervalle $[0 ; 1[$ et sa valeur diminue avec la régularité de la distribution (Marcon, 2018). Il est donné par :

$$E = 1 - D \quad (\text{équation 3})$$

où D est l'indice de dominance ou indice de concentration de Simpson qui rend compte du biais induit par l'abondance de certaines espèces (Djogo *et al.*, 2012). On le calcule par la formule :

$$D = \sum_{i=1}^S p_i^2 \quad (\text{équation 4})$$

avec p_i la probabilité qu'un individu tiré au hasard appartienne à l'espèce i (cf. équation 2). Les indices de Shannon-Weaver et de Simpson ont été calculés à partir de la fonction *diversity* du package *vegan* (Oksanen *et al.*, 2019).

L'indice de similarité de Jaccard (S_n) correspond au rapport entre le nombre d'espèces communes et le nombre d'espèces total. Si on note $s_{1,1}$ les espèces observées dans deux relevés réalisés à des endroits différents, $s_{1,0}$ celles observées dans le premier mais pas le second et $s_{0,1}$ celles observées dans le second mais pas le premier, l'indice de Jaccard est donné par :

$$S_n = \frac{s_{1,1}}{s_{1,1} + s_{1,0} + s_{0,1}} \quad (\text{équation 5})$$

Plus S_n est faible, moins la composition spécifique des relevés est semblable, plus la diversité bêta est considérée comme grande. Cet indice a été calculé pour tous les relevés comparés deux à deux en transformant la matrice de dissimilarité calculée avec la fonction *vegdist* du package *vegan* (Oksanen *et al.*, 2019) en matrice de similarité par la relation :

$$\text{Similarité} = 1 - \text{dissimilarité} \quad (\text{équation 6})$$

Partitionnement de la diversité totale et effet du site et/ou de l'espèce d'arbre plantée sur la diversité

La contribution de la diversité alpha ou bêta à la structuration de communautés végétales des sous-bois étudiés a été déterminée par analyse de partitionnement de la diver-

sité totale grâce à la fonction *adipart* du package *vegan* (Oksanen *et al.*, 2019). La variation ou non de la richesse ou de la diversité spécifique en fonction du site et/ou de l'espèce d'arbre plantée a été testée par analyse de variance à deux facteurs (ANOVA) au seuil statistique de 5 %.

Distribution des espèces en fonction des variables écologiques

La structure spatiale des relevés a été appréciée par analyse en coordonnées principales (PCoA) sur la matrice des distances de Hellinger à partir de la fonction *wcmdscale* du package *vegan*. L'influence des variables écologiques (espèce d'arbre plantée, superficie et âge de la plantation, densité du peuplement, altitude, situation topographique, pente, ouverture de la canopée, température, précipitations, variables édaphiques et coordonnées géographiques de la plantation) sur la composition spécifique des relevés a été mise en évidence par des analyses canoniques de redondance (RDA) à partir de la fonction *rda* du package *vegan*. Comme les variables explicatives étaient d'unités différentes, elles ont été toutes ramenées à l'échelle par standardisation (Baillargeon, 2021). Les variables qui influencent significativement la composition spécifique des relevés ont été sélectionnées pas à pas (fonction *ordistep* du package *vegan*) en minimisant le critère d'information d'Akaike (AIC) et le facteur d'inflation de la variance (VIF). Afin d'identifier les variables qui influençaient davantage la composition spécifique des relevés, les variables sélectionnées ont été subdivisées en deux groupes : le groupe « physico-chimie des sols » qui comprenait les variables pH, [Al] et [Mg], et le groupe « géolocalisation des relevés » qui rassemblait les coordonnées géographiques (longitude et latitude) des relevés d'inventaire. La contribution de chaque groupe à la répartition des espèces a été évaluée par la méthode de partitionnement grâce aux fonctions *pcnm* et *varpart* du package *vegan* (Oksanen *et al.*, 2019).

Espèces indicatrices des conditions altitudinales et pédoclimatiques

Le repérage des espèces indicatrices des conditions altitudinales et pédoclimatiques de chacun des deux sites a été réalisé en deux temps conformément à Dufrêne et Legendre (1997) ainsi que De Cáceres et Legendre (2009). En

premier lieu, la matrice de données d'altitude, climatiques et pédologiques a été soumise à la classification hiérarchique sur la matrice des distances de Bray grâce à la fonction *hclust* du package *vegan* (Oksanen *et al.*, 2019). En second lieu, les espèces indicatrices ont été identifiées par la méthode *Ind-Val* (*Indicator Value Index*) grâce à la fonction *multipatt* du package *indicspecies* (De Cáceres et Legendre, 2009).

Effet du nombre d'inventaires sur le taux de complétude et l'aire minimale

Le taux de complétude correspond à la proportion d'espèces observées lors d'un inventaire (Marcon, 2018). Nous l'avons évalué en divisant le nombre d'espèces inventoriées par le nombre total d'espèces estimé par la méthode des octaves. La variabilité ou non de la surface d'inventaire a été appréciée en comparant ($\alpha = 0,05$) les aires minimales de 2018 à celles de 2020 grâce au test de Student.

Méthode de l'aire minimale versus méthode de placettes à surface constante

Les résultats des deux méthodes d'inventaire ont montré que le changement de méthodologie n'a pas d'influence significative sur l'évaluation de la composition floristique ou de la diversité spécifique du sous-bois des plantations-cibles. Ainsi, seuls les résultats de l'analyse de données d'inventaire par la méthode de l'aire minimale sont présentés et discutés dans cet article.

Résultats

Composition et diversité floristiques

Les inventaires réalisés en 2018 et en 2020 avaient permis de recenser 229 espèces appartenant à 165 genres et 62 familles. Cet effectif comprenait 158 espèces d'herbacées (69,0 %), 64 espèces arborescentes (27,9 %) et sept espèces lianescentes (3,1 %). Aucune espèce inventoriée n'était endémique du Rift. Une espèce d'arbuste est restée non identifiée. Certains ligneux dressés inventoriés dont *Albizia gummifera* (J. F. Gmel.) C. A. Sm., *Allophylus kiwuensis* Gilg, *Bridelia micrantha* (Hochst.) Baill., *Polyscias aemiliquinea* Bernardi

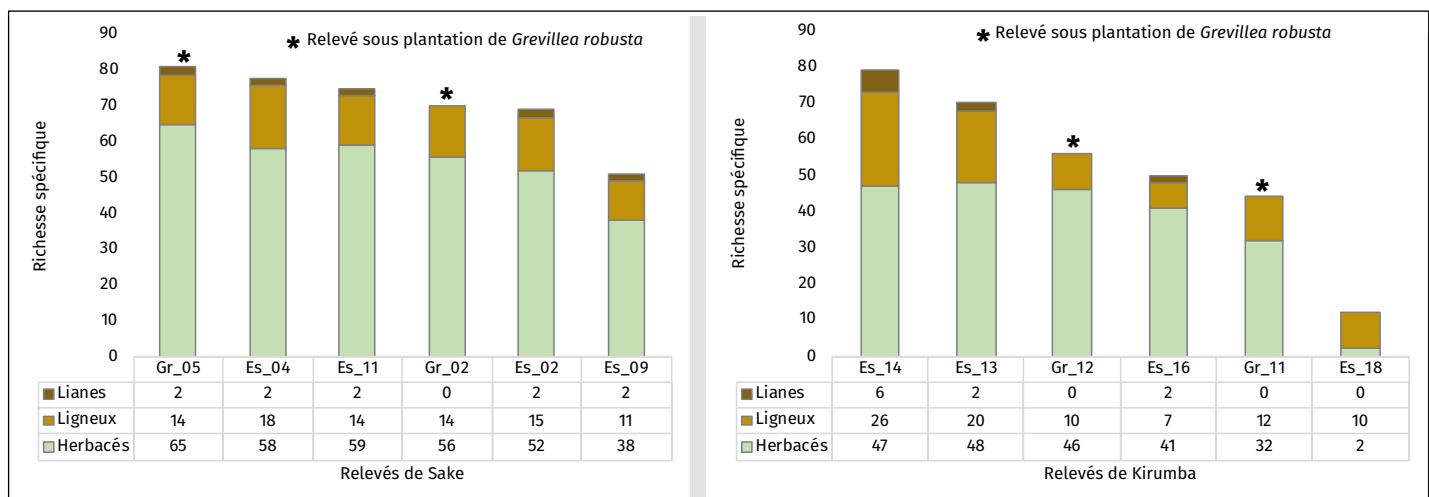


Figure 3.

Richesse spécifique dans les relevés selon les sites.

Specific richness in the statements according to the sites.

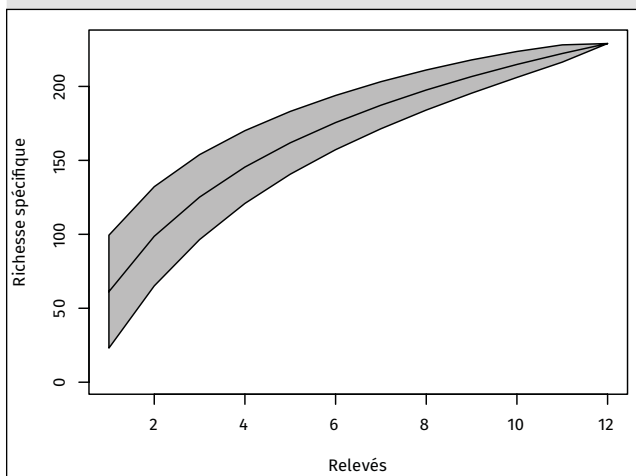


Figure 4.
 Courbe d'accumulation des espèces.
Species accumulation curve.

ou encore *Syzygium guineense* Willd. DC. ont été retrouvés sous la forme de rejets de souches alors que d'autres comme *Clusia abyssinica* Jaub. & Spach., *Dodonaea viscosa* Jacq., *Ricinus communis* L., *Senna septemtrionalis* (Viv.) H. S. Irwin & Barneby ou encore *Vernonia amygdalina* Delile se régénéraient à partir de banques de graines du sol.

La richesse spécifique des relevés variait de 12 à 81, le relevé le plus riche étant Gr_05 et le moins riche Es_18 (figure 3).

Les familles des Euphorbiaceae, Fabaceae, Phyllanthaceae et des Poaceae étaient présentes dans tous les relevés alors que celles des Achariaceae, Anacardiaceae, Brassicaceae, Crassulaceae, Dracaenaceae, Ericaceae, Lobeliaceae, Melastomataceae, Myrsinaceae, Plantaginaceae et Polypodiaceae avaient été retrouvées chacune dans un seul relevé. En termes de nombre d'espèces, les familles les plus représentées étaient, dans l'ordre d'importance décroissant, les Asteraceae, Poaceae, Fabaceae, Euphorbiaceae, Malvaceae, Rubiaceae, Solanaceae, Lamiaceae, Amaranthaceae, Convolvulaceae, Verbenaceae, Cyperaceae et Polygonaceae (cf. annexes).

Les espèces fréquemment rencontrées dans les relevés sous *E. saligna* et sous *G. robusta* étaient pratiquement

les mêmes (cf. annexes). En effet, 193 espèces appartenant à 60 familles avaient été recensées sous *E. saligna* contre 151 espèces appartenant à 43 familles sous *G. robusta*. Soixante-dix-neuf espèces appartenant à 19 familles avaient été exclusivement retrouvées dans les relevés sous *E. saligna* contre 37 espèces appartenant à deux familles inventoriées uniquement dans les relevés sous *G. robusta*.

La courbe d'accumulation des espèces (figure 4) révèle que les 12 relevés d'inventaire n'ont pas suffi à recenser toutes les espèces présentes dans les sous-bois étudiés. L'inférence du nombre d'espèces par la méthode des octaves a révélé que les sous-bois des plantations étudiées contiendraient 256 espèces dont 229 (89,4 %) inventoriées au cours de deux campagnes et 27 (soit 10,6 %) non recensées suite à leur rareté dans les sites prospectés.

L'analyse de la composition spécifique des relevés a montré une faible similarité floristique illustrée par la concentration des courbes de distribution des indices de Jaccard en dessous de 0,50 (figure 5). En effet, sur un total de 155 espèces inventoriées à Sake et de 152 espèces inventoriées à Kirumba, seules 78 (soit 34,06 %) étaient communes aux deux sites.

L'indice de Shannon (tableau III) a montré que la diversité était forte à Sake ($4,25 \pm 0,17$) et moyenne à Kirumba

Tableau III.

Diversité spécifique dans les sous-bois des plantations d'*Eucalyptus saligna* (Es) et de *Grevillea robusta* (Gr).
Species diversity in the undergrowth of Eucalyptus saligna (Es) and Grevillea robusta (Gr) plantations.

Site	Espèce plantée	Nombre de relevés	Richesse spécifique (S)	Indice de Shannon (H)	Indice de Simpson (E)
Sake	Es	4	68,3 ± 6,1	4,21 ± 0,10	0,99 ± 0,002
	Gr	2	75,5 ± 5,5	4,32 ± 0,07	0,99 ± 0,001
Kirumba	Es	4	52,8 ± 14,9	3,75 ± 0,43	0,97 ± 0,017
	Gr	2	50,0 ± 6,0	3,90 ± 0,12	0,98 ± 0,003

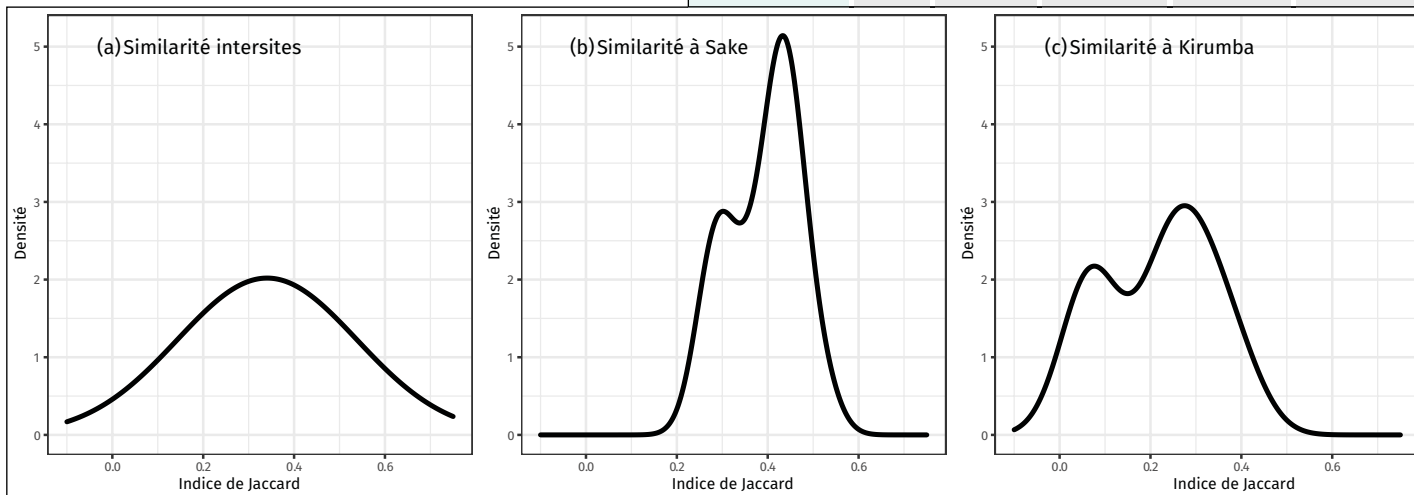


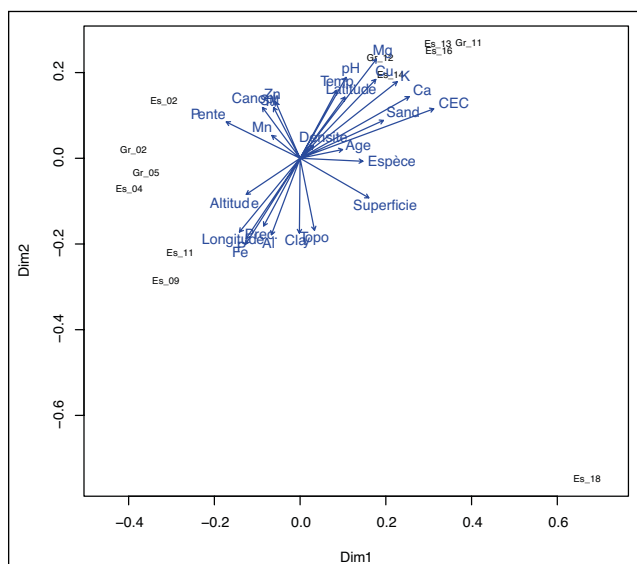
Figure 5.
 Courbes de distribution des indices de similarité de Jaccard.
Distribution curves for Jaccard similarity indices.

Tableau IV.

Caractéristiques des canopées et des interventions humaines ou animales dans les sous-bois des plantations étudiées.

Characteristics of canopies and human or animal interventions in the undergrowth of the plantations studied.

Site	Plantation	Ouverture de la canopée (%)	Lumière atteignant le sous-bois (%)	Activités dans la plantation six mois avant l'inventaire de 2018	Activités dans la plantation entre 2018 et 2020
Sake	Es_02	32,99	39,87	• Désherbage à la machette • Pâturage fréquent des bovins, caprins et ovins	• Pâturage fréquent des bovins, caprins et ovins • Désherbage à la machette
	Es_04	39,67	44,31	• Désherbage à la machette • Pâturage fréquent des bovins, caprins et ovins	• Pâturage fréquent des bovins, caprins et ovins • Coupe de quelques tiges (par vol)
	Es_09	33,45	39,22	• Pâturage fréquent des bovins, caprins et ovins	• Pâturage fréquent des bovins, caprins et ovins • Passage du feu en août 2020
	Es_11	31,24	37,71	• Pâturage des bovins, caprins et ovins	• Pâturage fréquent des bovins, caprins et ovins • Coupe de quelques tiges (par vol)
	Gr_02	38,17	42,16	• Pâturage temporaire des bovins, caprins et ovins • Culture de haricot et maïs	• Pâturage fréquent des bovins, caprins et ovins • Culture de haricot et maïs
	Gr_05	44,25	41,30	• Pâturage fréquent des bovins, caprins et ovins • Culture de patate douce	• Pâturage fréquent des bovins, caprins et ovins • Coupe de quelques tiges (par vol)
Kirumba	Es_13	31,53	35,7	• Pâturage temporaire des caprins et ovins	• Pâturage temporaire des caprins et ovins
	Es_14	61,28	64,32	• Pâturage temporaire des caprins et ovins	• Pâturage temporaire des caprins et ovins • Coupe de quelques tiges par éclaircie
	Es_16	49,92	52,84	• Pâturage temporaire des caprins et ovins	• Pâturage temporaire des caprins et ovins • Coupe de quelques tiges par éclaircie
	Es_18	26,05	29,17	• Rien à signaler	• Passage du feu en juin 2019
	Gr_11	43,49	55,56	• Pâturage temporaire des caprins et ovins • Culture de patate douce et maïs	• Pâturage temporaire des caprins et ovins • Cultures de patate douce et maïs
	Gr_12	35,81	38,81	• Pâturage temporaire des caprins et ovins • Culture de patate douce et taro	• Pâturage temporaire des caprins et ovins • Culture de patate douce et taro

**Figure 6.**

Projection de l'analyse en coordonnées principales (PCoA) basée sur la composition spécifique des relevés et les variables écologiques.
Projection of principal coordinate analysis (PCoA) based on statement species composition and ecological variables.

(3,80 ± 0,68). L'indice de Simpson était élevé sous les plantations de deux espèces dans les deux sites. Le partitionnement de la diversité totale a révélé que la structuration des communautés végétales des sous-bois étudiés était plus liée à la diversité alpha (alpha : 3,80 ; $p = 0,001$) que bêta (bêta : 1,34 ; $p = 0,001$). L'ANOVA à deux facteurs a montré que la richesse spécifique ou la diversité de Shannon ne variait pas significativement selon le site ($p_{(richesse)} = 0,143$ et $p_{(Shannon)} = 0,199$) ni l'espèce d'arbre plantée ($p_{(richesse)} = 0,859$ et $p_{(Shannon)} = 0,707$) ni encore l'interaction entre le site et l'espèce d'arbre plantée ($p_{(richesse)} = 0,695$ et $p_{(Shannon)} = 0,954$).

Activités anthropiques dans les sous-bois et caractéristiques des canopées

Les sous-bois étudiés étaient généralement sujets aux perturbations comprenant, selon les cas, le désherbage à la machette, les pratiques agricoles, le pâturage du bétail (bovin, caprin et ovin) ou encore le passage du feu (photos 2 et tableau IV). Des espèces généralement plantées à des fins d'agriculture (*Ipomoea batatas* (L.) Lam., *Manihot esculenta* Crantz, *Xanthosoma sagittifolium* (L.) Schott), d'appâtence pour le bétail (*Pennisetum clandestinum* Hochst.) ou de délimitation des concessions/champs (*Dracaena afro-*

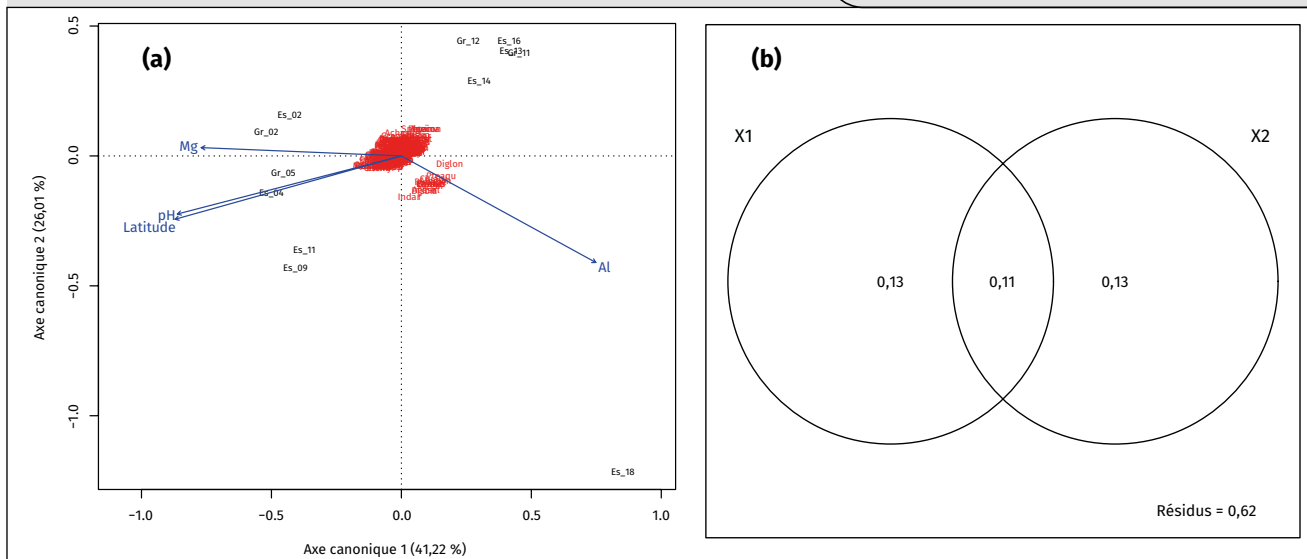


Figure 7. (a) Projection de la RDA basée sur la répartition des espèces en fonction des variables écologiques à effet significatif. (b) Partitionnement de variation de la composition spécifique des relevés entre la « physico-chimie des sols, X1 » et la « géolocalisation des relevés, X2 ». (a) Projection of the RDA based on the distribution of species according to the ecological variables with significant effect. (b) Partitioning of variation in species composition of statements between 'soil physicochemistry, X1' and 'statement geolocation, X2'.

montana Mildbr., *Erythrina abyssinica* Lam. ex DC.) ont été recensées dans quelques relevés.

Les ouvertures de canopée variaient entre 26 et 61 % et la proportion de lumière atteignant le sous-bois oscillait entre 29 et 64 % (tableau IV).

Effets des variables écologiques sur la répartition des espèces

La PCoA a montré que la distribution des relevés était spatialement structurée (figure 6).

Les résultats de la RDA ont révélé que la composition spécifique des relevés était significativement influencée par la latitude, le pH du sol et les concentrations en aluminium et magnésium bio-assimilables (figure 7a). La richesse spécifique était négativement corrélée avec la concentration en aluminium. À l’opposé, cette richesse était positivement liée avec la latitude, le pH et la concentration en magnésium. Le partitionnement de variation a montré que les quatre variables retenues justifiaient 37 % de variation de la composition floristique des relevés (figure 7b). Les variables édaphiques (pH, [Al], [Mg]) expliquaient 24 % de cette variation dont 13 % directement et 11 % conjointement avec la géolocalisation des relevés. Les résidus représentaient 62 %. Le 1 % restant serait attribué aux perturbations anthropiques.

Espèces indicatrices des conditions altitudinales et pédoclimatiques

La classification hiérarchique appliquée aux données altitudinales et pédoclimatiques a donné deux groupes de relevés (figure 8).

Sur la base de cette classification, la méthode IndVal a mis en évidence 13 espèces indicatrices dont un arbuste

et une liane (tableau V). Neuf espèces étaient significativement associées aux relevés de Sake et quatre à ceux de Kirumba.

Aires minimales et dynamique bisannuelle de la végétation du sous-bois

L’inventaire de 2018 avait permis de recenser 207 espèces appartenant à 148 genres et 59 familles pour un taux de sondage compris entre 0,6 et 13,3 %. Celui de 2020 avait conduit à l’inventaire de 162 espèces appartenant à 131 genres et 53 familles pour un taux de sondage variant entre 0,04 et 46,0 %. Respectivement 67 et 22 espèces avaient été inventoriées en 2018 sans l’être en 2020 et inversement (tableau VI).

Dans chaque plantation, l’aire minimale n’avait pas sta-

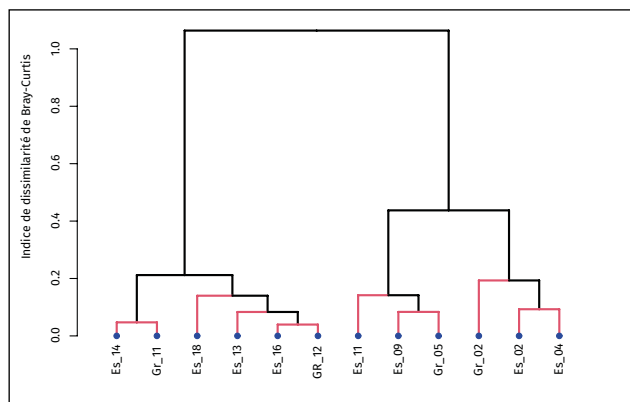


Figure 8. Classification hiérarchique des relevés sur la base de données altitudinales et pédoclimatiques. Hierarchical classification of surveys based on altitudinal and pedoclimatic data.

Tableau V.

Espèces indicatrices des conditions altitudinales et pédoclimatiques des sites. A et B sont les composantes de la valeur de l'indicateur (A : estimation par échantillon de la probabilité qu'un relevé étudié appartienne au site vu que l'espèce y a été trouvée ; B : estimation par échantillon de la probabilité de trouver l'espèce dans des relevés appartenant au site). La significativité des valeurs de l'indicateur est indiquée au seuil statistique de 0,05 : « * » et 0,01 : « ** ».

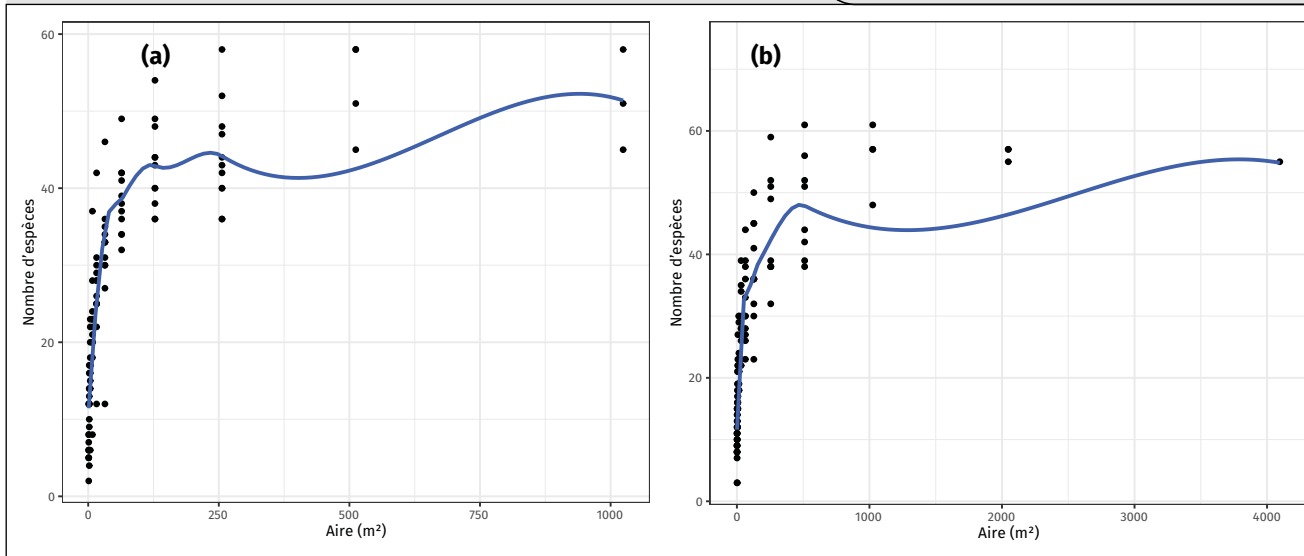
Indicator species for altitudinal and soil-climatic conditions of sites. A and B are the components of the indicator value (A: sample estimate of the probability that a surveyed area belongs to the site as the species has been found there; B: sample estimate of the probability of finding the species in surveys belonging to the site). The significance of the indicator values is indicated at the statistical threshold of 0.05: "" and 0.01: "**".*

Site	Espèces indicatrices	Famille	Type végétal	Abondance-Dominance	Composantes de l'indicateur		Valeur de l'indicateur (IndVal)	p-value
					A	B		
Sake	<i>Cyathula prostrata</i> (L.) Blume	Amaranthaceae	Herbe	2	1,000	1,000	1,000	0,005**
	<i>Momordica dioica</i> Roxb. ex Willd.	Cucurbitaceae	Herbe	r	1,000	1,000	1,000	0,005**
	<i>Ricinus communis</i> L.	Euphorbiaceae	Arbuste	r	1,000	1,000	1,000	0,005**
	<i>Rubia cordifolia</i> L.	Rubiaceae	Herbe	r	1,000	1,000	1,000	0,005**
	<i>Eragrostis tenella</i> (L.) P. Beauv.	Poaceae	Herbe	2	0,857	1,000	0,926	0,016*
	<i>Nicotiana alata</i> Link & Otto	Solanaceae	Herbe	r	0,857	1,000	0,926	0,025*
	<i>Cissus rhombifolia</i> (Forssk.) Vahl	Vitaceae	Liane	1	1,000	0,833	0,913	0,019*
	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	Poaceae	Herbe	1	1,000	0,833	0,913	0,017*
	<i>Sporobolus pyramidalis</i> P. Beauv.	Poaceae	Herbe	r	1,000	0,833	0,913	0,016*
Kirumba	<i>Digitaria longiflora</i> (Retz.) Pers.	Poaceae	Herbe	3	1,000	1,000	1,000	0,005**
	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	Asteraceae	Herbe	1	1,000	0,833	0,913	0,017*
	<i>Ipomoea involucrate</i> P. Beauv.	Convolvulaceae	Herbe	2	1,000	0,833	0,913	0,017*
	<i>Phyllanthus amarus</i> Schumach. & Thonn.	Phyllanthaceae	Herbe	r	1,000	0,833	0,913	0,017*

Tableau VI.

Aire minimale, taux de sondage et nombre d'espèces inventoriées en 2018 et en 2020.
Minimum area, survey rate and number of species surveyed in 2018 and 2020.

Site	Plantation	Inventaire 2018			Inventaire 2020			Nombre d'espèces communes aux deux inventaires	Espèces uniquement retrouvées en 2018	Espèces uniquement retrouvées en 2020	Total d'espèces sur les deux inventaires
		Aire minimale (m ²)	Taux de sondage (%)	Nombre d'espèces	Aire minimale (m ²)	Taux de sondage (%)	Nombre d'espèces				
Sake	Es_02	256	3,8	44	512	7,7	51	26	18	25	69
	Es_04	1 024	8,7	51	128	1,1	55	28	23	27	78
	Es_09	256	2,8	43	4 096	46,0	36	28	15	8	51
	Es_11	256	1,3	40	2 048	10,3	57	22	18	35	75
	Gr_02	1 024	10,4	45	512	5,2	52	27	18	25	70
	Gr_05	512	7,8	58	2 048	31,5	57	34	24	23	81
Kirumba	Es_13	1 024	13,3	61	512	6,6	39	30	31	9	70
	Es_14	256	2,7	47	1 024	10,8	61	29	18	32	79
	Es_16	256	1,4	40	256	1,4	32	22	18	10	50
	Es_18	32	0,6	12	2	0,04	3	3	9	0	12
	Gr_11	256	0,9	36	128	0,5	23	15	21	8	44
	Gr_12	256	2,1	37	512	4,2	40	21	16	19	56

**Figure 9.**

Courbes aire-espèces pour les inventaires réalisés en 2018 (a) et en 2020 (b).
Area-species curves for the inventories carried out in 2018 (a) and 2020 (b).

tistiquement varié entre 2018 et 2020 ($t = -1,399$; $p = 0,189$). Les courbes aire-espèces (figure 9) montrent que la richesse spécifique augmentait plus vite jusqu'à une surface d'inventaire d'environ 250 m² pour 2018 et 500 m² pour 2020.

Discussion

Un sous-bois caractérisé par la présence d'espèces rares

Plusieurs études indiquent qu'il existe une forte diversité d'espèces végétales en zones montagneuses (e. g., Kessler, 2000 ; Barthlott *et al.*, 2005). L'évaluation de la richesse et de la diversité dans les sous-bois étudiés corrobore ces observations. En effet, la richesse moyenne par relevé était de $70,7 \pm 10,7$ espèces à Sake contre $51,8 \pm 23,4$ espèces à Kirumba. De plus, cette richesse était évaluée à $60,5 \pm 22,6$ espèces par relevé sous *E. saligna* contre $62,7 \pm 16,2$ espèces par relevé sous *G. robusta*. L'indice de Shannon variait de $3,75 \pm 0,43$ à $4,32 \pm 0,07$ bits dans les plantations étudiées contre $1,82$ à $2,40$ bits dans les peuplements de *Cassia siamea* Lam. et *Tectona grandis* (L.f.) de la Lama au sud du Bénin (Ganglo, 2005). Ces valeurs élevées de l'indice de Shannon traduisent une bonne reconstitution de la flore dans les sous-bois étudiés.

Quant à l'indice de Simpson, il variait de $0,967 \pm 0,017$ à $0,986 \pm 0,001$ dans les sous-bois étudiés contre $0,75$ à $0,88$ rapportés dans les sous-bois des plantations mixtes (*Cedrela odorata* L., *Ceiba pentandra* (L.) Gaertn., *Khaya anthotheca* (Welw.) C. DC. et *Terminalia superba* Engl. & Diels) d'Amama au Ghana (Novor et Abugre, 2020). Ces fortes valeurs de l'indice de Simpson indiquent que les espèces sont irrégulièrement distribuées et traduisent une faible organisation du système avec des conditions écologiques favorables à l'installation de nombreuses espèces représentées par un petit nombre d'individus (Ngueguim *et al.*,

2010). La concentration de la courbe de distribution des indices de Jaccard en dessous de 0,5 avec un mode autour de 0,34 (figure 5a) atteste l'hétérogénéité de la composition floristique des sites et des relevés avec environ 34 % d'espèces communes aux deux sites. Cette hétérogénéité est davantage liée à la présence d'espèces rares et serait favorisée, d'une part, par les conditions écologiques locales et, d'autre part, par les perturbations d'origines essentiellement anthropiques.

Un sous-bois partiellement influencé par le sol et la géolocalisation des relevés

L'ANOVA a montré que la richesse ou la diversité spécifique ne différait pas statistiquement selon les sites ni les espèces d'arbres plantées. Malgré ces similitudes, la RDA a mis en évidence une tendance à la perte de biodiversité avec la toxicité aluminique des sols. Inversement, la diversité avait tendance à augmenter en lien avec la latitude et le pH du sol et la concentration en magnésium biodisponible (figure 7a). La différence des ressources biodisponibles entre les deux sites justifierait en partie cette situation. En effet, les sols volcaniques de Sake avaient une CEC élevée ($\sim 18,2$ cmolc/kg) et un pH ($\sim 6,6$) favorable à l'assimilabilité des éléments minéraux par les plantes. À l'opposé, les sols fortement acides (pH $\sim 4,6$) de Kirumba présentaient une CEC faible ($\sim 2,6$ cmolc/kg) et une toxicité aluminique forte (~ 640 $\mu\text{g/g}$). L'effet positif du magnésium sur la diversité floristique résiderait dans le rôle joué par cet élément dans la majorité des fonctions vitales des plantes, notamment la photosynthèse (FAO, 2021).

Le partitionnement de variation de la diversité floristique (figure 7b) a montré que les variables « physico-chimie des sols » et « géolocalisation des relevés » y contribuaient équitablement (13 %), contre 11 % pour l'interaction entre ces deux groupes de variables. Les perturbations anthro-

priques seraient responsables de 1 % de cette variation alors que le hasard naturel et/ou d'autres variables non mesurées justifieraient 62 % (cf. résidus). Bien que quelques espèces généralement plantées à des fins d'agriculture, d'appenance pour le bétail, ou encore de délimitation des concessions/champs, aient été inventoriées, les activités anthropiques influençaient peu la composition spécifique des relevés.

Une végétation indicative des caractéristiques du milieu et du couvert originel

Dans les sous-bois étudiés, la richesse floristique était estimée à 256 espèces dont 229 inventoriées et 27 non retrouvées en raison de leur rareté supposée dans le milieu. Tous relevés confondus, la représentativité en nombres d'espèces des herbacées, ligneux et lianes était respectivement de 69,0, 27,9 et 3,1 %. Ces proportions sont similaires à celles rapportées dans les forêts montagneuses du Swat au Pakistan (Akhtar et Bergmeier, 2015). Les familles des Euphorbiaceae, Fabaceae, Phyllanthaceae et Poaceae étaient présentes dans tous les relevés et constituent, selon Chevalier *et al.* (2010) ou Ngueguim *et al.* (2010), le fond floristique local.

La prédominance des herbacées dans les sous-bois étudiés se justifierait par la topographie du milieu, les perturbations anthropiques, les canopées suffisamment ouvertes et enfin le caractère juvénile des plantations. En effet, les communautés herbacées constituent la composante importante des écosystèmes d'altitude à cause de leur capacité à résister aux conditions environnementales qui y règnent (Alexandre, 2003 ; Pickering et Butler, 2009). De plus, les résultats de MacLean *et al.* (2010) ou encore Stephan *et al.* (2010) mettent en évidence que les plantes herbacées sont capables de se régénérer végétativement ou d'envahir rapidement un site après le passage du feu ou d'autres formes de perturbation. Dans les sous-bois étudiés, les perturbations anthropiques ont été relevées (cf. tableau IV) et les canopées étaient suffisamment ouvertes (26 à 61 %) pour laisser passer de la lumière dans le sous-bois. Ces ouvertures de canopées étaient en effet comparables à celles décrites dans les plantations monospécifiques d'*Eucalyptus globulus* Labill. et d'*E. saligna* (35 à 50 %) âgées de 11 à 22 ans au sud de l'Éthiopie (Senbeta *et al.*, 2002) mais dépassaient celles des plantations éthiopiennes d'*E. globulus* (11 à 18 %) âgées de 2 à 11 ans (Yirdaw et Luukkanen, 2003). Enfin, MacLean *et al.* (2010) indiquent qu'il faut en effet des dizaines d'années pour qu'une végétation herbacée puisse changer floristiquement et spécifiquement, du fait que la majorité des espèces qui la composent persiste à l'état végétatif tout au long de la succession végétale.

La présence de ligneux et de lianes dans les sous-bois étudiés atteste que les canopées des plantations concernées laissent passer suffisamment de lumière (cf. tableau IV) pour lever la dormance des graines ou que ces plantations sont installées sur d'anciennes surfaces forestières ou encore que certaines d'entre elles sont proches de reliques forestières (cf. tableau I). Certains auteurs ont en effet montré que l'influence de toute plantation sur la composition du sous-bois dépend de la nature de la communauté végé-

tales qu'elle remplace et des caractéristiques écologiques de sites (e. g., Parrotta, 1995 ; Senbeta *et al.*, 2002 ; Carnus *et al.*, 2006 ; Bremer et Farley, 2010 ; Tassin *et al.*, 2011). Par ailleurs, les communautés végétales du sous-bois des forêts comme celles des plantations sont dynamiques et changent considérablement avec les perturbations anthropiques, l'âge du peuplement, l'ouverture de la canopée, la proximité des sources de semences, les caractéristiques des espèces plantées et les pratiques sylvicoles (Carnus *et al.*, 2006 ; Tassin *et al.*, 2011 ; Shakeri *et al.*, 2021).

Des espèces indicatrices des conditions altitudinales et pédoclimatiques

Treize espèces indicatrices des conditions altitudinales et pédoclimatiques des sites ont été repérées dans les sous-bois étudiés. L'analyse des composantes des valeurs de l'indicateur (voir tableau V) a montré que certaines de ces espèces étaient fortement associées à l'un ou l'autre site (A = 1,000), quand bien même tous les relevés de ce site ne les contenaient pas (B = 0,833). Ces espèces dites « sténotopiques » (Dufrene et Legendre, 1997) supportent peu les variations des conditions écologiques et rendent compte de la différence des conditions altitudinales et pédoclimatiques entre Kirumba et Sake. D'autres espèces peuvent, au contraire, être utilisées comme indicatrices des conditions d'un site car apparaissant dans tous les relevés de ce site (B = 1,000) et y sont largement (mais pas complètement) limitées (A = 0,857). Ces espèces dites « eurytopiques » (Dufrene et Legendre, 1997) sont capables de tolérer un large éventail de changements environnementaux.

Des inventaires complémentaires sur des surfaces statistiquement comparables

Les inventaires réalisés en 2018 et 2020 ont conduit au recensement de 229 espèces sur des aires minimales statistiquement similaires. Toutes les espèces inventoriées en 2018 n'avaient pas été retrouvées en 2020 et inversement. Bien que les deux inventaires aient été complémentaires entre eux, une tendance à la perte de biodiversité en nombre d'espèces est à relever (207 espèces en 2018 contre 162 espèces en 2020). Cela s'expliquerait par des interventions humaines répétées dans les sous-bois, conformément à Tassin *et al.* (2011). La plupart des espèces non recensées au cours de l'une ou l'autre campagne d'inventaire était des herbacées. Leur caractère annuel combiné aux perturbations anthropiques justifierait cette situation.

Un sous-bois suggérant des mesures de gestion différentes selon les sites

La régénération d'espèces ligneuses et lianescentes dans les sous-bois des plantations indique que des successions végétales susceptibles de conduire à des jachères forestières restent possibles si ces plantations étaient abandonnées et/ou préservées des perturbations anthropiques. La variation de la composition floristique avec la géolocalisation des relevés et les paramètres édaphiques (pH, [Al] et

[Mg]) pourrait suggérer des mesures de gestion différentes entre les plantations des deux sites. Si les sols de Sake présentent un pH et une CEC favorables à l'implantation et au développement de plusieurs espèces dans le sous-bois, ceux de Kirumba pourraient théoriquement mériter des amendements minéraux (chaulage) ou organiques (FAO, 2021). À défaut de moyens logistiques et techniques, le reboisement à base d'espèces fixatrices d'azote (*e. g.*, genres *Acacia*, *Albizia*, *Calliandra*, *Casuarina*, *Leucaena*) ou leur mélange avec *E. saligna* ou *G. robusta* pourrait être une solution facilement applicable. Toutefois, des études et essais méritent d'être menés afin de s'assurer de l'adaptabilité ou non de ces espèces aux conditions écologiques de la région.

Conclusion et perspectives

Cette étude a mis en évidence l'hétérogénéité dans la composition floristique du sous-bois des plantations d'*Eucalyptus saligna* Sm. (Myrtaceae) et de *Grevillea robusta* A. Cunn. ex R. Br. (Proteaceae) sur des terres anthropisées du Nord-Kivu. Elle montre que les plantations d'espèces exotiques ne sont pas nécessairement des déserts biologiques. Quelle que soit l'espèce d'arbre plantée, un pool floristique témoin du couvert originel et/ou des perturbations anthropiques se développait dans leur sous-bois. Toutefois, l'introduction des espèces améliorantes du sol est à envisager. Si la restauration de la biodiversité pouvait rentrer dans les objectifs des plantations initiées au Kivu, leur gestion exigerait des mesures adaptées aux caractéristiques édaphiques des sites. Des études complémentaires sont à mener dans d'autres plantations de la région, afin d'évaluer à court, moyen et long terme leur potentiel à reconstituer la biodiversité sous des conditions topographiques et pédo-climatiques variées. Enfin, l'intégration des espèces indica-

trices des conditions pédo-climatiques des sites (surtout les espèces sténotopiques) dans l'évaluation de la productivité des plantations mérite d'être testée au Kivu, afin de vérifier si leur présence pourrait servir d'outil de sélection des stations à reboiser.

Remerciements

Nous remercions l'Union européenne (au travers du projet FORETS mis en œuvre par le Centre de recherche forestière internationale/CIFOR et ses partenaires) ainsi que la Fondation internationale pour la science (IFS) pour leur appui à la réalisation de cette étude par le biais de subventions aux deux premiers auteurs. Nous remercions également le Fonds mondial pour la nature (WWF/antenne de Goma) pour la facilitation apportée pendant la récolte des données sur le terrain. Nous remercions enfin les relecteurs sollicités par la revue pour leurs remarques avisées et leur aide dans l'amélioration de cet article.

Financement

Cette recherche a bénéficié du financement de : l'Union européenne à travers le projet FORETS (Formation Recherche, Environnement dans la Tshopo) mis en œuvre par le CIFOR (Center for International Forestry Research) et ses partenaires à la Faculté des sciences de l'Université de Kisangani ; et la Fondation Internationale pour la science (IFS, Stockholm, Suède) avec la subvention n° I-1-D-6291-1 attribuée au premier auteur.

Accès aux données

Les données utilisées dans cet article sont gratuitement accessibles via le référentiel numérique DRYAD sur le lien : https://datadryad.org/stash/share/dzzKAMsEEab-zUPQ859zOd2Moj-B_347u-UHAKkM_UY8

Annexe A.

Familles les plus représentées dans les relevés selon les espèces d'arbres plantées.
Families most represented in the surveys according to the tree species planted.

Relevés sous <i>Eucalyptus saligna</i> et <i>Grevillea robusta</i>			Relevés sous <i>Eucalyptus saligna</i>			Relevés sous <i>Grevillea robusta</i>		
Famille	Nombre d'espèces	Proportion (%)	Famille	Nombre d'espèces	Proportion (%)	Famille	Nombre d'espèces	Proportion (%)
Asteraceae	32	13,97	Asteraceae	24	12,44	Asteraceae	24	15,89
Poaceae	24	10,48	Poaceae	19	9,84	Poaceae	20	13,25
Fabaceae	19	8,30	Fabaceae	16	8,29	Fabaceae	12	7,95
Euphorbiaceae	14	6,11	Euphorbiaceae	12	6,22	Malvaceae	8	5,30
Malvaceae	10	4,37	Malvaceae	9	4,66	Euphorbiaceae	7	4,64
Rubiaceae	10	4,37	Rubiaceae	8	4,15	Rubiaceae	7	4,64
Solanaceae	8	3,49	Lamiaceae	7	3,63	Solanaceae	7	4,64
Lamiaceae	7	3,06	Convolvulaceae	6	3,11	Cyperaceae	5	3,31
Amaranthaceae	6	2,62	Verbenaceae	5	2,59	Polygonaceae	5	3,31
Convolvulaceae	6	2,62	Amaranthaceae	4	2,07	Verbenaceae	5	3,31
Autres familles	93	40,61	Autres familles	83	43,01	Autres familles	51	33,77
Total : 62	229	100,00	Total : 60	193	100,00	Total : 43	151	100,00

Annexe B.

Espèces fréquemment rencontrées dans les relevés selon les espèces d'arbres plantées.
Species frequently encountered in the surveys according to the tree species planted.

Relevés sous <i>Eucalyptus saligna</i> et <i>Grevillea robusta</i>		Relevés sous <i>Eucalyptus saligna</i>		Relevés sous <i>Grevillea robusta</i>	
Espèce	Nombre de relevés où l'espèce est présente	Espèce	Nombre de relevés où l'espèce est présente	Espèce	Nombre de relevés où l'espèce est présente
<i>Achyranthes aspera</i> L.	10	<i>Acalypha psilostachya</i> Hochst. ex A. Rich.	5	<i>Achyranthes aspera</i> L.	4
<i>Bidens pilosa</i> L.	11	<i>Achyranthes aspera</i> L.	6	<i>Asystasia gangetica</i> (L.) T. Anderson	4
<i>Commelina diffusa</i> Burm.f.	11	<i>Bidens pilosa</i> L.	7	<i>Bidens pilosa</i> L.	4
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	11	<i>Cissus striata</i> Ruiz & Pav.	6	<i>Commelina diffusa</i> Burm.f.	4
<i>Crassocephalum montuosum</i> (S. Moore) Milne-Redh.	10	<i>Commelina diffusa</i> Burm.f.	7	<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	4
<i>Crassocephalum vitellinum</i> (Benth.) S. Moore	11	<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	7	<i>Crassocephalum montuosum</i> (S. Moore) Milne-Redh.	4
<i>Desmodium repandum</i> (Vahl) DC.	7	<i>Crassocephalum montuosum</i> (S. Moore) Milne-Redh.	6	<i>Crassocephalum vitellinum</i> (Benth.) S. Moore	4
<i>Desmodium triflorum</i> (L.) DC.	8	<i>Crassocephalum vitellinum</i> (Benth.) S. Moore	7	<i>Desmodium repandum</i> (Vahl) DC.	3
<i>Eragrostis tenella</i> (L.) P. Beauv. ex Roem. & Schult.	7	<i>Cyperus rotundus</i> L.	5	<i>Desmodium triflorum</i> (L.) DC.	3
<i>Galinsoga ciliata</i> (Rafin.) S. F. Blake	9	<i>Desmodium triflorum</i> (L.) DC.	5	<i>Eragrostis tenella</i> (L.) P. Beauv. ex Roem. & Schult.	3
<i>Kyllinga bulbosa</i> P. Beauv.	7	<i>Drymaria cordata</i> (L.) Willd. ex Schult.	5	<i>Galinsoga ciliata</i> (Rafin.) S. F. Blake	3
<i>Kyllinga erecta</i> Schumach.	7	<i>Galinsoga ciliata</i> (Rafin.) S. F. Blake	5	<i>Ipomoea batatas</i> (L.) Lam.	4
<i>Lactuca serriola</i> L.	9	<i>Kyllinga bulbosa</i> P. Beauv.	5	<i>Lactuca serriola</i> L.	3
<i>Lantana trifolia</i> L.	9	<i>Kyllinga erecta</i> Schumach.	5	<i>Lantana trifolia</i> L.	3
<i>Leucas martinicensis</i> (Jacq.) R. Br.	7	<i>Lactuca serriola</i> L.	6	<i>Leucas martinicensis</i> (Jacq.) R. Br.	3
<i>Maesa lanceolata</i> Forssk.	7	<i>Lantana trifolia</i> L.	6	<i>Maesa lanceolata</i> Forssk.	3
<i>Momordica foetida</i> Schum. & Thonn.	7	<i>Momordica foetida</i> Schum. & Thonn.	5	<i>Manihot esculenta</i> Crantz	3
<i>Nicotiana alata</i> Link & Otto	7	<i>Nicotiana alata</i> Link & Otto	5	<i>Oxalis corniculata</i> L.	4
<i>Oxalis corniculata</i> L.	11	<i>Oxalis corniculata</i> L.	7	<i>Pennisetum clandestinum</i> Hochst.	3
<i>Pennisetum purpureum</i> Schumach.	8	<i>Pennisetum purpureum</i> Schumach.	5	<i>Pennisetum purpureum</i> Schumach.	3
<i>Phyllanthus niruri</i> Auct.	10	<i>Phyllanthus niruri</i> Auct.	7	<i>Phyllanthus niruri</i> Auct.	3
<i>Pueraria javanica</i> (Benth.) Benth.	7	<i>Rubus apetalus</i> Poir.	5	<i>Pueraria javanica</i> (Benth.) Benth.	3
<i>Rubus rosifolius</i> Sm.	9	<i>Rubus rosifolius</i> Sm.	7	<i>Sida acuta</i> Burm.f.	4
<i>Rumex abyssinicus</i> Jacq.	7	<i>Rumex abyssinicus</i> Jacq.	6	<i>Spermacece princeae</i> (K. Schum.) Verdc.	3
<i>Sida acuta</i> Burm.f.	7	<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.	7	<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.	3
<i>Spermacece princeae</i> (K. Schum.) Verdc.	7	<i>Vernonia leandrii</i> Humbert	7	-	-
<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.	10	-	-	-	-
<i>Vernonia leandrii</i> Humbert	9	-	-	-	-

Références

- Akhtar N., Bergmeier E., 2015. Species richness, alpha and beta diversity of trees, shrubs and herbaceous plants in the woodlands of Swat, Pakistan. *Pakistan Journal of Botany*, 47 (6): 2017-2113. https://inis.iaea.org/search/search.aspx?orig_q=RN:47039190
- Akobundu I. O., Agyakwa C. W., 1989. Guide des adventices d'Afrique de l'Ouest. Ibadan, Nigeria, Institut international d'agriculture tropicale, 522 p.
- Alexandre F., 2003. L'étagement de la végétation en montagne : un modèle à revisiter. *L'information Géographique*, 67 (1) : 45-59. <https://doi.org/10.3406/ingeo.2003.2875>
- Arroyo-Rodríguez V., Fahrig L., Tabarelli M., Watling J. I., Tischendorf L., Benchimol M., et al., 2020. Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. *Ecology Letters*, 23 (9): 1404-1420. <https://doi.org/10.1111/ele.13535>
- Baillargeon S., 2021. Prétraitement de données en R. Université Laval, 61 p. https://stt4230.rbind.io/manipulation_donnees/pretraitement_donnees_r/
- Barthlott W., Mutke J., Rafiqpoor D., Kier G., Kreft H., 2005. Global centers of vascular plant diversity. *Nova Acta Leopoldina NF*, 342: 61-83. uni-goettingen.de
- Bernhard-Reversat F., 2001. Effect of Exotic Tree Plantations on Plant Diversity and Biological Soil Fertility in the Congo Savanna: With Special Reference to Eucalypts. Bogor, Indonesia, CIFOR-ICRAF, 71 p. <https://www.cifor.org/knowledge/publication/1008>
- Bremer L. L., Farley K. A., 2010. Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. *Biodiversity and Conservation*, 19: 3893-3915. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9936-4>
- Brockhoff E. G., Jactel H., Parrotta J. A., Ferraz S. F. B., 2013. Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services. *Forest Ecology and Management*, 301: 43-50. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.09.018>
- Carnus J.-M., Parrotta J., Brockhoff E. G., Arbez M., Jactel H., Kremer A., et al., 2006. Planted forests and biodiversity. *Journal of Forestry*, 104 (1): 65-77. <https://www.fs.usda.gov/treesearch/pubs/47902>
- Chevalier R., Gautier G., Archaux F., 2010. Relevés floristiques pour le suivi de la biodiversité végétale des écosystèmes forestiers : éléments de réflexion pour faire les bons choix. *Revue Forestière Française*, 62 (2) : 141-154. <https://doi.org/10.4267/2042/34651>
- Chianucci F., Cutini A., 2012. Digital hemispherical photography for estimating forest canopy properties: Current controversies and opportunities. *iForest*, 5 (6): 290-295. <https://doi.org/10.3832/IFOR0775-005>
- Ciesielski H., Sterckeman T., 1997. Determination of cation exchange capacity and exchangeable cations in soils by means of cobalt hexamine trichloride. Effects of experimental conditions. *Agronomy*, 17 (1): 1-7. <https://doi.org/10.1051/agro:19970101>
- Climate-data.org, 2021. Base de données climatiques en ligne. <https://fr.climate-data.org/>
- Cottenie A., Camerlynck R., Verloo M., Dhaese A., 1979. Fractionation and determination of trace elements in plants, soils and sediments. *Pure and Applied Chemistry*, 52: 45-53. <https://doi.org/10.1351/pac198052010045>
- De Cáceres M., Legendre P., 2009. Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*, 90 (12): 3566-3574. <https://doi.org/10.1890/08-1823.1>
- De Wildeman E., 1940. De l'origine de certains éléments de la Flore du Congo Belge et des transformations de cette flore sous l'action de facteurs physiques et biologiques. Bruxelles, Belgique, Institut royal colonial belge, Mémoires, 363 p. Kaowarsom.be
- Djogo J., Gibigaye M., Tente B., Sinsin B., 2012. Analyses écologique et structurale de la forêt communautaire de Kaodji au Bénin. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 6 (2) : 705-713. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v6i2.14>
- Dufrène M., Legendre P., 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67 (3): 345-366. <https://doi.org/10.2307/2963459>
- FAO, 2021. Portail d'information sur les sols. fao.org
- Frazer G. W., Canham C. D., Lertzman K. P., 1999. Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs. User's manual and program documentation, 36 p. <https://rem-main.rem.sfu.ca/downloads/Forestry/GLAV2UsersManual.pdf>
- Ganglo J. C., 2005. Groupements de sous-bois, identification et caractérisation des stations forestières : cas d'un bois au Bénin. *Bois et Forêts des Tropiques*, 285 (3) : 35-46. <https://revues.cirad.fr/index.php/BFT/article/view/20270/20029>
- Gillet F., De Foucault B., Julve P., 1991. La phytosociologie synusiale intégrée : objets et concepts. *Candollea*, 46 (2) : 315-340. <https://infoscience.epfl.ch/record/82174?ln=fr>
- Kessler M., 2000. Elevational gradients in species richness and endemism of selected plant groups in the central Bolivian Andes. *Plant Ecology*, 149: 181-193. <https://doi.org/10.1023/A:1026500710274>
- Laghmouch M., Hardy B., 2005. Carte géologique de la République démocratique du Congo. Bruxelles, Belgique, Musée royal de l'Afrique centrale, 1 p.
- Le Floc'h E., 2008. Guide méthodologique pour l'étude et le suivi de la flore et de la végétation. Tunis, Tunisie, Collection Roselt/OSS, 175 p. <http://www.secheresse.info/spip.php?article7573>
- MacLean D. A., Adams G., Pelletier G., Amos-Binks L., Carle J.-F., Chicoine B., et al., 2010. Dynamique forestière, succession et habitats selon différents niveaux de sylviculture. Edmonton, Canada, Réseau de gestion durable des forêts, 89 p. <https://www.fundymodelforest.net/images/pdfs/PublicationsSFMN-FR.pdf>
- Marcon E., 2018. Mesures de la Biodiversité. Master, UMR Écologie des forêts de Guyane (ECOFOG), Kourou, France, 275 p. <https://hal-agroparistech.archives-ouvertes.fr/cel-01205813v5>
- Ngongo R., 2015. La vulnérabilité des aires protégées de la RDC : cas du parc national des Virunga. Goma, RDC, Pole Institute, 68 p.
- Ngueguim J. R., Zapfack L., Youmbi E., Riera B., Onana J., Foahom B., et al., 2010. Diversité floristique sous canopée en plantation forestière de Mangombe-Edea (Cameroun). *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 14 (1) : 167-176. <https://popups.uliege.be/1780-4507/index.php?id=5229>
- Nichol J. E., Abbas S., 2021. Evaluating plantation forest vs. natural forest regeneration for biodiversity enhancement in Hong Kong. *Forests*, 12 (5): 1-12. <https://doi.org/10.3390/f12050593>
- Novor S., Abugre S., 2020. Growth performance, undergrowth diversity and carbon sequestration potentials of tree species stand combinations, Ghana. *Open Journal of Forestry*, 10 (1): 135-154. <https://doi.org/10.4236/ojf.2020.101010>
- Oksanen J., Blanchet G. F., Friendly M., Kindt R., Legendre P., McGlinn D., et al., 2019. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-6. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>
- Onyekwelu J. C., Olabiwonnu A. A., 2016. Can forest plantations harbour biodiversity similar to natural forest ecosystems over time? *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, 12 (1-2): 108-115. <https://doi.org/10.1080/21513732.2016.1162199>
- Parrotta J. A., 1995. Influence of overstorey composition on understorey colonization by native species in plantations on a degraded tropical site. *Journal of Vegetation Science*, 6 (5): 627-636. <http://www.jstor.org/stable/3236433>

Pawson S. M., Brin A., Brockerhoff E. G., Lamb D., Payn T. W., Paquette A., et al., 2013. Plantation forests, climate change and biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 22 (1): 1203-1227. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0458-8>

Pickering C. M., Butler S., 2009. Patterns in vascular plant species density in tall alpine herbfield along an increasing altitudinal gradient in an Australian alpine region. *Australian Journal of Botany*, 57 (3): 210-220. <https://doi.org/10.1071/BT08202>

Plieninger T., Gaertner M., 2011. Harnessing degraded lands for biodiversity conservation. *Journal for Nature Conservation*, 19 (1): 18-23. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2010.04.001>

Poore M. E. D., Fries C., 1985. The ecological effects of eucalyptus. Rome, Italy, FAO, Forestry Paper, 88 p.

R Core Team, 2020. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria, R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>

Reigosa M. J., Sánchez-Moreiras A., González L., 1999. Ecophysiological approach in allelopathy. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 18 (5): 577-608. <https://doi.org/10.1080/07352689991309405>

Rojas-Sandoval J., 2021. *Grevillea robusta* (chêne soyeux). Washington, DC, USA, CAB International, Department of Botany-Smithsonian NMNH. <https://www.cabi.org/isc/datasheet/25866#02BD5AEB-7291-482F-BB98-7E7B7A2D0FE8>

Rouxel C., 2010. Conservation de la biodiversité et développement durable des territoires. Transition agricole et paysagère en zone tampon de la Réserve de biosphère du Parc régional du W, Afrique de l'ouest. *Économie Rurale*, 320 (4): 39-52. <https://doi.org/10.4000/economierurale.2871>

Schmidt M., Ouédraogo A., Dressler S., Thiombiano A., 2016. Méthodes de collection d'herbiers. *Annales des Sciences Agronomiques*, 20: 177-185. https://www.researchgate.net/publication/301523083_Methodes_de_collection_d%27herbiers

Senbeta F., Teketay D., Näslund B.-A., 2002. Native woody species regeneration in exotic tree plantations at Munessa-Shashemene Forest, southern Ethiopia. *New Forests*, 24: 131-145. <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1021201107373>

Shakeri Z., Simberloff D., Bernhardt-Römermann M., Eckstein R. L., 2021. The impact of livestock grazing and canopy gaps on species pool and functional diversity of ground flora in the Caspian beech forests of Iran. *Applied Vegetation Science*, 24 (3): 1-13. <https://doi.org/10.1111/avsc.12592>

Skolmen R. G., 1990a. *Eucalyptus saligna* Sm. In: Burns R. M., Honkala B. H. (eds). *Silvics of North America. Vol. 2. Hardwoods*. Washington, DC, USA, United States Department of Agriculture (USDA), Forest Service, Agriculture Handbook 654, 318-324. https://www.srs.fs.usda.gov/pubs/misc/ag_654_vol2.pdf

Skolmen R. G., 1990b. *Grevillea robusta* A. Cunn. In: Burns R. M., Honkala B. H. (eds). *Silvics of North America. Vol. 2. Hardwoods*. Washington, DC, USA, United States Department of Agriculture (USDA), Forest Service, Agriculture Handbook 654, 370-373. http://na.fs.fed.us/spfo/pubs/silvics_manual/volume_2/grevillea/robusta.htm

Stephan K., Miller M., Dickinson M. B., 2010. First-order fire effects on herbs and shrubs: Present knowledge and process modeling needs. *Fire Ecology*, 6 (1): 95-114. <https://doi.org/10.4996/fireecology.0601095>

Tassin J., Missamba-Lola A. P., Marien J.-N., 2011. Biodiversité des plantations d'eucalyptus. *Bois et Forêts des Tropiques*, 309 (3): 27-35. <https://doi.org/10.19182/bft2011.309.a20463>

The Catalogue of Life Partnership, 2017. APG IV: Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants. <https://doi.org/10.15468/fzuaam>

Trochain J.-L., 1966. Types biologiques chez les végétaux intertropicaux (Angiospermes). *Bulletin de la Société Botanique de France*, 113 (2): 187-196. <https://doi.org/10.1080/00378941.1966.10838486>

Watling J. I., Arroyo-Rodríguez V., Pfeifer M., Baeten L., Banks-Leite C., Cisneros L. M., et al., 2020. Support for the habitat amount hypothesis from a global synthesis of species density studies. *Ecology Letters*, 23 (4): 674-681. <https://doi.org/10.1111/ele.13471>

WWF-Belgique, 2020. Rapport annuel 2020. Bruxelles, Belgique, WWF, 59 p. <https://wwf.be/sites/default/files/2021-01/WWF-rapport-annuel-2020.pdf>

Yirdaw E., Luukkanen O., 2003. Indigenous woody species diversity in *Eucalyptus globulus* Labill. ssp. *globulus* plantations in the Ethiopian highlands. *Biodiversity and Conservation*, 12: 567-582. <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1022483700992>

Zaiton S., Sheriza M. R., Ainishifaa R., Alfred K., Norfaryanti K., 2020. Eucalyptus in Malaysia: Review on environmental impacts. *Journal of Landscape Ecology*, 13 (2): 79-94. <https://doi.org/10.2478/jlecol-2020-001>

Kasekete et al. – Contribution des auteurs

Rôle du contributeur	Noms des auteurs
Conceptualisation	D. K. Kasekete, C. K. Kimbuluma, N. Bourland, J.-P. Mate
Gestion des données	D. K. Kasekete, C. K. Kimbuluma
Analyse formelle	D. K. Kasekete, C. K. Kimbuluma, N. Bourland, J.-R. Makana, K. Vasombolwa
Acquisition du financement	D. K. Kasekete, C. K. Kimbuluma, N. Bourland, J.-P. Mate
Enquête et investigation	D. K. Kasekete, C. K. Kimbuluma, N. Bourland, K. Vasombolwa
Méthodologie	D. K. Kasekete, C. K. Kimbuluma, N. Bourland, T. Drouet, J.-R. Makana, K. Vasombolwa, J.-P. Mate
Gestion de projet	D. K. Kasekete, C. K. Kimbuluma, N. Bourland, J.-P. Mate
Ressources	D. K. Kasekete, C. K. Kimbuluma, N. Bourland, T. Drouet
Logiciels	D. K. Kasekete, C. K. Kimbuluma, N. Bourland, T. Drouet, J.-R. Makana
Supervision	N. Bourland, J.-R. Makana, J.-P. Mate
Validation	N. Bourland, T. Drouet, J.-R. Makana, K. Vasombolwa, J.-P. Mate
Visualisation	D. K. Kasekete, C. K. Kimbuluma, N. Bourland, J.-R. Makana
Écriture – Préparation de l'ébauche originale	D. K. Kasekete, C. K. Kimbuluma
Écriture – Révision et édition	D. K. Kasekete, C. K. Kimbuluma, N. Bourland, T. Drouet, J.-R. Makana, K. Vasombolwa, J.-P. Mate

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