



## Afforestation des savanes et dynamique écologique du sous-bois : effets contrastés des plantations d'*Acacia* en République démocratique du Congo

[Afforestation of Savannas and Understory Ecological Dynamics: Contrasting Effects of *Acacia* Plantations in the Democratic Republic of Congo]

Crispin Ilunga Balo<sup>1,5</sup>, Roger Lomalisa Katusi<sup>2</sup>, Jean Lejoly<sup>3</sup>, Constatin Ayingweu Lubini<sup>4</sup>, Henry Nkunzi Mbale<sup>1,5</sup>, Félicien Luyeye Lukoki<sup>1,5</sup> & Pisco Munkolo Menga<sup>1,5</sup>

<sup>1</sup>Laboratoire de Biodiversité végétale, Ecologie et Ethnobotanique, Mention Sciences de la vie, Faculté des Sciences et Technologies, Université de Kinshasa, République Démocratique du Congo ;

<sup>2</sup>Université de Kisangani, Faculté de Sciences, Département d'écologie et gestion des ressources végétales, Province de la Tshopo, B. P. 2012, Université de Kisangani, République Démocratique du Congo.

<sup>3</sup>Université Libre des Bruxelles (ULB)

<sup>4</sup>Laboratoire des systèmes, de la biodiversité, de la conservation de la nature et des savoirs endogènes, Département des sciences de l'environnement, Faculté des sciences, Université de Kinshasa, République démocratique du Congo.

<sup>5</sup>Mention Sciences de la Vie, Faculté des Sciences et Technologies, Université de Kinshasa (UNIKIN), République Démocratique du Congo

### Résumé

Les plantations forestières jouent un rôle important dans la production de bois, la séquestration du carbone et la restauration des paysages tropicaux, mais leurs effets sur la biodiversité végétale dépendent fortement du contexte écologique. Cette étude a évalué l'impact des plantations d'*Acacia auriculiformis* A.Cunn. ex Benth. et d'*Acacia mangium* Willd. sur la diversité, la composition et la structure des communautés végétales du sous-bois dans les savanes du plateau des Batéké et les écosystèmes forestiers du Jardin botanique de Kisantu, en République démocratique du Congo. Des relevés floristiques réalisés selon la méthode de Braun-Blanquet ont permis d'évaluer la richesse spécifique, les indices de diversité et la composition floristique. Dans les écosystèmes de savane, les plantations ont entraîné une réduction significative de la diversité végétale. La richesse spécifique moyenne est passée de  $41,3 \pm 7,8$  espèces par placette dans les savanes naturelles à  $31,3 \pm 3,4$  espèces dans les plantations d'*A. auriculiformis* et à  $18,0 \pm 2,7$  espèces dans celles d'*A. mangium* (ANOVA,  $p < 0,001$ ). À l'échelle de l'habitat, 98 espèces ont été recensées dans les savanes naturelles, contre 50 et 35 espèces dans les plantations d'*A. auriculiformis* et d'*A. mangium*, respectivement. La proportion d'espèces typiques de savane a fortement diminué, passant de 71,4 % dans les savanes naturelles à 26,0 % et 25,7 % dans les plantations, tandis que les espèces rudérales sont devenues dominantes. Dans les écosystèmes forestiers, les plantations d'*A. auriculiformis* ont maintenu une richesse spécifique élevée ( $54,5 \pm 9,1$  espèces par placette), comparable à celle observée dans les forêts secondaires matures ( $53,8 \pm 7,9$  espèces par placette). Toutefois, la composition floristique révèle des communautés correspondant à des stades intermédiaires de succession secondaire. Ces résultats montrent que les effets des plantations dépendent du contexte d'implantation, pouvant simplifier les communautés végétales des savanes tout en favorisant la régénération des paysages forestiers dégradés.


**Mots-clés :** Plantations d'*Acacia* ; *Acacia auriculiformis* ; *Acacia mangium* ; afforestation des savanes ; diversité du sous-bois ; composition floristique.

### Abstract

Forest plantations play an important role in timber production, carbon sequestration, and tropical landscape restoration, but their effects on plant biodiversity depend strongly on ecological context. This study assessed the impact of *Acacia auriculiformis* A.Cunn. ex Benth. and *Acacia mangium* Willd. Plantations on the diversity, composition, and structure of understory plant communities in the Batéké Plateau savannas and the forest ecosystems of the Kisantu Botanical Garden, Democratic Republic of the Congo. Floristic surveys conducted using the Braun-Blanquet method were used to evaluate species richness, diversity indices, and floristic composition. In savanna ecosystems, plantations significantly reduced plant diversity. Mean species richness declined from  $41.3 \pm 7.8$  species per plot in natural savannas to  $31.3 \pm 3.4$  species in *A. auriculiformis* plantations and  $18.0 \pm 2.7$  species in *A. mangium* plantations (ANOVA,  $p < 0.001$ ). At the habitat level, 98 species were recorded in natural savannas, compared with 50 and 35 species in *A. auriculiformis* and *A. mangium* plantations, respectively. The proportion of savanna specialist species decreased markedly from 71.4% in natural savannas to 26.0% and 25.7% in the respective plantations, while ruderal species became dominant. In forest ecosystems, *A. auriculiformis* plantations maintained high species richness ( $54.5 \pm 9.1$  species per plot), comparable to that of mature secondary forests ( $53.8 \pm 7.9$  species per plot). However, floristic composition indicated communities corresponding to intermediate stages of secondary succession. These findings highlight that plantation effects are context-dependent, potentially simplifying savanna communities while supporting regeneration processes in degraded forest landscapes.

**Keywords:** *Acacia* plantations; *Acacia auriculiformis*; *Acacia mangium*; Savanna afforestation; Understory diversity; Floristic composition.

\*Auteur correspondant: Crispin Ilunga Balo, ([balocripin7@gmail.com](mailto:balocripin7@gmail.com)). Tél. : (+243) 826294733

 <https://orcid.org/0009-0005-2704-0592>; Reçu le 27/03/2026 ; Révisé le 22/04/2026 ; Accepté le 15/05/2026

DOI: <https://doi.org/10.59228/rcst.026.v5.i2.278>

**Copyright:** ©2026 Balo et al. This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution-NonCommercial-ShareAlike 4.0 International License (CC-BY-NC-SA 4.0), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original author and source are credited.

## 1. Introduction

Les écosystèmes tropicaux, notamment les savanes et les forêts, figurent parmi les milieux les plus riches en biodiversité. Toutefois, ces écosystèmes subissent aujourd'hui de fortes pressions liées aux activités humaines, telles que la déforestation, la dégradation des sols et la transformation des paysages dans le cadre des programmes de reboisement et de restauration écologique. Dans de nombreuses régions tropicales, plusieurs essences ligneuses à croissance rapide ont ainsi été introduites afin de restaurer les terres dégradées, produire du bois ou améliorer la fertilité des sols.

Parmi ces essences, *Acacia auriculiformis* A.Cunn. ex Benth. et *Acacia mangium* Willd. sont largement utilisées dans les programmes de reboisement en raison de leur croissance rapide et de leur capacité à fixer l'azote atmosphérique grâce à leur symbiose avec des bactéries rhizobiennes (Midgley & Turnbull, 2003). Ces caractéristiques leur confèrent un rôle potentiel dans la restauration des sols appauvris et la stabilisation des paysages dégradés.

Cependant, plusieurs études ont montré que certaines espèces d'*Acacia* peuvent présenter un comportement envahissant et modifier la structure et le fonctionnement des écosystèmes dans lesquels elles sont introduites (Midgley & Turnbull, 2003). Leur implantation peut entraîner des modifications des propriétés physico-chimiques du sol, influencer les communautés microbiennes et perturber les cycles biogéochimiques, ce qui peut affecter la composition et la diversité des communautés végétales (Koutika & Richardson, 2019). Dans certains contextes, ces plantations ont été associées à une réduction de la diversité floristique du sous-bois, liée notamment à la compétition pour les ressources, aux effets allélopathiques ou aux modifications des conditions micro-environnementales (Forrester & Bauhus, 2016).

Des travaux menés en Afrique de l'Ouest et en Asie tropicale ont montré que les plantations d'*Acacia* peuvent modifier la composition floristique et la structure des communautés végétales par rapport aux formations naturelles environnantes (Rahaman et al., 2020). Toutefois, les connaissances restent encore limitées en Afrique centrale, en particulier en République démocratique du Congo, où l'introduction de ces espèces dans les programmes de reboisement et

de restauration des paysages dégradés tend à s'intensifier.

L'étude comparative de plantations dans des contextes écologiques contrastés, tels que les savanes et les milieux forestiers, permet de mieux comprendre les réponses des communautés végétales à l'introduction d'espèces ligneuses exotiques. Les savanes sont généralement caractérisées par des espèces herbacées et des ligneux pionniers adaptés aux milieux ouverts et aux perturbations récurrentes, notamment le feu, qui maintiennent une structure végétale relativement ouverte. À l'inverse, les formations forestières présentent une structure plus stratifiée et une proportion plus élevée d'espèces appartenant aux stades de succession avancés (Swaine & Whitmore, 1988 ; Finegan, 1996). L'introduction d'espèces ligneuses exotiques dans ces contextes peut ainsi entraîner des effets écologiques différents selon la structure initiale de la végétation et les conditions environnementales locales.

Malgré l'extension croissante des plantations d'*Acacia* dans les paysages tropicaux africains, leurs effets sur la diversité et la structure des communautés végétales restent encore peu documentés en Afrique centrale, en particulier dans les paysages mosaïques associant savanes et formations forestières. Une meilleure compréhension de ces effets est pourtant essentielle pour orienter les stratégies de reboisement et de restauration écologique dans ces écosystèmes.

Dans ce contexte, la présente étude vise à évaluer l'effet des plantations d'*Acacia auriculiformis* et d'*Acacia mangium* sur la composition floristique et la structure des communautés végétales dans deux contextes écologiques contrastés de la République démocratique du Congo : la savane et le milieu forestier. Plus spécifiquement, l'étude compare la richesse spécifique, les indices de diversité, la structure de dominance des espèces et l'organisation écologique des communautés végétales entre les habitats naturels et les plantations.

Nous faisons l'hypothèse que les plantations monospécifiques d'*Acacia* modifient la disponibilité lumineuse, la structure de la litière et les conditions édaphiques du sous-bois, entraînant un filtrage écologique différentiel selon le contexte initial de végétation. Dans les savanes ouvertes, l'établissement de plantations arborées devrait entraîner une fermeture du couvert et une réduction de la lumière disponible, conduisant à une diminution de la diversité floristique

et à un remplacement progressif des espèces savaniques par des espèces rudérales ou opportunistes. À l'inverse, dans les milieux forestiers déjà caractérisés par des conditions d'ombrage, les plantations pourraient s'inscrire dans des trajectoires de succession secondaire et maintenir une diversité relativement élevée du sous-bois.

En comparant la diversité, la composition et la structure écologique des communautés végétales entre habitats naturels et plantations dans deux contextes écologiques contrastés, cette étude vise ainsi à mieux comprendre les trajectoires écologiques associées à l'afforestation dans les paysages tropicaux et à fournir des éléments scientifiques utiles à la gestion durable des savanes et des forêts d'Afrique centrale.

## 2. Matériel et méthodes

### 2.1. Sites d'étude

L'étude a été conduite sur deux sites contrastés en République Démocratique du Congo, sélectionnés afin d'évaluer l'impact des plantations d'*Acacia auriculiformis* et d'*Acacia mangium* sur la diversité et la structure du sous-bois dans deux contextes écologiques distincts : milieu forestier et milieu de savane (figure 1)

#### Jardin botanique de Kisantu (milieu forestier)

Le Jardin botanique de Kisantu (5°08'14" S ; 15°06'21" E), situé dans la province du Kongo Central, couvre environ 225 ha à une altitude moyenne de 525 m. Le climat est de type tropical humide (Aw selon la classification de Köppen), avec une pluviométrie annuelle moyenne de 1522 mm et une température moyenne annuelle de 22,6 °C (Lukoki *et al.*, 2021).

Le site comprend des **formations forestières matures résultant d'anciennes plantations**, ainsi que des plantations plus récentes d'*Acacia auriculiformis* établies dans un contexte de reboisement.

#### Ibi Village (milieu de savane)

Ibi Village (4°22'36,4" S ; 16°07'55,1" E ; 658 m d'altitude), situé dans la commune de Maluku à Kinshasa, se caractérise par des savanes herbeuses et arbustives dominées notamment par *Hymenocardia acida*. Ces formations se développent sur des **sols sableux, acides et pauvres en éléments nutritifs**, caractéristiques des **plateaux Batéké** (Nsielolo, 2010 ; Nsombo *et al.*, 2016). Des **plantations d'Acacia** y ont été établies dans un contexte de restauration des savanes dégradées.

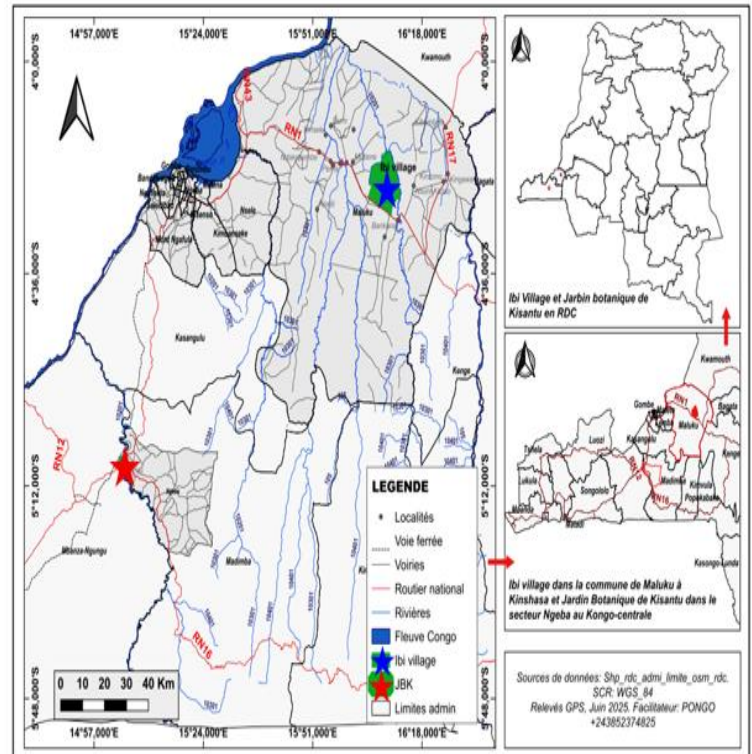


Figure 1. Milieux d'étude (Ibi village et JBK : Jardin Botanique de Kisantu)

### 2.2. Dispositif expérimental

L'étude a porté sur deux espèces exotiques couramment utilisées en reboisement, *Acacia auriculiformis* A.Cunn. ex Benth. et *Acacia mangium* Willd., sélectionnées en raison de leur importance dans les programmes de restauration forestière et de leur potentiel invasif reconnu (Midgley & Turnbull, 2003 ; Koutika & Richardson, 2019).

Un dispositif comparatif a été mis en place afin d'évaluer l'effet de ces plantations sur la végétation. En milieu de savane (Ibi Village), trois types d'habitats ont été considérés : la savane naturelle (témoin), une plantation d'*Acacia auriculiformis* et une plantation d'*Acacia mangium*. En milieu forestier (Jardin botanique de Kisantu), la comparaison a porté sur la forêt secondaire mature issue d'anciennes plantations (témoin) et une plantation d'*Acacia auriculiformis*.

Les placettes ont été réparties dans plusieurs unités de plantation indépendantes. En savane, les 12 placettes par type d'habitat ont été installées dans trois parcelles de plantation distinctes (4 placettes par parcelle), séparées par une distance minimale de 500 m pour garantir l'indépendance spatiale. En milieu forestier, les 4 placettes sous plantation ont été réparties dans deux parcelles distinctes (2 placettes par parcelle), distantes de 300 m. Les distances entre placettes d'un

même type d'habitat étaient d'au moins 50 m en savane et 100 m en forêt pour éviter l'autocorrélation spatiale.

Les dimensions des placettes ont été adaptées à la structure des formations végétales étudiées. En milieu forestier, des placettes plus grandes (50 × 50 m) ont été utilisées afin de mieux représenter la variabilité floristique des communautés ligneuses, tandis que des placettes de 20 × 50 m ont été installées en savane, où la végétation est dominée par des espèces herbacées et arbustives (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974 ; Senterre, 2005 ; Kent, 2012).

À Ibi Village, en milieu savanicole, 36 placettes ont été établies : 12 dans la savane naturelle, 12 dans des plantations d'*Acacia mangium* et 12 dans des plantations d'*Acacia auriculiformis*.

Au Jardin botanique de Kisantu, en milieu forestier, 8 placettes ont été installées : 4 en forêt secondaire mature issue d'anciennes plantations et 4 sous plantation d'*Acacia auriculiformis*.

Seules les plantations âgées d'au moins cinq ans ont été retenues afin d'assurer une structuration suffisante du peuplement et l'installation du sous-bois (Kueffer et al., 2010).

### 2.3. Collecte des données floristiques

Les données floristiques ont été collectées à partir de relevés phytosociologiques réalisés dans des placettes permanentes. La caractérisation de la végétation a suivi la méthode phytosociologique de Braun-Blanquet (1932), modifiée par Van der Maarel (1979) et adaptée aux forêts tropicales par Senterre (2005).

Dans chaque placette, toutes les espèces végétales ont été recensées et leur abondance-dominance estimée à l'aide de l'échelle semi-quantitative suivante : **0, r, +, 1, 2m, 2a, 2b, 3, 4, 5**. L'identification des espèces a été réalisée sur le terrain puis vérifiée à l'aide de flores régionales et de bases de données taxonomiques, notamment Plants of the World Online (POWO). La nomenclature adoptée suit les standards taxonomiques actuellement reconnus. Pour les espèces du genre *Acacia*, nous avons maintenu la nomenclature classique conformément à POWO, qui considère *Acacia auriculiformis* A.Cunn. ex Benth. et *Acacia mangium* Willd. comme des noms valides. Les spécimens difficiles à identifier ont été comparés aux collections de l'herbier.

Les classes d'abondance-dominance ont ensuite été converties en **valeurs moyennes de recouvrement**

(%) afin de permettre des analyses quantitatives comparables entre espèces **herbacées et ligneuses**.

### 2.4. Richesse et diversité spécifique

La richesse spécifique a été définie comme le **nombre total d'espèces recensées dans chaque habitat**, permettant d'évaluer la variabilité floristique entre les dispositifs étudiés (Fricker et al., 2015).

Les indices de diversité ont été calculés à partir des proportions relatives de recouvrement, utilisées comme proxy de l'abondance. Dans les communautés végétales herbacées ou mixtes, le recouvrement constitue une estimation écologiquement pertinente de la dominance spécifique lorsque le dénombrement des individus est difficile ou peu représentatif (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974 ; Magurran, 2004 ; Kent, 2012 ; Legendre & Legendre, 2012).

Trois indices complémentaires ont été utilisés pour caractériser la diversité des communautés : l'indice de **Shannon-Wiener (H')**, l'indice de **Simpson (D)** et l'indice d'**équitabilité de Pielou (J')** :

$$H' = -\sum(p_i \ln p_i) \quad (1)$$

$$D = \sum p_i^2 \quad (2)$$

$$J' = H' / \ln S \quad (3)$$

où  $p_i$  représente la proportion de recouvrement de l'espèce ( $i$ ) et ( $S$ ) le nombre total d'espèces.

Les indices de diversité ont été calculés à l'aide des fonctions `diversity()` et `specnumber()` du package `vegan`.

### 2.5. Analyse de la structure et de l'organisation écologique des communautés végétales

#### 2.5.1. Analyse de la structure et de la dominance des communautés

La structure et la dominance des communautés végétales ont été évaluées à partir de l'indice de valeur d'importance écologique (IVI) pour chaque espèce recensée dans les différents types d'habitats. Cet indice permet l'importance écologique relative des espèces au sein des communautés végétales.

Pour chaque espèce  $i$ , les paramètres suivants ont été calculés :

- **Fréquence absolue (FA<sub>i</sub>)** : proportion de placettes dans lesquelles l'espèce est présente.
- $FA_i = \frac{N_i}{n} \times 100 \quad (4)$
- Où  $N_i$  = nombre de placettes contenant l'espèce  $i$ ,  $n$  = nombre total de placettes inventoriées dans l'habitat.

- **Fréquence relative (FR<sub>i</sub>)** : contribution de la fréquence de l'espèce par rapport à la fréquence totale de toutes les espèces.

$$FR_i = \frac{FA_i}{\sum FA_k} \times 100 \quad (5)$$

- Où  $FA_i$  = Fréquence absolue,  $\sum FA_k$  = somme des Fréquences absolues de toutes les espèces

- **Couverture relative (CR<sub>i</sub>)** : proportion de la couverture totale représentée par l'espèce dans l'ensemble des relevés.

$$CR_i = \frac{C_i}{\sum_{k=1}^m C_k} \times 100 \quad (6)$$

- Où  $C_i$  = recouvrement total (ou moyen) de l'espèce  $i$ ,  $\sum C_k$  = recouvrement total de toutes les espèces,  $m$  = nombre total d'espèces.

- L'**indice de valeur d'importance (IVI)** a ensuite été calculé selon la formule :

$$IVI_i = FR_i + CR_i \quad (7)$$

Cette approche est particulièrement adaptée aux communautés végétales mixtes comprenant à la fois des espèces herbacées et ligneuses, car la couverture constitue un estimateur de dominance comparable entre les différentes strates de végétation (Kent, 2012). Pour chaque habitat étudié, les dix espèces présentant les valeurs d'IVI les plus élevées ont été retenues afin de caractériser la structure et la dominance des communautés végétales.

#### 2.5.2. Caractérisation écologique des communautés végétales

Afin de mieux comprendre l'organisation écologique des communautés végétales, les espèces ont été classées selon plusieurs critères écologiques :

- **stade de succession écologique** (espèces rudérales, pionnières, secondaires précoces, secondaires tardives, cultivées ou introduites), (Swaine & Whitmore, 1988 ; Hawthorne, 1995 ; Finegan, 1996).

- **strate verticale de la végétation** (herbacée, sous-arbustive, arbustive, arborée et lianescente),

- **milieu écologique indicateur** (forêt dense mature, forêt secondaire, lisière, milieux humides, milieux rudéraux, plantation, savane), (Dufrene & Legendre, 1997).

Pour chaque habitat, la diversité relative (%) et la somme des indices de valeur d'importance (IVI %) ont été calculées pour chaque groupe écologique.

Ces données ont été représentées sous forme de cartes de chaleur (heatmaps) afin de visualiser les variations de la structure écologique entre les habitats étudiés. Les heatmaps ont été réalisées sous R version

4.5.2 (Core, 2025) à l'aide du package pheatmap () .

#### 2.5.3. Structure et traitement des données

Les analyses ont été réalisées à partir de différentes matrices de données construites à partir des relevés floristiques. Une matrice espèces  $\times$  placettes a été utilisée pour les analyses de diversité et de structure des communautés végétales. Les valeurs de recouvrement ont été converties en proportions relatives afin de standardiser les données entre placettes et de permettre la comparaison entre espèces appartenant à différentes strates de végétation.

Pour l'analyse de la structure écologique, les espèces ont été regroupées selon plusieurs catégories écologiques : stade de succession, strate verticale et milieu indicateur. Des tableaux de contingence ont ensuite été construits à partir des effectifs d'espèces appartenant à chaque catégorie écologique dans les différents habitats.

Ces matrices ont servi de base aux analyses statistiques et multivariées réalisées sous R (version 4.5.2).

#### 2.5.4. Analyse statistique des différences entre habitats

Les différences dans la distribution des groupes écologiques entre habitats ont été testées à l'aide du test exact de Fisher, appliqué aux tableaux de contingence construits à partir des effectifs d'espèces appartenant aux différentes catégories écologiques. Le seuil de significativité statistique a été fixé à  $\alpha = 0,05$ .

Lorsque le test global révélait une différence significative, des comparaisons post-hoc pairwise ont été réalisées à l'aide de tests exacts de Fisher avec correction de Holm afin de contrôler le risque d'erreur de type I.

Les résidus standardisés du test du  $\chi^2$  ont également été examinés afin d'identifier les catégories écologiques sur- ou sous-représentées dans chaque habitat.

#### 2.5.5. Analyse multivariée de la structure écologique

Les analyses multivariées ont été réalisées à partir de tableaux de contingence construits à partir des effectifs d'espèces appartenant aux différentes catégories écologiques. Les données ont été centrées et standardisées avant l'analyse afin de réduire l'effet des différences d'échelle entre variables.

Les relations entre habitats et groupes écologiques ont été explorées à l'aide d'une analyse factorielle des correspondances (AFC), méthode couramment utilisée pour analyser les tableaux de

contingence en écologie (Legendre & Legendre, 2012 ; Greenacre, 2017).

L'AFC a été réalisée sous R à l'aide des packages FactoMineR et factoextra.

#### 2.5.6. Analyse de la similarité floristique

La similarité floristique entre les relevés a été évaluée à partir des données de **présence-absence des espèces** en utilisant l'**indice de dissimilarité de Jaccard**. La matrice de dissimilarité obtenue a servi de base à une **classification hiérarchique ascendante (CHA)** réalisée selon la méthode **UPGMA (Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean)**. Cette approche permet de regrouper les relevés sur la base de la similarité de leur composition spécifique et de représenter les relations floristiques sous forme de **dendrogramme**, afin d'identifier les principaux groupes correspondant aux différents types d'habitats étudiés. Toutes les analyses statistiques ont été réalisées sous R **version 4.5.2 (R Core Team, 2025)** à l'aide de package **vegan**

#### 2.5.7. Synthèse des analyses

Les analyses ont été réalisées selon une approche progressive visant à caractériser la diversité, la structure et l'organisation écologique des communautés végétales. La richesse spécifique et les indices de diversité ont d'abord été calculés afin de comparer la diversité floristique entre habitats. La structure des communautés a ensuite été analysée à partir de l'indice de valeur d'importance (IVI) afin d'identifier les espèces dominantes.

La structure écologique des communautés a été étudiée en regroupant les espèces selon leurs catégories écologiques (stade de succession, strate de végétation et milieu indicateur). Les différences dans la distribution de ces groupes écologiques entre habitats ont été testées à l'aide de tableaux de contingence et du test exact de Fisher, complété par des comparaisons post-hoc avec correction de Holm.

Les relations entre habitats et groupes écologiques ont été explorées par **analyse factorielle des correspondances (AFC)**, tandis que la similarité floristique entre relevés a été examinée à l'aide d'une **classification hiérarchique ascendante (CHA)** basée sur l'indice de dissimilarité de Jaccard.

Enfin, avant toute analyse de variance (ANOVA), les conditions d'application ont été vérifiées : la normalité des résidus a été testée à l'aide du test de Shapiro-Wilk ( $p > 0,05$  dans tous les cas), et l'homogénéité des variances par le test de Levene ( $p >$

$0,05$ ). Les comparaisons post-hoc ont été réalisées avec le test de Tukey lorsque l'effet global était significatif ( $p < 0,05$ )

## 3. Résultats

### 3.1. Richesse spécifique et diversité

#### 3.1.1. Habitats de savane

La richesse spécifique varie significativement entre les habitats de savane (figure 2). La savane naturelle présente la richesse spécifique moyenne la plus élevée ( $41,33 \pm 7,81$  espèces par placette), suivie par la plantation d'*Acacia auriculiformis* ( $31,25 \pm 3,41$  espèces) et la plantation d'*Acacia mangium* ( $18,00 \pm 2,73$  espèces). L'analyse de variance indique une différence significative entre les habitats (ANOVA,  $p < 0,001$ ), et confirmée par les comparaisons post-hoc de Tukey ( $p < 0,001$ ).

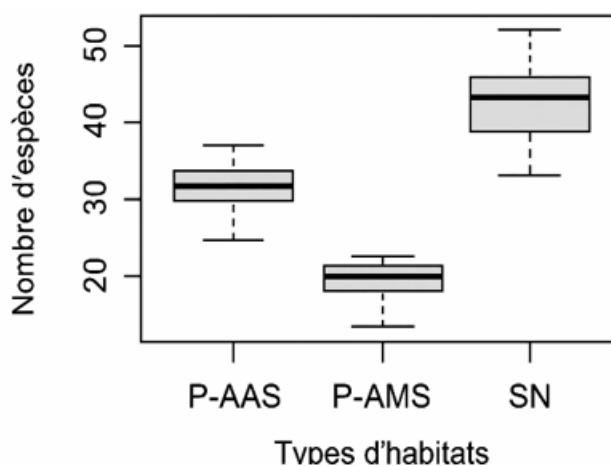


Figure 2. Distribution de la richesse spécifique du sous-bois dans les habitats de savane

#### Légende :

- SN = savane naturelle, P-AAS = plantation d'*Acacia auriculiformis* en savane, P-AMS = plantation d'*Acacia mangium* en savane.
- Boîtes à moustaches montrant la variation du nombre d'espèces dans la savane naturelle, la plantation d'*Acacia mangium* et la plantation d'*Acacia auriculiformis*. La ligne centrale représente la médiane, la boîte l'intervalle interquartile et les moustaches les valeurs extrêmes.

Au total, 98 espèces ont été recensées dans la savane naturelle, contre 50 dans les plantations d'*A. auriculiformis* et 35 dans celles d'*A. mangium* (tableau I). Les indices de diversité suivent la même tendance : la savane naturelle présente les valeurs les plus élevées ( $1 - D = 0,94$  ;  $H' = 3,45$  bits ;  $J' = 0,732$ ), tandis que

les plantations montrent des valeurs plus faibles, en particulier dans les plantations d'*A. mangium* ( $H' = 2,45$  bits ;  $J' = 0,617$ ). Au total, 105 espèces ont été recensées dans la Forêt secondaire mature issue des anciennes plantations (FSMAP) et 90 espèces dans la plantation d'*A. auriculiformis* (tableau I). Les indices de diversité restent élevés dans les deux habitats (FM :  $H' = 3,87$  bits ;  $J' = 0,83$  ; plantation :  $H' = 3,49$  bits ;  $J' = 0,77$ ).

Tableau I. Indices de diversité sur les différentes plantations

Habitat	Sous-habitat	Nombre d'espèces	Indices de diversité des espèces		
			1-D	H'(bits)	J'
Savane	Savane naturelle (témoin)	98	0,94	3,45	0,732
	Plantation à <i>A. mangium</i>	35	0,87	2,45	0,617
	Plantation à <i>A. auriculiformis</i>	50	0,87	2,61	0,59
Forêt	Plantation à <i>A. auriculiformis</i>	90	0,92	3,49	0,77
	Forêt secondaire mature (témoin)	105	0,96	3,87	0,83

### 3.1.2. Habitats forestiers

La richesse spécifique du sous-bois ne diffère pas significativement entre la forêt secondaire mature issue d'anciennes plantations (FSMAP) et la plantation d'*Acacia auriculiformis* (figure 3). La richesse moyenne est de  $53,75 \pm 7,92$  espèces dans la FM et de  $54,50 \pm 9,11$  espèces dans la plantation ( $p = 0,510$ ).

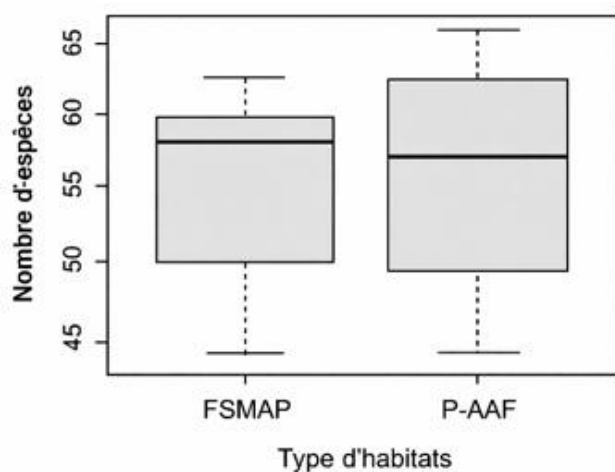


Figure 3. Distribution de la richesse spécifique du sous-bois dans les habitats de forêt

#### Légende :

- P-AAF = plantation d'*Acacia auriculiformis* en milieu forestier, FSMAP = forêt secondaire mature issue d'anciennes plantations
- Boîtes à moustaches montrant la variation du nombre d'espèces dans la forêt secondaire mature et la plantation d'*Acacia auriculiformis*. La ligne centrale représente la

médiane, la boîte l'intervalle interquartile et les moustaches les valeurs extrêmes.

### 3.1.3. Synthèse des tendances de diversité

Dans l'ensemble, les habitats témoins présentent les niveaux de diversité les plus élevés. La diminution de la diversité est particulièrement marquée dans les plantations établies en savane, tandis que les plantations situées en milieu forestier conservent des niveaux de richesse et de diversité relativement élevés.

## 3.2. Composition spécifique des communautés végétales

### 3.2.1. Habitats de savane

La composition spécifique des communautés végétales diffère nettement entre la savane naturelle et les plantations d'*Acacia* (figure 4). La savane naturelle est largement dominée par des espèces savanicoles, qui représentent 71,4 % des espèces recensées, tandis que les espèces rudérales et forestières y sont faiblement représentées.

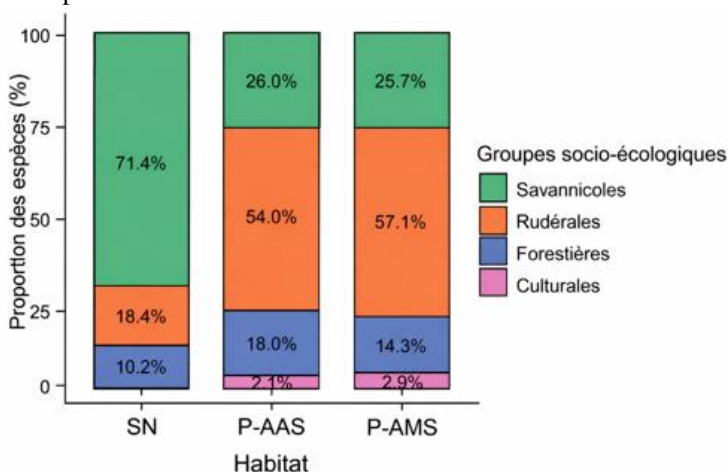


Figure 4. Composition socio-écologique des communautés végétales dans les habitats de savane

**Légende :** Diagramme en barres empilées représentant la proportion relative (%) des groupes socio-écologiques dans chaque habitat. SN = savane naturelle ; P-AAS = plantation d'*Acacia auriculiformis* en savane ; P-AMS = plantation d'*Acacia mangium* en savane.

Dans les plantations, la structure de composition est différente. Les espèces rudérales constituent le groupe le plus représenté, avec 54 % des espèces dans la plantation d'*Acacia auriculiformis* et 57,1 % dans celle d'*Acacia mangium*. À l'inverse, la proportion d'espèces savanicoles y est nettement plus faible (26 % et 25,7 %, respectivement).

Les espèces forestières représentent une proportion modérée dans les plantations (18 % dans la plantation d'*A. auriculiformis* et 14,3 % dans celle d'*A.*

*mangium*), tandis que les espèces culturales restent marginales dans l'ensemble des habitats étudiés.

Le test exact de Fisher indique que la composition spécifique diffère significativement entre les habitats de savane ( $p < 0,001$ ). Les comparaisons par paires montrent que la savane naturelle se distingue significativement des deux plantations d'*Acacia* ( $p < 0,001$ ), alors qu'aucune différence significative n'est observée entre les plantations d'*A. auriculiformis* et d'*A. mangium* ( $p = 1$ ).

Ces tendances sont illustrées par la carte de chaleur (figure 5), qui met en évidence la dominance des espèces savannicoles dans la savane naturelle et la forte représentation des espèces rudérales dans les plantations.

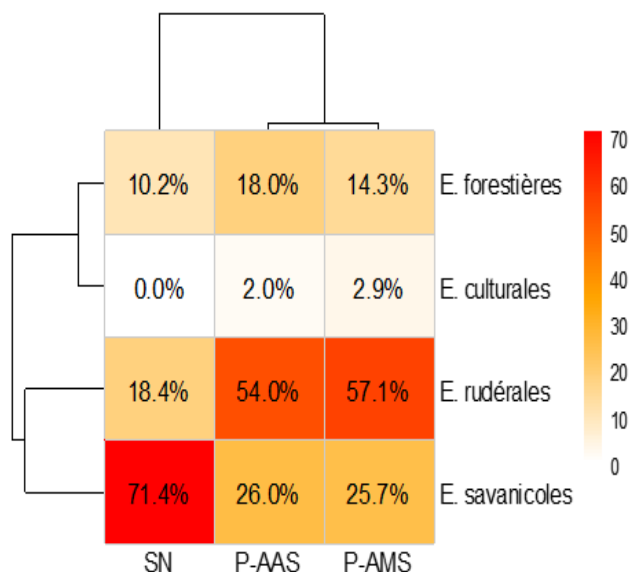


Figure 5. Structure socio-écologique des communautés végétales dans les habitats de savane visualisée par une carte de chaleur

**Légende :** La carte de chaleur représente la proportion relative (%) des espèces appartenant aux différentes catégories socio-écologiques dans chaque habitat. L'intensité des couleurs (du jaune clair au rouge foncé) reflète l'importance relative de chaque groupe écologique. Le clustering hiérarchique met en évidence les similarités entre habitats et catégories socio-écologiques. La figure illustre notamment la dominance des espèces savannicoles dans la savane naturelle et la forte représentation des espèces rudérales dans les plantations d'*Acacia*.

### 3.2.2. Habitats forestiers

La composition spécifique varie également entre la forêt secondaire mature issue d'anciennes

plantations et les plantations d'*Acacia auriculiformis* (figure 6).

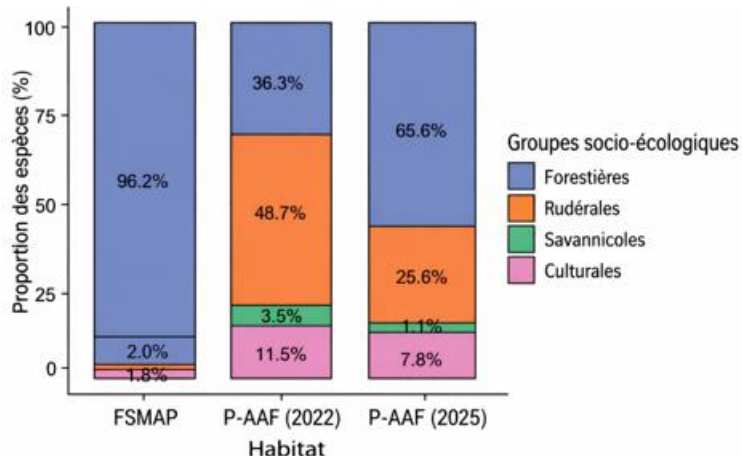


Figure 6. Composition socio-écologique des communautés végétales dans les habitats forestiers

**Légende :** Diagramme en barres empilées représentant la proportion (%) des groupes socio-écologiques dans chaque habitat forestier. FSMAP = forêt secondaire mature issue d'anciennes plantations ; P-AAF = plantation d'*Acacia auriculiformis* en milieu forestier.

Dans la forêt secondaire mature, les espèces forestières représentent 96,2 % des espèces recensées, tandis que les espèces rudérales et culturales y sont très faiblement représentées.

Dans les plantations d'*Acacia auriculiformis*, la proportion d'espèces forestières est plus faible. En 2022, celles-ci représentent 36,3 % des espèces, contre 48,7 % d'espèces rudérales. En 2025, la proportion d'espèces forestières augmente à 65,6 %, tandis que celle des espèces rudérales diminue à 25,6 %.

Le test exact de Fisher indique une différence significative de composition spécifique entre les habitats forestiers ( $p < 0,001$ ). Les comparaisons post-hoc montrent que la plantation inventoriée en 2022 diffère significativement de la forêt secondaire mature ( $p < 0,01$ ). La plantation inventoriée en 2025 présente également une composition distincte de celle de la forêt secondaire mature, bien que les proportions d'espèces forestières y soient plus élevées.

La figure 7 illustre ces différences de composition et met en évidence la dominance des espèces forestières dans la forêt secondaire mature, ainsi que la présence plus importante d'espèces rudérales dans les plantations.

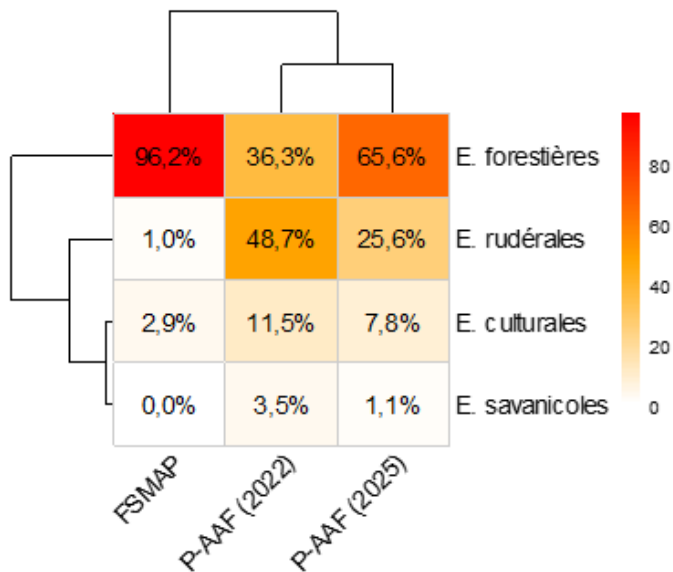


Figure 7. Structure socio-écologique des communautés végétales dans les habitats de forêt visualisée par une carte de chaleur

**Légende :** La carte de chaleur représente la proportion relative (%) des espèces appartenant aux différentes catégories socio-écologiques dans chaque habitat. L'intensité des couleurs (du jaune clair au rouge foncé) reflète l'importance relative de chaque groupe écologique. Le clustering hiérarchique met en évidence les similarités entre habitats et catégories socio-écologiques.

### 3.3. Structure et dominance des communautés

#### 3.3.1. Savane naturelle

Dans la savane naturelle, la structure de la communauté végétale apparaît relativement équilibrée, sans dominance excessive d'une seule espèce (tableau II). Les dix espèces présentant les valeurs d'indice de valeur d'importance (IVI) les plus élevées contribuent de manière significative à la structure de la communauté, mais leur importance écologique reste relativement répartie.

*Hymenocardia acida* constitue l'espèce la plus importante (IVI = 17,15 %), suivie de *Smilax anceps* (12,64 %) et *Annona senegalensis* (10,58 %). Plusieurs espèces présentent une fréquence absolue élevée, certaines étant observées dans l'ensemble des placettes inventoriées.

La contribution cumulée des autres espèces reste néanmoins importante, avec 88 espèces représentant un IVI cumulé de 115,83 %. Cette forte contribution des espèces secondaires indique une communauté floristique diversifiée et une distribution relativement homogène de la dominance.

Tableau II. Espèces présentant les valeurs d'IVI les plus élevées dans la savane naturelle

Espèce	FR (%)	CR (%)	IVI (%)
<i>Hymenocardia acid</i>	2,37	14,78	17,15
<i>Smilax anches</i>	2,37	10,27	12,64
<i>Annonay senegalensis</i>	2,37	8,21	10,58
<i>Anisophyllea quangensis</i>	2,37	7,19	9,56
<i>Loudetia simplex</i>	1,98	6,28	8,26
<i>Cyperus cyperoides</i>	2,37	4,43	6,81
<i>Hymenocardia ulmoides</i>	1,98	3,21	5,19
<i>Ageratum houstonianum</i>	1,19	3,70	4,88
<i>Crossopteryx febrifuga</i>	1,78	2,96	4,74
<i>Croton hirtus</i>	2,37	1,99	4,37
<b>Sous-total</b>			<b>84,18</b>
<b>Autres espèces (88)</b>			<b>115,83</b>

**Légende :** FR = fréquence relative ; CR = couverture relative ; IVI = indice de valeur d'importance écologique.

#### 3.3.2. Plantation d'*Acacia auriculiformis* en savane

La plantation d'*Acacia auriculiformis* installée en savane présente une structure fortement dominée par l'espèce plantée (tableau III). *Acacia auriculiformis* possède l'IVI le plus élevé (54,06 %), principalement en raison d'une couverture relative très importante.

Les espèces associées, telles que *Chromolaena odorata* (14,10 %) et *Pteridium aquilinum* (12,77 %), présentent également des IVI relativement élevés, mais restent nettement moins importantes que l'espèce dominante.

La contribution cumulée des autres espèces (40 espèces) demeure relativement faible (IVI cumulé = 74,06 %), ce qui traduit une concentration de la dominance sur un nombre restreint d'espèces.

Tableau III. Espèces dominantes dans la plantation d'*Acacia auriculiformis* en savane

Espèce	FR (%)	CR (%)	IVI (%)
<i>Acacia auriculiformis</i>	3,20	50,86	54,06
<i>Chromolaena odorata</i>	3,20	10,90	14,10
<i>Pteridium aquilinum</i>	3,20	9,57	12,77
<i>Ageratum houstonianum</i>	3,20	6,07	9,27
<i>Aframomum albobviolaceum</i>	3,20	4,48	7,68
<i>Hyparrhenia diplandra</i>	2,93	4,36	7,29
<i>Nephrolepis biserrata</i>	2,67	3,90	6,57
<i>Alchornea cordifolia</i>	2,93	2,68	5,62
<i>Landolphia lanceolata</i>	2,67	2,42	5,09
<i>Panicum maximum</i>	2,40	1,09	3,49
<b>Sous-total</b>			<b>125,94</b>
<b>Autres espèces (40)</b>			<b>74,06</b>

**Légende :** FR = fréquence relative ; CR = couverture relative ; IVI = indice de valeur d'importance écologique.

### 3.3.3. Plantation d'*Acacia mangium* en savane

Dans la plantation d'*Acacia mangium*, la dominance de l'espèce plantée est encore plus marquée (tableau IV). *Acacia mangium* présente l'IVI le plus élevé observé parmi les habitats étudiés (66,87 %), associé à une couverture relative très importante.

Les espèces accompagnatrices, notamment *Chromolaena odorata* (14,53 %) et *Pteridium aquilinum* (13,81 %), contribuent également à la structure de la communauté, mais leur importance reste largement inférieure à celle de l'espèce dominante.

La contribution des autres espèces est limitée, avec seulement 26 espèces représentant un IVI cumulé de 50,68 %, indiquant une communauté fortement structurée autour d'un petit nombre d'espèces dominantes.

Tableau IV. Espèces dominantes dans la plantation d'*Acacia mangium* en savane

Espèces	FR (%)	CR (%)	IVI (%)
<i>Acacia mangium</i>	6,32	60,55	66,87
<i>Chromolaena odorata</i>	6,32	8,22	14,53
<i>Pteridium aquilinum</i>	6,32	7,50	13,81
<i>Aframomum albobviolaceum</i>	6,32	4,35	10,66
<i>Ageratum houstonianum</i>	4,74	4,47	9,21
<i>Landolphia lanceolata</i>	6,32	3,17	9,49
<i>Panicum maximum</i>	4,21	3,51	7,72
<i>Nephrolepis biserrata</i>	3,68	3,19	6,88
<i>Hymenocardia acid</i>	4,21	0,911	5,122
<i>Hyparrhenia rufa</i>	3,16	1,73	4,89
<b>Sous-total</b>			<b>149,17</b>
<b>Autres espèces (25)</b>			<b>50,68</b>

**Légende :** FR = fréquence relative ; CR = couverture relative ; IVI = indice de valeur d'importance écologique.

### 3.3.4. Forêt secondaire mature issue d'anciennes plantations

La plantation forestière secondaire mature présente une structure communautaire plus diversifiée et une dominance moins prononcée que dans les plantations de savane (tableau V). Les espèces les plus

importantes sont *Cinnamomum verum* (IVI = 15,32 %) et *Milicia excelsa* (10,88 %), mais leurs valeurs d'IVI restent relativement modérées.

La contribution des autres espèces est particulièrement élevée : 95 espèces totalisent un IVI cumulé de 142,53 %. Cette forte participation des espèces secondaires traduit une structure communautaire plus équilibrée et une diversité floristique élevée.

Tableau V. Espèces dominantes dans la forêt issue d'anciennes plantations

Espèce	FR (%)	CR (%)	IVI (%)
<i>Cinnamomum verum</i>	1,85	13,47	15,32
<i>Milicia excelsa</i>	1,85	9,03	10,88
<i>Gillettiodendron mildbraedii</i>	1,39	3,50	4,89
<i>Khaya ivorensis</i>	1,62	3,05	4,68
<i>Canarium schweinfurthii</i>	1,62	2,36	3,98
<i>Piper arboreum</i>	1,16	2,78	3,93
<i>Baijsea axillaris</i>	1,39	2,22	3,61
<i>Morinda lucida</i>	1,39	2,22	3,61
<i>Pycnanthus angolensis</i>	1,39	2,22	3,61
<i>Dacryodes edulis</i>	1,85	1,11	2,96
<b>Sous-total</b>			<b>57,47</b>
<b>Autres espèces (95)</b>			<b>142,53</b>

**Légende :** FR = fréquence relative ; CR = couverture relative ; IVI = indice de valeur d'importance écologique.

### 3.3.5. Plantation d'*Acacia auriculiformis* en milieu forestier

Dans la plantation d'*Acacia auriculiformis* établie en milieu forestier (tableau VI), l'espèce plantée reste dominante (IVI = 25,06 %), mais à un niveau nettement inférieur à celui observé dans les plantations de savane.

Plusieurs espèces du sous-bois, notamment *Macaranga monandra* et *Tetrorchidium didymostemon* (IVI = 9,73 % chacune), contribuent également de manière importante à la structure de la communauté. La contribution cumulée des autres espèces (80 espèces) demeure élevée (IVI cumulé = 121,93 %), suggérant une structure floristique relativement diversifiée.

**Tableau VI.** Espèces dominantes dans la plantation d'*Acacia auriculiformis* en forêt

Espèce	FR (%)	CR (%)	IVI (%)
<i>Acacia auriculiformis</i>	1,83	23,23	25,06
<i>Macaranga monandra</i>	1,83	7,89	9,73
<i>Tetrorchidium didymostemon</i>	1,83	7,89	9,73
<i>Rungia grandis</i>	1,83	5,52	7,35
<i>Macaranga spinosa</i>	1,83	4,96	6,79
<i>Combretum racemosum</i>	1,38	2,97	4,35
<i>Acanthus montanus</i>	1,83	2,38	4,21
<i>Dicliptera verticillata</i>	1,83	2,38	4,21
<i>Dioscorea praehensilis</i>	1,38	2,21	3,58
<i>Cnestis ferruginea</i>	1,61	1,44	3,05
<b>Sous-total</b>			<b>78,06</b>
<b>Autres espèces (80)</b>			<b>121,93</b>

**Légende :** FR = fréquence relative ; CR = couverture relative ; IVI = indice de valeur d'importance écologique.

### 3.4. Structure écologique des communautés végétales

Les cartes de chaleur de la diversité relative et de l'indice de valeur d'importance (IVI) mettent en évidence des différences marquées dans la structure écologique des communautés végétales entre les habitats étudiés (figures 8 et 9). Dans l'ensemble, les habitats de savane et les plantations établies en savane sont caractérisés par une forte proportion d'espèces rudérales, pionnières et herbacées, tandis que les habitats forestiers présentent une dominance d'espèces arborées associées aux stades secondaires précoces et tardifs.

#### 3.4.1. Répartition des espèces selon le stade de succession

Les cartes de chaleur (figures 8A et 9A) montrent que les habitats de savane et les plantations d'*Acacia* installées en savane sont dominés par des espèces rudérales et pionnières. Les espèces rudérales sont particulièrement abondantes dans la plantation d'*Acacia auriculiformis* en savane et dans la savane naturelle, tandis que les espèces pionnières sont davantage représentées dans la plantation d'*Acacia mangium*.

À l'inverse, les habitats forestiers présentent une proportion plus élevée d'espèces appartenant aux stades secondaires précoces et tardifs. Les espèces secondaires tardives dominent dans la plantation forestière mature, tandis que les espèces secondaires

précoces sont plus représentées dans la plantation d'*Acacia auriculiformis* établie en milieu forestier.

Le test exact de Fisher révèle une différence significative dans la distribution des stades de succession entre les habitats étudiés ( $p < 0,001$ ). Les comparaisons post-hoc indiquent des différences significatives entre les espèces rudérales, pionnières et secondaires (test de Fisher avec correction de Holm,  $p < 0,001$ ), tandis qu'aucune différence significative n'est observée entre les stades secondaires précoces et tardifs ( $p > 0,05$ ).

#### 3.4.2. Répartition des espèces selon la strate verticale de la végétation

Les cartes de chaleur (figures 8B et 9B) indiquent que les habitats de savane et les plantations de savane sont largement dominés par la strate herbacée. Cette strate représente la majorité des espèces dans ces habitats et reflète la structure ouverte des formations savaniques.

À l'inverse, les habitats forestiers sont dominés par la strate arborée, en particulier dans la plantation forestière mature où les espèces ligneuses contribuent fortement à la structure des communautés végétales. Les plantations d'*Acacia auriculiformis* établies en milieu forestier présentent une structure intermédiaire, caractérisée par la coexistence d'espèces arborées, arbustives et herbacées.

Le test exact de Fisher met en évidence une différence significative dans la distribution des strates de végétation entre habitats ( $p < 0,001$ ). L'analyse des résidus standardisés indique une forte dominance de la strate herbacée dans les habitats de savane, tandis que la strate arborée est largement surreprésentée dans la plantation forestière mature.

#### 3.4.3. Répartition des espèces selon leur milieu indicateur

Les cartes de chaleur (figures 8C et 9C) montrent que les espèces indicatrices de milieux perturbés sont principalement associées aux habitats de savane et aux plantations établies en savane, tandis que les espèces indicatrices de forêts denses sont majoritairement liées aux habitats forestiers. Les plantations d'*Acacia auriculiformis* établies en milieu forestier présentent une situation intermédiaire, combinant des espèces caractéristiques des forêts secondaires et des espèces associées aux milieux perturbés.

Le test exact de Fisher révèle une différence significative dans la distribution des milieux indicateurs entre habitats ( $p < 0,001$ ). Les résidus standardisés montrent une forte association des espèces de forêt dense avec la plantation forestière mature,

tandis que les espèces des milieux perturbés sont principalement associées aux plantations de savane.

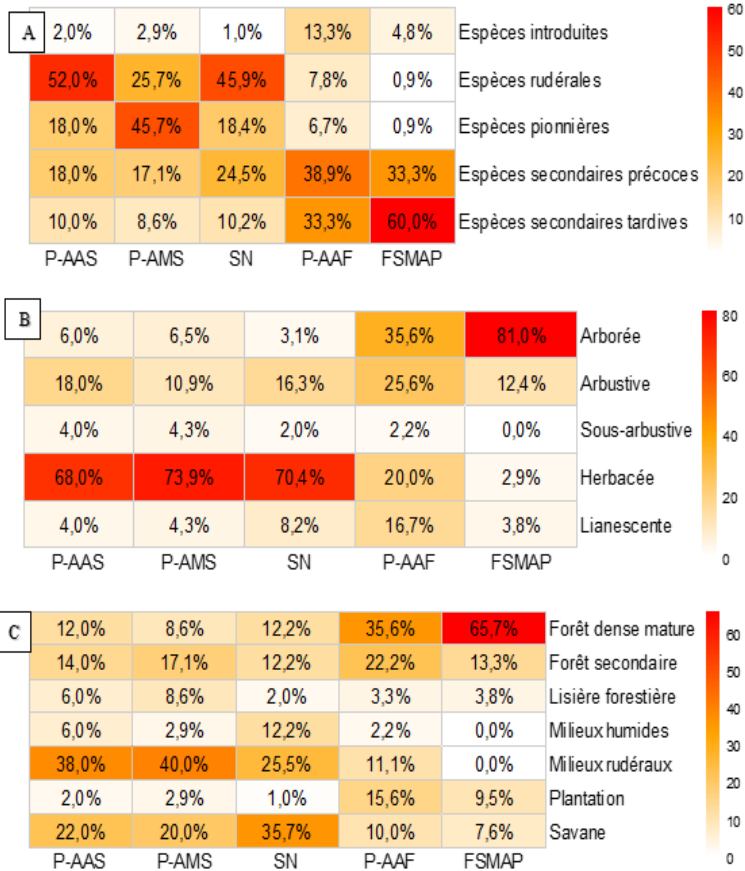


Figure 8 : Heatmap de la diversité relative (%) des groupes écologiques

**Légende :**

- A = Stade de succession, B = Structure verticale, C = Milieu indicateur
- P-AAS = plantation *Acacia auriculiformis* savane, P-AMS = plantation *Acacia mangium* savane, SN = savane naturelle, P-AAF = plantation *Acacia auriculiformis* forêt, FSMAP = forêt secondaire mature issue d'anciennes plantations.
- Les couleurs représentent l'importance relative des groupes écologiques dans chaque habitat : les couleurs claires (jaunes) indiquent des valeurs faibles tandis que les couleurs intermédiaires (oranges) indiquent les valeurs moyennes et les couleurs foncées (rouges) indiquent des valeurs élevées.

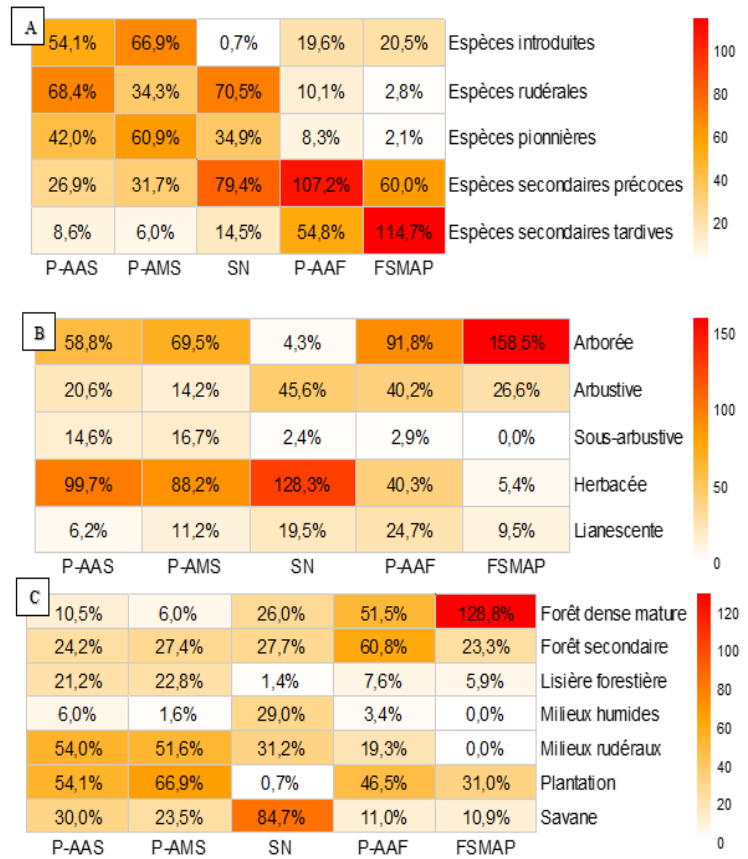


Figure 9 : Heatmap de l'indice de valeur d'importance écologique (IVI %) des groupes

**Légende :**

- A = Stade de succession, B = Structure verticale, C = Milieu indicateur
- P-AAS = plantation *Acacia auriculiformis* savane, P-AMS = plantation *Acacia mangium* savane, SN = savane naturelle, P-AAF = plantation *Acacia auriculiformis* en forêt, FSMAP = forêt secondaire mature issue d'anciennes plantations.
- Les couleurs représentent l'importance relative des groupes écologiques dans chaque habitat : les couleurs claires (jaunes) indiquent des valeurs faibles tandis que les couleurs intermédiaires (oranges) indiquent les valeurs moyennes et les couleurs foncées (rouges) indiquent des valeurs élevées.

L'analyse factorielle des correspondances confirme cette structuration écologique (figure 10). Les deux premiers axes expliquent 93,51 % de l'inertie totale (Dimension 1 = 82,8 % ; Dimension 2 = 10,71 %). L'axe 1 oppose les habitats forestiers aux habitats de savane et aux milieux perturbés, tandis que l'axe 2 met en évidence un gradient lié aux milieux de transition, notamment les lisières forestières. Les

plantations établies en milieu forestier occupent une position intermédiaire, traduisant une composition floristique mixte.

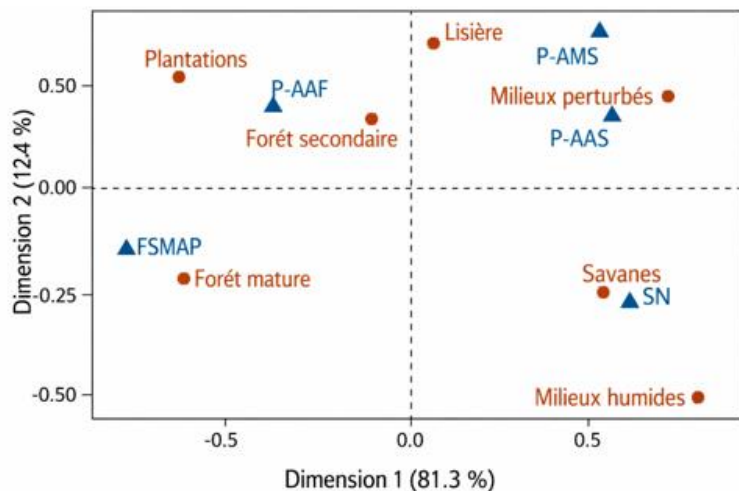


Figure 10 : Analyse factorielle des correspondances (AFC) montrant les relations entre les types d'habitats et les milieux écologiques indicateurs des espèces végétales.

### 3.5. Similarité floristique et classification

La classification hiérarchique des relevés floristiques met en évidence une structuration nette des communautés végétales en fonction des types d'habitats (figure 11).

Deux ensembles principaux se distinguent. Le premier regroupe les relevés de savane naturelle et des plantations d'Acacia établies en savane, qui présentent une composition floristique relativement proche. Le second ensemble regroupe les relevés de plantation forestière secondaire mature et de plantation d'Acacia auriculiformis en milieu forestier, caractérisés par une plus forte représentation d'espèces forestières.

À l'intérieur de ces deux groupes principaux, une différenciation apparaît entre les habitats naturels et les plantations correspondantes. Les relevés de savane naturelle se distinguent ainsi de ceux des plantations d'Acacia en savane, tandis que la plantation d'Acacia auriculiformis en milieu forestier se sépare partiellement de la plantation forestière mature.

Cette structuration indique que les plantations conservent certaines caractéristiques floristiques du milieu d'origine tout en présentant une composition intermédiaire, reflétant la coexistence d'espèces caractéristiques des habitats naturels et d'espèces associées aux milieux perturbés.

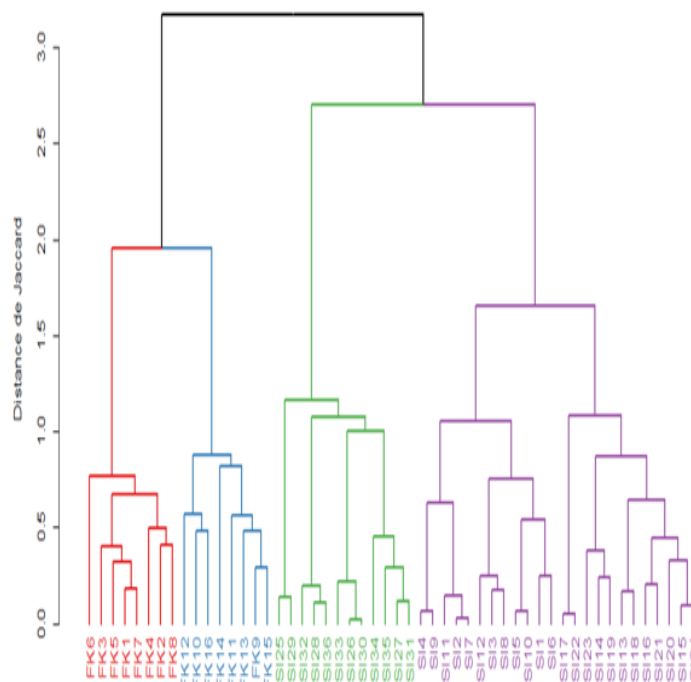


Figure 11. Classification hiérarchique des relevés floristiques selon la similarité de composition spécifique

#### Légende :

Dendrogramme obtenu par classification hiérarchique ascendante basée sur l'indice de dissimilarité de Jaccard appliqué aux données de présence-absence des espèces. Les relevés sont regroupés selon leur similarité floristique. FK=relevé de forêt (Kisantu) ; SI=relevé de savane (ibi village). Les couleurs indiquent les types d'habitats : rouge=plantation forestière mature ; bleu=plantation d'Acacia auriculiformis en milieu forestier ; vert=savane naturelle ; violet= plantation d'Acacia en savane.

## 4. Discussion

### 4.1. Effets contrastés des plantations d'Acacia selon le contexte écologique

Les résultats montrent que les plantations d'Acacia exercent des effets contrastés sur la diversité et la structure des communautés végétales selon le contexte écologique d'implantation. En savane, les plantations sont associées à une réduction marquée de la richesse spécifique et des indices de diversité du sous-bois, alors qu'en milieu forestier la richesse et la diversité restent comparables à celles observées dans la forêt secondaire mature issue d'anciennes plantations.

Ces différences soulignent l'importance du filtrage environnemental (Keddy, 1992 ; Weiher & Keddy, 1995). En savane, l'installation de plantations monospécifiques modifie profondément les conditions abiotiques, notamment la disponibilité de la lumière et les propriétés de la litière, excluant une partie des espèces caractéristiques des milieux ouverts. À l'inverse, en milieu forestier, les plantations s'insèrent dans un environnement déjà ombragé, limitant l'ampleur des modifications écologiques. Ces observations rejoignent celles de Loumeto & Hüttel (1997) au Congo et Ajavon et al. (2019) au Bénin.

#### **4.2. Transformation structurelle des communautés végétales dans les savanes afforestées**

Dans les savanes, l'installation de plantations d'*Acacia* s'accompagne d'une baisse de la richesse spécifique et d'une dominance accrue de quelques espèces. Cette simplification semble liée à la fermeture du couvert et aux changements microclimatiques.

La réduction de la lumière disponible au sol agit comme un filtre écologique limitant les espèces héliophiles des savanes (Bond & Parr, 2010 ; Veldman et al., 2015). Ce basculement se retrouve dans la composition : les espèces rudérales deviennent dominantes dans les plantations, alors que les savanes naturelles restent caractérisées par une forte proportion d'espèces savaniques. Des évolutions similaires ont été décrites dans d'autres savanes tropicales afforestées (Padovani et al., 2021 ; Sikuzani et al., 2024).

#### **4.3. Rôle potentiel des modifications édaphiques et de la litière**

Au-delà des effets liés à la structure du couvert, les plantations d'*Acacia* peuvent aussi s'accompagner de changements au niveau du sol et de la litière, susceptibles d'influencer l'organisation des communautés végétales observée dans cette étude.

Les espèces du genre *Acacia* sont notamment connues pour leur capacité à fixer l'azote atmosphérique grâce à leurs symbioses avec des bactéries rhizobiennes, ce qui peut augmenter la disponibilité en azote dans le sol (Koutika et al., 2016 ; Forrester & Bauhus, 2016). Ce type de modification peut favoriser certaines espèces nitrophiles, au détriment d'espèces adaptées aux sols pauvres, comme c'est souvent le cas dans les savanes sableuses.

La litière produite par les acacias peut également jouer un rôle, en modifiant progressivement les caractéristiques du sol, notamment via l'accumulation

de matière organique et les changements d'activité microbienne (Bernhard-Reversat et al., 1993). Par ailleurs, des effets allélopathiques ont été évoqués pour certaines espèces d'*Acacia*, pouvant limiter la germination ou la croissance d'autres espèces (Duponnois et al., 2013).

Cela dit, ces mécanismes n'ont pas été mesurés directement dans le cadre de cette étude. Ils doivent donc être envisagés comme des hypothèses explicatives appuyées par la littérature, qui gagneraient à être testées par des travaux complémentaires, notamment sur les propriétés des sols et les interactions plante-sol.

#### **4.4. Les plantations forestières comme stades intermédiaires de succession**

En milieu forestier, les plantations d'*Acacia auriculiformis* présentent des niveaux de richesse spécifique comparables à ceux de la forêt secondaire mature issue d'anciennes plantations. Toutefois, la composition floristique reste distincte, avec une présence d'espèces rudérales suggérant des stades intermédiaires de succession secondaire. Cette dynamique est cohérente avec les modèles de succession en milieu tropical (Finegan, 1996 ; Chazdon, 2014) et avec des observations régionales (Loumeto & Hüttel, 1997 ; Ajavon et al., 2019).

#### **4.5. Implications pour la gestion et la restauration écologique**

Les résultats montrent que les plantations d'*Acacia* produisent des effets contrastés selon l'écosystème. En savane, l'afforestation simplifie les communautés végétales, ce qui suggère que la conservation des savanes naturelles est essentielle. En milieu forestier dégradé, les plantations peuvent faciliter la succession secondaire, conformément à des études antérieures (Parrotta et al., 1997 ; Chazdon, 2014).

L'ensemble des mécanismes écologiques mis en évidence dans cette étude est synthétisé dans le modèle conceptuel présenté à la figure 12, qui illustre les trajectoires écologiques contrastées observées entre les écosystèmes de savane et les milieux forestiers. Cette synthèse permet de replacer les résultats empiriques dans un cadre plus général reliant les changements de structure du couvert, les conditions micro-environnementales et les trajectoires de succession des communautés végétales.

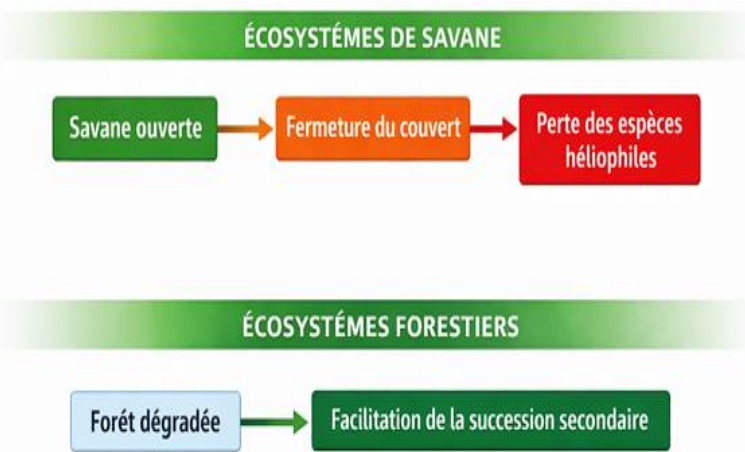


Figure 12. Trajectoires écologiques contrastées des communautés végétales après afforestation des savanes et implantation de plantations d'*Acacia* en milieu forestier en RD Congo

#### Légende :

Dans les savanes naturelles, les communautés végétales sont caractérisées par une richesse spécifique élevée, une dominance d'espèces savaniques héliophiles et une structure dominée par la strate herbacée. La conversion de ces milieux ouverts en plantations arborées d'*Acacia auriculiformis* ou d'*Acacia mangium* entraîne une fermeture du couvert, une réduction de la disponibilité lumineuse et une accumulation accrue de litière. Ces modifications micro-environnementales s'accompagnent d'une régression des espèces héliophiles.

À l'inverse, en milieu forestier, les plantations d'*Acacia auriculiformis* modifient plus modérément la structure du couvert. La richesse spécifique du sous-bois reste comparable à celle observée dans la forêt secondaire mature issue d'anciennes plantations, bien que la composition floristique reflète une communauté intermédiaire caractéristique des stades de succession secondaire.

#### 4.6. Limites de l'étude et perspectives de recherche

L'interprétation des résultats doit être replacée dans son contexte méthodologique et écologique. En milieu forestier, le système de référence correspond à une forêt secondaire mature issue d'anciennes plantations et non à une forêt primaire intacte ; les comparaisons portent donc sur des communautés végétales évoluant dans des paysages déjà anthropisés.

Les mécanismes micro-environnementaux invoqués dans la discussion (lumière, humidité, litière, fertilité) n'ont pas été mesurés directement. Ils doivent donc être considérés comme des hypothèses

explicatives appuyées par la littérature. Une validation par des mesures *in situ* de la lumière, de l'humidité du sol, de l'épaisseur de litière et des paramètres édaphiques serait nécessaire.

Par ailleurs, le dispositif expérimental ne permet pas d'isoler strictement l'effet spécifique des espèces du genre *Acacia* de celui lié plus généralement à la conversion d'une savane ouverte en plantation arborée. L'âge des plantations et leur historique de gestion peuvent également influencer la dynamique observée. Des recherches complémentaires intégrant des suivis temporels et l'analyse des propriétés physico-chimiques des sols sont nécessaires.

## 5. Conclusion

Cette étude montre que la conversion des savanes naturelles en plantations arborées s'accompagne d'une diminution notable de la richesse spécifique et d'une transformation de la composition floristique, avec une régression des espèces typiques des savanes et une augmentation des espèces rudérales.

À l'inverse, en milieu forestier, les plantations d'*Acacia auriculiformis* maintiennent des niveaux de richesse et de diversité relativement élevés, bien que leur composition floristique demeure distincte de celle de la forêt secondaire mature issue d'anciennes plantations, correspondant à des stades intermédiaires de succession.

Les effets écologiques des plantations apparaissent ainsi fortement dépendants du contexte d'implantation. Si l'afforestation des savanes peut conduire à une simplification des communautés végétales, certaines plantations établies dans des paysages forestiers dégradés peuvent contribuer aux dynamiques de reconstitution de la végétation forestière.

## Remerciements

Les auteurs remercient Madame Micheline, du village d'Ibi, ainsi que Monsieur Bertin, directeur du Jardin botanique de Kisantu, pour leur accueil et leur soutien logistique lors des missions de terrain menées dans le cadre de cette étude.

## Financement

Cette recherche a été financée par Forêt Ressources Management (FRM), un acteur majeur de l'ingénierie forestière et de la gestion durable des forêts en République démocratique du Congo.

## Conflit d'intérêts

Aucun conflit d'intérêts n'est à signaler dans le cadre de cette étude.

## Considérations éthiques

Cette étude a été réalisée dans le respect des réglementations environnementales en vigueur en République démocratique du Congo. Les travaux de terrain ont été menés avec l'autorisation des autorités locales et des gestionnaires des sites étudiés (Jardin botanique de Kisantu et village d'Ibi). Aucune espèce protégée n'a été collectée ou perturbée en dehors du cadre strict des relevés phytosociologiques. Les données récoltées ont été traitées et utilisées exclusivement à des fins scientifiques.

## ORCID des Auteurs

BALO I.C : <https://orcid.org/0009-0009-8999-6222>

KATUSI L.R : <https://orcid.org/0009-0009-8667-3161>

LEJOLY J. : <https://orcid.org/0000-0002-3861-5586>

LUBINI A.C : <https://orcid.org/0009-0002-8722-1676>

MBALE K.H : <https://orcid.org/0000-0002-4383-2427>

LUKOKI L.F : <https://orcid.org/0000-0002-1233-9699>

MENGA M.P : <https://orcid.org/0000-0001-9153-1410>

## Contribution des Auteurs

B.L.C : conceptualisation de l'étude, collecte des données sur le terrain, analyse des données, rédaction du manuscrit.

K.L.R : supervision des travaux de terrain au Jardin botanique de Kisantu, identification des spécimens botaniques, relecture critique du manuscrit.

J.L : analyse statistique et modélisation des données, interprétation des résultats, révision approfondie du manuscrit.

L.A.C : élaboration du dispositif méthodologique, coordination des relevés floristiques, validation des données.

M.K.H : analyse des indices de diversité, contribution à la rédaction.

L.L.F : participation aux relevés de terrain en milieu forestier, traitement des données floristiques, révision du manuscrit.

M.M.P : cartographie des sites d'étude, analyse de la structure écologique des communautés, préparation

des figures. Tous les auteurs ont lu et approuvé la version finale du manuscrit.

## Références bibliographiques

- Ajavon, Y., Djafarou, A., Kooke, G. X., & Tente, B. A. H. (2019). Diversité floristique des sous-bois des plantations d'*Acacia auriculiformis* dans la forêt classée de Pahou au sud du Bénin. *Revue Ivoirienne des Sciences & Technologies*, \*33\*, 300–322. [https://revist.net/REVIST\\_33/REVIST\\_33\\_19.pdf](https://revist.net/REVIST_33/REVIST_33_19.pdf)
- Bernhard-Reversat, F., Diangana, D., & Tsatsa, M. (1993). Biomasse, minéralomasse et productivité en plantation d'*Acacia mangium* et *A. auriculiformis* au Congo. *Bois et Forêts des Tropiques*, (238), 35–44. <https://doi.org/10.19182/bft1993.238.a19771>
- Bond, W. J., & Parr, C. L. (2010). Beyond the forest edge: Ecology, diversity and conservation of the grassy biomes. *Biological Conservation*, \*143\*(10), 2395–2404. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.012>
- Chazdon, R. L. (2014). *Second growth: The promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation*. University of Chicago Press. <https://doi.org/10.7208/chicago/9780226118109.001.0001>
- 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>
- Duponnois, R., Baudoin, E., Sanguin, H., Thioulouse, J., Le Roux, C., Tournier, E., Galiana, A., Prin, Y., & Dreyfus, B. (2013). L'introduction d'acacias australiens pour réhabiliter des écosystèmes dégradés est-elle dépourvue de risques environnementaux ? *Bois et Forêts des Tropiques*, \*318\*(4), 59–65. <https://doi.org/10.19182/bft2013.318.a20519>
- Finegan, B. (1996). Pattern and process in neotropical secondary rain forests: The first 100 years of succession. *Trends in Ecology & Evolution*, \*11\*(3), 119–124. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(96\)81090-1](https://doi.org/10.1016/0169-5347(96)81090-1)
- Forrester, D. I., & Bauhus, J. (2016). A review of processes behind diversity–productivity

- relationships in forests. *Current Forestry Reports*, \*2\*, 45–61. <https://doi.org/10.1007/s40725-016-0031-2>
- Fricker, G. A., Wolf, J. A., Saatchi, S. S., & Gillespie, T. W. (2015). Predicting spatial variations of tree species richness in tropical forests from high-resolution remote sensing. *Ecological Applications*, \*25\*(7), 1776–1789. <https://doi.org/10.1890/14-1593.1>
- Greenacre, M. (2017). *Correspondence analysis in practice* (3rd ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781315369983>
- Hawthorne, W., & Jongkind, C. (2006). *Woody plants of western African forests: A guide to the forest trees, shrubs and lianes from Senegal to Ghana*. Royal Botanic Gardens, Kew.
- Hooper, E., Legendre, P., & Condit, R. (2005). Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. *Journal of Applied Ecology*, \*42\*(6), 1165–1174. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01106.x>
- Keddy, P. A. (1992). Assembly and response rules: Two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science*, \*3\*(2), 157–164. <https://doi.org/10.2307/3235676>
- Kent, M. (2012). *Vegetation description and data analysis: A practical approach* (2nd ed.). Wiley-Blackwell.
- Koutika, L. S., & Richardson, D. M. (2019). *Acacia mangium*: Benefits and threats associated with its increasing use around the world. *Forest Ecosystems*, \*6\*, Article 2. <https://doi.org/10.1186/s40663-019-0159-1>
- Koutika, L. S., Mareschal, L., & Epron, D. (2016). Soil P availability under eucalypt and acacia on Ferralic Arenosols, Republic of the Congo. *Geoderma Regional*, \*7\*, 153–158. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2016.03.001>
- Kueffer, C., Daehler, C. C., Torres-Santana, C. W., Lavergne, C., Meyer, J.-Y., Otto, R., & Silva, L. (2013). A global comparison of plant invasions on oceanic islands. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, \*12\*(2), 145–161. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2009.06.002>
- Legendre, P., & Legendre, L. (2012). Complex ecological data sets. In P. Legendre & L. Legendre (Eds.), *Numerical ecology* (3rd ed., Vol. 24, pp. 1–57). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53868-0.50001-0>
- Loumeto, J., & Hüttel, C. (1997). Understory vegetation in fast growing tree plantations on savanna soils in Congo. *Forest Ecology and Management*, \*99\*(1–3), 65–81. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00195-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00195-3)
- Lukoki Nkosi, H., Kikufi Batoba, A., & Lukoki Luyeye, F. (2021). *Étude des choix floraux des pollinisateurs entomophiles: Étude des réseaux d'interactions plantes-pollinisateurs: Cas du Jardin botanique de Kisantu et de la Vallée de la Funu*. Éditions Universitaires Européennes.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing.
- Midgley, S. J., & Turnbull, J. W. (2003). Domestication and use of Australian acacias: Case studies of five important species. *Australian Systematic Botany*, \*16\*(1), 89–102. <https://doi.org/10.1071/SB01038>
- Mueller-Dombois, D., & Ellenberg, H. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley & Sons. <https://doi.org/10.2307/213332>
- Nsielolo, K. R. (2010). *Régénération forestière assistée avec *Milletia laurentii* De Wild. dans les savanes mises en défens à Ibi-village au plateau des Batéké/RDC* (Thèse de doctorat). Université de Kinshasa.
- Nsombo, B. M. (2016). *Évolution des nutriments et du carbone organique du sol dans le système agroforestier du plateau des Batéké en République Démocratique du Congo* (Thèse de doctorat). Université de Kinshasa.
- Padovani, A. J., Cordeiro, J. L. P., & Overbeck, G. E. (2024). Potential long-term ecological impacts of non-native *Acacia* plantations in savanna ecosystems. *Forests*, \*5\*(1), Article 2. <https://doi.org/10.3390/forests5010002>
- Parrotta, J. A., Turnbull, J. W., & Jones, N. (1997). Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management*, \*99\*(1–2), 1–7. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00190-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00190-2)
- R Core Team. (2025). *R: A language and environment for statistical computing* (Version 4.5.2) [Logiciel]. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Rahaman, M. T., Gurung, D. B., & Pitol, M. N. S. (2020). Comparative study of understory between

- exotic monoculture plantation (*Acacia* sp.) and adjacent natural sal (*Shorea robusta*) forest. *European Journal of Agriculture and Food Sciences*, \*2\*(6). <https://doi.org/10.24018/ejfood.2020.2.6.204>
- Richardson, D. M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D., & West, C. J. (2000). Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, \*6\*(2), 93–107. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>
- Senterre, B. (2005). Recherches méthodologiques pour la typologie de la végétation et la phytogéographie des forêts denses d'Afrique tropicale. *Acta Botanica Gallica*, \*152\*(3), 409–419. <https://doi.org/10.1080/12538078.2005.10515499>
- Sikuzani, Y. U., Khoji Muteya, H., Yona Mleci, J., Mpanda Mukenza, M., Malaisse, F., & Bogaert, J. (2024). The restoration of degraded landscapes along the urban–rural gradient of Lubumbashi City (Democratic Republic of the Congo) by *Acacia auriculiformis* plantations: Their spatial dynamics and impact on plant diversity. *Ecologies*, \*5\*(1), 25–41. <https://doi.org/10.3390/ecologies5010002>
- Swaine, M. D., & Whitmore, T. C. (1988). On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio*, \*75\*, 81–86. <https://doi.org/10.1007/BF00044629>
- Van der Maarel, E. (1979). Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetatio*, \*39\*, 97–114. <https://doi.org/10.1007/BF00052021>
- Veldman, J. W., et al. (2015). Toward an old-growth concept for grasslands, savannas, and woodlands. *Frontiers in Ecology and the Environment*, \*13\*(3), 154–162. <https://doi.org/10.1890/140270>
- Weiher, E., & Keddy, P. (1995). Assembly rules, null models, and trait dispersion: New questions from old patterns. *Oikos*, \*74\*(1), 159–164. <https://doi.org/10.2307/3545686>