Revue Africaine d'Environnement et d'Agriculture
http://www.rafea-congo.com
2025 ; 8(2), 100-111
ISSN (Print) : 2708-7743 **eISSN** : 2708-5422 **Dépôt légal** : JL 3.01807-57259

Evaluation du potentiel en phytodiversité et en ressources forestières des forêts sacrées des sites Ramsar 1017 et 1018 au Bénin

Achille Orphée Lokossou[1*], Gaston Codjo Ouikoun[2], Bruno Enagnon Lokonon[3], Orou Daouda Bello [4], Ibrahim Banao Tankary[1], Baruch Kossoko[1], Julien Gaudence Djego[1]

(1)Université d'Abomey-Calavi (UAC). Faculté des Sciences Agronomiques (FSA). Laboratoire d'Ecologie Appliquée (LEA). BP 2014 Abomey Calavi (Bénin). E-mail : lokossouo@yahoo.fr
(2)Institut National des Recherches Agricoles du Bénin (INRAB). 01 BP 884 Cotonou (Benin)
(3)Université d'Abomey-Calavi (UAC). Faculté des Sciences Agronomiques (FSA). Laboratoire de Biomathématiques et d'Estimations Forestières (LaBEF). 05 BP 1525 Cotonou (Bénin)
(4)Université d'Abomey-Calavi (UAC). Faculté des Sciences Agronomiques (FSA). Laboratoire de Phytotechnie, Physiologie et d'Amélioration génétique des Espèces Végétales (PAGEV). 03 BP 2819 RP Cotonou (Benin)

Reçu le 28 avril 2025, **accepté** le 13 juin 2025, **publié en ligne** le 28 juin 2025
DOI : https://dx.doi.org/10.4314/rafea.v8i2.9

RESUME

Description du sujet. Au Bénin, plus de 3000 forêts sacrées qui sont des reliques de forêts concentrées dans le sud du pays sont réparties sur les sites Ramsar 1017 et 1018. Ces forêts font face à la dégradation des ressources phytogénétiques et à l'érosion de leur diversité biologique dues essentiellement à la destruction des habitats et à la surexploitation de la flore et de la faune.
Objectif. La présente étude vise à évaluer le potentiel en ressources forestières et en diversité floristique des forêts sacrées des sites Ramsar 1017 et 1018 au Bénin.
Méthodes. L'étude a é été conduite dans 14 communes dont huit pour le site 2018 et six pour 2017. Les travaux de terrain ont consisté à cartographier les forêts sacrées et à inventorier leur flore.
Résultats. Les résultats ont indiqué qu'en moyenne 177 espèces dont, 44 espèces herbacées, 73 espèces arbustives et 60 espèces d'arbres ont été inventoriées par site. Au niveau du site 1017, les familles d'espèces rencontrées sont les Fabaceae, Bombacaceae et Moraceae alors qu'au niveau du site 1018, les Fabaceae, Malvaceae et Apocynaceae ont été plus rencontrées. Le nombre moyen d'espèces d'arbustes (2,18 pour le site 1017 et 1,68 pour le site 1018) et d'herbacée (1,86 pour le site 1017 et 1,93 pour le site 1018) n'ont pas varié ($p>0,05$). Sur les arbres, les Phanérophytes (SB = 100 %, SP = 100 % pour le site 1017 ; SB = 100 %, SP = 100 % pour le site 1018) étaient les types biologiques dominants. Dans l'ensemble, les paramètres ont varié significativement ($p < 0,05$) entre les deux sites avec la plus grande valeur obtenue sur le site 1018.
Conclusion. Il existe donc un potentiel floristique remarquable dans les forêts sacrées qu'il faille conserver à travers des actions de protection.

Mots-clés : Forêt sacrée, diversité floristique, sites Ramsar, distribution, Bénin.

ABSTRACT

Assessment of the phytodiversity and forest resource potential of the sacred forests of Ramsar sites 1017 and 1018 in Benin
Description du sujet. In Benin, more than 3000 sacred forests were identified on the Ramsar sites 2017 et 2018. These forests are facing the degradation of plant genetic resources and the erosion of their biological diversity due mainly to habitats destructionand overexploitation of flora and fauna.
Objective. The present study therefore aims to assess the potential in forest resources and floristic diversity of the sacred forests (SF) of the Ramsar 1017 and 1018 sites in southern Benin.
Methods. The study has been carried out in 14 municipalities in southern Benin, including 8 for the 2018 site and 6 for 2017. The field work consisted of conducting a survey of populations, mapping the sacred forest and inventorying its flora.
Results. The results indicate that on average 177 species including 44 herbaceous species, 73 shrub species and 60 tree species were inventoried per Ramsar site. At site 1017, the families of species most encountered are Fabaceae, Bombacaceae and Moraceae, while at site 1018, Fabaceae, Malvaceae and Apocynaceae are the most encountered. The parameters vary significantly ($p<0.05$) from one site to another at the tree level. In addition, the

highest values of these indices are found at site 1018. The average number of shrub species (2.18 for site 1017 and 1.68 for site 1018) and herbaceous species (1.86 for site 1017 and 1.93 for site 1018) does not vary significantly (p>0.05). On trees, phanerophytes (SB = 100%, SP = 100% for site 1017; SB = 100%, SP = 100% for site 1018) were the dominant biological types.
Conclusion. There is therefore a very remarkable floristic diversity in the sacred forests.

Keywords : Sacred forest, floristic diversity, Ramsar sites, distribution, Benin

1. INTRODUCTION

L'Afrique est riche en forêts naturelles ou plantées qui couvrent 23 % de la superficie du continent (Ibrahima *et al.,* 2023). Ces forêts fournissent une grande variété de produits et de services qui sont source de possibilités de développement et de moyens de subsistance pour des millions de personnes qui vivent dans la forêt ou à proximité (Gueulou *et al.,* 2019). Les forêts tropicales de l'Afrique de l'Ouest constituent l'un des écosystèmes les plus diversifiés de la planète, avec un taux d'endémisme élevé (Gnahoré *et al.,* 2018). Beaucoup de choses y restent à étudier, cependant, elles subissent une exploitation anthropique très forte et perdent chaque année 0,5 à 1% de leur superficie (Gnahoré *et al.,* 2020). Les taux annuels de destruction des milieux naturels sont enregistrés dans les pays comme le Togo (1,44 %), le Ghana (1,26 %), le Bénin (1,25 %), la Guinée (1,12 %) et le Nigeria (0,86 %) (FA0, 2022).

Le Bénin a une superficie de 11,6 millions d'hectares (Mensah *et al.,* 2022) et se caractérise par trois principaux types de climat dont une zone guinéenne ou subéquatoriale au sud (latitude 7° 30'N) ayant un régime pluviométrique bimodal avec des pics d'avril à juin et de septembre à novembre, où les précipitations annuelles moyennes sont de 1 200 mm et les températures vont de 25 °C à 29 °C (Gouwakinnou *et al.,* 2019) comportant les sites Ramsar 1017 et Ramsar 1018. En 2015, les forêts couvraient six millions d'hectares (51 % du territoire) (Dossa *et al.,* 2019). Les forêts sont principalement représentées par des peuplements ouverts tels que les savanes boisées, couvrant 43 % des terres émergées (Arouna *et al.,* 2017).

La flore du Bénin est riche de 2807 espèces de plantes avec une couverture forestière estimée à 4 561 000 ha (soit 47 % du territoire en 2010) d'après le rapport de 2011 de la FAO sur l'état des forêts dans le monde (Padonou *et al.,* 2019). Le taux de régression annuel passant de -1,3 % (1990-2000) à -1,0 % (2000-2010) est un témoignage des efforts de l'état béninois à freiner la dégradation du couvert végétal (Dossa *et al.,* 2019). Cependant, 3,77 % (106) de la flore du Bénin est menacée (Gouwakinnou *et al.,* 2019). Beaucoup d'espèces sont soit en danger soit en danger critique d'extinction alors que deux sont déjà éteintes à l'état sauvage : *Caesalpinia bonduc* et *Garcinia kola* (Padonou *et al.,* 2019). Selon Arouna *et al.* (2017), parmi les espèces menacées, les Phanérophytes et notamment les Mésophanerophytes sont les plus représentés (au moins 50 % dans chaque catégorie de menace). Les principales causes liées à la dégradation des ressources phytogénétiques et donc à l'érosion de la diversité biologique sont essentiellement dues à la destruction des habitats et à la surexploitation de la flore et de la faune terrestres et aquatiques (Soro *et al.,* 2021).

Cependant, pendant longtemps, les politiques forestières ont été conçues en considérant que les utilisateurs locaux des forêts en étaient des destructeurs potentiels (Kone *et al.,* 2020 ; Soro *et al.,* 2021). Pourtant, dans le monde entier, les sociétés traditionnelles ont établi depuis longtemps des sites naturels sacrés qu'elles tentent tant bien que mal de préserver de toutes les formes d'agressions (Ibrahima *et al.,* 2023 ; Oka *et al.,* 2023). Considérées par certains comme de véritables aires protégées, ces forêts ont réellement été reconnues comme pouvant appartenir aux différentes catégories de l'UICN en 2008 (IUCN, 2008) à la suite de plusieurs rencontres de la Commission mondiale des aires protégées de l'UICN. Parmi ces sites sacrés, les forêts sacrées constituent pour certaines régions marquées par une déforestation massive, les seuls témoins de la végétation originelle existante (Missa *et al.,* 2017 ; Ibrahima *et al.,* 2023).

Au Bénin, en dehors des forêts classées et de diverses autres aires protégées, représentant environ 20 % de la superficie totale du pays, l'on dénombre aussi plus de 3000 forêts sacrées qui sont des reliques de forêts concentrées dans le sud du pays et réparties sur les sites Ramsar 1017 et 1018 et qui sont de grands réservoirs de Biodiversité (Gnanglè *et al.,* 2022). Elles couvrent 18 360 hectares, soit 0,16 % du territoire national et jouent diverses fonctions : les fonctions écologiques (8,1 %), la fonction religieuse (61,14%) et la fonction socio-culturelle (29,45 %) (Padonou *et al.,* 2019).

La présente étude vise à évaluer le potentiel en ressources forestières et en diversité floristique des forêts sacrées (FS) des sites Ramsar 1017 et 1018 au sud du Bénin. Elle vise in fine une meilleure conservation des FS au Bénin.

2. MATERIEL ET METHODES

2.1. Milieu d'étude

Les sites Ramsar 1017 et 1018 sont situés au Sud du Bénin dans la zone littorale (Houeto, 2013). Ils sont limités au sud par l'océan Atlantique, à l'Est par la République fédérale du Nigeria, à l'Ouest par la République du Togo et au Nord par le département du Zou, soit entre les coordonnées géographiques 1°37'45'' et 2°42'35'' de longitude Est et entre 6°12'37'' et 7°1' de latitude Nord. Les sites Ramsar 1017 et 1018 couvrent entièrement les départements de l'Atlantique, du Mono et de l'Ouémé et partiellement ceux du Plateau du Couffo et du Zou. Ils couvrent une superficie de 9083,61 km² soit environ 8 % de la superficie du pays. Dans cette région, on distingue quatre saisons climatiques à savoir : Une grande saison sèche de mi-novembre à mi-mars ; une grande saison des pluies de mi-mars à mi-juillet ; Une petite saison sèche de mi-juillet à mi-septembre et une petite saison des pluies de mi-septembre à mi-novembre (Padonou *et al.*, 2019).

Les précipitations ont lieu principalement entre mars et juillet avec un maximum en juin (300 à 500 mm). Du point de vue des quantités annuelles des précipitations, il s'observe des différences importantes entre les zones Est et Ouest du littoral ; la zone Est (Sèmè, Porto-Novo) étant plus pluvieuse (1300 à 1400 mm en moyenne) que la zone située à l'Ouest de Ouidah où l'on note des hauteurs annuelles de 900 à 1100 mm (Mensah *et al.*, 2022). Ces précipitations se répartissent en moyenne entre 80 et 120 jours.

Les sols ferralitiques faiblement désaturés appauvris modaux occupent 52,70 % de la zone d'étude (Mensah *et al.*, 2022). Les sols hydromorphes minéraux ou peu humifères à gley lessivés sont dans la plaine côtière et s'étendent sur 4,39 % tu territoire. (Houeto, 2013). La figure 1 présente les localisations des FS parcourues pour la collecte des données. Au total, 41 forêts sacrées ont été parcourues.

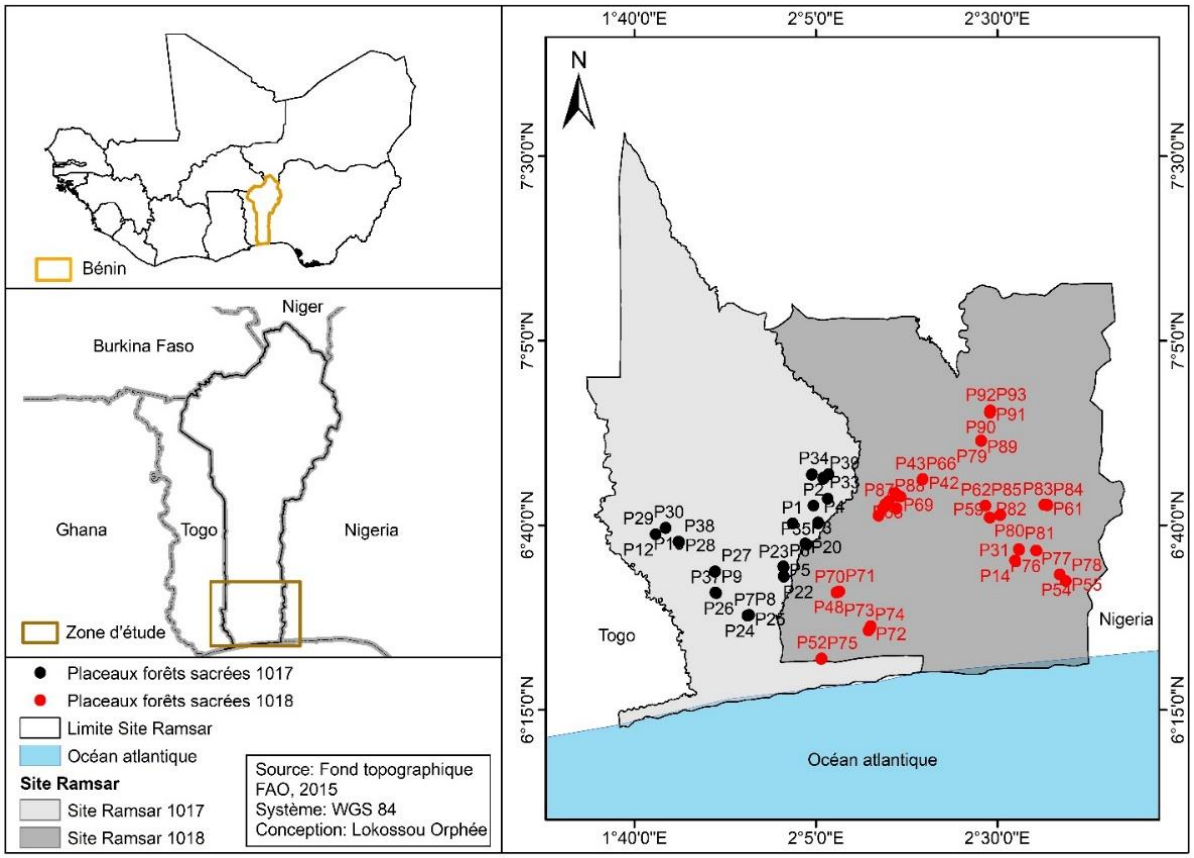


Figure 1. Localisations des FS parcourues

2.2. Méthode d'échantillonnage et de collecte de données

Les travaux de terrain ont consisté à mener une enquête quantitative et qualitative auprès des populations et à inventorier la flore des forêts sacrées sélectionnées.

2.3. Inventaire floristique

Des inventaires sur des placettes, des transects et des relevés linéaires ont été utilisés seuls ou en combinaison pour la mesure de la diversité quantitative (indice de diversité, densité, aire basale, biomasse). Pour mesurer la diversité

qualitative, une sélection raisonnée des FS a été faite sur la base des critères bien définis : connaissance des limites précises de la FS, de la superficie de la FS, absence de conflits au niveau de la FS, appuis extérieurs ou non. Le nombre de placettes a été calculé pour garantir une marge d'erreur de d=10 % pour l'estimation de la surface terrière moyenne à l'aide de la formule suivante (Dagnelie, 1998):

$$N=\frac{t^2_{1-\alpha/2}CV^2}{d^2} \qquad (2)$$

où $t^2_{1-\alpha/2}$ (α=0,05) est la valeur critique de la distribution t qui converge vers la distribution normale pour un grand ensemble d'échantillons (N> 30) et approximativement égale à 1,96; CV= coefficient de variation de la surface terrière moyenne. Le CV retenu a été de 12 % (Kengne *et al.*, 2018).

2.4. Potentiel en ressources forestières

Le potentiel en ressources forestières a été déterminé à l'aide d'inventaire forestier effectué dans des placettes de 30 m x 30 m installées sur une partie représentative de la physionomie végétale de la FS. Dans chacune des placettes, les informations collectées au niveau des arbres ayant un diamètre supérieur ou égal à 10 cm sont : (i) nom scientifique de l'espèce, (ii) le DBH (Diamètre à hauteur de poitrine en anglais ou à 1,30 m, (iii) la hauteur totale et, (iv) le nombre total d'individus de chaque espèce.

2.5. Inventaire phytosociologique

La méthode utilisée pour caractériser les formations végétales des FS a consisté à réaliser les relevés phytosociologiques selon la méthode stigmatiste de Ngbolua *et al.* (2015). Au niveau de chaque FS, il a été procédé au premier temps à la notification sur les fiches de relevés floristiques des données pouvant favoriser la description de l'environnement immédiat de la FS. Ensuite, les placeaux de 30 m x 30 m ont été installés en tenant compte de l'homogénéité floristique et de l'abondance dominance des espèces. Au niveau de chacune des stations de relevés, l'inventaire des espèces strates arbustives (hauteur comprise entre 1 et 5 m) et les espèces strates arborées (hauteur supérieure à 5 m) a été réalisé à l'intérieur des placeaux.

L'inventaire des strates herbacées a été fait dans les placettes de 10 m x 10 m. Les espèces végétales inventoriées ont été identifiées sur le terrain à partir de la «Flore analytique du Bénin ». Toutes les espèces qui n'ont pas pu être identifiées sur le terrain ont été herborisées et ramenées à l'Herbier National du Bénin basé à l'Université d'Abomey-Calavi (UAC), où elles ont été identifiées. A chaque espèce a été affecté le coefficient d'abondance dominance qui est selon Koubouana *et al.* (2018), l'expression de l'espace relative occupée par l'ensemble des individus de chaque espèce. A chaque classe d'abondance dominance correspond un recouvrement moyen noté (RM %).

5 : Espèces couvrant plus de 75 % de la surface du relevé (RM = 87,5 %)
4 : Espèces couvrant 51 à 75 % de la surface du relevé (RM = 62,5 %)
3 : Espèces couvrant 26 à 50 % de la surface du relevé (RM = 37,5 %)
2 : Espèces couvrant 6 à 25 % de la surface du relevé (RM = 15 %)
1 : Espèces couvrant 1 à 5 % de la surface du relevé (RM = 3 %)
+ : Espèces rares ou très peu abondantes à recouvrement négligeables et couvrant moins de 1 % du relevé (RM = 0,5 %).

2.6. Types biologiques et phytogéographiques

Ils permettent une appréciation très fructueuse des phyto-climax. Les types biologiques (TB) retenus pour l'analyse des espèces inventoriées sont ceux utilisés par Gnahoré *et al.* (2018). On distingue : (i) les Mégaphanérophytes (MPh) : arbres de plus de 30 m de haut ; (ii) les Mésophanérophytes (mPh) : arbres de 10 à 30 m de haut ; (iii) les Microphanérophytes (mph) : arbustes de 2 à 10 m de haut ; (iv) les Nanophanérophytes (nph) : ligneux dont la hauteur est inférieure à 2 m ; (v) les Phanérophytes ligneuses grimpantes (Phgr) ou les lianes phanérophytes ; (vi) les Chaméphytes (ch) : plantes dont les bourgeons de reprise sont situés à 0,5 m du sol ; (vii) les Hémicryptophytes (Hc) : plantes se desséchant complètement pendant la mauvaise saison et dont les bourgeons persistants sont situés au niveau du sol ; (viii) les Géophytes (Géo) : plantes possédant un appareil caulinaire caduc et dont les bourgeons persistants sont abrités dans le sol ; (ix) les Thérophytes (Th) : plantes à cycle court annuel qui passe la mauvaise saison sous forme de graine ; (x) Les Géophytes (G : Gb avec bulbe, Gr avec rhizome et Gt avec tubercules) ; (xi) les Hydrophytes (Hyd) et les Liane (L) ; (xii) Les Epiphytes (Ep).

2.7. Analyse statistique des données

La diversité floristique a été appréciée par rapport à la composition floristique et à la diversité des familles. La caractérisation de la diversité spécifique a nécessité le calcul des paramètres de diversité tels que : *la richesse spécifique, l'indice de diversité de Shannon et l'équitabilité de Piélou.*

La richesse spécifique (S en espèces)

Elle représente le nombre total d'espèces (végétales) présentes dans un milieu donné. Sa valeur élevée est donc signe d'un nombre élevé d'espèces dans le milieu (Ramade, 2003).

L'indice de diversité (H) de Shannon

Il se calcule par la formule suivante : $H=-\sum P_i log_2 P_i$

P_i = (n_i/n) est la fréquence relative des individus de l'espèce (i) ; n_i est le nombre des individus de l'espèce i ; n est le nombre total d'individus du groupement et log_2 est le logarithme à base 2. L'indice de Shannon (H) est exprimé en bits et varie généralement de 0 lorsqu'une seule espèce est présente, à 5 lorsque toutes les espèces ont la même abondance (Dajoz, 2008).

L'indice d'équitabilité de Piélou (E)

Elle est définie par la formule : ***Eq=*** $\frac{H}{Hmax}$ ***avec*** Hmax = Log_2S (Piélou, 1966)

C'est une mesure de la stabilité du peuplement et équivaut au rapport de H à l'indice maximal théorique dans le peuplement. En effet, H max représente l'indice de diversité maximal théorique de Shannon dans le peuplement. L'indice Eq peut varier de 0 à 1. E = 0 quand la quasi-totalité du recouvrement correspond à une seule espèce. ***E proche de 1*** lorsque chacune des espèces est représentée par le même recouvrement.

L'Indice de Simpson

Il est défini par la formule :

$D=1 -\Sigma pi^2$

Calcul des spectres bruts pondérés des types biologiques et phytogéographiques

Les spectres biologiques et phytogéographiques bruts comme pondérés des différents groupements végétaux ont été calculés. Le spectre brut exprime le pourcentage de nombre d'espèces correspondant à chaque type biologique ou phytogéographique par rapport au nombre d'espèces tandis que le spectre pondéré exprime le pourcentage du recouvrement moyen de chaque type biologique ou phytogéographique par rapport au recouvrement total (Padonou *et al.*, 2019).

Spectre brut (sb)

Le spectre brut est donné par la formule : Sbi $=\frac{ni}{N} x\ 100$

Où **ni** est le nombre total d'un type biologique ou phytogéographique donné ;

et **N** le nombre total d'espèces appartenant au groupement ;

Sbi est le spectre brut exprimé en pourcentage pour analyser un spectre biologique ou phytogéographique (Akakpo *et al.*, 2019).

Spectre pondéré (sp)

Le spectre pondéré est donné par la formule : Spi $=\frac{ni}{R} x\ 100$

Où **ni** est le recouvrement total d'un type biologique ou d'un type phytogéographique donné ; et **R** le recouvrement total moyen du groupement.

Caractéristiques dendrométriques des deux sites Ramsar

Les principaux paramètres dendrométriques calculés sont :

Densité moyenne des groupements végétaux (N)

Elle est déterminée par le nombre de pieds d'arbres à l'hectare dans chaque groupement par la formule : N $=\frac{n}{S}$; où *n* est le nombre total d'individus d'arbre inventorié dans un groupement donné et *S* l'aire totale échantillonnée dans le groupement en hectare.

Diamètre de l'arbre moyen (Dg)

Il exprime le diamètre de l'arbre moyen du groupement et est calculé par la formule suivante (Adingra, 2017):

Dg= $\sqrt{\frac{\sum_i^n di^2}{n}}$; où *di* est le diamètre à hauteur de poitrine d'homme et n le nombre total d'individus d'arbres rencontrés au niveau du groupement.

Surface terrière (G)

La surface terrière des groupements est exprimée en m²/ha et se calcule par la formule suivante (Adingra, 2017) :

G = $\frac{\pi}{4}\sum_i^n \frac{di^2}{n}$; où *di* est le diamètre à hauteur d'homme et n le nombre total d'individus d'arbres rencontrés au niveau du groupement.

Structure diamétrique

La structure diamétrique des arbres au sein de chaque groupement végétal a été réalisée grâce au logiciel Minitab 14 et ajustée à la distribution de Weibull. La distribution de Weibull est celle qui depuis une vingtaine d'années connaît le plus de succès, essentiellement pour deux raisons : une grande flexibilité et l'existence d'une forme explicite de sa fonction de répartition. La fonction de répartition de la distribution de Weibull est décrite ci-dessous (Philipe et Jacques, 2010) :

f(x) = $\frac{c}{b}\frac{(x-a)^{c-1}}{b}\ exp[-(\frac{x-a}{b})c]$;

où a est le paramètre de position ; b est le paramètre d'échelle ou de taille ; c'est le paramètre de forme lié à la structure observée,

c < 1: Distribution en « J renversé », caractéristique des peuplements multi spécifiques ou inéquiennes.

c =1 : Distribution exponentiellement décroissante, caractéristique des populations en extinction.

1 < *c* < 3,6 : Distribution asymétrique positive ou asymétrique droite, caractéristique des peuplements mono spécifiques avec prédominance d'individus jeunes ou de faible diamètre.
c* = *3,6 : Distribution symétrique ; structure normale, caractéristique des peuplements équiennes ou monospécifiques de même cohorte ;
***c* > 3,6** : Distribution asymétrique négative ou asymétrique gauche, caractéristique des peuplements monospécifiques à prédominance d'individus âgés.

Valeur d'importance des espèces

La valeur d'importance d'une espèce (IVI) a été évaluée en utilisant la formule utilisée par Arouna *et al.* (2017) :
IVI = $\sum(\mathrm{Fr} + \mathrm{dr} + \mathrm{domr})$ où :
- fr est la fréquence relative de l'espèce,
- dr est la densité relative (nombre d'individu/ha) de l'espèce et
- domr sa dominance relative se rapportant ici à la surface terrière des espèces (Koubouana *et al.*, 2018).

3. RESULTATS

3.1. Composition floristique des forêts sacrées des deux sites Ramsar 1017 et 1018

Au total, 53 espèces d'arbres de diamètre supérieur à 10 cm appartenant à 22 familles ont été inventoriées au niveau du site 1017 alors qu'au niveau du site 1018, 67 espèces d'arbres appartenant à 23 familles ont été enregistrées. Au niveau du site 1017, les familles d'espèces les plus rencontrées sont les *Fabacées*, les *Bombacacées* et les *Moracées*, alors qu'au niveau du site 1018, les *Fabacées*, les *Malvacées* et les *Apocynacées* sont les plus rependues.

En ce qui concerne les arbustes, 65 espèces appartenant à 24 familles ont été inventoriées au niveau du site 1017 alors qu'au niveau du site 1018, 81 espèces d'arbres appartenant à 31 familles ont été enregistrées. Au niveau des deux sites, les familles d'espèces les plus rencontrées sont les *Fabaceae* et les *Apocynaceae*. Au niveau des herbacées, 48 espèces appartenant à 29 familles ont été inventoriées au niveau du site 1017 alors qu'au niveau du site 1018, 41 espèces d'arbres appartenant à 23 familles ont été enregistrées. Au niveau du site 1017, les familles d'espèces les plus rencontrées sont les *Poaceae*, les *Rubiaceae*, les *Combretaceae*, les *Euphorbiaceae* et les *Malvaceae* alors qu'au niveau du site 1018, les *Poaceae*, les *Combretaceae*, les *Rubiaceae* et les *Araceae* sont les plus rencontrées.

Quant aux régénérations, 36 espèces appartenant à 14 familles ont été recensées au niveau du site 1017 alors qu'au niveau du site 1018, 54 espèces d'arbres appartenant à 23 familles ont été enregistrées. Au niveau du site 1017, les familles d'espèces les plus rencontrées sont les *Fabaceae*, et les *Meliaceae*, alors qu'au niveau du site 1018, les *Fabaceae*, les *Malvaceae*, les *Anarcadiaceae* et les *Apocynaceae* sont les plus rencontrées.

3.2. Richesse spécifique et diversité des forêts sacrées des deux sites Ramsar

Au niveau des arbres de diamètre supérieur à 10 cm

Le nombre moyen d'espèces d'arbres par placette ne varie pas significativement d'un site à un autre (2,50 pour le site 1017 et 3,69 pour le site 1018) (Tableau 1). L'indice de diversité de Shannon (H), l'Equitabilité de Pielou (E) et l'indice de Simpson (D) varient significativement d'un site à un autre (Prob. < 0,05). De plus, les plus fortes valeurs de ces indices se retrouvent au niveau du site 1018 (Tableau 1).

Tableau 1. Richesse spécifique (S), indices de diversité de Shannon (H), indice d'équitabilité de Piélou (E) et l'indice de Simpson (D) pour les arbres de diamètre supérieur à 10 cm

Sites	Paramètres			
	S (Espèces)	H (bits)	Eq	D
1017	2,50 ± 0,52	2,30 ± 0,05	0,42 ± 0,01	0,0070 ± 0,0003
1018	3,69 ± 0,61	3,58 ± 0,06	0,61 ± 0,01	0,0208 ± 0,0010
Prob.	0,05	0,01	0,02	0,0100

Au niveau de la strate arbuste

Le nombre moyen d'espèces d'arbustes par placette ne varie pas significativement (p> 0,05) d'un site à un autre (2,18 pour le site 1017 et 1,68 pour le site 1018) (Tableau 2). L'indice de diversité de Shannon (H), l'Equitabilité de Pielou (E) et l'indice de Simpson (D) varient très significativement d'un site à un autre (p < 0,0001). De plus, les plus fortes valeurs de ces indices se retrouvent au niveau du site 1018 (Tableau 2).

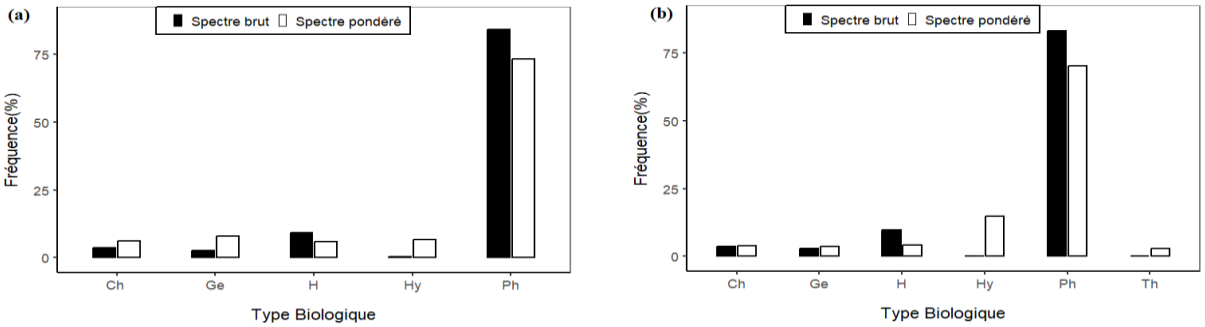
Tableau 2. Richesse spécifique (S), indices de diversité de Shannon (H), indice d'équitabilité de Piélou (E) et l'indice de Simpson (D) pour strate arbustive

Sites	Paramètres			
	S (Espèces)	H (bits)	Eq	D
1017	2,18 ± 0,39	2,67 ± 0,02	0,470 ± 0,004	0,0027 ± 0,0001
1018	1,68 ± 0,40	3,89 ± 0,05	0,676 ± 0,003	0,0048 ± 0,0001
Prob.	0,53	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001

3.3. Spectres bruts et pondérés des types biologiques et phytogéographiques des forêts sacrées des deux sites Ramsar

Spectres bruts et pondérés des types biologiques

La Figure 2 montre les spectres bruts (SB) et pondérés (SP) des types biologiques des deux sites. Les Phanérophytes (SB = 84,09 %, SP = 73,25 % pour le site 1017 ; SB = 83,32 %, SP = 70,31 % pour le site 1018) étaient les types biologiques dominants (Figure 2). Les autres types biologiques (Chaméphytes, Géophytes, Hémicryptophytes, Hydrophytes, Phanérophytes, Thérophytes) sont relativement peu représentés.

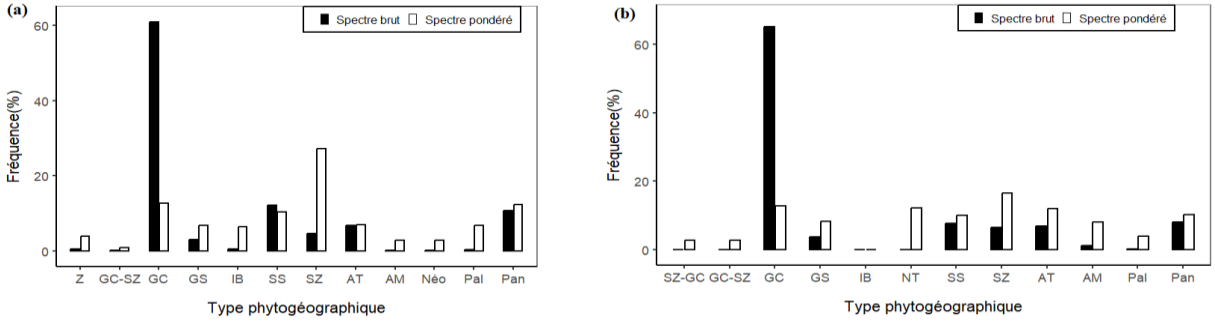


Légende : Ch= Chaméphyte, Ge=Géophyte, H=Hémicryptophyte, Hy=Hydrophyte, Ph=Phanérophyte, Th=Thérophyte

Figure 2. Spectre des types biologiques des sites : (a) 1017 et (b) 1018

Spectres bruts et pondérés des types phytogéographiques

La Figure 3 montre les spectres bruts (SB) et pondérés (SP) des types phytogéographiques des deux sites. Les espèces guinéo-congolaises étaient les plus abondantes avec des spectres bruts respectifs de 60,91 % et 65,06 % pour les sites 1017 et 1018. Au niveau du site 1017, les espèces guinéo-congolaises sont suivies par les espèces soudano-Zambésiennes avec un spectre pondéré respectif de 27,23 % et 16,62 % pour les sites 1017 et 1018. Les autres types phytogéographiques sont relativement peu représentés.



Légende : AT = Afro tropicales, AM = Afro-Malgaches, GC-SZ = Guinéo-Congolais/ Soudano-Zambésiennes, GC = Guinéo-Congolaise, GS = Guinéo-soudanienne, IB= Indo-burman /Guinéo-Congolais, Neo = Néotropicales, Pan= Pan Tropicales, SS = Soudano-Sahélienne, SZ = Soudano-Zambésiennes, Z= Zambézienne.

Figure 3. Spectre des types phytogéographiques des sites : (a) 1017 et (b) 1018 pour la strate arborée.

3.4. Caractéristiques dendrométriques de deux sites Ramsar

Les paramètres dendrométriques des arbres de diamètre supérieur à 10 cm sont présentés au tableau 3. La densité moyenne des pieds d'arbres varie significativement ($p < 0,05$) entre les deux sites avec la plus grande valeur

obtenue sur le site 1018. La surface terrière et la densité de régénération aussi varient significativement (p<0,05) d'un site à un autre avec les plus grandes valeurs obtenues au niveau du site 1018. Par contre, la hauteur moyenne et le diamètre moyen ne varient pas significativement (p>0,05) d'un site à un autre.

Tableau 3. Paramètres dendrométriques des sites

Paramètres	1017	1018	Prob
	Moyenne ± Erreur standard	Moyenne ± Erreur standard	
DBH (cm)	37,65 ± 1,10	37,89 ± 0,81	0,865
Densité (arbre/ha)	126,98 ± 9,25	167,8 ± 10,70	0,010
Diamètre moyen (cm)	44,32 ± 3,00	43,36 ± 2,26	0,796
Surface terrière (m²/ha)	0,15 ± 0,01	0,21 ± 0,02	0,036
Hauteur moyenne de Lorey (m)	18,87 ± 0,71	18,41 ± 0,68	0,650
Densité de regeneration	2564,00 ± 461,00	1501,00 ± 214,00	0,001
IG	0,66	0,67	

3.5. Caractérisation structurale

L'ajustement de la distribution horizontale des individus adultes (diamètre supérieur à 10 cm) à la distribution de Webull présente un indice de forme c supérieur à 3,6 pour le site 1017. Cette forme de distribution est caractéristique des peuplements artificiels monospécifiques avec prédominance relative d'individus âgés et de grand diamètre (figure 8). Par contre, au niveau du site 1018, la valeur de c est inférieure à 1. Le site 1018 présente donc une distribution en « J renversé », caractéristique des peuplements multi spécifiques (figure 8).

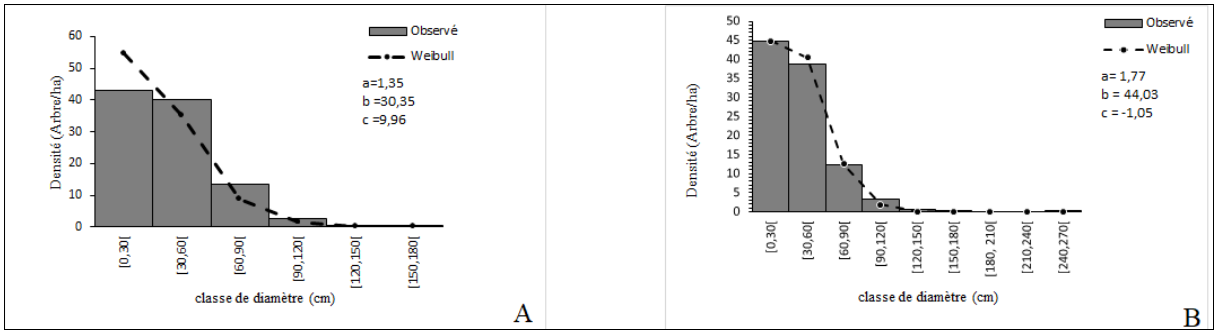


Figure 8. Structure en diamètre des espèces A=site 1017, B=site 1018

3.6. Importance écologique des espèces des deux sites

Les espèces les plus importantes écologiquement au niveau du site 1017, c'est à dire ayant les plus grandes valeurs de IVI sont *Ceiba pentandra, Antiaris toxicaria, Albizia zygia, Lecaniodiscus cupanioides, Cola millenii, Albizia ferruginea, Celtis mildbraedii, Lannea nigritana, Triplochiton scleroxylon, Pouteria alnifolia, Cola gigantea, Dialium guineense, Azadirachta indica* et *Adansonia digitata* (Figure 9). Par contre, au niveau du site 1018, les espèces les plus importantes écologiquement sont *Cola gigantea, Antiaris toxicaria, Ceiba pentandra, Lecaniodiscus cupanioides, Lannea nigritana, Triplochiton scleroxylon, Cola millenii, Dialium guineense, Albizia zygia, Celtis mildbraedii, Albizia ferruginea* et *Eleais guineensis* (Figure 9).

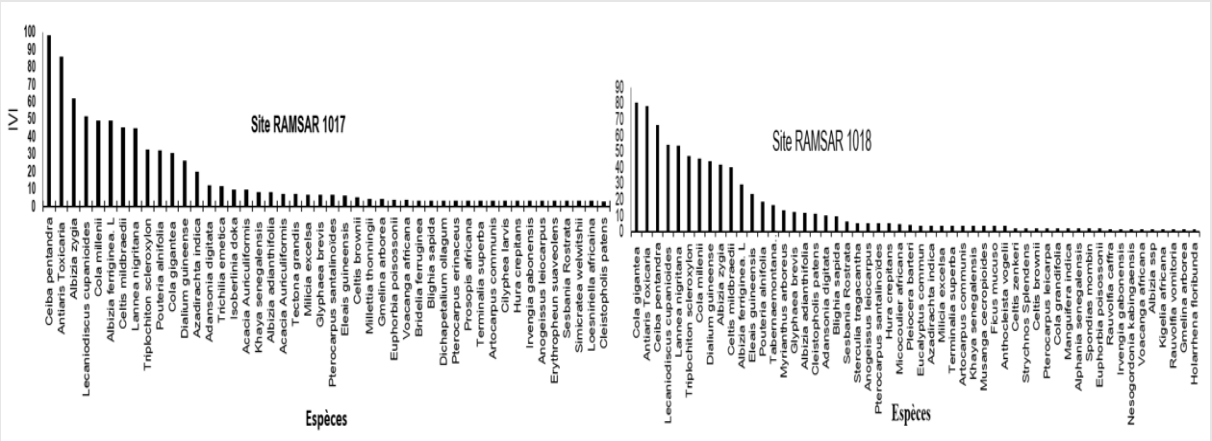


Figure 9. Importance écologique des espèces du site 1017 et 2018

4. DISCUSSION

L'analyse des données de cette étude a permis de déterminer la diversité floristique et structurale dans les forêts sacrées des sites Ramsar 1017 et 1018 au Bénin. En moyenne, 177 espèces dont 44 espèces herbacées, 73 espèces arbustives et 60 espèces d'arbre ont été inventoriées par site Ramsar. Ces valeurs sont largement supérieures à celles obtenues dans d'autres forêts sacrées au Bénin (Arouna *et al.*, 2017). Les travaux de Akakpo *et al.* (2019) réalisés dans la Forêt sacrée de Badja au sud-ouest du Bénin ont permis de répertorier au total 45 espèces végétales dont 24 espèces ligneuses. Selon les auteurs, ces espèces sont réparties dans 16 familles avec 11 familles mono-spécifiques, deux familles sont bi-spécifiques (*Anacardiaceae* et *Sapindaceae*) et tétra-spécifiques (*Leguiminosea* et de *Rubiacea*) et seulement une famille (famille des *Malvaceae*) compte trois espèces (*Ceiba pentandra* (L.) Gaertn., *Cola gigantea* A. Chev. et *Triumfetta rhomboidea* Jacq.

Il est cependant nécessaire de rappeler que les 177 espèces sont le résultat du cumul observé sur l'ensemble des forêts sacrées étudiées sur chaque site Ramsar. Ces différences observées peuvent être justifiées par la diminution de l'effort de protection de cet écosystème. En effet, plusieurs travaux ont montré que la valeur de ces paramètres décroît avec l'augmentation du degré de perturbation dans les écosystèmes tropicaux (Oka *et al.*, 2023). Kengne *et al.* (2018) ont identifié les *Cecropiaceae*, les *Sterculiaceae*, les *Ulmaceae*, les *Euphorbiaceae*, les *Meliaceae*, les *Phyllanthaceae*, les *Combretaceae*, les *Apocynaceae*, les *Annonaceae*, les *Leguminosae-Mimosoideae*, les*Leguminosae-Papilionoideae, les Leguminosae-Caesalpinioideae* et les *Lecythidiaceae* comme les plus importantes familles dans les forêts communautaires du Cameroun. Toutefois, la présence des familles telles que les *Combretaceae*, les *Euphorbiaceae* et les *Fabaceae* prouve qu'il s'agit de deux zones forestières aux peuplements arborescents modifiés. Ce sont des familles riches en espèces colonisatrices et cicatricielles dont le rôle est de restaurer la biodiversité végétale des milieux dégradés (Ahouandjinou *et al.*, 2017).

La densité des ligneux (N), la surface terrière (G), la richesse spécifique (S) et les indices de diversité (H et E) constituent des paramètres dendrométriques et de diversité qui permettent d'évaluer la santé écologique des aires protégées et des FS (Arouna *et al.*, 2017). Les forêts Sacrées des sites Ramsar 1017 et 1018 ont des richesses spécifiques supérieures à celles obtenues par Akakpo *et al.* (2019) dans la forêt sacrée de Badja au Bénin. Ces forêts sont par ailleurs moins diversifiées d'après les valeurs de l'indice de Shannon qui se situent en dessous de 5. Elles sont caractérisées par une répartition irrégulière des individus au sein des espèces comme en témoignent les faibles valeurs de l'indice d'équitabilité (Banzouzi, 2021 ; Koubouana *et al.*, 2018).

Les forêts sacrées étudiées sont riches en espèces et très diversifiées bien qu'elles soient soumises à l'exploitation artisanale du bois et à l'agriculture itinérante sur brûlis. Cela pourrait s'expliquer par le fait que ces espaces forestiers subissent périodiquement des perturbations qui entraînent des changements successionnels de leurs flores. Plusieurs auteurs (Ndzai, 2020 ; Oka *et al.*, 2023) sont également parvenus à une riche diversité floristique dans les forêts sacrées et communautaires en Afrique subsaharienne. Selon Arouna *et al.* (2017), cette diversité ligneuse varie d'une placette à une autre suivant l'âge du peuplement. On note cependant que plus d'individus, espèces, genres et familles, ont été identifiés sur le site Ramsar 1017 du fait que la canopée étant ouverte au-dessus des arbres, la pénétration de la lumière au sol a favorisé la germination et la croissance rapide des espèces héliophiles pionnières.

Les valeurs de densité moyenne sont assez faibles par rapport à Oka *et al.* (2023) qui ont obtenu 1861 ± 181,52 arbres /ha pour les forêts de six ans et 973 ± 118,19 arbres/ha dans les forêts de 13 ans au Congo. De même, la moyenne de la densité obtenue est largement inférieure à celle obtenue par Koubouana *et al.* (2018) dans la forêt dégradée du Nord Congo avec une moyenne de 574 tiges/ha et par Kengne *et al.* (2018) au Cameroun.

Selon Ngbolua *et al.* (2015), les différences de densité varient suivant les âges du peuplement en particulier du premier stade jusqu'au stade climax. Aussi, Banzouzi (2021) révèle que les différences de densité seraient dues aux facteurs tels que les sols, les précipitations et la compétition qui déterminent la diversité et la structuration de la végétation en relation avec les paramètres biotiques. De même, cette densité faible fait que, la surface terrière moyenne (0,18 ± 0,04 m^2/ha) soit plus faible dans les forêts sacrées. Ces résultats rejoignent ceux de Ngbolua *et al.* (2015) qui ont montré que plus le peuplement est constitué d'arbres de gros diamètre, plus sa surface terrière est élevée.

Les valeurs des hauteurs moyennes montrent que les forêts sacrées des deux sites Ramsar sont dominées par les individus de la strate arborescente inférieure à la hauteur totale ne dépassant pas 20 m. Ces forêts sont caractérisées par des hauteurs de la canopée nettement plus basse. Les résultats de cette étude rejoignent ceux de Blanchard (2016) dans les forêts denses humides néo-calédoniennes. Ces auteurs ont observé un abaissement de la hauteur de la canopée dans les forêts soumises aux

perturbations. En effet, Rarivoson (2019) signalent que les chablis, l'exploitation, l'abattage des émergents sont autant de modifications du peuplement qui peuvent entraîner un abaissement de la voûte forestière. Cette pratique constitue alors une grande menace pour la préservation de cet écosystème car ce sont principalement les semenciers indispensables pour le renouvellement du peuplement qui sont exploités.

La distribution des individus d'arbre par classes de diamètre a aussi un grand intérêt pour l'évaluation de l'état de conservation des écosystèmes forestiers (Houéto *et al.,* 2013). Dans cette étude, la distribution ajustée de Weibull indique une forte proportion des individus des classes de diamètres inférieurs vers les classes de diamètres supérieurs. Cette structure renseigne normalement d'une bonne condition écologique dans la forêt sacrée et correspond aux peuplements forestiers non perturbés (Djomo, 2015); ce qui permettrait une viabilité au sein des peuplements (Mosnier *et al.,* 2016). La répartition des individus en classes de diamètre présente dans l'ensemble des FS des deux sites Ramsar, une distribution d'allure exponentielle décroissante (distribution en « J renversé »). Cette structure diamétrique montre une réduction importante de la densité des tiges jeunes avec l'augmentation du diamètre. La distribution obtenue est similaire à celles décrites dans les habitats des forêts au Cameroun par Kengne *et al.* (2018). Elle traduit un état d'équilibre du peuplement arborescent où il est garanti que les individus de grand diamètre seront remplacés par les individus de petit diamètre. La baisse de la densité des arbres dans les classes de diamètre supérieure est causée par l'exploitation sélective du bois, la mort des sénescents et le faible accroissement diamétrique.

Selon Nkoué *et al.* (2024), cette réduction des individus de cette classe de diamètre peut être justifiée par les pressions liées à l'exploitation anarchique de bois énergie et de bois d'œuvre de nos jours dans les forêts sacrées (Ngbolua *et al.,* 2015). Il ressort de cette étude que les espèces les plus importantes écologiquement au niveau des deux sites ; c'est à dire ayant les plus grandes valeurs de IVI sont *Ceiba pentandra, Antiaris toxicaria, Lecaniodiscus cupanioides, Cola millenii, Albizia ferruginea, Triplochiton scleroxylon, Cola gigantea, Dialium guineense.* Akakpo *et al.* (2019) ont montré que *Triplochiton scleroxylon*, *Terminalia superba* et *Sterculia tragacantha* ont été respectivement les espèces ligneuses qui renferment de plus grandes valeurs d'importance (6,23 % ; 5,29 % ; 5,29 %) dans la forêt sacrée de Badja par rapport aux 20 premières espèces importantes dans la forêt. Au Cameroun, Kengne *et al.* (2018) ont trouvé *Musanga cecropioides*, *Alstonia boonei* et *Petersianthus macrocarpus,* comme espèces les plus importantes d'après l'indice de valeur d'importance (IVI) dans les forêts communautaires sous exploitation.

5. CONCLUSION

La présente étude a révélé l'existence d'une diversité floristique très remarquable dans les forêts sacrées des 14 communes appartenant au deux sites Ramsar (1017 et 1018) étudiés. En moyenne, 177 espèces dont 44 espèces herbacées, 73 espèces arbustives et 60 espèces d'arbre ont été inventoriées par site Ramsar. Au niveau du site 1017, les familles d'espèces les plus rencontrées sont les Fabaceae les *Bombacaceae* et les Moraceae alors qu'au niveau du site 1018, les *Fabaceae* , les *Malvaceae* et les *Apocynaceae* sont les plus rencontrées. En général, les valeurs les plus élevées de l'indice de diversité de Shannon (H), de l'Equitabilité de Pielou (E), l'indice de Simpson (D), la densité moyenne, la surface terrière et la densité de régénération des pieds d'arbres ont été enregistrées au niveau du site 1018.

L'ajustement de la distribution horizontale des individus adultes (diamètre supérieur à 10 cm) à la distribution de Webull présente un indice de forme c. Les espèces les plus importantes écologiquement au niveau des deux sites sont *Ceiba pentandra, Antiaris toxicaria, Lecaniodiscus cupanioides, Cola millenii, Albizia ferruginea, Triplochiton scleroxylon, Cola gigantea, Dialium guineense.* En perspectives, il est envisagé d'étudier les facteurs de dégradation de ces forêts sacrées au Bénin.

Références

Adingra MMAO., 2017. *Dynamique du peuplement et stocks de carbone dans la mosaïque de végétation de la forêt classée de Bamo (Côte d'Ivoire)*. Thèse Doctorat, Université Félix Houphouët-Boigny, 158 p.

Ahouandjinou S.T.B., Yédomonhan H., Tossou M.G., Adomou A.C. & Akoègninou A., 2017. Diversité floristique et caractérisation structurale de la réserve forestière de Ouoghi en zone soudano-guinéenne (Centre-Bénin). *European Scientific Journal*, 13(12), 400-423. doi:10.19044/esj.2017.v13n12p400

Akakpo A.B., Padonou E.A., Assogbadjo A.E. & Glele-Kakaï R.L., 2019. Evaluation de l'état actuel et les principales menaces de la Forêt sacrée Badja au sud-ouest du Bénin : Proposition des stratégies de conservation. *Ann. UP, Série Sci. Nat. Agron.*, 9 (1), 95-106.

Arouna O., Toko I.I., Gibigaye M., Alle P. & Tente B., 2017b. Comparative analysis of the conservation status of classified forests, community forests and sacred forests in South Benin (Africa Where is). *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 19(1), 123-139. http://www.ijias.issr-journals.org/abstract.php?article=IJIAS-20-162-46

Banzouzi M.H.M., 2021. *Etude de régénération naturelle dans la forêt péri-urbaine de Koubola, dans le Département du Pool.* Rapport pour l'obtention du Diplôme de Licence, Ecole Nationale Supérieure

d'Agronomie et de Foresterie, Université Marien NGOUABI, République du Congo, 53 p.

Blanchard E., 2016. *Diversité structurale des forêts denses humides de la Province Nord de Nouvelle-Calédonie : de l'arbre au paysage*. Thèse de doctorat, Université de Montpellier, 230 p.

Dajoz R., 2008. *La biodiversité : l'avenir de la planète et de l'homme*. Ellipses, Paris, 275 p.

Djomo A.N., 2015. A Structure Analysisfor Ecological Management of Moist Tropical Forests. *International Journal of Forestry Research*, Article ID 161645, 2- 12. http://dx.doi.org/10.1155/2015/161645.

Dossa Losn., Dassou GH., Adomou AC., Ahononga FC. & Biaou S., 2019. Dynamique spatio-temporelle et vulnérabilité des unités d'occupation du sol de la Forêt Classée de Pénéssoulou de 1995 à 2015 (Bénin, Afrique de l'Ouest). *Science de la vie, de la terre et agronomie REV. RAMRES*, 09(02), 65-86. DOI : 10.1051/cagri/2017010.

FAO, 2022. *Evaluation des ressources forestières mondiales 2020*. Rapport, 186 p.

Gnahoré E., Koné M., Soro Y., N'Guessan YJ. & Bakayoko A., 2020. Effets de l'anthropisation sur la diversité floristique à la périphérie du Parc National du Banco, Abidjan, Côte d'Ivoire. *Science* 16(4), 167-180. https://afriquescience.net

Gnahoré E., Missa K., Koné M., Gueulou N. & Bakayoko A., 2018. Dynamique et structure de la flore de la Savane Protégée des Feux dans la Réserve Scientifique de Lamto (Centre de la Côte d'Ivoire). *European Scientific Journal*, 14(36), 432–451. DOI: 10.19044/esj.2018.v14n36p432.

Gnanglè CP., Abdou N., Zanvo NS., Amagnidé GAYG., Kpindjo F., Mama VJ., Agbahungba GA. & Glèlè Kakai RL., 2022. Assessment of the biodiversity of sacred forests in the Atlantic department in Southern Benin. *GSC Biological and Pharmaceutical Sciences*, 21(02), 255–262. DOI : https://dx.doi.org/10.30574/gscbps .

Gouwakinnou G.N., Biaou S., Vodouhe FG., Tovihessi MS., Awessou BK & Biaou HSS., 2019. Local perceptions and factors determining ecosystem services identification around two forest reserves in Northern Benin. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 15(1), 61-78. doi: 10.1186/s13002-019-0343-y.

Gueulou N., Coulibaly B., Ouattara ND., N'Guessan AK., Ahoba A. & Bakayoko A., 2019. Modes de gestion et efficacité de conservation des reliques de forêts naturelles en zone tropicale sèche : cas du Département de Korhogo (Nord, Côte d'Ivoire). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 13(7), 3332-3346. DOI: https://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v13i7.28

Houeto OF., 2013. *Cartographie des forêts sacrées des sites Ramsar 1017 et 1018 du Bénin*. Rapport de consultation, 80 p.

Ibrahima D., Gnahoré É., Ouattara ND. & Bakayoko A., 2023. Structure, richesse et diversité de la flore ligneuse des forêts classées de Kimbrila et de Kanhasso (Nord-Ouest de la Côte d'Ivoire). *Int. J. Biol. Chem. Sci*., 17(2), 561-573. DOI : https://dx.doi.org/10.33545/26646765 .

Kengne O.C., Zapfack L., Garcia C., Noiha NV. & Nkongmeneck B-A., 2018. Diversité Floristique Et Structurale De Deux Forêts Communautaires Sous Exploitation Au Cameroun: Cas De Kompia Et Nkolenyeng. *European Scientific Journal*, 14(24), 51-68. Doi: 10.19044/esj.2018.v14n24p245 URL:http://dx.doi.org/10.19044/esj.2018.v14n24p245.

Koné D., Ouattara N.D., Iritié B.M. & Wandan EN., 2019. Caractéristiques structurales et importance relative de la flore ligneuse autour de deux ruchers installés dans la forêt classée de Badenou (Nord de la Côte d'Ivoire). *International Journal of innovation and Applied Studies*, 26(4), 1052-1065. http://www.ijias.issr journals.org/

Koubouana F., Ifo SA., Ndzai SF., Stoffenne B. & Mondzali-Lénguya, 2018. Étude comparative d'une forêt primaire et d'une forêt dégradée au Nord de la République du Congo par référence à la structure des forêts tropicales humides. *Revue Scientifique et Technique Forêt et Environnement du Bassin du Congo*, 11, 11-25.

Missa K., Seguena F., Soro D., Piba SC. & Bakayoko A., 2017. État actuel de la relique forestière de l'université NANGUI ABROGOUA, Côte d'Ivoire : impacte des pressions anthropiques sur sa flore et sa structure de la végétation. *Afrique SCIENCE*, 14(5), 229–238. https://afriquescience.net

Mosnier A., Makoudjou A., Awono E., Mant R., Pirker J., Tonga P., Havlik P., Bocquého G., Bodin B., Maukonen P., Obersteiner M., Kapos V. & Tadoum M., 2016. *La modélisation des changements d'utilisation des terres au Cameroun 2000-2030*. Rapport final du projet REDD-PAC, COMIFAC/UNEP/WCMC, Yaoundé, 84 p.

Ndzai S.F., 2020. *Comparaison entre les forêts tropicales adultes et les forêts secondaires de l'axe Impfondo-Dongou, Département de la Likouala, République du Congo*. Mémoire pour l'obtention du Diplôme de Master Recherche, Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie et de Foresterie, Université Marien NGOUABI, République du Congo, 53 p.

MEF/CIB., 2007. *Plan d'aménagement de l'unité forestière d'aménagement -Pokola*. République du Congo, 219 p.

Ngbolua K.N., Omatoko J., Nshimba H., Bogaert J., Lejoly J., Shutsha R., Shaumba J.P. & Asimonyio J., 2015. Etudes floristiques et structurales des peuplements sur sols argileux à Pericopsis elata et sableux à Julbernardia seretii dans la forêt de plaine d'UMA en République Démocratique du Congo. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 13(2), 452-463.

Nkoué B.B., Essono D.M., Guillaume T., Nana E.N.N., Angoni H., Fobane J.L. & Mala AW., 2024. Potentiel floristique du sous-bois des agrosystèmes à *Elaeis guineensis* Jacq. en zone équatoriale (Ngwei, Cameroun). *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement.* URL : http://journals.openedition.org/vertigo/42614 ; DOI : https://doi.org/ 10.4000/vertigo.42614.

Oka N., Ndzai S.F. & Koubouana F., 2023. Diversité Floristique des Forêts Dégradées de l'Unité Forestière d'Exploitation (UFE) Nyanga, Située au Sud-Ouest de la

République du Congo. *European Scientific Journal*, *ESJ*, 19(27), 281-296. https://doi.org/10.19044/esj.2023.v19n27p281.

Padonou EA., Akakpo A.B. & Gbongboui C., 2019. *Forêts sacrées au Bénin, Etat de conservation et stratégies pour une gestion durable*. CAPES ONG, Abomey-Calavi, Bénin, 84 p.

Philipe D. & Jacques P., 2010. *Prairies et pâturages : Méthode d'étude de terrain et interprétation*, 115 p.

Piélou E.C., 1966. Species-diversity and pattern-diversity in ecological the succession. *Study of Journal of Theoretical Biology*, 10, 370-383. DOI: https://doi.org/10.1016/0022 5193(66)90133-0.

Ramade F., 2003. *Eléments d'écologie : écologie fondamentale*. 3e éd. Dunod, Paris, 690 p.

Rarivoson N.T.J., 2019. *Quantification de la biomasse aérienne et évaluation du stock de carbone par la méthode de régression allométrique: cas de la forêt haute littorale de Tampalo (Madagascar)*. Mémoire de Licence, Université d'Antananarivo, Antananarivo, 59 p.

Soro D., Dro B., Fofana S., Bakayoko A. & Koné MW., 2021. Evaluation du potentiel floristique ligneux des reliques forestières de la région du Poro (Nord, Côte d'Ivoire). *Journal of Animal & Plant Sciences*, 47(3), 8506-8517. http://www.m.elewa.org/JAPS