



## Espèces exotiques indicatrices de dégradation des bois sacrés au Burkina Faso

### Exotic species indicative of sacred woodlands degradation in Burkina Faso

Salfo SAVADOGO<sup>1</sup>, Oumarou SAMBARE<sup>2</sup>, Issaka OUEDRAOGO<sup>2</sup> & Adjima THIOMBIANO<sup>3</sup>

**Abstract:** Sacred woodlands are managed by traditional authorities for cultural purposes and have the advantage of better conservation of biodiversity because of the fear aroused by the evil spirits that they incarnate. However, many of them are invaded by exotic species dangerously undermine the conservative role of biodiversity. To better analyze and understand these threats, studies were made on the basis of ethnobotanical, floristic and dendrometric surveys. The study has permit to identified 22 exotic species in the sacred woodlands. The most frequent exotic species are *Azadirachta indica* (RI = 25%), *Albizia chevalieri* (RI = 35%), *Eucalyptus camaldulensis* (RI = 37%), *Senna siamea* (RI = 43%) and *Gmelina arborea* (49%). Sacred woodlands not sheltering any exotic species recorded a highest specific richness. Demographically, sacred woodlands not hosting exotic species have stable populations while those sheltering exotic species are unstable stands; hence the need to valorize local species by using them massively instead of exotic species to reforest ours sacred woodlands.

Key words: sacred woodland, floristic inventoried, exotic species, biodiversity, Burkina Faso

**Résumé :** Les bois sacrés sont gérés par les autorités coutumières à des fins culturelles et présenteraient l'avantage de mieux conserver la biodiversité à cause de la crainte suscitée par les esprits maléfiques qu'ils incarnent. Cependant, beaucoup d'entre eux sont envahis par des espèces exotiques qui compromettent dangereusement ce rôle de conservation de la biodiversité. Afin de mieux analyser et appréhender ces menaces, des études ont été faites sur la base d'enquêtes ethnobotaniques, de relevés floristiques et dendrométriques. Les relevés ont permis d'identifier 22 espèces exotiques dans les bois sacrés. Les espèces exotiques les plus fréquentes sont *Azadirachta indica* (RI = 25 %), *Albizia chevalieri* (RI = 35 %), *Eucalyptus camaldulensis* (RI = 37 %), *Senna siamea* (RI = 43 %) et *Gmelina arborea* (49 %). Les bois sacrés abritant ces espèces sont floristiquement moins riches que ceux qui n'abritent aucune espèce exotique. Sur le plan démographique, les bois sacrés n'abritant pas d'espèces exotiques présentent des peuplements stables tandis que ceux abritant des espèces exotiques présentent des peuplements instables, d'où la nécessité de valoriser les espèces locales en les utilisant massivement en lieu et place des espèces exotiques pour la restauration de nos bois sacrés.

Mots clés: bois sacré, relevé floristique, espèce exotique, biodiversité, Burkina Faso

### INTRODUCTION

Les bois sacrés sont généralement des écosystèmes de petites superficies, entretenus par les populations locales surtout dans des zones où il y a peu de forêts. Ils ont un caractère sacré et les populations ont beaucoup plus de respect ou de crainte à l'endroit de ces entités que les formations végétales environnantes. Ce sont des lieux de conservation de la diversité biologique (GARCIA et al., 2006 ; SAVADOGO, 2008 ; SAVADOGO et al., 2010; SAVADOGO et al., 2011; SAVADOGO, 2013). Fragments forestiers associés à un esprit, une divinité ou un temple, les bois sacrés sont souvent décrits dans la littérature scientifique comme des reliques de forêts naturelles, des écosystèmes préservés en raison des croyances et pratiques qui leurs sont associées (GARCIA et al., 2006 ; MALAN, 2009).

<sup>1</sup>Département Substances Naturelles, Institut de Recherche en Sciences Appliquées et Technologies, Centre National de la Recherche Scientifique et Technologique, 03 BP 7047 Ouagadougou 03 ; Tél : (226) 78148774/ (226) 76091008 ; Email : [salfosava@gmail.com](mailto:salfosava@gmail.com)

<sup>2</sup>Département des Sciences de la Vie et de la Terre, Institut des Sciences, 01 BP 1757 Ouagadougou 01, Burkina Faso

<sup>3</sup>Laboratoire de Biologie et Ecologie Végétales, Unité de Formation et de Recherche en Sciences de la Vie et de la Terre, Université Joseph Ki Zerbo, 09 BP 848, Ouagadougou 09, Burkina Faso

Leur mode de gestion est basé sur une approche de conservation et de protection par le sacré. La crainte et la peur du sacré par les populations suscitent le respect de ces lieux et garantissent leur conservation. La gestion traditionnelle des bois sacrés basée sur les interdits coutumiers, les principes et les totems a mis beaucoup d'espèces animales et végétales à l'abri d'exploitation et, se faisant, ces formations deviennent des lieux de refuges de nombreuses espèces végétales (KOKOU & CABALLE, 2000 ; KOKOU & SOKPON, 2006 ; DUGAST, 2008 ; EHINNOU KOUTCHIKA et al., 2013 ; SAVADOGO, 2013).

Malgré le rôle important que jouent ces fragments de forêt dans la conservation de la biodiversité, plusieurs facteurs concourent à leur dégradation. Au nombre de ces facteurs on peut citer l'urbanisation, l'exploitation agricole, l'explosion démographique, le modernisme et les religions révélées (HOUNGNIHIN, 1998 ; JUHE-BEAULATON, 2005 ; KOKOU & al., 2005 ; KOKOU & KOKUTSE, 2007 ; SAVADOGO et al., 2011). Une autre conséquence de l'action anthropique est l'envahissement des forêts sacrées par les espèces exotiques à croissance rapide, introduites volontairement par les populations locales (KOKOU & KOKUTSE, 2007). Le sacré, synonyme de crainte et de respect disparaît de nos jours au profit de la profanation.

Les mouvements d'espèces d'origine anthropique ont, quelquefois, des effets négatifs sur les écosystèmes indigènes et les espèces qui les composent. Les espèces introduites qui s'établissent dans un nouvel environnement, puis y prolifèrent au détriment des espèces locales, tout en modifiant la structure et la dynamique des écosystèmes, sont considérées comme des espèces exotiques envahissantes ou espèces invasives (ONF, 2010). Selon la Convention sur la Diversité Biologique (CBD) "Espèce exotique" renvoie à une « espèce, une sous-espèce ou un taxon inférieur introduit à l'extérieur de sa distribution passée ou présente; y compris une partie, des gamètes, des graines, des œufs, ou des propagules d'espèces qui risquent de survivre et de se reproduire par la suite ». L'introduction et la propagation de ces espèces menacent l'environnement, l'économie et la société, y compris la santé de la population. L'expansion de certaines de ces espèces est maintenant reconnue comme une des plus grandes menaces écologiques et économiques de la planète. Pourtant, de nos jours, ce sont ces espèces introduites qui sont les plus utilisées par les aménagistes des bois sacrés pendant les reboisements, ignorant l'impact que ces espèces peuvent avoir sur la flore locale. Il y a également des cas où les espèces exotiques ont envahi les bois sacrés de façon naturelle. Jusque-là, aucune étude n'a montré l'impact de ces espèces exotiques sur les bois sacrés au Burkina Faso.

Au regard des avantages liés aux bois sacrés et les menaces qui pèsent sur leurs ressources naturelles, des mesures urgentes doivent être prises afin de venir à bout de ces obstacles qui enfraignent à la sauvegarde de la biodiversité. En effet, la stratégie globale sur les espèces invasives qui a été rédigée en 2001 par le 'Global Invasive Species Programme (GISP) de l'IUCN (Union Internationale pour la Conservation de la Nature) souligne (MCNELLY et al., 2001):

- les menaces que représentent les espèces introduites pour la biodiversité, la sécurité alimentaire, la santé et le développement économique sont :

- l'urgence de mener une action consolidée pour empêcher la propagation des espèces invasives ;
- l'importance d'éliminer les espèces déjà présentes en précisant que cela est difficile et coûteux mais possible.

Il est toutefois crucial d'intervenir rapidement, vu l'importance de mettre en place une action nationale et internationale de grande envergure.

Le présent article est basé sur deux hypothèses: (i) les espèces exotiques dégradent les bois sacrés, (ii) les caractéristiques des bois sacrés varient en fonction des secteurs phytogéographiques.

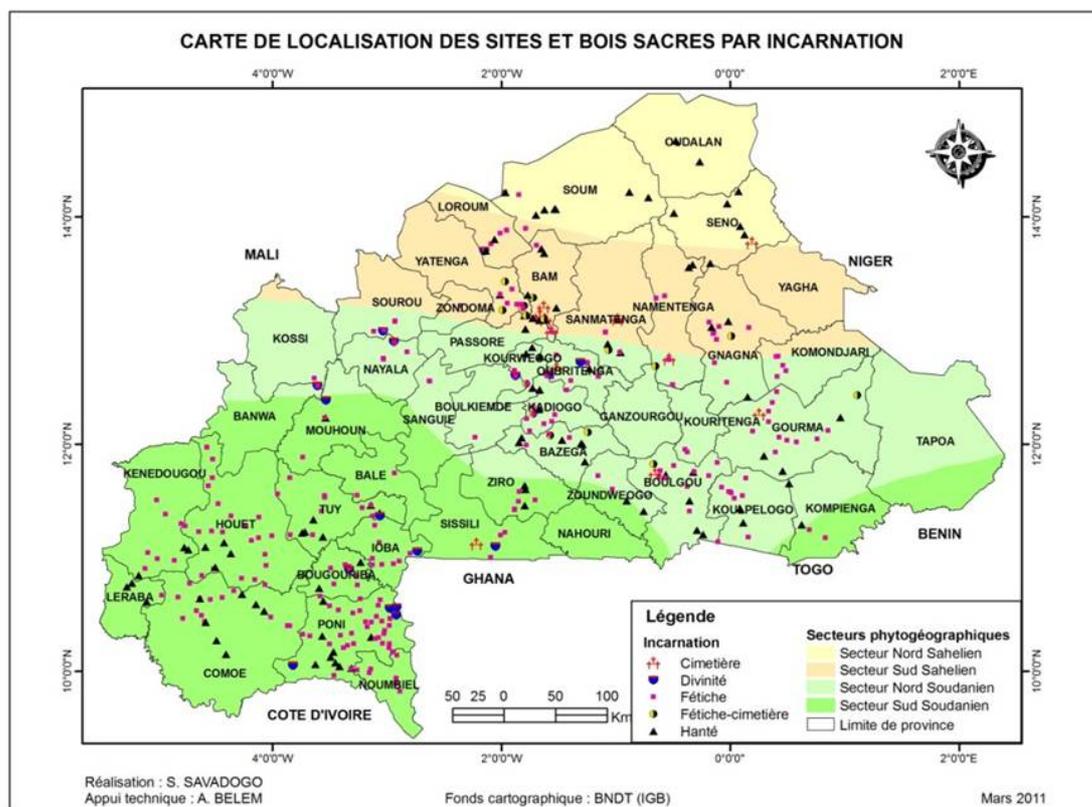
Il a pour objectif d'identifier toutes les espèces exotiques qui se développent dans les bois sacrés du Burkina Faso et de montrer leur impact sur la dynamique de la flore et de la végétation locales au sein de ces bois sacrés. De façon spécifique, cette étude vise à :

- inventorier les bois sacrés du Burkina Faso ;
- recenser et évaluer la part des espèces exotiques dans la flore des bois sacrés ;
- analyser et comparer la diversité biologique des bois sacrés ;
- analyser et comparer les structures démographiques. Ces résultats pourront servir d'outils de base pour guider les aménagistes et les gestionnaires des bois sacrés dans le choix des espèces pour les éventuels reboisement de ces espaces.

## MATERIEL ET METHODES

### Zone d'étude

La zone d'étude couvre les quatre secteurs phytogéographiques du Burkina Faso (Figure 1) proposés par FONTES & GUINKO (1995):



**Figure 1:** Localisation des sites d'étude et des bois sacrés inventoriés

- le secteur sahélien strict ou secteur nord sahélien caractérisé par une pluviométrie maximale annuelle comprise entre 400 et 600 mm et un lot d'espèces sahariennes et sahéliennes, dominées par des épineux. Ce secteur est situé au nord du 14° N. La végétation est essentiellement composée de steppes et de fourrés. La végétation des steppes occupe des stations plus sèches alors que la végétation des fourrés est sur des milieux plus humides temporairement inondés (OUEDRAOGO, 2006).
- le secteur sub-sahélien ou sud sahélien entre les latitudes 14°N et 13°N qui est une zone d'interférence de nombreuses espèces sahéliennes (GUINKO, 1984). La pluviométrie est comprise entre 600 et 750 mm (FONTES & GUINKO, 1995). La végétation est dominée par les fourrés, les brousses tigrées et les savanes. Les steppes sont peu répandues. Les savanes sont représentées par une typologie arbustive avec quelques arbres isolés par endroits (OUEDRAOGO, 2006).
- le secteur nord soudanien ou soudanien septentrional qui est situé entre les latitudes 13°N et 11°30'N avec des précipitations annuelles maximales de 750 à 1000 mm. Les formations de savanes dominent nettement la végétation de ce secteur, avec une grande fréquence des faciès arborés et boisés (OUEDRAOGO, 2006). Toutefois, on peut noter la présence de cordons ripicoles et de forêts galerie le long de quelques retenues naturelles d'eau.
- le secteur sud soudanien ou soudanien méridional qui est situé en dessous des latitudes 11°30' N jusqu'aux frontières sud du pays avec des précipitations annuelles pouvant excédées 1000 mm (FONTES & GUINKO, 1995). La végétation est surtout dominée par des savanes boisées et arborées. Les savanes arbustives sont très peu représentées. Les formations forestières sont pour la plupart liées à la présence de cours d'eaux (OUEDRAOGO, 2006).

Les températures sont relativement homogènes sur l'ensemble du territoire avec des moyennes de températures ne variant que rarement de plus de 3°C entre les régions les moins chaudes et les zones les plus chaudes. L'amplitude thermique entre le jour et la nuit peut cependant être importante entre novembre et février avec des températures diurnes deux fois plus chaudes que les valeurs nocturnes. En effet, depuis les années 1980 à nos jours, les températures moyennes annuelles ont varié entre 28,6°C et 30,4°C pour les stations de Dori et Ouahigouya, 28 °C et 29,5 °C pour la station de Ouagadougou et 26,5°C à 28,5°C pour la station de Bobo (SAVADOGO, 2013). Les mois les plus chauds sont mars, avril et mai tandis que les faibles températures sont enregistrées en décembre et janvier.

## Enquêtes et choix des bois sacrés

Les enquêtes ont été basées sur des interviews semi-structurées et des causeries informelles conduites avec l'aide d'un guide d'entretien dans différents villages abritant des bois sacrés, préalablement choisis à l'issue d'une prospection. Ce sont les personnes ressources telles que les autorités coutumières (les gardiens des fétiches, les notables qui sont les conseillers des chefs coutumiers) et d'autres personnes constituées des plus âgées pourvues de connaissances traditionnelles en matière de conservation qui ont été interrogées. Ce groupe de personnes est mieux indiqué pour fournir des informations pertinentes et fiables sur les statuts sociaux et religieux des bois sacrés. Les grands axes structurants de l'entretien étaient la connaissance d'espèces exotiques par les populations, la présence ou non de ces espèces dans les bois sacrés, comment ces espèces ont été introduites dans les sites sacrés, la période d'introduction de ces espèces, l'impact des espèces exotiques sur le développement des espèces locales, les menaces qui pèsent sur les bois sacrés, ... Au total 2745 personnes ont été interviewées dans 213 localités, soit en moyenne 13 personnes par localité. Ces enquêtes avaient pour objectifs de répertorier non seulement les bois sacrés des différentes localités et de savoir s'il y a, en leur sein des espèces exotiques mais aussi de solliciter l'accord des autorités coutumières pour les relevés botaniques dans les reliques forestières sacrées. Tous les bois sacrés recensés au cours des interviews et durant les prospections ont été localisés à l'aide d'un GPS.

## Inventaire floristique

L'inventaire floristique de la végétation des bois sacrés a été fait suivant la méthode sigmatiste de Braun-Blanquet, à travers un échantillonnage stratifié aléatoire pour apprécier la diversité floristique des bois sacrés. La stratification s'est basée sur la présence ou non d'une espèce exotique. L'aire minimale a été déterminée dans la strate ligneuse et dans la strate herbacée afin de choisir les sites représentatifs et homogènes. C'est la surface minimale dans un tapis végétal pour avoir une image suffisante de ce dernier. Elle permet de tester l'homogénéité de la végétation d'une surface déterminée. Dans cette étude, l'aire minimale varie entre 512 m<sup>2</sup> et 1024 m<sup>2</sup> d'un bois sacré à un autre pour la strate ligneuse et entre 64 m<sup>2</sup> et 128 m<sup>2</sup> pour la strate herbacée. La surface d'inventaire dans chaque bois sacré était l'aire minimale correspondante. Dans chaque placette de relevé des ligneux, au moins une placette de relevé des herbacées a été installée. Quatre cent cinquante (450) relevés phytosociologiques ont été réalisés dans la strate ligneuse et quatre cent soixante-quinze (475) dans la strate herbacée. Ces relevés ont consisté à dresser une liste complète des espèces affectées des coefficients d'abondance-dominance selon l'échelle de BRAUN-BLANQUET (1932).

Dans l'optique d'apprécier la structure d'ensemble de la végétation ligneuse, un inventaire dendrométrique a été réalisé dans les bois sacrés. Cet inventaire a concerné aussi bien les peuplements adultes que juvéniles.

L'étude s'est basée sur la caractérisation de la structure démographique. L'échantillonnage a été réalisé concomitamment à l'inventaire phytosociologique. Dans chaque surface de relevé phytosociologique, un relevé dendrométrique est fait pour les individus adultes; deux sous relevés de 5 m x 5 m sont effectués pour la strate juvénile. Tous les individus de diamètre de tronc (DBH) inférieur à 5 cm sont considérés comme juvéniles (DICKINSON et al., 2002 ; OUEDRAOGO, 2006 ;). Le niveau d'appréciation du diamètre est de 1,30 m de hauteur mais pour les espèces d'arbrisseaux et de la plupart des arbustes, l'environnement et l'état de développement sont pris en compte car ils atteignent souvent le stade adulte à moins de 5 cm de diamètre de tronc. À l'intérieur de chaque placette, les sujets (toutes espèces confondues) sont comptés et rangés dans des classes de hauteur d'intervalles 0,5 m. Cette subdivision de la régénération permet de mettre en évidence les problèmes de développement des espèces ligneuses au niveau des stades juvénile (MIEGE, 1966 ; DE STEVEN, 1994 ; OUEDRAOGO, 2006). Des informations stationnelles telles que la topographie, le type de formation, le type de sol, le nom de la localité, les coordonnées géographiques, les perturbations, l'érosion, etc., ont été notées dans tous les bois sacrés où les relevés botaniques ont été réalisés.

Tous les relevés ont été réalisés dans les mêmes conditions stationnelles (physionomiques, édaphiques, topographiques,...).

## Analyse des données

Les coordonnées géographiques localisant les différents bois sacrés ont été projetées sur la carte du Burkina Faso pour montrer leur distribution dans le pays. La diversité spécifique des bois étudiés a été appréhendée à l'aide de la richesse spécifique, des indices de SHANNON & WEAVER (1949) et de l'équitabilité de PIELOU (1996). La richesse spécifique est le nombre total d'espèce de la distribution observée. L'indice de diversité de SHANNON & WEAVER (1949) in: LEGENDRE et LEGENDRE (1984) est donné par la formule:  $H' = -\sum Ni/\log_2 Ni/N$ , Ni est l'effectif de l'espèce i, N est l'effectif total des individus de toutes les espèces présentes au sein des phytocénoses. H' est exprimé en bits. L'équitabilité de PIELOU (1996) est donnée

par la formule  $EQ = H'/\log_2 N$ . C'est le rapport de la diversité d'un peuplement ou d'un échantillon à sa diversité maximale. Elle exprime la régularité ou l'équitable répartition des individus au sein des espèces. Elle est comprise entre 0 et 1. Elle tend vers 0 quand la quasi-totalité des effectifs est concentrée sur une espèce, et elle tend vers 1 lorsque toutes les espèces ont la même abondance. Tous ces indices permettent de mieux apprécier la biodiversité des bois sacrés.

Le statut des espèces a été précisé, en ce qui concerne particulièrement les espèces rares, exclusives c'est-à-dire des espèces inféodées seulement aux îlots forestiers de cette région, par le calcul d'un indice de raréfaction des espèces (Rarity-weighted Richness Index) à travers l'équation de GEHU & GEHU (1980):

$$RI = [1 - (ni/N)] * 100, \text{ avec}$$

ni : nombre de relevés dans lesquels l'espèce i est présente  
et N : nombre total de relevés.

Conformément à cette relation, les espèces dont  $RI < 80\%$  sont considérées comme des espèces préférentielles, très fréquentes dans les forêts étudiées. Celles dont  $RI > 80\%$  sont rares. Dans des études récentes au Bénin, qui se trouve dans la même situation phytogéographique que le Togo et le Burkina Faso, le seuil de 80 % a été retenu par ADOMOU (2005), KOKOU et al. (2005), KOKOU & KOKUTSE (2007). La fréquence des espèces dans les bois sacrés a été également calculée à travers la formule :  $F = (ni)/(n)$  ; (ni) étant le nombre d'individus de l'espèce (i) et (n) le nombre total d'individus du bois sacré.

Des paramètres dendrométriques (densité et surface terrière) ont été également étudiés pour caractériser les peuplements des bois sacrés selon la présence ou l'absence d'espèces exotiques en leurs seins. Cela permet d'apprécier l'impact de ces espèces introduites sur la structure des peuplements. La densité du peuplement est le nombre d'arbres par hectare. La surface terrière du peuplement est la somme des sections des troncs à 1,30 m au-dessus du sol ou à 30 cm au-dessus des contreforts (SOKPON et al., 1998). Elle est exprimée en  $m^2/ha$  et est calculée selon la formule:  $G = \pi D^2/4$ . G = surface terrière en  $m^2/ha$ , D = diamètre à hauteur de poitrine en cm et  $\pi = 3,14$ .

Un pas de cinq centimètres a été adopté pour les classes de diamètre afin d'apprécier la dynamique et les tendances évolutives des peuplements adultes. Pour les peuplements juvéniles, un pas de 0,5 m a été utilisé. L'analyse des données structurales combinées aux données floristiques a permis de calculer l'Indice de Valeur d'Importance (IVI). L'IVI caractérise la place qu'occupe chaque espèce par rapport à l'ensemble des espèces dans les écosystèmes forestiers (ADJONOU et al., 2009). Cet indice est utilisé pour évaluer la prépondérance spécifique en forêts tropicales selon la formule de CURTIS & MACINTOSH (1951):

$$IVI = \text{Dominance relative}_{(\text{espèce})} + \text{Densité relative}_{(\text{espèce})} + \text{Fréquence relative}_{(\text{espèce})};$$

où

- la dominance relative d'une espèce est le quotient de son aire basale avec l'aire basale totale de toutes les espèces ;
- la densité relative d'une espèce est le rapport de sa densité absolue (c'est-à-dire le nombre d'individus par unité de surface) au total des densités absolues de toutes les espèces ;
- la fréquence relative d'une espèce est le rapport de sa fréquence spécifique par le total des fréquences spécifiques de toutes les espèces multiplié par cent.

L'analyse des paramètres dendrométriques a été faite sur Excel 2007. Les résultats sont présentés sous forme de tableaux et de graphes. Des analyses de variance (ANOVA) ont été réalisées avec les paramètres de diversité (Richesse spécifique, Indice de Shannon, Equitabilité de Pielou) et dendrométriques (densité et surface terrière) au seuil de 0,05 afin de tester la significativité des différences entre les valeurs de ces paramètres. Toutes les analyses statistiques ont été effectuées dans SAS (Sas Institute Inc., 2008).

### **Surimposition de la distribution de Weibull aux structures observées**

Il est utile de modéliser la structure observée d'un peuplement afin de pouvoir tirer des conclusions intéressantes quant aux conditions de vie des arbres dans la formation considérée, à partir des paramètres de la distribution théorique considérée. Ceci permet aussi de définir des options précises d'aménagement des peuplements. Pour représenter la structure théorique d'un peuplement, on utilise souvent la distribution de Weibull en estimant ses paramètres à partir des données observées (HUSCH et al., 2003).

La distribution de Weibull à 3 paramètres ( $a$ ,  $b$  et  $c$ ) est utilisée dans la littérature forestière et se caractérise par une grande souplesse d'emploi et une grande variabilité de formes. Sa fonction de densité de probabilité  $f$  se présente sous la forme ci-dessous:

$$f(x) = \frac{a}{b} \left[ \frac{x-a}{b} \right]^{c-1} \text{Exp} [-(x-a/b)^c]$$

$x$  est le diamètre des arbres et  $f(x)$  sa valeur de densité de probabilité;  $a$  est le paramètre de position; il est égal à 0 si toutes les catégories d'arbres sont considérées (des plantules jusqu'aux semenciers) lors de l'inventaire ; il est non nul si les arbres considérés ont un diamètre ou une hauteur supérieur ou égal à  $a$  (dans le cas présent,  $a$  est égal à 5 cm en ce qui concerne les diamètres des arbres et égal à 0,5 m en ce qui concerne la hauteur des individus juvéniles).  $b$  est le paramètre d'échelle ou de taille ; il est lié à la valeur centrale des diamètres ou des hauteurs des arbres du peuplement considéré.  $c$  est le paramètre de forme lié à la structure en diamètre ou hauteur considérée. La distribution de Weibull peut prendre plusieurs formes selon la valeur du paramètre de forme ( $c$ ) (Tableau 1).

**Tableau 1:** Forme de la distribution de Weibull selon les valeurs du paramètre  $c$

$c < 1$	Distribution en «J renversé», caractéristique des peuplements multispécifiques ou inéquiennes.
$c < 2,6$	Distribution caractéristique des populations stables
$c=1$	Distribution exponentiellement décroissante, caractéristique des populations en extinction
$2,6 < c < 3,7$	Distribution caractéristique des populations instables
$c= 3,7$	Distribution symétrique; structure normale, caractéristique des peuplements équiennes ou monospécifiques de même cohorte
$c > 3,7$	Distribution asymétrique négative ou asymétrique gauche, caractéristique des peuplements monospécifiques à prédominance d'individus âgés (populations vieillissantes).

Cette méthode a été déjà utilisée par plusieurs auteurs dans la description de la structure des arbres en peuplements forestiers (RONDEUX, 1999 ; HUSCH et al., 2003 ; MERGANIC & STERBA, 2006 ; GLELE et al., 2006 ; RYNIKER et al., 2006 ; GNOUMOU et al., 2011).

Pour chaque peuplement, les données de diamètre ou de hauteur des arbres sont utilisées pour l'estimation des paramètres, et grâce à un algorithme basé sur la méthode du maximum de vraisemblance (ZARNOCK & DELL, 1985). Les données brutes saisies sur Excel 2007 sont transférées sur JMP8 pour la réalisation des histogrammes correspondant aux densités observées de GLELE et al., (2006). L'option ajustement continu dans le logiciel JMP8 permet ensuite d'obtenir le modèle de Weibull avec les 3 paramètres ( $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\theta$ ). Cet ajustement est assimilable à la courbe de densité théorique du modèle conçu par GLELE et al. (2006) où  $\alpha$  représente le paramètre d'échelle  $b$ ,  $\beta$  représente le paramètre de forme  $c$  et  $\theta$  représente le paramètre de position  $a$ . Une interprétation correcte de la structure d'un peuplement forestier nécessite avant tout un bon ajustement de la forme observée à une distribution théorique. Ainsi, les paramètres de la distribution sont utilisés pour mieux apprécier et analyser les conditions de vie du peuplement. Plusieurs distributions théoriques peuvent être considérées du fait de la variabilité des formes de la structure des peuplements forestiers. La distribution normale est souvent utilisée pour les structures en cloche; la forme en « J renversé » s'ajuste mieux à la distribution exponentielle négative alors que la distribution des séries logarithmiques est souvent utilisée pour les structures de peuplements dégradés ou sous pressions anthropiques (GLELE et al., 2006). L'utilisation de différentes distributions théoriques pour les structures d'un même peuplement (structures en diamètre et en hauteur par exemple) pose des problèmes de comparaison des structures. La souplesse de la distribution de Weibull lui permet de s'ajuster aux différentes formes de structures et peut ainsi être utilisée pour l'ajustement des différentes structures du peuplement, ce qui rend possible les comparaisons entre ces dernières (GLELE et al., 2006).

## RÉSULTATS

### Caractères généraux des bois sacrés

Au total, 1.206 bois sacrés ont été recensés dans les 45 provinces administratives que compte le Burkina Faso. Deux cent vingt bois sacrés ont fait l'objet d'inventaire botanique et dendrométrique. Parmi ces

bois sacrés étudiés, 110 abritent des espèces exotiques ; les 110 autres restants n'abritent aucune espèce exotique. Au Burkina Faso, les bois sacrés sont en général des formations physionomiquement denses, isolées (Photo 1), le plus souvent situées à proximité des habitations. Ils sont surtout reconnaissables par la présence en leur sein d'anciens objets rituels tels que la poterie (canaris, jarres et petits vases en terre cuite), les bagues en fer les dabas, les pierres taillées ou trouées, les ruines d'anciennes habitations, les tombeaux (Photo 2) et les divinités (Photo 3).



**Photo 1:** Boisement dense entouré d'une jeune jachère à Boussouma (en société Bissa) dans la province du Boulgou. © Salfio SAVADOGO, photo prise le 24 juin 2009.



**Photo 2:** Vue d'un bois cimetière à Guibaré (en société Mossé) dans la province du Bam. © Salfio SAVADOGO, photo prise le 23 août 2007



**Photo 3:** Divinité représentée par une jarre en terre cuite au pied de *Balanites aegyptiaca* dans un bois sacré à Diapangou (en Société Gourmantché) dans la province du Gourma. © Salfio SAVADOGO, photo prise le 20 juin 2009.

Du Sahel strict jusqu'au nord-soudanien, ils sont identifiables par l'abondance d'espèces remarquables comme *Acacia erythrocalyx* (Photo 4) et *Combretum micranthum* qui forment des fourrés presque impénétrables. On y observe quelquefois des pieds de *Khaya senegalensis* et de *Anogeissus leiocarpa* qui émergent de la strate arbustive. Sur le plan écologique, certains bois sacrés sont associés aux mares ou aux cours d'eau. D'autres sont représentés par des collines où le sol présente une cuirasse granitique ou latéritique impropre à la croissance de la végétation.



**Photo 4:** Fourré monospécifique à *Acacia erythrocalyx*, à proximité des habitations de Bogandé (en société Gourmantché) dans la province de la Gnagna. © Salfio SAVADOGO, photo prise le 15 juin 2009.

## Importance des espèces exotiques dans les bois sacrés

Les analyses floristiques des relevés ont permis d'identifier vingt-deux (22) espèces exotiques réparties dans vingt (20) genres et treize (13) familles. Les espèces exotiques les plus fréquentes sont *Azadirachta indica* (RI = 25 %), *Albizia chevalieri* (RI = 35 %), *Eucalyptus camaldulensis* (RI = 37 %), *Senna siamea* (RI = 43 %) et *Gmelina arborea* (49 %) (Tableau 2). Les espèces comme *Tectona grandis* (RI = 82 %), *Albizia lebbeck* (RI = 83 %), *Prosopis chilensis* (RI = 85 %), *Parkinsonia aculeata* (RI = 89 %), *Oxytenanthera abyssinica* (RI = 92 %), *Mangifera indica* (RI = 93 %), *Ceiba pentandra* (RI = 96 %), *Hyphaene thebaica* (RI = 97 %), *Elaeis guineensis* (RI = 97 %), *Spondias monbin* (RI = 98 %), *Cola cordifolia* (RI = 98 %), *Delonix regia* (RI = 98 %), *Peltophorum ferrugineum* (RI = 98 %), *Jatropha gossypifolia* (RI = 98 %), *Ricinus communis* (RI = 99 %), *Jatropha curcas* (RI = 99 %) et *Terminalia mantaly* (RI = 99 %), sont très peu fréquentes voire rares dans les bois sacrés (tableau 2).

**Tableau 2:** Statut des espèces exotiques dans les bois sacrés : Fréquence (ni/N) et Indice de Raréfaction (RI)

Espèces	Fréquence (ni/N)	RI = [1-(ni/N)]*100	Statut
<i>Azadirachta indica</i>	0,75	25 %	Fréquente
<i>Albizia chevalieri</i>	0,65	35 %	Fréquente
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	0,63	37 %	Fréquente
<i>Senna siamea</i>	0,57	43 %	Fréquente
<i>Gmelina arborea</i>	0,51	49 %	Fréquente
<i>Tectona grandis</i>	0,18	82 %	Rare
<i>Albizia lebbeck</i>	0,17	83 %	Rare
<i>Prosopis chilensis</i>	0,15	85 %	Rare
<i>Parkinsonia aculeata</i>	0,11	89 %	Rare
<i>Oxytenanthera abyssinica</i>	0,08	92 %	Rare
<i>Mangifera indica</i>	0,07	93 %	Rare
<i>Ceiba pentandra</i>	0,04	96 %	Rare
<i>Elaeis guineensis</i>	0,03	97 %	Rare
<i>Hyphaene thebaica</i>	0,03	97 %	Rare
<i>Cola cordifolia</i>	0,02	98 %	Rare
<i>Spondias monbin</i>	0,02	98 %	Rare
<i>Delonix regia</i>	0,02	98 %	Rare
<i>Peltophorum ferrugineum</i>	0,02	98 %	Rare
<i>Jatropha gossypifolia</i>	0,02	98 %	Rare
<i>Ricinus communis</i>	0,01	99 %	Rare
<i>Jatropha curcas</i>	0,01	99 %	Rare
<i>Terminalia mantaly</i>	0,01	99 %	Rare

ni : nombre de relevés dans lesquels l'espèce i est présente  
et N : nombre total de relevés

Les plus forts IVI s'observent toujours chez les mêmes espèces en l'occurrence *Azadirachta indica* (55,57), *Albizia Chevalieri* (40,80), *Eucalyptus camaldulensis* (39,89), *Senna siamea* (34,94) puis *Gmelina arborea* (30,49). Elles sont suivies de très loin de *Tectona grandis* (20,91), *Oxytenanthera abyssinica* (17,69), *Parkinsonia aculeata* (17,36), *Ceiba pentandra* (16,67), *Mangifera indica* (15,33), *Elaeis guineensis* (15,17), *Cola cordifolia* (14,98), *Prosopis chilensis* (14,34), *Hyphaene thebaica* (13,92) et *Albizia lebbeck* (13,41). Les espèces *Spondias monbin* (6,9), *Delonix regia* (6,79), *Peltophorum ferrugineum* (4,95), *Jatropha gossypifolia* (3,31), *Ricinus communis* (3,08), *Jatropha curcas* (1,99) et *Terminalia mantaly* (1,52), enregistrent les plus faibles IVI (Tableau 3).

**Tableau 3:** Indice de Valeur d'Importance (IVI) des espèces exotiques dans les bois sacrés.

Espèces	Fréquence relative (%)	Densité relative (indiv/ha)	Abondance relative (m <sup>2</sup> /ha)	IVI
<i>Azadirachta indica</i>	12,45	15,73	27,39	55,57
<i>Albizia chevalieri</i>	10,20	11,71	18,89	40,80
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	5,49	11,25	23,15	39,89
<i>Senna siamea</i>	7,61	9,55	17,78	34,94
<i>Gmelina arborea</i>	4,97	5,87	19,65	30,49
<i>Tectona grandis</i>	4,6	7,56	8,75	20,91

<i>Oxytenanthera abyssynica</i>	4,04	6,62	7,03	17,69
<i>Parkinsonia aculeata</i>	5,2	5,39	6,77	17,36
<i>Ceiba pentandra</i>	2,55	3,37	10,75	16,67
<i>Mangifera indica</i>	2,2	4,9	8,23	15,33
<i>Elaeis guineensis</i>	1,99	4,75	8,43	15,17
<i>Cola cordifolia</i>	0,12	5,32	9,54	14,98
<i>Prosopis chilensis</i>	2,52	4,6	7,22	14,34
<i>Hyphaene thebaica</i>	1,86	3,71	8,35	13,92
<i>Albizia lebeck</i>	3,51	4,62	5,28	13,41
<i>Spondias mombin</i>	1,02	2,45	3,43	6,9
<i>Delonix regia</i>	1,86	1,75	3,18	6,79
<i>Peltophorum ferrugineum</i>	1,09	1,29	2,57	4,95
<i>Jatropha gossypifolia</i>	1,03	1,07	1,21	3,31
<i>Ricinus communis</i>	1,01	1,02	1,05	3,08
<i>Jatropha curcas</i>	0,8	0,72	0,47	1,99
<i>Terminalia mantaly</i>	0,2	0,35	0,97	1,52

#### Variation de la diversité biologique des bois sacrés en fonction de la présence ou l'absence d'espèces exotiques

L'analyse des données floristiques montre que les richesses floristiques moyennes des bois sacrés varient significativement en fonction de la présence ou non des espèces exotiques en leur sein ( $F_{[3;84]} = 9,07$ ;  $p < 0,0001$ ) et en fonction des zones phytogéographiques ( $F_{[3;84]} = 5,29$ ;  $p = 0,002$ ). En effet, quel que soit le secteur phytogéographique, les plus fortes richesses spécifiques moyennes s'observent dans les bois sacrés qui n'abritent aucune espèce exotique (Tableau 4).

**Tableau 4 : Diversité moyenne des bois sacrés par secteur phytogéographique (Moyenne  $\pm$  Ecart Type)**

Secteurs	Bois sacrés abritant des espèces exotiques			Bois sacrés n'abritant pas d'espèces exotiques		
	Richesse spécifique moyenne (nombre moyen d'espèces/bois sacré)	Indice de Shannon	de Equitabilité de Piélou	Richesse spécifique moyenne (nombre moyen d'espèces/bois sacré)	Indice de Shannon	de Equitabilité de Piélou
Sahel strict	18 $\pm$ 2	1,77 $\pm$ 0,03	0,79 $\pm$ 0,01	25 $\pm$ 2	2,04 $\pm$ 0,2	0,84 $\pm$ 0,01
Sub-sahel	23 $\pm$ 2	2,53 $\pm$ 0,03	0,80 $\pm$ 0,01	36 $\pm$ 3	2,98 $\pm$ 0,2	0,87 $\pm$ 0,01
Nord soudanien	27 $\pm$ 3	2,89 $\pm$ 0,04	0,83 $\pm$ 0,01	41 $\pm$ 3	3,04 $\pm$ 0,3	0,92 $\pm$ 0,01
Sud soudanien	39 $\pm$ 3	3,01 $\pm$ 0,06	0,89 $\pm$ 0,02	52 $\pm$ 4	3,66 $\pm$ 0,5	0,98 $\pm$ 0,03

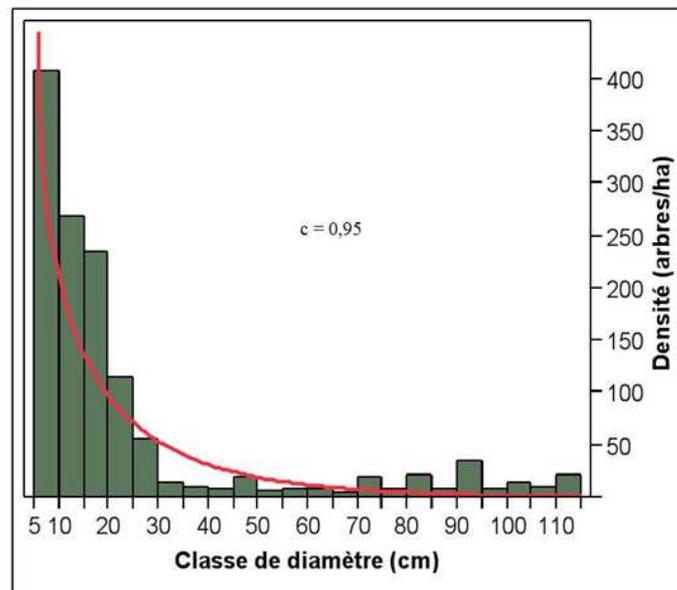
Bien que les indices de diversité des bois sacrés abritant des espèces exotiques et ceux n'abritant aucune espèce exotique ne montrent pas de différences significatives, les bois sacrés n'hébergeant aucune espèce exotique présentent également les plus forts indices de diversité de Shannon (3,92 ; 3,88 ; 3,87 et 3,82) (Tableau 4). Les valeurs de l'équitabilité de Piélou, bien que ne variant pas significativement, suivent la même tendance. En général, les valeurs de l'équitabilité de Piélou pour tous les bois sacrés varient entre 0,86 et 0,98.

Ces valeurs, toutes proches de 1 révèlent que toutes les espèces ont à peu près la même abondance. Les richesses spécifiques moyennes des bois sacrés varient en fonction de la présence ou pas d'espèces exotiques en leur sein. En effet, ceux qui abritent des espèces exotiques sont floristiquement les moins riches quel que soit le secteur phytogéographique dans lequel ils appartiennent (Tableau 4). Les analyses de variances ont également montré des différences significatives ( $F_{[3;84]} = 3,12$ ;  $P = 0,0002$ ) entre ces richesses floristiques. Pour les bois sacrés abritant des espèces exotiques, les richesses spécifiques moyennes varient de 18  $\pm$  2 à 39  $\pm$  3 depuis le strict sahel jusqu'au sud soudanien tandis que pour les bois qui n'abritent pas d'espèces exotiques, ces valeurs varient de 25  $\pm$  2 à 52  $\pm$  4 du sahel strict jusqu'au sud soudanien.

## Structures démographiques des peuplements dans les bois sacrés

### Peuplements adultes

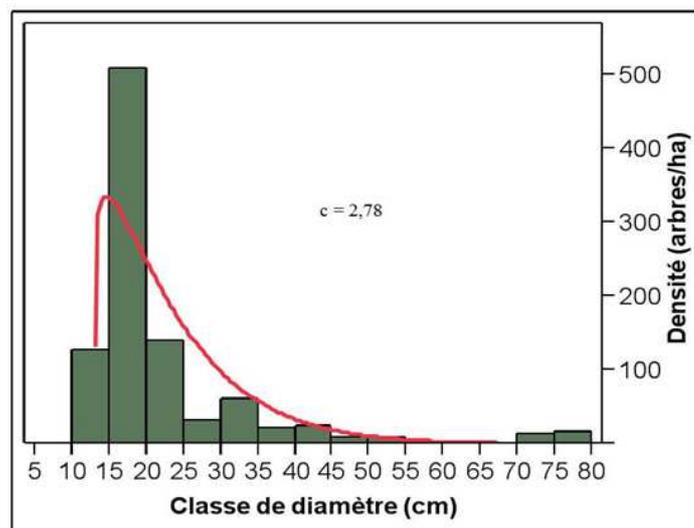
Les peuplements adultes présentent des structures en forme de J renversé dans les bois n'abritant aucune espèce exotique. La valeur du paramètre de forme  $c$  est de 0,95. Ces structures sont caractéristiques des peuplements naturels multispécifiques en équilibre stables selon l'ajustement de Weibull (Figure 2).



**Figure 2:** Structure démographique des peuplements adultes dans les bois sacrés n'abritant pas d'espèces exotiques.

On note une prédominance d'individus jeunes et une présence d'individus dans toutes les classes de diamètre (allant de la classe 5-10 à la classe 110-115). Les densités moyennes à l'hectare ne varient pas significativement pour ces bois n'abritant aucune espèce exotique ( $F_{[3;84]} = 1,83$ ;  $p = 0,21$ ).

Dans les bois sacrés abritant des espèces exotiques, la structure des peuplements n'est pas assimilable à un J renversé ( $c = 2,78$ ). La valeur de  $c$  (2,78) étant supérieure à 2,6, les peuplements dans ces bois sacrés ne sont pas stables. Par ailleurs, on note une absence totale d'individus dans les classes 5-10, 55-60, 60-65, 65-70 (Figure 3).



**Figure 3:** Structure démographique des peuplements adultes dans les bois sacrés abritant des espèces exotiques

Les densités moyennes varient significativement ( $F_{[3;84]} = 3,94$ ;  $p = 0,0001$ ) entre les bois abritant les espèces exotiques et ceux n'abritant aucune espèce exotique. Les densités les plus élevées s'observent dans les bois sacrés n'abritant pas d'espèces exotiques (Tableau 5), surtout ceux du secteur sud soudanien ( $9578 \pm 56$  brins/ha). Cette densité est suivie de loin de ceux des bois sacrés du secteur nord soudanien ( $7839 \pm 33$  brins/ha), puis de ceux du secteur sub-sahélien ( $6997 \pm 27$  brins/ha) et de très loin de ceux du secteur sahélien strict ( $4471 \pm 17$  brins/ha).

Les différences entre les surfaces terrières moyennes des bois n'abritant pas d'espèces exotiques et celles des bois abritant des espèces exotiques sont également significatives ( $F_{[3;84]} = 4,72$ ;  $p = 0,002$ ).

**Tableau 5:** Densité et surface terrière moyennes des peuplements adultes des bois sacrés par secteur phytogéographique (Moyenne  $\pm$  Ecart Type)

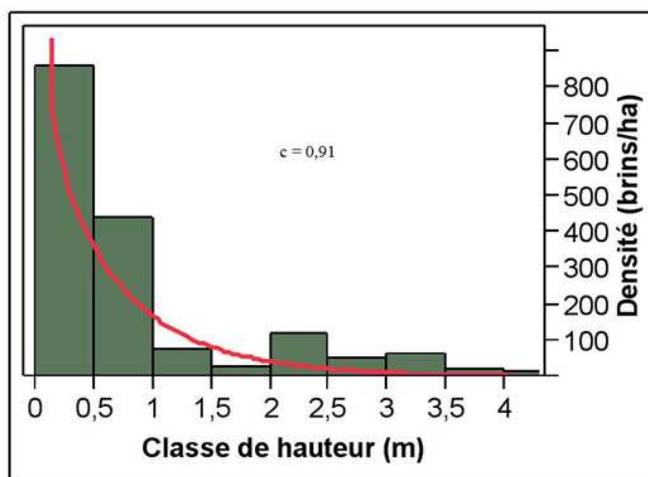
Secteurs	Bois sacrés abritant des espèces exotiques		Bois sacrés n'abritant pas d'espèces exotiques	
	Densité moyen de brin/ha	(Nombre Surface terrière (m <sup>2</sup> /ha)	Densité moyen de brin/ha	(Nombre Surface terrière (m <sup>2</sup> /ha)
Sahel strict	3780 $\pm$ 20	20,9 $\pm$ 2	4471 $\pm$ 17	25,18 $\pm$ 2
Sub-sahel	6300 $\pm$ 18	31,18 $\pm$ 2	6997 $\pm$ 27	37,58 $\pm$ 3
Nord soudanien	7037 $\pm$ 30	47,32 $\pm$ 3	7839 $\pm$ 33	55,39 $\pm$ 3
Sud soudanien	8388 $\pm$ 50	53,24 $\pm$ 3	9578 $\pm$ 56	67,46 $\pm$ 3

Les surfaces terrières moyennes présentent les mêmes tendances (Tableau 5). Les surfaces terrières les plus élevées s'observent dans les bois sacrés du secteur sud soudanien ( $67,46 \pm 3$  m<sup>2</sup>/ha), suivit de ceux du secteur nord soudanien ( $55,39 \pm 3$  m<sup>2</sup>/ha), du sub-sahel ( $37,58 \pm 3$  m<sup>2</sup>/ha) et en fin du sahel strict ( $25,18 \pm 2$  m<sup>2</sup>/ha) (Tableau 5).

#### Peuplements juvéniles

Les peuplements juvéniles représentent tous les individus dont le diamètre à hauteur de poitrine (1,30 m du sol) est inférieur à 5 cm.

La structure en fonction des classes de diamètre des peuplements juvéniles des bois n'abritant aucune espèce exotique est stable. Elle est caractérisée par de fortes densités des classes de faible hauteur et de très faibles densités des classes de grande hauteur (Figure 4).



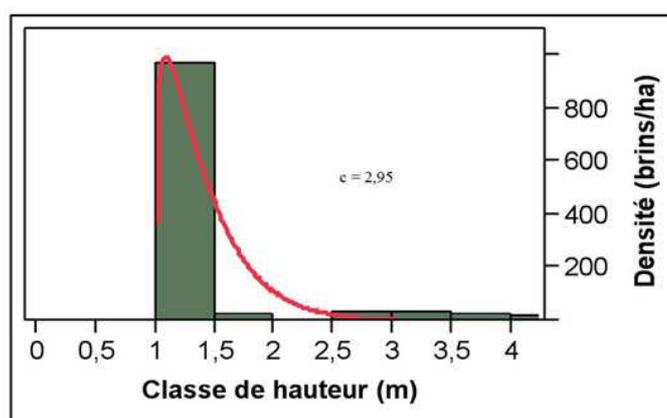
**Figure 4:** Structure démographique des peuplements juvéniles dans les bois sacrés n'abritant pas d'espèces exotiques

L'ajustement de Weibull pour chacune de ces structures donne des valeurs de  $c$  inférieures à 2,6 (0,91). D'un type de bois à un autre, les densités moyennes à l'hectare varient significativement ( $F_{[3;84]} = 5,39$ ;  $p = 0,0002$ ). Il y a plus d'individus jeunes dans les bois sacrés qui n'abritent pas d'espèces exotiques par rapport à ceux qui hébergent des espèces exotiques quel que soit le secteur phytogéographique dans lequel se trouve le bois sacré (Tableau 6). Les surfaces terrières moyennes suivent également la même tendance. Les tests statistiques montrent des différences significatives entre les valeurs de ces surfaces terrières ( $F_{[3;84]} = 7,12$ ;  $P = 0,0002$ )

Les peuplements dans les bois sacrés abritant des espèces exotiques ne présentent pas de distribution en forme de J renversé ( $c = 2,95$ ). Ce sont des peuplements instables car la valeur du paramètre de forme  $c$  (2,95) est supérieure à 2,6. En outre, les individus dans ces peuplements rencontrent des difficultés pour s'affranchir de la classe de hauteur 2-2,5 m (Figure 5). Ils éprouvent de sérieux problèmes de régénération dans ces bois sacrés dont leurs absences dans les classe 0-0,5 m ; 0,5-1m de hauteur sont le reflet.

**Tableau 6:** Densité et surface terrière moyennes des peuplements juvéniles des bois sacrés par secteur phytogéographique (Moyenne  $\pm$  Ecart Type)

Secteurs	Bois sacrés abritant des espèces exotiques		Bois sacrés n'abritant pas d'espèces exotiques	
	Densité moyen de brin/ha	(Nombre Surface terrière (m <sup>2</sup> /ha)	Densité moyen de brin/ha	(Nombre Surface terrière (m <sup>2</sup> /ha)
Sahel strict	1320 $\pm$ 10	4,17 $\pm$ 0,37	3029 $\pm$ 12	8,73 $\pm$ 0,33
Sub-sahel	4423 $\pm$ 12	7,45 $\pm$ 0,55	5567 $\pm$ 12	11,67 $\pm$ 0,81
Nord soudanien	5090 $\pm$ 12	10,73 $\pm$ 0,89	7736 $\pm$ 15	14,15 $\pm$ 0,70
Sud soudanien	7287 $\pm$ 15	13,67 $\pm$ 0,92	9970 $\pm$ 18	20,22 $\pm$ 0,97



**Figure 5:** Structure démographique des peuplements juvéniles dans les bois sacrés abritant des espèces exotiques.

## DISCUSSION

Les bois sacrés sont des formations végétales dont la gestion est règlementée par les autorités coutumières. Ils incarnent des êtres invisibles surnaturels doués de pouvoir mystiques selon les croyances des populations rurales. C'est ce que KOKOU & SOKPON (2006) appellent au Bénin et au Togo, forêt des génies ou des dieux. Au Burkina Faso, vingt-deux espèces exotiques se développent dans les bois sacrés soit de façon spontanée soit à l'occasion d'un reboisement. Cinq d'entre elles sont très fréquentes, en l'occurrence

*Azadirachta indica* (RI = 25 %), *Albizia chevalieri* (RI = 35 %), *Eucalyptus camaldulensis* (RI = 37 %), *Senna siamea* (RI = 43 %) et *Gmelina arborea* (RI = 49 %). Ces dernières présentent les IVI les plus élevés, respectivement 55,57 ; 40,80 ; 39,89 ; 34,94 ; 30,49. Cela s'explique par le fait que ces espèces ont été préférentiellement introduites et entretenues par les populations locales dans le cadre des activités de reboisement. En effet, ces espèces après leur plantation dans les bois sacrés bénéficient d'un entretien qui favoriserait une croissance et un développement rapide et harmonieux. Ce qui n'est pas le cas chez les espèces rares comme *Spondias monbin*, *Tectona grandis*, *albizia lebeck*, *Mangifera indica*, *Oxytenanthera abyssinica*, *Prosopis chilensis*, *Parkinsonia aculeata*, *Hyphaene thebaica*, *Elaeis guineensis*, *Ceiba pentandra*, etc, qui sont apparues spontanément dans les bois sacrés et sont laissées à leur sort. Ce mode de gestion utilisant des espèces exotiques avait été relaté par SAVADOGO (2008), SAVADOGO et al. (2010), SAVADOGO et al. (2011), SAVADOGO (2013). Ces auteurs ont montré que dans beaucoup de sociétés traditionnelles au Burkina Faso, les populations locales utilisent des espèces comme *Senna siamea*, *Eucalyptus camaldulensis*, *Gmelina arborea*, *Azadirachta indica* pour reboiser leurs bois sacrés. Les populations estiment que ces espèces à croissance rapide pourraient changer la physionomie des bois sacrés surtout en les rendant très denses et impénétrables. La plupart de ces activités s'inscrivent dans le cadre du projet 8.000 villages – 8.000 forêts qui avait été lancé, en 1994 par l'État Burkinabè qui encourageait les populations de tous les villages du Burkina à réaliser une formation forestière (GUINKO, 1985), afin de lutter contre la désertification. Suite à ce mot d'ordre, soutenu dans certains cas par des financements, des forêts villageoises ont été réalisées et font aujourd'hui la fierté de ces villages. Ces plantations sont constituées pour la plupart d'espèces exotiques à croissance rapide (*Eucalyptus camaldulensis*, *Senna siamea*, *Gmelina arborea*, *Azadirachta indica*) et quelques autres.

L'utilisation des espèces exotiques pour les reboisements s'explique également par la non maîtrise des techniques de plantation des espèces locales. Ainsi, LOUPPE (sans date) soutient l'utilisation des espèces exotiques comme l'Eucalyptus, le Gmelina, le Neem, le Cassia et autres parce que, non seulement elles ont une croissance initiale plus rapide que les espèces autochtones, mais surtout parce que l'on ne maîtrisait pas les techniques de pépinière et de plantation des espèces locales. En effet, beaucoup de celles-ci ont une dormance tégumentaire forte et ne germent pas si on sème les graines sans traitement. Même avec un ébouillantage des graines, la germination reste erratique et incomplète (LOUPPE, sans date). Il a fallu attendre l'utilisation de l'acide sulfurique concentré pour obtenir une germination abondante et groupée. Certaines espèces exotiques sont introduites dans les bois sacrés à des fins ornementales et/ou pharmacologiques. Des études antérieures faites au Bénin par JUHE-BEAULATON (2009) ont également montré que les habitants de Porto Novo introduisent dans certains bois sacrés aménagés, des espèces exotiques et locales pour en faire des jardins botaniques à usage médicinal. Ces espèces exotiques constituent des menaces pour les bois sacrés. En effet, ceux qui abritent des espèces exotiques sont floristiquement moins riches que ceux qui n'abritent aucune espèce exotique en leur sein. Cela est d'autant plus vrai que ces derniers disposent des plus fortes richesses floristiques et des indices de diversités beaucoup plus élevés. C'est pourquoi SANFORD et al. (2003) estime que l'envahissement des forêts sacrées par les espèces exotiques à croissance rapide est un exemple d'action anthropique très dangereuse. En effet, elles atteignent 6 % en nombre d'espèces de la flore des forêts sacrées et parfois des densités plus élevées que celles de la flore locale, pouvant être très menaçantes, à tel point que la végétation artificielle se substitue complètement à une végétation originelle. En Inde, SWAMY et al. (2003) ont aussi montré que l'invasion d'espèces exotiques est devenue un problème grave pour l'écologie de certains bois sacrés, car elles menacent et déciment souvent les espèces locales. Sur le littoral togolais, *Azadirachta indica* est l'espèce exotique la plus active en termes de régénération; les endroits où la pression humaine est très forte sont systématiquement envahis par cette espèce. L'envahissement des forêts sacrées par les espèces exotiques ou expansives est, dans certains cas, occasionné par l'enrichissement de leurs flores par les populations. C'est ainsi que la flore locale de certaines forêts sacrées est remplacée par des espèces telles que *Acacia auriculiformis*, *Azadirachta indica*, *Senna siamea*, *Delonix regia*, *Eucalyptus* spp.

Des travaux similaires, réalisés par KOKOU & KOKUTSE (2007) au Togo et au Bénin font également écho de ces menaces d'espèces exotiques en l'occurrence *Mangifera indica*, *Azadirachta indica* et *Albizia lebeck* sur la biodiversité des bois sacrés. Ainsi, selon ces auteurs, les forêts d'Akouéno et de Glidji n'ont pas perdu de superficie mais la régénération naturelle d'espèces exotiques est plus abondante qu'auparavant, notamment des manguiers (*Mangifera indica*), des neems (*Azadirachta indica*) et des albizias (*Albizia lebeck*), précisent-ils. Les travaux de DJEGO (2006) sur le sous-bois des plantations de *Tectona grandis* montrent que les valeurs de l'indice de diversité de Shannon étaient plus élevées (varient de 4,6 à 4,9 bits) dans les forêts naturelles et relativement faibles (varient de 1,2 à 3,9 bits) dans le sous-bois des plantations d'essences exotiques. Ce qui montre que certaines essences exotiques impactent négativement la diversité biologique des bois sacrés.

Par ailleurs, selon FORÊTS DU MONDE (sans date), certains écosystèmes et leur biodiversité sont perturbés par l'introduction volontaire ou involontaire d'espèces exotiques au Japon. Dans le même ordre d'idée, SWAMY et al. (2003) montrent que l'invasion d'adventices exotiques était devenu un problème grave pour l'écologie de certains bois sacrés en Inde; la dominance d'espèces étrangères comme *Eupatorium odoratum*, *Lantana camara*, *Prosopis juliflora* et *Hyptis suaveolens* menace et décime souvent les espèces

locales dans les bois. Au Burkina Faso, la dominance de quelques espèces exotiques dans les bois sacrés pourrait également expliquer les structures instables des peuplements en l'occurrence les plus faibles proportions des individus juvéniles dans ces bois sacrés. Certains paysans affirment que les pieds d'Eucalyptus contribuent fortement à l'assèchement et à l'appauvrissement des sols. Ces derniers ont fait le constat à plusieurs niveaux tels dans les champs de mil, dans les terroirs reboisés, les jachères, etc. Ce constat est approuvé par des études menées par certains auteurs. En effet, selon POORE & PRIES (1986), les plantations d'Eucalyptus ont été vivement critiquées dans certains milieux, qui affirment qu'elles ont des effets défavorables sur le sol (appauvrissement, érosion) et sur l'hydrologie (assèchement des nappes), et qu'elles ne fournissent à la faune sauvage qu'un habitat relativement pauvre. Les témoignages qui existent semblent indiquer que le ruissellement à partir d'une plantation d'eucalyptus est supérieur à celui d'une prairie ou d'une végétation buissonneuse basse. L'influence des eucalyptus sur le ruissellement se traduit aussi par des débits de crue élevés et des débits d'étiage diminués dans les bassins versants qu'ils occupent. La plantation de vastes forêts d'Eucalyptus dans un bassin versant déboisé diminue sensiblement son rendement en eau; l'abattage de telles forêts l'accroît (POORE & PRIES, 1986).

La compétition entre les plantes constitue l'un des principaux moyens susceptibles d'expliquer la variation spatiale et temporelle dans les communautés végétales. Elle peut être définie comme la recherche active, par les individus d'une même espèce ou de plusieurs espèces, d'une même ressource du milieu (DAJOZ, 1971). Le niveau de compétition dans les communautés végétales dépendra, entre autres, de la répartition spatiale des plantes, des ressources nutritives en partage, et de la capacité de chaque espèce végétale ou des moyens mis en œuvre par celle-ci pour acquérir ces ressources (FRECKLETON & WATKINSON, 2001). La plus grande partie de la compétition entre végétaux se déroule au niveau du sol. Contrairement à la compétition au niveau aérien qui implique principalement la lumière, les plantes ont en commun une large gamme de ressources (eau, au moins 20 minéraux essentiels qui diffèrent par leur masse moléculaire, leur valence, leur état d'oxydation et leur mobilité) à se partager au niveau du sol (CASPER & JACKSON, 1997). Il a été suggéré que la compétition au niveau du sol réduisait beaucoup plus la performance des plantes que la compétition pour la lumière (DONALD, 1958 ; WILSON, 1988.), et constituerait la principale forme de compétition dans les écosystèmes ayant de faibles densités végétales (FOWLER, 1986). La production et la libération de composés allélopathiques jouent un rôle important dans la compétition pour les ressources environnementales, dans l'armement chimique de défense des plantes contre leurs prédateurs et dans les interactions intra- et interspécifiques. Le terme « allélopathie » sera restreint dans le présent article à « tout effet négatif, direct ou indirect, d'une plante sur d'autres organismes (plantes, micro-organismes,...) via la production de composés biochimiques libérés dans le milieu » (RICE, 1984). Ces métabolites secondaires (acides phénoliques, flavonoïdes, terpénoïdes et alcaloïdes) se retrouvent ainsi dans l'environnement via quatre principaux mécanismes : l'exsudation racinaire, la lixiviation des pluviolissivats, la volatilisation et la décomposition de la litière. Il a été rapporté que de nombreuses plantes exotiques avaient la capacité de produire des composés allélopathiques; ce qui expliquerait (en partie) l'expansion de nombreuses plantes exotiques dans les biotopes hôtes où certaines deviennent finalement invasives aboutissant à la mise en place d'un peuplement monospécifique (CALLAWAY & RIDENOUR, 2004 ; STINSON et al., 2006 ; SANON et al., 2009). L'effet des métabolites allélopathiques se traduit, entre autres, par une inhibition de la germination des graines et de la croissance des espèces végétales voisines réduisant très significativement la diversité végétale, par des modifications profondes dans les diversités populationnelle et fonctionnelle des communautés microbiennes telluriques. Il a ainsi été observé que la reforestation avec des espèces végétales ayant un effet allélopathique avéré sur la strate herbacée ne permettait de lutter qu'en partie contre l'érosion du sol du fait de l'absence de la strate herbacée sous-jacente dont le rôle fort appréciable dans la fixation du sol est sans équivoque. De plus, la strate herbacée constitue dans les régions sahéliennes une source considérable de fourrage et réduire sa production viendrait à compromettre davantage le pastoralisme déjà durement éprouvé (FOSTSING & TCHAWA, 1994).

En Afrique au sud du Sahara, les essences exotiques telles que *Gmelina arborea* et *Eucalyptus camaldulensis* ont largement été utilisées lors des programmes de reboisement (OUEDRAOGO, 1995; DIOUF et al., 2000). Or, ces espèces végétales à croissance rapide sont susceptibles d'entraîner des impacts écologiques négatifs notamment sur la flore et les communautés microbiennes indigènes, sur la fertilité et la salinité du sol, sur les cycles hydrologiques... (BERNHARD-REVERSAT, 1987 ; CALDER et al., 1993 ; COSSALTER & PYE-SMITH, 2003 ; LACLAU et al., 2005). Cependant, certaines populations pensent accroître la biodiversité de leurs peuplements végétaux en introduisant des espèces exotiques. C'est le cas des populations de trois villages du Sahel en l'occurrence Gandafabou, Kékéné, et Dampelade qui ont introduit dans leurs peuplements ligneux, de nouvelles espèces telles que *Azadirachta indica*, *Eucalyptus camaldulensis*, *Mangifera Indica* (à Dampela), *Prosopis chilensis* (à Gandafabou), *Azadirachta indica* (à Kékéné) (OUOBA et al., 2014). Des études réalisées au Niger (WEZEL & HAIGIS, 2000) ont montré des résultats similaires.

## CONCLUSION

Les bois sacrés sont des unités de végétations coutumièrement conservées, préservées et protégées par les autorités coutumières locales à des fins traditionnelles. Ils hébergent le plus souvent des êtres invisibles, constituant les seules craintes qui les mettent à l'abri de toute exploitation humaine. Cependant, ces formations isolées sont de nos jours envahies par des espèces exotiques constituant des menaces pour la diversité biologique et à la structure des peuplements en leur sein. Cette étude montre une richesse spécifique et un indice de diversité plus faible dans les bois sacrés abritant des espèces exotiques. Les analyses des données dendrométriques révèlent également des densités des arbres et des surfaces terrières plus faibles dans ces types de bois sacrés. Quant aux structures des peuplements, les mêmes tendances ont été observées. Les structures des peuplements dans les bois sacrés n'hébergeant aucune espèce exotiques sont bonnes et stables et présentent des individus dans toutes les classes de diamètre tandis que celles des peuplements dans les bois abritant des espèces exotiques sont instables. Par ailleurs, ces dernières montrent une absence totale d'individus dans certaines classes de diamètres, d'où la nécessité de prendre des mesures urgentes et très fortes sous peine de priver à nos bois sacrés leur rôle de gardien de la biodiversité dans un pays encore sous le poids de la précarité et la péjoration du climat. Comme mesures fortes nous recommandons :

- la non utilisation de toute espèce exotique dans les activités de reboisement des bois sacrés ;
- l'encouragement pour l'utilisation de nos espèces locales pour les reboisements des bois sacrés ;
- l'élimination dans tous les bois sacrés des espèces exotiques et leur remplacement par des espèces locales à croissance rapide ;
- la sensibilisation des populations locales des problèmes que pourraient engendrer ces espèces exotiques dans les bois sacrés;
- le contrôle de toute activité de reboisement dans les bois sacrés afin de censurer celles utilisant des espèces exotiques.

## REMERCIEMENTS

Nos remerciements vont à l'endroit des populations locales et surtout des autorités coutumières pour leurs sympathies et leurs franches collaborations qui ont rendu possible l'aboutissement de ce présent article. Nous remercions également nos différents guides de terrain pour le sacrifice énorme et le risque encouru sur le terrain.

## BIBLIOGRAPHIE

- ADJONOU K., BELLEFONTAINE R. & KOKOU K. (2009). Les forêts claires du Parc national Oti-Kéran au Nord-Togo: structure, dynamique et impacts des modifications climatiques récentes. *Sécheresse*, **20**: 1-10.
- ADOMOU A.C. (2005). *Vegetation patterns and environmental gradients in Bénin: implications for biogeography and conservation*. PhD thesis, Wageningen University, Netherlands, 133 p.
- BERNHARD-REVERSAT F. (1987). Les cycles des éléments minéraux dans un peuplement à *Acacia seyal* et leur modification en plantation d'*Eucalyptus* au Sénégal. *Acta Oecologia*, **8**: 3-16.
- BRAUN-BLANQUET J. (1932). *Plant sociology*, Macgran-Hill, New York & London, 330 p.
- CALDER I.R., HALL R.L. & PRASANNA K.T. (1993). Hydrological impact of *Eucalyptus* plantation in India. *Journal of Hydrology*, **150**: 635-648.
- CALLAWAY R.M. & RIDENOUR W.M. (2004). Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability. *Ecology and the Environment*, **2**: 436-443.
- CASPER B.B. & JACKSON R.B. (1997). Plant competition underground. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **28**: 545-570.
- CONVENTION SUR LA DIVERSITE BIOLOGIQUE (2010). *Quatrième rapport national à la conférence des parties*, Burkina Faso, 119 p.
- COSSALTER C. & PYE-SMITH C. (2003). *Fast-Wood Forestry: Myths and Realities*. Bogor, CIFOR. 50 p.
- CURTIS J.T. & MACINTOSH R.P. (1951). An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. *Ecology*, **32**: 476-496.
- DAJOZ R. (1971). *Précis d'Écologie*, Paris (France), Dunod, 334 p.
- DE STEVEN D. (1994). Tropical trees seedling dynamics: recruitment patterns and their population consequence for tree canopy species in Panama. *Journal of tropical ecology*, **10**: 369-383.
- DICKINSON M.B., WHIGHAM D.F. & HERMANN S.M. (2002). Trees regeneration in felling and natural treefall disturbances in a semideciduous tropical forest in Mexico. *Forest ecology and management*, **13**: 137-151.
- DIOUF D., SOUGOUFARA B., NEYRA M. & LESUEUR D. (2000). *Le reboisement au Sénégal : bilan des réalisations de 1993 à 1998*. Rapport CIRAD-IRD-DEFCCS. 49 p.
- DIEGO J.G. (2006). *Phytosociologie de la végétation de sous-bois et impact écologique des plantations forestières sur la diversité floristique au Sud et au Centre du Bénin*. Thèse de Doctorat, Université d'Abomey Calavi, 329p.

- DONALD C.M. (1958). The interaction of competition for light and for nutrient. *Australian Journal of Agricultural Research*, **9**: 421-435.
- DUGAST S. (2008). Incendies rituels et bois sacrés en Afrique de l'Ouest : une complémentarité méconnue. *Bois et Forêts des Tropiques*, **296**: 17-26.
- EHINNOU KOUTCHIKA R.I., CHOUGOUROU D.C., AGBANI P.O. & SINSIN B. (2013). Étude de la diversité floristique par strates de quelques bois sacrés du Centre Bénin. *Journal of Applied Biosciences*, **69**: 5429-5436.
- FONTES J. & GUINKO S. (1995). *Carte de la végétation et de l'occupation du sol du Burkina Faso. Notice explicative*. Ministère de la Coopération Française. Projet Campus (88 313 101), Toulouse cedex, 67 p.
- FORÊTS DU MONDE, (sans date). Les forêts du Japon. Biome Tempéré, fiche 7, 2 p.
- FOSTSING J.M. & TCHAWA P. (1994). Pastoralisme et dégradation/conservation des sols des terroirs d'altitude du Cameroun de l'Ouest. *Réseau Erosion*, **14**: 359-373.
- FWLER N.L. (1986). The role of competition in plant communities in arid and semi-arid regions. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **17**: 89-110.
- FRECKLETON R.P. & WATKINSON A.R. (2001). Asymmetric competition between plant species. *Functional Ecology*, **15**: 615-623.
- GARCIA C., PASCAL J.-P. & KUSHALAPPA C.G. (2006). Les forêts sacrées du Kodagu en Inde : écologie et religion. *Bois et forêt des tropiques*, **288**: 5-13.
- GEHU J.-M. & GEHU J. (1980). Essai d'objection de l'évaluation biologique des milieux naturels. Exemples littoraux. In : J.-M. Géhu (Éd). Séminaire de phytosociologie appliquée. Metz (France), Amicale francophone de phytosociologie, 75-94.
- GLELE KAKAÏ R., SODJINOUE E. & FONTON N. (2006). *Conditions d'application des méthodes statistiques paramétriques*. Notes tech. biom., Bibliothèque Nationale, Bénin, 20 p.
- GNOUMOU A., BOGNOUNOU F., HAHN K. & THIOMBIANO A. (2011). A comparison of *Guibourtia copallifera* Benn. stands in South West Burkina Faso-community structure and regeneration. *Journal of Forestry Research*, 10 p., DOI : 10.1007/s11676-012-0224-x.
- GUINKO S. (1984). *Végétation de la Haute Volta*. Thèse de Doctorat ès Sciences Naturelles, Univ. Bordeaux III, 394 p.
- GUINKO S. (1985). Contribution à l'étude de la végétation et de la flore du Burkina Faso: les reliques boisées ou bois sacrés. *Bois et forêts des tropiques*, **208**: 29-33.
- HOUNGNIHIN A.R. (1998). Savoir endogènes et protection de l'environnement au Bénin. *Bulletin du PACIPE* (Programme régional d'Assistance à la Communication et à l'Information sur la Protection de l'Environnement), **9**: 1-18.
- HUSCH B., BEERS T. & KERSHAW J. Jr. (2003). *Forest Mensuration*. (4th Ed), John Wiley and Sons, N J. (U.S.A.), 443 p.
- JUHÉ-BEAULATON D. (2005). Enjeu économique et sociaux autour des bois sacrés et « la conservation de la biodiversité », Bénin, Burkina Faso et Togo. halshs-00089447v2.
- JUHÉ-BEAULATON D. (2009). *Un patrimoine urbain méconnu : Arbres mémoires, forêts sacrées et jardins des plantes de Porto Novo* (Bénin). Autrepart « revue de sciences sociales au Sud », Presses de Sciences Po (PFNSP), 75-98. Halshs-00324463.
- KOKOU K., ADJOSSOU K. & HAMBERGER K. (2005). Les forêts sacrées de l'aire Quatchi au sud-est du Togo et les contraintes actuelles des modes de gestion locales des ressources forestières. *Vertigo*, **3**: 1-10.
- KOKOU K. & CABALLÉ G. (2000). Les îlots forestiers de la plaine côtière togolaise. *Bois et forêts des tropiques*, **263**: 39-51.
- KOKOU K. & KOKUTSE A.D. (2007). Conservation de la biodiversité dans les forêts sacrées littorales du Togo. *Bois et forêts des tropiques*, **292**: 1- 12.
- KOKOU K. & SOKPON N. (2006). Les forêts sacrées du couloir de Dahomey. *Bois et forêts des tropiques*, **288**: 15-23.
- LACLAU J., RANGER J., DELEPORTE P., NOUVELLON Y., SAINTANDRE L., MARLET S. & BOUILLET J. (2005). Nutrient cycling in a clonal stand of *Eucalyptus* and an adjacent savanna ecosystem in Congo 3. Input-output budgets and consequences for the sustainability of the plantations. *Forest Ecology and Management*, **210**: 375-391.
- LEGENDRE L. & LEGENDRE P. (1984). *Ecologie numérique. Le traitement multiple des données écologiques*, Tome1, Paris (France), Masson, 335 p.
- LOUPPE D. (sans date). Groupe d'usages Prota n°7 « bois d'œuvre et de service », 9 p.
- MALAN D.F. (2009). Religion traditionnelle et gestion durable des ressources floristiques en Côte d'Ivoire : le cas des Ehotilé, riverains du parc national des îles Ehotilé. *Vertigo*, **9**(2): 1-11.
- MCNELLY J.A., MOONEY H.A., NEVILLE L.E., SCHEI P. & WAAGE J.K. (2001). *A Global Strategy on Invasive Alien Species*. IUCN Gland (Switzerland) and Cambridge (UK). 62 p.

- MERGANIC J. & STERBA H. (2006). Characterization of diameter distribution using the weibull function: method of moments. *European Journal of Forest Research*, **125**: 427–439.
- MIEGE J. (1966). Observation sur les fluctuations des limites savanes-forêts en basse Côte d'Ivoire. *Annales de la faculté des sciences*, **3**: 149-166.
- OFFICE NATIONALE DES FORÊTS DE LA RÉUNION (2010). *Stratégie de lutte contre les espèces invasives à la Réunion*, 99 p.
- OUEDRAOGO A. (2006). *Diversité et dynamique de la végétation ligneuse de la partie orientale du Burkina Faso*. Thèse de doctorat de 3<sup>ème</sup> cycle, Université de Ouagadougou, 195 p.
- OUEDRAOGO S.J. (1995). *Les parcs agroforestiers au Burkina Faso*, Rapport AFRENA n° 79, 76 p.
- OUBA P.A., DAPOLA E.C.D. & PARE S. (2014). Perception locale de la dynamique du peuplement ligneux des vingt dernières années au Sahel burkinabé. *Vertigo*, **2**: 1- 16.
- PIELOU E.C. (1996). Species diversity and pattern diversity in the study of ecological succession. *J. Theoret. Biol.*, **10**: 370-383.
- POORE M.E.D. & PRIES C. (1986). Les effets écologiques des Eucalyptus. Etude FAO Forêts, **59**, 125 p.
- RICE E.L. (1984). *Allelopathy*, 2<sup>nd</sup> Edition, New York, Academic Press, 422 p.
- RONDEUX J. (1999). *La mesure des peuplements forestiers*. Gembloux (Belgique), Presses agronomiques de Gembloux, 544 p.
- RYNIKER K.A, BUSH J.K. & VAN AUKEN O.W. (2006). Structure of *Quercus gambelii* communities in the Lincoln National Forest, New Mexico, USA. *Forest Ecology and Management*, **233**: 69–77.
- SANFORD N.L., HARRINGTON R.A. & FOWNES J.H. (2003). Survival and growth of native and alien woody seedlings in open and understory environments. *Forest Ecology and Management*, **183**: 377-385.
- SANON A., BEGUIRISTAIN T., CÉBRON A., BERTHELIN J., NDOYE I., LEYVAL C., SYLLA S. & DUPONNOIS R. (2009). Changes in soil diversity and global activities following invasion of the exotic invasive plant, *Amaranthus viridis* L., decrease the growth of native sahelian *Acacia* species. *FEMS Microbiology Ecology*, **70**(1): 118-131.
- SAS INSTITUTE INC, 2008. *Jmp, Rease 8, Introductory Guide*. Gary (N.C., U.S.A.), 152 p.
- SAVADOGO S. (2008). *Etude de la flore et de la végétation des bois sacrés de la zone sub-sahélienne du Burkina Faso*. Mémoire de DEA, Université de Ouagadougou, 65 p.
- SAVADOGO S. (2013). *Les bois sacrés du Burkina Faso: Diversité, structure, dimension spirituelle et mode de gestion de leurs ressources naturelles*. Thèse de doctorat unique, Université de Ouagadougou, 280 p.
- SAVADOGO S., OUEDRAOGO A. & THIOMBIANO A. (2010). Perceptions, mode de gestion et végétation des bois sacrés au nord du Burkina Faso. *Flora Vegetatio Sudano-Sambesica*, **13**: 10-21.
- SAVADOGO S., OUEDRAOGO A. & THIOMBIANO A. (2011). Diversité et enjeux de conservation des bois sacrés en société Mossi (Burkina Faso) face aux mutations socioculturelles actuelles. *International Journal of Biology and Chemical Sciences*, **5**: 1639-1658.
- SHANNON C.E. & WEAVER W. (1949). *The Mathematical Theory of Communication*, Urbana (Illinois, U.S.A.), University of Illinois Press, 117 p.
- SOKPON N., AMETEPE A. & AGBO V. (1998). Forêt sacrées et conservation de la biodiversité au Bénin: Cas du plateau Adja au sud-ouest du Bénin. *Annales des sciences agronomiques du Bénin*, **1**: 1-18.
- STINSON K.A., CAMPBELL S.A., POWELL J.R., WOLF B.E., CALLAWAY R.M., THELEN G.C., HALLETT S.G., PRATI D. & KLIRONOMOS J.N. (2006). Invasive plant suppresses the growth of native tree seedling by disrupting belowground mutualisms. *PLoS Biology*, **4**: 727-731.
- SWAMY P.S., KUMAR M. & SUNDARAPANDIAN S.M. (2003). Spirituality and ecology of sacred groves in Tamil Nadu, India, *Unasylva*, **213**: 53-58.
- WEZEL A. & HAIGIS J. (2000). Farmers' perception of vegetation changes in semi-arid Niger. *Land Degradation & Development*, **11**: 523-534.
- WILSON J.B. (1988). Shoot competition and root competition. *Journal of Applied Ecology*, **25**: 279-296.
- ZARNOCK S.J. & DELL T.R. (1985). An evaluation of percentile and maximum likelihood estimators of Weibull parameters. *Forest Sciences*, **31**: 260-268.