

Cartographie et caractéristiques écologiques des forêts urbaines : Cas des sites de plantations de la Fête Nationale de l'Arbre (FNA) à Niamey, Niger

Abdou-Rachid A. Maïnassara, Doctorant, Agronome-Forestier

Université Abdou Moumouni de Niamey, Faculté d'Agronomie,
Département de Génie Rural et Eaux & Forêts, Niamey, Niger

Abdou Amani, Maître de recherche, Biologiste-Ecologue

Institut National de la Recherche Agronomique du Niger, Niamey,
Département de Gestion des Ressources Naturelles, Niamey, Niger

Yaye Aissetou Dramé, Professeur Titulaire, Entomologiste-Forestière

Université Abdou Moumouni de Niamey, Faculté d'Agronomie,
Département de Génie Rural et Eaux & Forêts, Niamey, Niger

[Doi:10.19044/esj.2025.v21n33p202](https://doi.org/10.19044/esj.2025.v21n33p202)

Submitted: 30 April 2025

Accepted: 11 November 2025

Published: 30 November 2025

Copyright 2025 Author(s)

Under Creative Commons CC-BY 4.0

OPEN ACCESS

Cite As:

Maïnassara, A.R.A., Amani, A. & Yaye Aissetou, D. (2025). *Cartographie et caractéristiques écologiques des forêts urbaines : Cas des sites de plantations de la Fête Nationale de l'Arbre (FNA) à Niamey, Niger*. European Scientific Journal, ESJ, 21 (33), 202.

<https://doi.org/10.19044/esj.2025.v21n33p202>

Résumé

Les forêts urbaines étaient traditionnellement considérées comme de simples aménités paysagères dédiées aux fonctions récréatives de l'urbanisme opérationnel. Cette étude réalisée dans la ville de Niamey au Niger vise à évaluer à l'aide de l'indice de végétation par différence normalisée (NDVI) l'évolution temporelle d'occupation du sol de la ville entre 2007 et 2024, tout en caractérisant à partir des relevés dendrométriques, la diversité et la structure des espèces ligneuse des sites reboisés lors de la Fête Nationale de l'Arbre (FNA). Des images Landsat ont été utilisées pour déterminer les changements d'état du couvert végétal entre ces deux années. À cet effet, nous avons collecté deux catégories de données. Il s'agit des données planimétriques et celles d'inventaire forestier. Ce dernier a été réalisé dans 71 placettes rectangulaires (50 m x 10 m). Nous avons aussi utilisé les images Landsat 7 de janvier 2007 et Landsat 8 de janvier 2024, de 30 m de résolution pour déterminer l'état du couvert végétal et l'extraction de NDVI. Ce dernier est

calculé sous ENVI 5 et cartographié sous ArcGIS 10. Les résultats obtenus montrent une diminution de 12,61 % des superficies non couvertes par la végétation, du fait des travaux de reboisement dont la ville bénéficie chaque année grâce à la FNA et aux autres circonstances. Les sites créés sont dans l'ensemble caractérisés par une diversité spécifique moyenne avec un indice de Shannon moyen de 3,86 bits, une régularité de Pielou moyenne de 0,74, un indice de Simpson moyen de 0,14, un indice de Margalef moyen de 3,17 et une densité moyenne de $41,60 \pm 16,24$ pieds/ha. La distribution des individus par classes de diamètre et de hauteur diffère d'un site à l'autre. Dans l'ensemble, les résultats obtenus de cette étude permettront d'apporter des informations actualisées sur les sites afin que ces derniers contribuent à assurer le double rôle de conservation des espèces ligneuses et de fourniture de services écosystémiques aux citoyens et riverains.

Mots-clés: Cartographie, Caractéristiques structurales, Peuplements ligneux, Images Landsat, Fête de l'Arbre, Niamey

Mapping and Ecological Characteristics of Urban Forests: Case Study of Tree-Planting Sites from the National Tree Day (FNA) in Niamey, Niger

Abdou-Rachid A. Maïnassara, Doctorant, Agronome-Forestier

Université Abdou Moumouni de Niamey, Faculté d'Agronomie,
Département de Génie Rural et Eaux & Forêts, Niamey, Niger

Abdou Amani, Maître de recherche, Biologiste-Ecologue

Institut National de la Recherche Agronomique du Niger, Niamey,
Département de Gestion des Ressources Naturelles, Niamey, Niger

Yaye Aissetou Dramé, Professeur Titulaire, Entomologiste-Forestière

Université Abdou Moumouni de Niamey, Faculté d'Agronomie,
Département de Génie Rural et Eaux & Forêts, Niamey, Niger

Abstract

Urban forests were traditionally regarded as mere landscape amenities dedicated to the recreational functions of operational urban planning. This study, conducted in Niamey, Niger, aims to assess the temporal evolution of land use in city between 2007 and 2024 using the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), as well as to characterize the diversity and structure of woody species in sites reforested during the National Tree Day (FNA) using dendrometric surveys. Landsat images were used to determine changes in vegetation cover between these two years. To this end, two categories of data

were collected: planimetric data and forest inventory data. The latter was conducted in 71 rectangular plots (50 m x 10 m). With a radius of 12.62 m. We used Landsat 7 images from January 2007 and Landsat 8 images from January 2024, both with a resolution of 30 m, to determine the state of vegetation cover and extract the extract NDVI. The index was calculated using ENVI 5 and mapped with ArcGIS 10. The results show a 12.61 % reduction in non-vegetated areas, attributed to annual reforestation efforts benefiting the city through the FNA and other circumstances. The established sites generally exhibit moderate species diversity, with an average Shannon index of 3.86 bits, a Pielou evenness index of 0.74, a Simpson index of 0.14, a Margalef index of 3.17, and an average density of 41.60 ± 16.24 stems/ha. The distribution of individuals by diameter and height classes differs from one site to another. Overall, the findings of this study provide updated information on these sites, ensuring their dual role in conserving woody species and delivering ecosystem services to urban residents and neighboring communities.

Keywords: Mapping, Structural characteristics, Woody stands, Landsat imagery, Tree Day, Niamey

Introduction

Les espaces urbains des pays ouest-africains abritent de nos jours une grande diversité d'espèces ligneuses qui sont plantées par l'Homme. Malheureusement, ces centres urbains se transforment de façon de plus en plus radicale. Ils doivent accueillir davantage de populations, ce qui est une conséquence de la croissance urbaine. Ces transformations s'opèrent de plus dans un contexte de conditions climatiques changeantes (Zerbo *et al.*, 2016). Face à cette situation, le Niger a consenti des efforts louables. Ces efforts s'inscrivent dans le cadre de la politique nationale de promotion des projets de boisement urbain. L'initiative la plus notable est la FNA, célébrée chaque 3 août depuis 1975. Cette démarche vise l'amélioration du couvert végétal par la création de sites de plantations dans les villes, comme Niamey. Il s'agit d'un besoin fondamental, puisque la végétation améliore sensiblement le confort du citadin. La FNA a permis d'augmenter les espèces ligneuses (Moussa *et al.*, 2019). Cette dernière est reconnue comme un enjeu environnemental majeur. Par conséquent, son importance est avérée. Sa protection est devenue une nécessité environnementale de grande ampleur, s'appliquant à la fois à l'échelle locale et internationale (Aronson *et al.*, 2014).

Mais ces efforts se focalisent uniquement sur le reboisement et la réalisation des sites de plantation. Ils ne prennent pas suffisamment en compte les effets négatifs de l'urbanisation incontrôlée. De même, ils négligent les pressions sociales exercées sur les arbres (Jack-Scott *et al.*, 2013). Ces facteurs menacent la pérennité des arbres présents sur les sites institutionnels urbains

reboisés. Cette situation constitue une source de compétition pour l'occupation de l'espace (Buissières et *al.*, 2009). Cette compétition oppose le citadin et les espèces ligneuses. Ceci est également une menace pour l'équilibre naturel (Arnould et *al.*, 2011), dont le résultat direct est la perte des forêts urbaines.

Les méthodes de télédétection sont bien adaptées pour détecter les changements du couvert des plantations dans l'espace et le temps (Abib et *al.*, 2017). Ces derniers temps, le NDVI est devenu l'indicateur principal. Il est le plus fréquemment utilisé pour le suivi de l'évolution de la végétation. Cet indice est parfois combiné avec d'autres types de données, mais la combinaison exacte varie selon les chercheurs (Symeonakis et *al.*, 2004). Les forêts urbaines jouent un rôle important. Elles assurent d'abord la fourniture des biens et services écosystémiques aux populations qui résident dans les villes (Mainassara, 2019). De plus, les forêts urbaines sont essentielles dans la définition de microclimats des habitats en milieu urbain (Nowak et *al.*, 2016b). Il est donc nécessaire d'étudier la composition floristique des espèces ligneuses. Il faut également d'identifier la dynamique des espèces ligneuses présentes sur les sites de la FNA. Comprendre cette dynamique permettra d'améliorer la connaissance des caractéristiques de ces peuplements afin de les décrire dans leurs aspects les plus divers. Pour cela, plusieurs interrogations méritent d'être posées : (i) quelle est la tendance évolutive d'occupation du sol dans la ville de Niamey ? (ii) quelles sont les principales espèces ligneuses présentes sur les sites ? (iii) quelle est la diversité floristique issue de la végétation des sites reboisés ?

C'est dans cette perspective que s'inscrit la présente étude. Elle vise à évaluer la tendance évolutive d'occupation du sol de la ville. Pour cela, elle utilise le NDVI. De façon spécifique, il s'agit de : (1) cartographier la dynamique d'occupation du sol de la ville à l'aide du NDVI ; (2) inventorier les espèces ligneuses des sites de la FNA et (3) déterminer la diversité floristique des espèces inventoriées des sites. Pour atteindre ces objectifs, les hypothèses suivantes ont été formulées : (i) la tendance évolutive d'occupation du sol est essentiellement progressive dans la ville de Niamey ; (ii) les sites de la FNA de la ville de Niamey sont composés d'espèces indigènes et exotiques et (iii) les sites plantés dans la ville sont peu diversifiés en espèces.

Matériel et méthodes

Présentation de la zone d'étude

Cette étude est réalisée dans la ville de Niamey (figure 1), capitale de la République du Niger (13°24' et 13°35'N de latitude Sud, 2°00' et 2°15'E de longitude). Elle couvre une superficie de 552,27 km², soit 0,043 % du territoire national (Institut National de la Statistique (INS), 2024). Le climat de la ville est de type sahélien. Il est caractérisé par la succession de deux saisons dont une saison des pluies (4 à 5 mois), avec une pluviosité annuelle moyenne

d'environ 500 mm. Cette pluvieuse est suivie d'une saison sèche beaucoup plus longue s'étalant sur 7 à 8 mois. La température moyenne était de 37°C (INS), 2024).

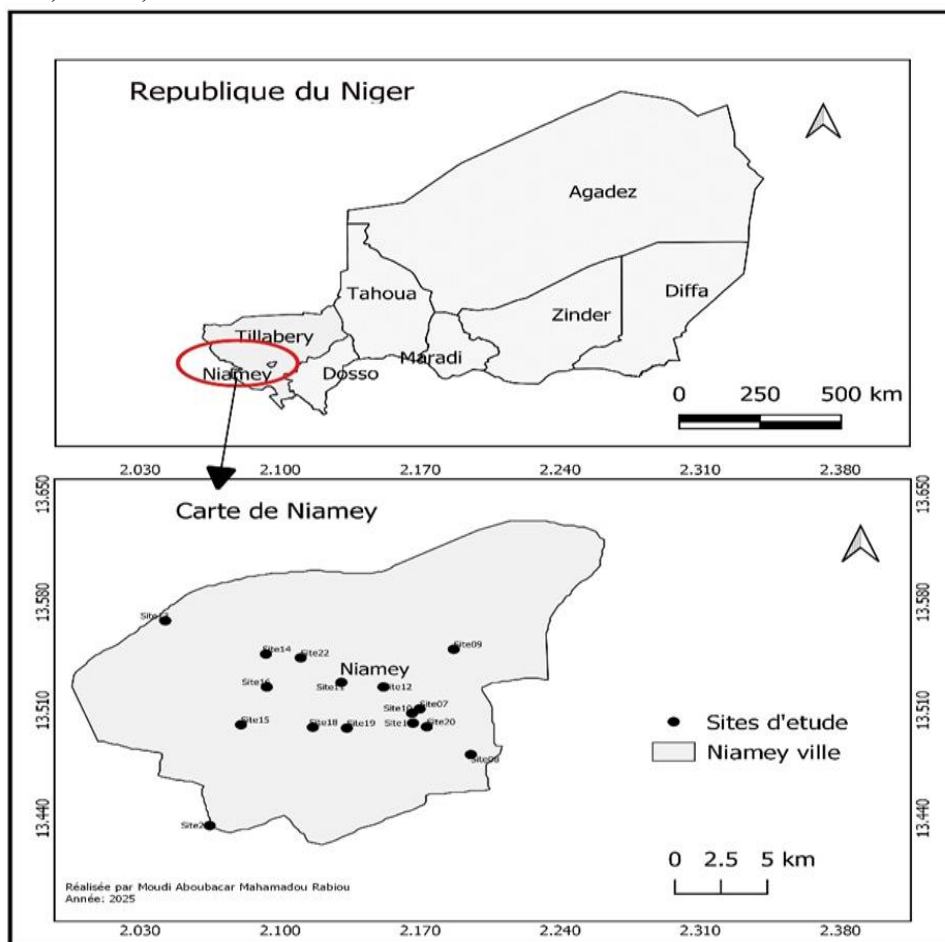


Figure 1 : Carte de la zone d'étude

Choix des sites étudiés et échantillonnage

Nous avons mené l'étude dans seize (16) sites de la ville de Niamey (Sud-Ouest du Niger). Le choix des sites est fait sur la base de ceux ayant fait l'objet de reboisement lors de la FNA et leur identification sur le terrain (figure 1). Les 16 sites reboisés (2007 à 2022) sont retenus pour la présente étude. Leurs caractéristiques (catégories de plantations, année de mise en terre des plants, superficie de la plantation et écartement entre deux plants consécutifs) détaillées sont consignées dans le tableau 1. La classification de ces plantations en 3 catégories est faite selon Ministère de l'Environnement du Niger (2010).

Afin de déterminer la taille de l'échantillon d'inventaire, un inventaire exploratoire est mené sur les douze (12) sites. Cet inventaire consistait à placer une placette rectangulaire de 500 m² par site, ceux-ci étant issus d'un échantillonnage systématique et stratifié. Le nombre de placettes est déterminé suivant la formule de Dagnelie (2012) :

$$n = (CV^2 \times T^2) / E^2, \text{ avec,}$$

n : taille de l'échantillon ; *CV* : coefficient de variation de la surface terrière des ligneux inventoriés dans les 12 placettes (0,43) ; *T* : valeur de la statistique *t* de la distribution de Student pour un risque alpha de 5 % est de 1,96 ; *E* : marge d'erreur de l'estimation de la surface terrière fixée à une valeur de 10 %.

Ainsi le nombre total des placettes à inventorier sur les 12 sites concernés est *n* = 71. Ce nombre est réparti sur les différents sites proportionnellement à leur superficie (tableau 1).

Tableau 1 : Nombre de placettes soumises à un inventaire systématique sur les sites

Sites de plantations	Nombre d'individus initialement plantés	Caractéristiques des plantations				Nombre de placettes inventoriées
		Année de mise en place	Catégorie	Superficie (en ha)	Ecartement entre deux plants	
Champ de tirs de la police secours	250	2007	PL	2,5	10 m x 10 m	5
Ecole Médersa de l'aéroport I	270	2008	PRN	2,7	10 m x 10 m	6
Ceinture verte vers le Camp de la Garde	305	2009	PL	3,05	10 m x 10 m	7
Police secours	110	2010	PRN	1,1	10 m x 10 m	2
Ceinture verte vers école Nigéro-Turque	380	2011	PL	3,8	10 m x 10 m	8
Parc Nigéro-Turque	220	2012	PL	2,2	10 m x 10 m	5
Boulevard de la Cité de la renaissance	310	2013	PA	3,1	10 m x 10 m	Inventaire exhaustif
Parc de la gendarmerie Nationale	800	2014	PRN	8	10 m x 10 m	17
Jardin botanique de la FSS (UAM)	231	2015	PRN	2,31	10 m x 10 m	5
Boulevard Tanimoune	1300	2016	PA	13	10 m x 10 m	Inventaire exhaustif
Ceinture verte en face de l'Ecole de la Santé Publique et de l'Action Sociale	150	2017	PL	1,5	10 m x 10 m	3
CEG 9 et Hôpital Gaweye	120	2018	PRN	1,2	10 m x 10 m	3
Espace public de la cour d'Etat	250	2019	PL	2,5	10 m x 10 m	6
Escadrille Militaire	190	2020	PL	1,9	10 m x 10 m	4
Ecole Seno de Harobanda	50	2021	PRN	0,5	10 m x 10 m	Inventaire exhaustif
CES de Koira Tegui	84	2022	PRN	0,84	10 m x 10 m	Inventaire exhaustif

PL : plantation en régie, PA : plantation d'alignement, PRN : plantation de regarnis

Collecte des données

La collecte des données a pris en compte les données d'inventaire et celles matricielles. Ces dernières concernèrent les images satellites Landsat 7 de l'année 2007 et Landsat 8 pour l'année 2024 prises en Janvier 2024 (afin de s'assurer uniquement de la présence de la végétation ligneuse). Les images eurent une résolution de 30 mètres et sont utilisées pour apprécier l'évolution du NDVI qui renseigne sur l'état de la végétation. Ces images ont été obtenues au format GEOTIFF à travers le lien www.earthexplorer.usgs.gov après avoir fait l'objet de corrections géométriques et radiométriques (géoréférencement, corrections des distorsions). L'objectif principal de l'obtention de ces images était de pouvoir réaliser des cartes de biomasse végétale pour l'ensemble de la ville.

Le schéma du dispositif mis en place est représenté par la figure 2. L'équidistance (flèches bleues) entre les placettes (Est, ouest, nord, sud) et le centre du site est de 20 mètres. L'équidistance (flèches rouges) entre deux (2) placettes horizontales successives et verticales successives est de 10 mètres.

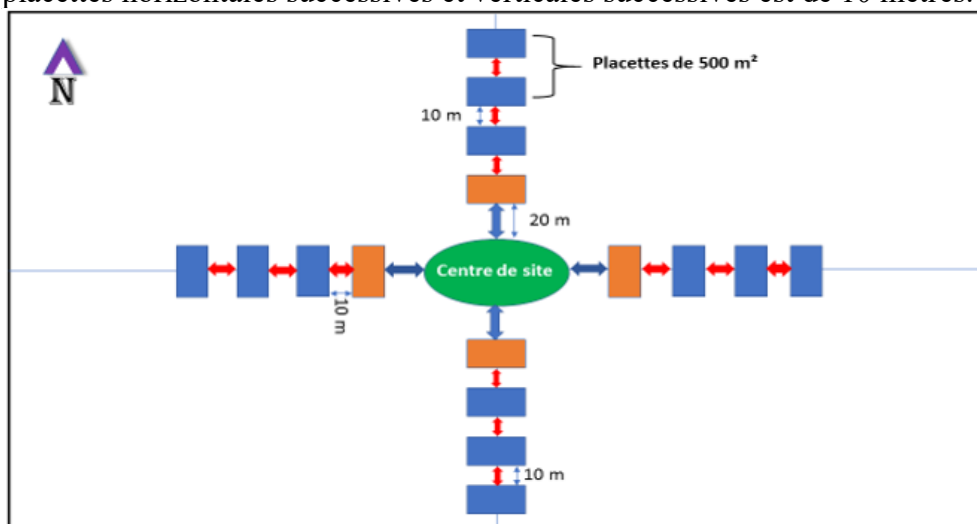


Figure 2 : Dispositif des placettes d'inventaire des sites

Nous avons collecté les données dans des placettes de forme rectangulaire de taille 500 m² (50 m x 10 m) comme recommandée pour les systèmes agroforestiers en Afrique de l'Ouest Sahel par Thiombiano *et al.* (2016). Cependant, au niveau des sites de plantations d'alignements (2013 et 2016) et des sites de regarnis de moins d'un (1) ha de superficie (2021 et 2022), les inventaires ont été exhaustifs. Tandis qu'au niveau des douze (12) sites de plantations restants, nous avons utilisé la méthode d'échantillonnage systématique et stratifié (tableau 1).

Les piquets ont été utilisés pour l'installation de placettes. Toutes les espèces ligneuses sont enregistrées, avec leur nom scientifique, leurs noms

vernaculaires et leurs paramètres dendrométriques (hauteur et diamètre) individu par individu. La hauteur des individus est mesurée à l'aide des jalons gradués. Le diamètre a été mesuré à 1,3 m pour les arbres et à 0,2 m pour les arbustes à l'aide d'un dendromètre (Felix et *al.*, 2019). Les coordonnées géographiques de chaque site de plantation sont relevées au centre de celui-ci à l'aide d'un GPS.

Evaluation des paramètres floristiques et dendrométriques

Après la collecte des données, les paramètres floristiques et dendrométriques de chaque site ont été calculés par les formules ci-dessous :

La richesse spécifique (S) est calculée comme le nombre total d'espèces que comporte le peuplement considéré dans un écosystème donné (Long, 1974). Ne tenant pas compte de l'abondance relative de chaque espèce, elle est souvent limitée pour comparer la diversité de deux communautés (Krebs, 1999). Pour y remédier, une série de quatre indices de diversité (Indice de diversité de Shannon, Indice de régularité de Pielou, Indice de diversité de Simpson et Indice de Margalef) a été calculée. Ces indices ont été choisis car ils prennent en compte à la fois la richesse spécifique et l'abondance relative des espèces (Zerbo et *al.*, 2016).

L'indice de diversité de Shannon & Weaver est calculé pour permettre de quantifier l'hétérogénéité de la diversité spécifique d'un site. Il combine le nombre d'espèces et leur abondance relative. Cet indice noté (H') est calculé en utilisant la formule de Shannon (1948) :

$$H' = -\sum [(n_i / N) * \log_2 (n_i / N)], \text{ avec,}$$

n_i : nombre des individus des espèces i ; N : nombre total d'individus par site ; $\ln$: logarithme naturel.

L'indice de régularité de Pielou (E) est utilisé comme la répartition des individus entre les espèces dans les sites en utilisant la formule de Pielou (1966) :

$$E = H' / \log_2 S, \text{ avec,}$$

H' : indice de diversité Shannon ; S : nombre total d'espèce.

L'indice de Simpson (I_s) mesure la dominance et l'uniformité des espèces, donnant plus de poids aux espèces abondantes est déterminé en utilisant la formule de Maguran (2004) :

$$I_s = \sum n_i (n_i - 1) / N(N - 1), \text{ avec,}$$

n_i : nombre des individus de l'espèce i ; N : nombre total d'individus par site.

L'indice de Margalef (D_{Mg}), qui mesure la richesse spécifique en tenant compte de la taille de l'échantillon, se calcule à l'aide de la formule de Maguran (2004) :

$$D_{Mg} = (S-1) / \ln(N), \text{ avec,}$$

N : nombre total d'individus recensés ; S : nombre total des espèces dans la population (richesse spécifique).

L'indice de similarité de Jaccard (I_j) est calculé pour évaluer la diversité β (similarité entre deux sites différents). Il est calculé sur la base de la présence/absence des espèces en utilisant la formule de Ramade (1990) :

$$I_j = (J / A + B - J) * 100, \text{ avec,}$$

A : nombre d'espèces dans le site A ; B : nombre d'espèces dans un autre site B ; J : nombre d'espèces communes aux deux (2) sites.

Concernant la structure, plusieurs variables ont été déterminées, incluant la densité réelle et linéaire, le taux de recouvrement, et la surface terrière. Ces variables structurelles comprennent également le volume de bois fort tige, la hauteur moyenne et l'indice de Valeur d'Importance (IVI).

La densité réelle (Dr) est calculée pour les sites de regarnis et de plantations en régie. Elle correspond au nombre total d'individus de toutes les espèces recensées par hectare, en utilisant la formule (Reineke, 1933 ; Roberts-Pichette et al., 2002) :

$$Dr = Fa / S, \text{ avec,}$$

Fa : somme d'individus d'une espèce i ; S : surface unitaire (en hectare).

Ensuite la densité linéaire (DI) est calculée pour les sites de plantations d'alignements. Elle correspond au nombre d'individus mesuré sur une distance de 100 mètres en utilisant la formule (Osseni, 2011) :

$$DI = (ni \times 100) / dt, \text{ avec,}$$

ni : nombre d'individus sur une longueur de 100 mètres ; dt : distance de l'axe du boulevard.

Le taux de recouvrement moyen des couronnes des arbres, exprimé en pourcentage (%), est calculé. Il représente la surface occupée par le houppier au niveau du sol, selon la formule (Ngom et al., 2013) :

$$R = \sum (\pi d_{mh}^2 / 4 S_E) * 100, \text{ avec,}$$

d_{mh} : diamètre moyen du houppier de l'individu i en mètre (m) ; S_E : surface de l'échantillon considérée en ha.

La surface terrière (G) est calculée en faisant la somme des surfaces occupées par les troncs de tous les arbres d'un relevé. Ce calcul repose sur

l'hypothèse que la coupe est effectuée à la hauteur de la poitrine (1,30 m), à l'intérieur de la plantation. Pour cela, nous avons eu recours à la formule de Rondeux (1993) :

$$G = \sum (\pi d_i^2) / 4 S_E, \text{ avec,}$$

d_i : diamètre de 1, 30 m des arbres et 0,2 m pour les arbustes ; S_E : Surface de l'échantillon considéré en ha.

Le volume (V) de bois fort tige (en m³/ha) sur pied se calcule suivant la formule (Baggnian et al., 2019) :

$$V = \sum (\pi d^2 / 4) \times H \times 0,555, \text{ avec,}$$

d : diamètre de 1, 30 m des arbres et 0,2 m pour les arbustes ; H : hauteur totale (en m).

La hauteur moyenne de Lorey (H_m) qui est la hauteur moyenne des individus pondérés à leur surface terrière (Assogbadjo, 2006) calculée avec la formule suivante :

$$H_m = \sum g_i \cdot h_i / \sum g_i$$

$$g_i = \pi / 4 \cdot d_i^2, \text{ avec,}$$

g_i et h_i étant respectivement la surface terrière et la hauteur totale de l'arbre i.

L'indice de Valeur d'Importance (IVI) a permis d'apprécier l'importance écologique des espèces dans une communauté végétale des sites étudiés (Traoré et al., 2012). Il permet aussi d'évaluer la prépondérance spécifique d'une espèce dans le peuplement. Cet indice est mis au point par Curtis et Macintosh (1950) comme étant la somme de la fréquence relative, la densité relative et la dominance relative. Pour faciliter l'interprétation de l'IVI, Lindsey (1956), cité par Labat (1995), a choisi de l'exprimer en pourcentage. Il a défini cet indice comme la moyenne arithmétique de la densité relative (DR), de la dominance relative (DoR) et de la fréquence relative (FR) pour l'espèce *i* donnée. Ce calcul s'effectue à l'aide de la formule :

$$IVI = [(N_i / \sum N_i) \cdot 100 + (G_i / \sum G_i) \cdot 100 + (F_i / \sum F_i) \cdot 100] / 3$$

$$F_i = r_i / R, \text{ avec,}$$

N_i : nombre d'individu de l'espèce i ; G_i : surface terrière de l'ensemble des individus de l'espèce i ; r_i : nombre de relevé dans lequel l'espèce i est présenté ; R : nombre de relevé total.

Enfin la distribution de Weibull est utilisée pour représenter les deux structures théoriques (diamètre et hauteur). Les individus sont repartis en classes de diamètre et de hauteur d'amplitude respectivement de 10 cm et 1 m.

Traitement et analyse des données

NDVI a été extrait à l'aide du logiciel Idrisi Selva 17.0. Cette extraction s'est faite en utilisant le canal du proche infrarouge, où la couverture végétale présente une forte réflectance. Le canal a également intégré le canal rouge, qui est caractérisé par la forte réflectance des surfaces minérales. Le résultat de cette opération est un « néo-canal » qui représente un gradient d'activité végétale. Ce gradient s'étend de la valeur -1 (absence d'activité chlorophyllienne due au sol nu) à la valeur +1 (forte activité chlorophyllienne due au couvert végétal maximal). L'analyse des nuances comprise entre ces deux extrêmes (-1 et +1) renseigne l'observateur sur la densité du couvert végétal (Bouiadjra *et al.*, 2011). L'utilisation de cet indice est très fréquente en raison de sa facilité de mise en œuvre et de sa forte corrélation avec la biomasse (Layelmam, 2015). Le traitement des images a été effectué sous le logiciel Idrisi Selva 17.0, et la mise en page cartographique a été faite dans ArcGIS 10.3.

Le traitement statistique des données d'inventaire a été réalisé à l'aide d'Excel 2013 et de XLstat® pour le classement des données numériques et l'élaboration des graphiques. Le logiciel R- 4.4.1® a été utilisé pour effectuer des tests statistiques spécifiques sur les paramètres dendrométriques des espèces étudiées (hauteur, densité et diamètre). Ces tests incluaient les tests de Turkey, de Shapiro-Wilk et de Levene, réalisés pour vérifier respectivement la comparaison des moyennes, la normalité et l'égalité des variances au sein des sites. Par ailleurs, le logiciel Minitab 19 a servi à la réalisation de la structure démographique des ligneux. Enfin, le logiciel QGIS a été employé pour la conception de la carte.

Résultats

Variation de l'indice de végétation normalisé entre 2007 et 2024

Le NDVI qui varie entre 0 et 1 (figure 3) correspond à un indicateur de présence de végétation dans les milieux. La distribution spatiale montre de fortes quantités de biomasse dans les endroits reboisés qui expriment l'état normal avec des valeurs comprises entre 0,11 et 0,46. Ces dernières sont associées à une forte activité chlorophyllienne. Le NDVI compris entre 0,07 et 0,13 indique une diminution de l'activité chlorophyllienne. Les ligneux présents dans ces milieux sont en état modéré ou de stress, ce qui indique une dégradation des conditions du milieu. Les valeurs comprises entre -0,09 et 0,02 obtenues dans les zones nues indiquent que ces dernières sont caractérisées par une absence d'activité chlorophyllienne qui exprime l'absence de végétation.

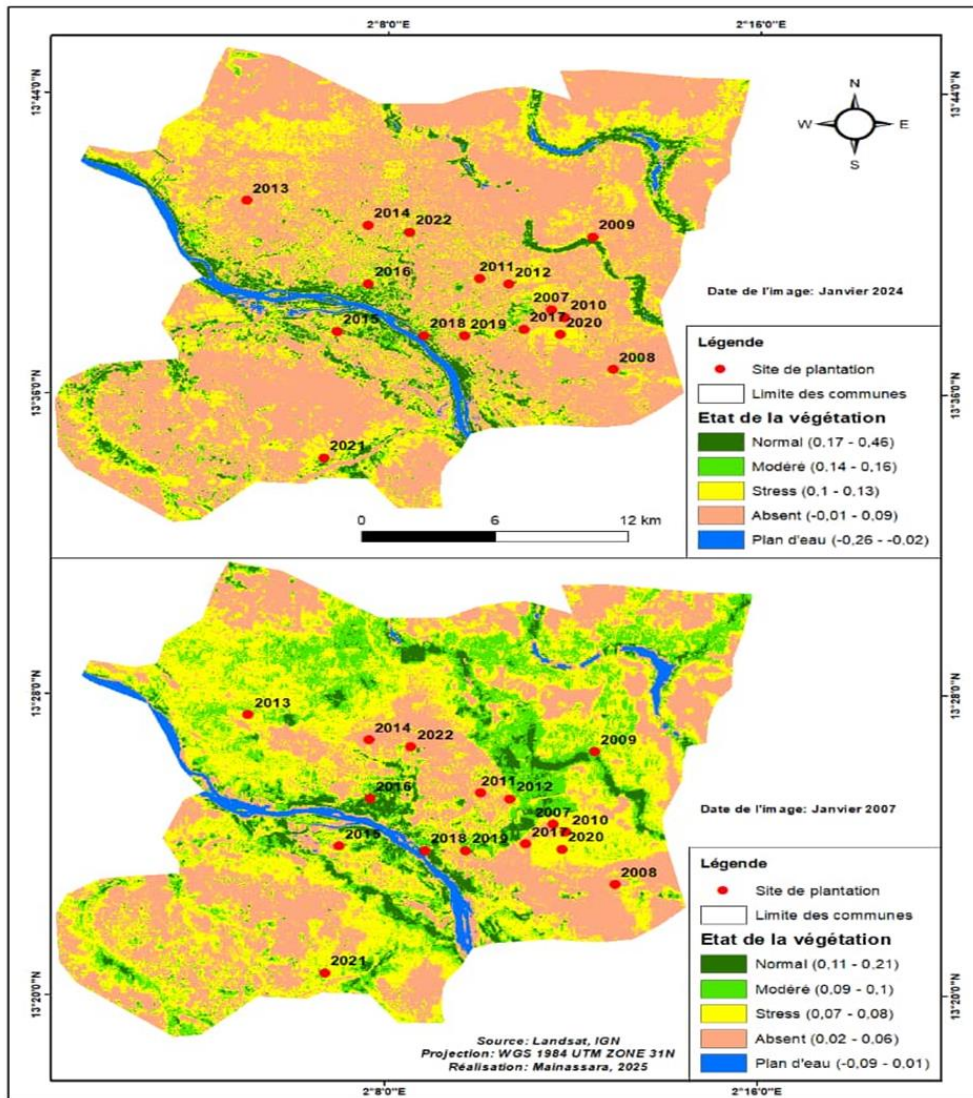


Figure 3 : Variation de l'indice de végétation normalisé entre 2007 et 2024 à Niamey

De 2007 à 2024, l'état normal de la végétation a légèrement progressé de 0,3 %, tandis que l'état de stress a diminué de 14,64 % (tableau 2). Parallèlement, la végétation en état modéré a progressé de manière significative, affichant une augmentation de 27,38 %. L'état d'absence de la végétation a également connu une diminution de 12,61 % des superficies non couvertes. Cette tendance positive résulte principalement des travaux de reboisement entrepris chaque année dans la ville, notamment lors de la FNA et d'autres circonstances. Cette tendance progressive indique un effort des autorités et populations civiles au cours des années.

Tableau 2 : Situation de la couverture végétale entre 2007 et 2024

Classes	2007		2024		2007 à 2024	
	Superficie (ha)	%	Superficie (ha)	%	Superficie (ha)	%
Normal	1374,48	2,47%	1205,91	2,17%	-168,57	-0,30%
Modéré	17985,42	32,32%	33223,68	59,70%	15238,26	27,38%
Stress	22950,54	41,24%	14800,95	26,59%	-8149,59	-14,64%
Absent	10209,96	18,35%	3192,03	5,74%	-7017,93	-12,61%

Caractérisation floristique et dendrométrie

Diversité floristique et similarité

La richesse floristique est considérée comme une caractéristique majeure d'un peuplement végétal, permettant d'apprécier sa diversité spécifique. Elle est apparue très variable selon les sites étudiés (tableau 3), aussi bien en termes d'espèces que de familles. Au total, la richesse spécifique pour l'ensemble des sites atteint 36 espèces, réparties en 31 genres et 18 familles. Il est à noter que le site de 2015 est le plus riche avec 24 espèces et 14 familles, alors que ceux de 2008, 2010 et 2011 ne comptent chacun qu'une (1) seule espèce.

L'indice de diversité de Shannon-Weaver a été estimé pour chaque site et affiche une valeur moyenne de 3,86 bits pour l'ensemble des sites étudiés. L'indice est plus élevé sur les sites de 2015 ($H' = 4,3$ bits) et de 2014 ($H' = 3,36$ bits), ce qui confirme leur plus grande richesse spécifique et leur nombre d'individus important. L'indice de régularité de Pielou présente une forte valeur globale de 0,74, traduisant une équipartition élevée de la diversité de la végétation des sites, à l'exception des sites de 2008, 2010 et 2011. L'indice de Simpson, qui pondère davantage les espèces abondantes, a révélé que les sites les plus diversifiés sont ceux de 2015 (0,05) et de 2012 (0,08), pour une valeur globale de 0,14. Quant à l'indice de Margalef, qui évalue la richesse spécifique en fonction de la taille de l'échantillon, indique une moyenne de 3,17 pour l'ensemble des sites. Cet indice révèle que les sites les plus diversifiés sont ceux de 2015 (3,3) et de 2018 (2,67) (tableau 3).

Tableau 3 : Diversité floristique par site

Sites	Richesse spécifique	Nombre de familles	Indice de diversité de Shannon	Indice de régularité de Pielou	Indice de Simpson	Indice de Margalef
2007	2	2	0,93	0,93	0,54	0,14
2008	1	1	0	0	1	0
2009	2	2	0,98	0,98	0,5	0,15
2010	1	1	0	0	1	0
2011	1	1	0	0	1	0
2012	12	9	2,99	0,83	0,08	1,64
2013	7	5	2,39	0,85	0,22	0,89
2014	11	8	3,36	0,97	0,1	1,12
2015	24	14	4,30	0,93	0,05	3,3

Sites	Richesse spécifique	Nombre de familles	Indice de diversité de Shannon	Indice de régularité de Pielou	Indice de Simpson	Indice de Margalef
2016	6	6	2,19	0,84	0,26	0,57
2017	3	3	1,01	0,64	0,14	0,38
2018	18	13	3,58	0,85	0,1	2,67
2019	15	10	3,09	0,79	0,16	1,87
2020	8	6	2,93	0,97	0,12	1,04
2021	2	2	0,91	0,91	0,51	0,27
2022	6	6	2,55	0,98	0,14	1,06

L'indice de similarité de Jaccard a été utilisé pour évaluer le degré de dépendance des peuplements ligneux entre les différents sites reboisés (tableaux 4 et 5). Cet indice exprime la ressemblance entre les sites en termes de présence ou d'absence d'espèces communes ou différentes. Le degré de similarité global est très faible, suggérant que les sites étudiés sont majoritairement dissemblables, tout au moins sur le plan floristique. Une exception notable concerne les sites de 2008, 2010 et 2011 qui présentent une similarité totale car ils partagent la même espèce (*Azadirachta indica*). Les similarités les plus fortes ont été observées entre les paires de sites 2007 – 2017 (66 %), 2018 – 2019 (57 %) et 2019 – 2020 (53 %). Cependant, entre la majorité des autres sites, l'indice de Jaccard est faible, voire nul.

Tableau 4 : Similarité de la composition des espèces entre les sites

Sites	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
2007	1							
2008	0,5	1						
2009	0,33	0	1					
2010	0,5	1	0	1				
2011	0,5	1	0	1	1			
2012	0,16	0,08	0,07	0,08	0,08	1		
2013	0,28	0,14	0,12	0,14	0,14	0,35	1	
2014	0,18	0,09	0,08	0,09	0,09	0,27	0,28	1
2015	0,08	0,04	0,08	0,04	0,04	0,24	0,1	0,2
2016	0,14	0,16	0	0,16	0,16	0,28	0,3	0,21
2017	0,66	0,33	0,25	0,33	0,33	0,15	0,42	0,16
2018	0,11	0,05	0,05	0,05	0,05	0,42	0,31	0,38
2019	0	0	0	0	0	0,17	0,15	0,23
2020	0	0	0	0	0	0,25	0,15	0,18
2021	0,33	0,5	0	0,5	0,5	0,07	0,12	0,08
2022	0,33	0,16	0,14	0,16	0,16	0,38	0,3	0,21

Tableau 5 : Similarité de la composition des espèces entre les sites (suite)

Sites	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
2015	1							
2016	0,15	1						
2017	0,12	0,28	1					
2018	0,31	0,2	0,1	1				
2019	0,25	0,1	0	0,57	1			
2020	0,1	0,16	0	0,44	0,53	1		
2021	0,04	0,14	0,25	0,05	0,06	0	1	
2022	0,15	0,2	0,28	0,2	0,16	0,16	0,33	1

Caractéristiques dendrométriques

Les paramètres dendrométriques étudiés présentent des variations entre les différents sites, mais les valeurs restent globalement faibles (tableau 6). La densité réelle moyenne des ligneux, calculée sur 14 sites (de regarnis et ceux de plantations en régie), est de $41,60 \pm 16,24$ individus/ha. Elle est maximale sur le site de 2019 (70,8 individus/ha) et minimale sur celui 2011 (19,47 individus/ha). Concernant les arbres d'alignement, la densité linéaire sur les deux boulevards (site de 2013 et 2016) est respectivement 3,68 pieds/100 m et 2,67 pieds/100 m. Le taux de recouvrement est le plus élevé sur les sites 2007 et 2008 (34,42 % et 31,64 %) et le plus faible sur ceux de 2021 et 2022 (0,27 % et 0,28 %). Cette disparité s'explique par la présence de grands ligneux aux larges houppiers sur les sites plus âgés, contrairement aux plus récents. La surface terrière moyenne est faible (5,59 m²/ha), mais elle varie fortement, de 16,01 m²/ha (sites de 2014) à 0,03 m²/ha (2021). Les valeurs de volume les plus grandes sont relevées sur les sites les plus anciens ou ceux présentant un nombre important d'individus. Le volume s'étend de 0,05 m³/ha (site de 2021) à 101,12 m³/ha (2008), indiquant sa dépendance à la densité et/ou à la circonférence des pieds. Enfin, la hauteur de Lorey varie également de manière significative ($F = 33,08$; $p < 0,0001$). Les fortes valeurs ($HL > 14$ m) sont observées sur les sites les plus anciens (2008, 2007 et 2010), tandis que les valeurs faibles se trouvent sur ceux les plus récents (2022, 2020 et 2021).

Tableau 6 : Paramètres dendrométriques des ligneux des sites d'étude

Sites	Densité réelle (individus/ha)	Densité linéaire (pieds/100m)	Couvert aérien (%)	Surface terrière (m ² /ha)	Volume (m ³ /ha)	Hauteur moyenne (m)
2007	41,6	-	34,42	10,83	101,09	16,4±2,1
2008	36,66	-	31,64	10,83	101,12	16,8±1,1
2009	22,62	-	16,15	5,24	40,19	12,1±4,5
2010	45,45	-	28,89	3,89	31,53	14,6±1
2011	19,47	-	20,62	5,46	40,52	13,4±1,6
2012	46,36	-	15,06	6,13	34,38	9,4 ± 2,5
2013	-	3,68	10,09	5,86	33,78	9,9± 2,58
2014	60,12	-	14,80	16,01	92,95	8,5± 5,37

Sites	Densité réelle (individus/ha)	Densité linéaire (pieds/100m)	Couvert aérien (%)	Surface terrière (m ² /ha)	Volume (m ³ /ha)	Hauteur moyenne (m)
2015	54,11	-	10,86	4,08	19,15	7,3± 2,39
2016	-	2,67	7,64	15,25	68,32	7 ± 2,4
2017	25,33	-	5,34	1,24	5,37	7,5 ± 0,8
2018	68,33	-	3,25	0,88	1,67	3,5± 1,26
2019	70,8	-	5,25	2,52	3,08	3 ± 1,17
2020	53,68	-	1,84	1,14	1,47	2,8± 0,72
2021	24	-	0,27	0,03	0,05	3,3± 0,29
2022	30,95	-	0,28	0,06	0,08	2,4± 0,58

Caractéristiques écologiques

L'IVI est utilisé pour exprimer l'importance écologique relative de chaque espèce ligneuse au niveau de chaque site donné (tableau 7). Cet indice combine des paramètres structuraux et des données floristiques pour évaluer la dominance et l'importance structurelle des espèces au sein d'un écosystème. De plus, il est essentiel pour l'analyse de la composition floristique, aidant à décrire la structure et l'organisation des communautés végétales.

L'espèce qui détient la plus haute valeur d'importance écologique sur tous les sites étudiés est *Azadirachta indica* avec une valeur de 38,28 %. Elle est suivie par d'autres espèces significatives mais nettement moins dominantes, notamment *Cassia siamea* (5,03 %), *Mangifera indica* (3,93 %), *Adansonia digitata* (3,9 %) et *Ficus platyphylla* (3,84 %).

Tableau 7 : Espèces écologiquement importantes par site

Sites	Espèces	DoR (en %)	DR (en %)	FR (en %)	IVI (%)
2007	<i>Azadirachta indica</i> A. Juss	77,92	65,75	60	67,89
	Autres	22,08	34,25	50	32,11
2008	<i>Azadirachta indica</i> A. Juss	100	100	100	100
	Autres	0	0	0	0
2009	<i>Azadirachta indica</i> A. Juss	76,31	56,48	71,42	68,07
	Autres	24,69	43,52	28,53	31,93
2010	<i>Azadirachta indica</i> A. Juss	100	100	100	100
	Autres	0	0	0	0
2011	<i>Azadirachta indica</i> A. Juss	100	100	100	100
	Autres	0	0	0	0
2012	<i>Azadirachta indica</i> A. Juss	39,08	28,43	40	35,84
	Autres	60,92	71,57	60	64,16
2014	<i>Citrus limon</i> (L.) Burn.f.	3,65	15,59	17,65	12,30
	Autres	96,35	84,41	82,35	87,70
2015	<i>Eucalyptus camaldulensis</i> Dehnh.	23,65	15,2	20	19,62
	Autres	76,35	84,8	80	80,32
2017	<i>Kigelia africana</i> (Lam.) Benth	38,87	44,74	33,33	38,98
	Autres	61,13	55,26	66,66	61,02
2018	<i>Mangifera indica</i> L.	18,5	19,37	33,33	35,6
	Autres	81,5	80,62	66,33	64,4

2019	<i>Mangifera indica</i> L.	17,73	30,51	33,33	27,19
	Autres	82,27	69,49	66,66	72,81
2020	<i>Mangifera indica</i> L.	13,85	18,18	25	19,01
	Autres	86,15	81,82	75	80,99

Structure de la végétation ligneuse des sites

La structure de la végétation ligneuse se définit par l'arrangement spatial, à la fois vertical et horizontal des individus. Elle est généralement caractérisée par l'étude de la distribution des ligneux en classes de diamètre et de hauteur.

Distribution selon le diamètre

L'analyse de la distribution des individus ligneux par classe de diamètre (figure 4) montre une variation significative du paramètre de forme « c » de Weibull selon les sites étudiés. Ce coefficient, dont les valeurs varient de 1,04 à 3,44, révèle une asymétrie positive dans la distribution. Cette asymétrie est directement liée à la prédominance d'individus jeunes et de faible diamètre au sein de ces peuplements. Les sites plus anciens (2007 à 2016) présente une structure en « J renversé », caractérisée par une dominance des jeunes dont le diamètre est compris entre 20 et 40 cm. Les sites plus récents (2017 à 2022) présentent des structures diamétrales similaires, prenant la forme de « L » ou de « J inversé », ce qui confirme également une forte proportion de jeunes individus.

Distribution selon la hauteur

L'analyse de la structure verticale des peuplements a été effectuée en regroupant les individus ligneux par classes de hauteur. Bien que la distribution des hauteurs s'ajuste à un modèle de Weibull asymétrique positive, la structure observée n'est globalement pas naturelle et ne correspond pas à la distribution théorique attendue. Pour les sites plus anciens (2007 à 2011), la population était dominée par des individus de grande taille, dont une forte concentration se situait entre 14 et 16 m. À l'inverse, les sites plus récents (2020 à 2022) montrent une prédominance d'individus de petite taille, la majorité étant concentrée dans la classe de 2 à 3 m de hauteur. Les autres sites (couvrant la période de 2012 à 2019) affichent quant à eux une répartition plus homogène, comprenant des individus de presque toutes les classes de hauteurs.

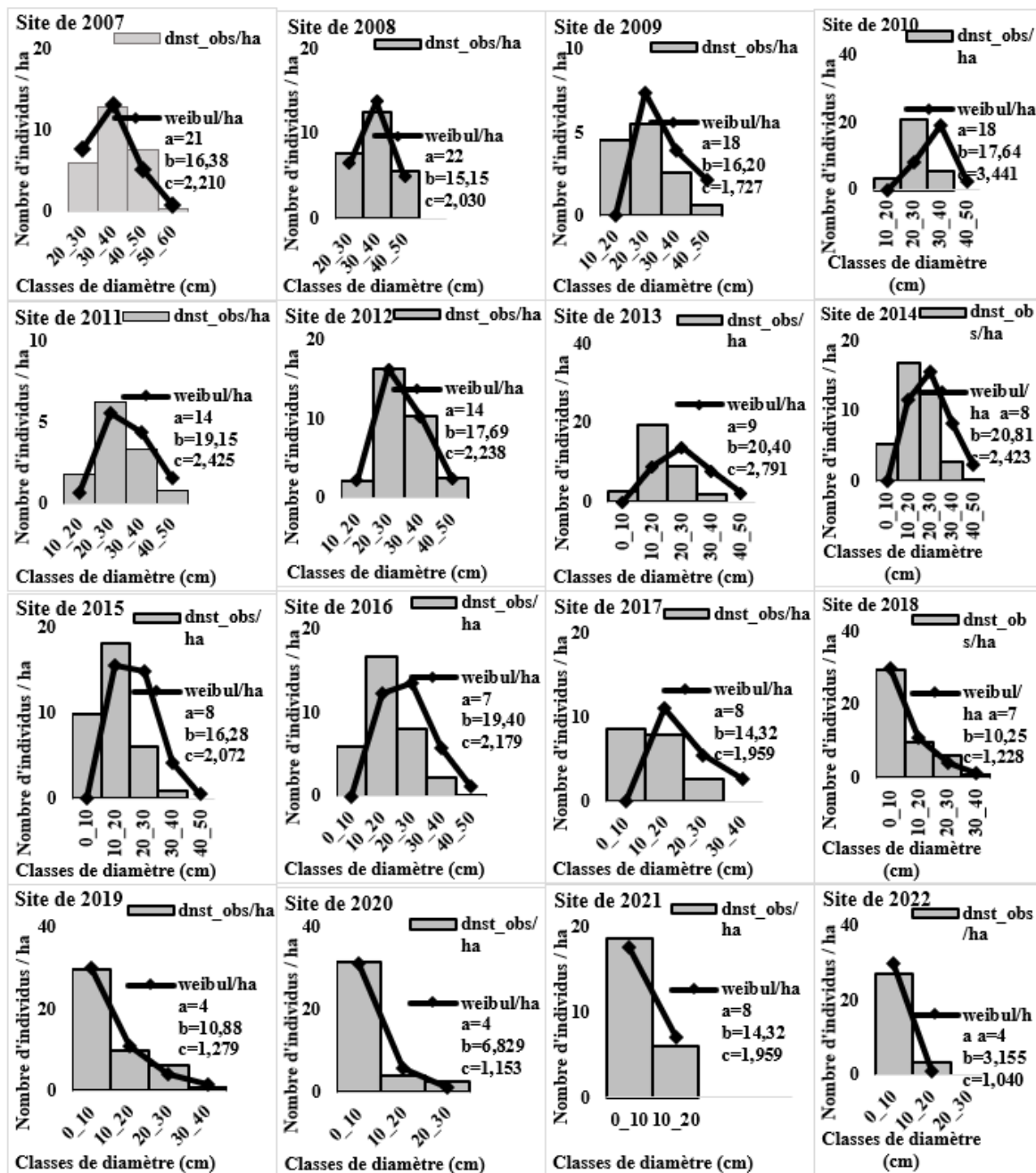


Figure 4 : Distribution des ligneux sur les sites selon les classes de diamètre

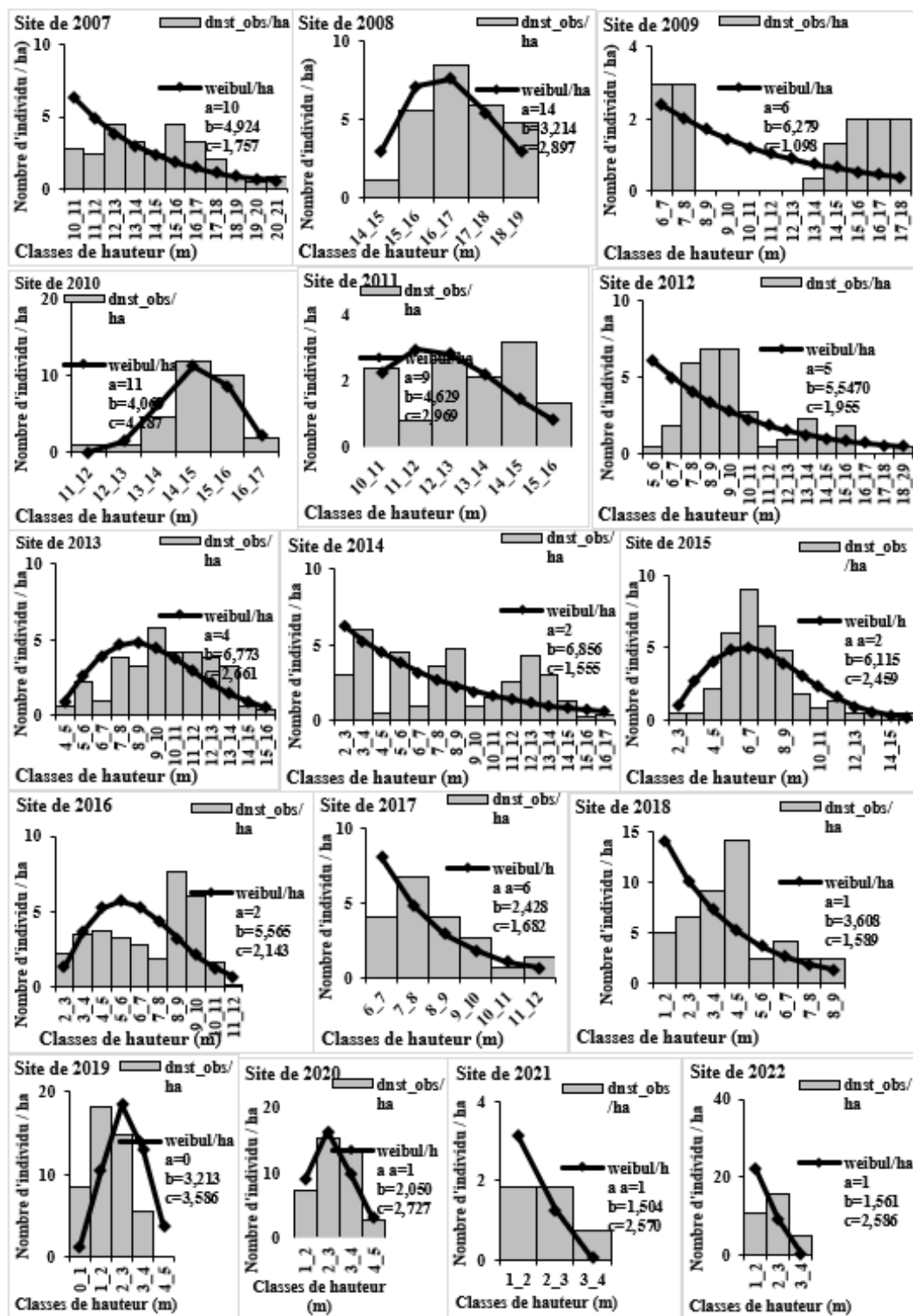


Figure 5 : Distribution des ligneux sur les sites selon les classes de hauteur

Discussion

Cartographie de la biomasse végétale de la ville

Pour cette étude, l'utilisation de la télédétection est complémentaire aux inventaires de terrain, en raison de la répartition inégale des sites. Le système d'utilisation des images satellites est employé pour le suivi rigoureux des ligneux et l'évaluation des sites reboisés. Ce qui aide à identifier où et quand un regarnissage est nécessaire et permet de déterminer les échecs à corriger. Enfin, il est facile la gestion de la composition des peuplements à l'échelle de la ville. Le NDVI a été utilisé dans cette étude, notamment en l'absence d'indicateur de suivi préétabli. Cet indice a permis de constater la tendance évolutive d'occupation du sol dans le temps. Le choix des images Landsat dans cette étude s'explique par leur haute résolution spatiale, qui augmente la précision des estimations de la biomasse (Loubota Panzou et *al.*, 2016).

Les résultats obtenus montrent que les espaces urbains connaissent une variation temporelle. Cette variation est notamment une transformation des surfaces nues en surfaces couvertes par la végétation. Cette transformation est de l'ordre de 12,61 %. Elle est certainement liée aux interventions humaines, notamment au reboisement de plusieurs espèces. Ce reboisement a eu lieu dans le cadre de la FNA (célébrée chaque 3 août) et d'autres plantations individuelles. Ce chiffre (12,61 %) indique un signe positif pour rendre la ville plus verte et durable. Ces reboisements anthropiques augmentent la biomasse (Lindsellet *al.*, 2013). La dynamique d'occupation du sol dans les villes dénote d'une prise de conscience. Cette dernière concerne les autorités et de la population. Elle porte sur l'importance du suivi des arbres plantés. Ce suivi est crucial car les arbres contribuent à plusieurs services écosystémiques. Cette conclusion est la même que celle tirée par Osseni et *al.* (2014) dans la ville de Porto-Novo (Bénin). Ils ont également évoqué que les facteurs anthropiques sont en cause. Ces facteurs entraînent la variation de la biomasse dans le temps. Les valeurs de la biomasse sont très faibles ou nulles dans certains secteurs de la ville de Niamey. Ces zones correspondent aux endroits occupés par des infrastructures de toutes sortes. Les variations spatiales de la biomasse végétale sont expliquées par des différences structurales liées à des perturbations anthropiques et/ou des gradients édaphiques et altitudinaux (Loubota Panzou et *al.*, 2016). Cela autorise Gourlet-Fleury et *al.* (2011) à affirmer que l'interaction de plusieurs facteurs explique les différences spatiales de la biomasse aérienne. Ces facteurs comprennent la composition floristique, la structure forestière et les facteurs de l'environnement. Ce point de vue rejoint celui de Toko (2008) qui affirme aussi que la variation spatiale de la biomasse est liée aux conditions édaphiques. On remarque une dominance de la végétation en état modéré par rapport à celle en état

normal et dégradé (stress). Cette situation diffère de celle décrite par Osseni (2014) dans la ville de Porto-novo. Cet auteur affirmait que les superficies des classes de végétation en état dégradé (stress) dominaient celles en état modéré et normal. Cette différence s'explique par le fait que son étude portait sur des plantations d'alignement non sécurisées. Or, la moitié de nos sites d'étude sont des parcs et des établissements publics qui bénéficient d'une sécurité bien supérieure. Selon Pettorelli et *al.* (2005), l'utilisation de l'indice de végétation (dérivé de la télédétection) pourrait constituer une information de base précieuse pour suivre l'évolutive de l'occupation du sol.

Composition, diversité floristique et similarité

Les ligneux inventoriés sur les 16 sites étudiés comprenaient 36 espèces (31 genres, et 18 familles botanique). Cette richesse floristique est inférieure à celle rapportée par d'autres études menées sur la végétation de la ville de Niamey (Moussa et *al.*, 2019 ; Bagnian et *al.*, 2021). Cette faible valeur s'explique par le fait que notre étude s'est limitée aux sites spécifiques de la FNA. Cela a favorisé un nombre restreint d'espèces forestières et fruitières à croissance rapide tels que *Azadirachta indica*, *Cassia siamea*, *Kigelia africana*, *Mangifera indica*, etc., limitant ainsi la diversité végétale. La faible richesse floristique observée dans les plantations anthropiques urbaines a déjà été documentée. Elle a notamment été signalée par El-Lakany (2001) ; Bekkouch et *al.* (2011) et Dardour et *al.* (2013). Ces derniers ont fait ce même constat dans les villes respectives de Bija au Portugal, d'Oujda et Saïdia au Maroc, et du Caire en Egypte. Le choix de ces espèces peut s'expliquer par plusieurs facteurs. D'une part, elles sont choisies pour leur adaptation aux conditions pédoclimatiques de la ville et/ou pour des raisons paysagères (Dardour et *al.*, 2013). Et d'autre part, leur sélection est motivée par la rapidité de leur croissance (Gnagne et *al.*, 2019). C'est d'ailleurs ce taux d'ombrage qui pourrait expliquer la forte proportion de l'espèce *Azadirachta indica*. Cet arbre est sempervirent, lui permettant de procurer de l'ombrage en toute saison (Leblanc & Malaisse, 1978). De plus, cette espèce est reconnue pour sa forte valeur médicinale (Soumaila et *al.*, 2017). Néanmoins, les sites de 2008, 2010 et 2011 font exception car seule l'espèce *Azadirachta indica* y a été plantée. Sur tous les autres sites, on compte un minimum de deux espèces en association. Cette même remarque a été faite par Justin et *al.* (2018) sur les arbres en alignement de voies de la commune de Daloa (Côte d'Ivoire).

En termes de diversité spécifique, l'indice de Shannon moyen est de 3,86 bits pour tous les sites. Par rapport à la régularité de la distribution des espèces dans ces sites, l'équitabilité de Pielou moyenne est de 0,74. Concernant l'indice de Simpson moyen, sa valeur est de 0,14 tandis que

celle de l'indice de Margalef est de 3,17. Ces valeurs moyennes montrent que les sites de la FNA de Niamey ont une grande diversité d'espèces ligneuses. Cela pourrait s'expliquer par le fait que ces indices prennent en compte l'abondance des espèces étudiées (Felfili *et al.*, 2004). Ces résultats rejoignent ceux de Moussa (2019) dans la même ville.

Les résultats montrent aussi une similarité floristique moyennement faible entre les sites, ce qui indique une hétérogénéité de la composition floristique entre tous les sites. Les valeurs moyennement faibles de cet indice traduisent une différence dans la réponse adaptative des espèces de chaque site comme rapporté par Ndong *et al.* (2015).

Caractéristiques dendrométriques des ligneux

Les densités réelles varient de 70,8 pieds/ha (site de 2019) à 19,47 pieds/ha (site de 2011). De manière générale, on constate que le nombre moyen des ligneux à l'hectare qui est de 41,6 pieds est relativement faible. Cette valeur (41,6 pieds/ha) est largement inférieure à celle trouvée par Moussa *et al.* (2019) dans la même ville et qui est de 81,3 pieds/ha. La différence s'explique dans la prise en compte de toute la végétation de la ville. L'inégalité des valeurs de densité observée sur les différents sites pourrait être liée aux caractéristiques écologiques des milieux (Madjimbe *et al.*, 2021). Par ailleurs, la densité des peuplements boisés des zones urbaines est en étroite corrélation avec les interventions humaines (Bekkouch *et al.*, 2011). Les fortes densités des individus des espèces recensées sur certains sites, trouvent leur explication dans les travaux de reboisement (SODEFOR, 1999). On remarque que la densité linéaire sur les deux boulevards (site de 2013 et 2016) diminue au fur et à mesure qu'on évolue de la périphérie à l'entrée. Mais en moyenne on note que trois pieds d'arbres sont retrouvés à tous les 100 mètres de rue. Cette valeur reste nettement inférieure à celle de Porto-novo (Bénin) où Osseni (2011) a trouvé sept (7) pieds d'arbre sur les plantations de l'axe du boulevard extérieur. Cette différence pourrait s'expliquer par le fait que la ville de Niamey n'est pas dans la même région bioclimatique que Porto-novo. Le couvert aérien présente une variabilité significative entre les différents sites étudiés. Cependant, en moyenne, il est noté qu'environ 13,90 % de la surface totale de ces sites reçoit l'ombrage des ligneux présents. Cette valeur reste supérieure à la norme de 10 % retenue pour les pays en voie de développement. Cette norme a été établie par la FAO (2005) et est citée par Osseni (2011). Pherson *et al.* (2002) ont précisé que dans certaines villes de l'État de la Californie (Etats-Unis), une mesure a été imposée par décret. Ce dernier exige que 50 % des aires pavées soient ombragées à l'aide d'arbres afin de diminuer la température ambiante de l'air. Cette norme est nettement supérieure à celle proposée par la FAO. De ce fait, elle serait

difficile à atteindre dans les villes sahéliennes, et particulièrement à Niamey où des contraintes d'espace se posent. La présence des espaces verts en milieu urbain permet aux citoyens de bénéficier d'aires ombragées propices au repos et à l'observation des passants. Ces lieux offrent également la possibilité d'exercer de petits métiers ou d'établir de petits commerces. Ces aspects ont été également évoqués par Barbosa et *al.* (2007). Selon lui, le nombre, la répartition et la facilité d'accès aux espaces verts sont des éléments clés pour leurs fonctions écologiques et sociales en milieu urbain.

La surface terrière des ligneux enregistrée au cours de cette étude indique que celle-ci varie selon les sites. En effet, elle est plus élevée dans le site de 2014 (16,01 m²/ha) que dans les autres. Cet état de fait serait dû, d'une part, au plus grand nombre d'individus présents sur ce site. D'autre part, il s'expliquerait par l'abondance des arbres à grands troncs (*Azadirachta indica*, *Sclerocarya birrea*, et *Adansonia digitata*). La variation observée dans la structure et les caractéristiques dendrométriques est un facteur clé. Elle permet d'expliquer l'écart des densités des ligneux et de leurs surfaces terrières mesurées entre les différents sites reboisés (Guihini et *al.*, 2021). Plusieurs autres facteurs jouent également un rôle crucial dans l'accroissement de la surface terrière. Il s'agit notamment de la répartition des précipitations et de la teneur en eau du sol (Baggnian et *al.*, 2019). Le volume de bois sur pieds est très variable d'un site à l'autre. Les sites les plus anciens (2008 et 2007) présentent les volumes les plus élevés, atteignant respectivement 101,12 m³/ha et 101,09 m³/ha, car ils hébergent une population d'arbres âgés. Inversement, les volumes les plus faibles sont notés dans les sites récents (2022 et 2021). Ces derniers affichent des valeurs beaucoup plus basses, soit 0,08 m³/ha et 0,05 m³/ha respectivement. En définitive, la valeur du volume de bois dépend principalement de l'âge et surtout de la circonférence des pieds (Roberts-Pichette et Gillespie, 2002). La hauteur de Lorey moyenne dans les sites présente une grande variation, allant de $2,38 \pm 0,58$ (site de 2022) à $16,83 \pm 1,1$ m (site de 2008). Cette variabilité suggère que les sites possèdent un potentiel ligneux significatif, ce qui contribue à leur stabilité et offre une possibilité de conservation durable (Ngom et *al.*, 2013).

Caractéristiques écologiques

Globalement sur les sites étudiés, trois espèces se dégagent de par leur importance écologique. Il s'agit de : *Azadirachta indica* (38,28 %), *Cassia siamea* (5,03 %), *Mangifera indica* (3,93 %). L'importance d'*Azadirachta indica* s'explique par son adaptabilité aux conditions climatiques dures (Raj et *al.*, 2013) comme le Sahel et son usage multiple comme ombrage. Le choix des espèces ligneuses reboisées repose, d'une

part, sur le respect des souhaits de la population riveraine concernant des usages tels que l'alimentation, la médecine traditionnelle ou l'ombrage. Cette approche est fondamentale pour obtenir une plus grande adhésion des populations, ce qui est crucial pour le suivi et l'entretien durable des plantations. D'autre part, ces espèces doivent impérativement répondre aux conditions morphopédologiques du milieu (Sinsin et *al.*, 2000). Ceci est nécessaire afin de garantir simultanément les besoins d'harmonisation, d'esthétique et de protection de l'environnement.

Etat et dynamique des sites

L'analyse des classes de diamètre sur les sites reboisés de la ville de Niamey révèle deux types de distributions. Les sites les plus anciens (2007 à 2016) présentent une allure en « J renversé ». Inversement, les sites plus récents (2017 à 2022) affichent une forme en « L » ou « J inversé ». Dans l'ensemble, les paramètres de forme « c » de la distribution de Weibull sont compris entre 1 et 3,6 indiquant une forte prédominance des individus jeunes et de faible diamètre. Ces formes s'expliquent par la constance des efforts de reboisement, notamment la mise en terre de nouveaux plants, ainsi que le regarni ou l'enrichissement du potentiel existant. Cette dynamique de renouvellement des populations végétales est un indicateur fort de la stabilité du milieu. Ce constat a été fait par Bagnian et *al.* (2021) sur la biodiversité des espèces ligneuses du parc forestier de la Faculté d'Agronomie de l'Université Abdou Moumouni de Niamey. Les structures en classes de hauteurs de la plupart des sites ne s'ajustent pas parfaitement aux distributions théoriques de Weibull. Ce manque d'ajustement est le signe que ces peuplements ligneux sont dégradés, en raison des pressions anthropiques exercées par les citoyens, combinées à des conditions climatiques difficiles. Cette conclusion est la même que celle tirée par Ali et *al.* (2018) sur les peuplements ligneux des pâturages naturels de la région de Maradi au Niger.

Conclusion

L'évolution du peuplement ligneux des plantations de la FNA diffère selon le site. L'étude a permis d'évaluer la variabilité spatio-temporelle à Niamey entre 2007 et 2024 en utilisant le NDVI. Elle a également conduit à une meilleure connaissance de la composition floristique et des caractéristiques structurales des peuplements ligneux sur les sites de la FNA. La cartographie à travers l'imagerie satellitaire a permis d'élaborer des cartes afin de voir la dynamique du couvert végétal de la ville. Les résultats montrent une composition spécifique riche de 36 espèces ligneuses, réparties en 31 genres et 18 familles. La structure de peuplement met en évidence la prédominance d'individus moyennement jeunes pour

toutes les classes de hauteur et de diamètre, sur l'ensemble des sites. Ces derniers sont caractérisés par des densités faibles, et présentent des taux de recouvrement et des diversités spécifiques variables. Du point de vue de l'importance écologique, cinq espèces se distinguent particulièrement. Ces espèces sont l'*Azadirachta indica* (38,28 %), le *Cassia siamea* (5,03 %), le *Mangifera indica* (3,93 %), l'*Adansonia digitata* (3,9 %) et le *Ficus platyphylla* (3,84 %).

Remerciements

Nous tenons à exprimer notre vive gratitude et notre profonde reconnaissance au Colonel Hassan DJIBO, ancien Directeur Régional de l'environnement de Niamey, pour son soutien constant et précieux lors de la phase cruciale de la collecte des données sur le terrain. Nous tenons à exprimer aussi notre sincère gratitude aux relecteurs dont les précieuses contributions ont grandement contribué à l'amélioration de ce manuscrit.

Conflit d'intérêts : Les auteurs n'ont signalé aucun conflit d'intérêts.

Disponibilité des données : Toutes les données sont incluses dans le contenu de l'article.

Déclaration de financement : Les auteurs n'ont obtenu aucun financement pour cette recherche.

References:

1. Abib G.S., Ousséni A., Ismaïla T.I., Joseph O. & Omer T. (2017). Cartographie de la variabilité spatio-temporelle de la biomasse végétale dans la commune de Banikoara au Bénin. *Revue de Géographie Tropicale et d'Environnement*, n°2, 2017.
2. Ali A., Issa C., Saley K., Idrissa S., Ali M. & Mahamane S. (2018). Flore et structure des peuplements ligneux des pâturages naturels de la région de Maradi, Niger. *Revue Afrique SCIENCE*, 14(5) (2018) 171 – 189. ISSN 1813-548X, <http://www.afriquescience.net>.
3. Aronson M.F.J., Lasorte F.A., Nilon C.H.H., Katti M., Goddard M.A., Lepczyk C.H.A., Warren P.S., Williams N.S.G., Cilliers S., Clarkson B., Dobbs C., Dolan R., Hedblom M., Klotz S., Kooijmans J.L., Kühn I., Gregor-fors I.M., McDonnell, Mörberg U., Pysek P., Siebert S., Sushinsky J., Werner P. & Winter M. (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers ». *Proceedings of the Royal Society, B : Biological Sciences*, 281 (1780), doi : <http://dx.doi.org/10.1098/rspb/2013.3330>.

4. Arnould P., Le Lay Y.F., Dodane C. & Méliani I. (2011). La nature en ville : l'improbable biodiversité. *Géographie, économie et société*, 13(1), 45-68 pp.
5. Bagnian I., Yameogo J., Abdou L., Adam T. & Mahamane A. (2019). Caractéristiques écologiques du peuplement ligneux issu de la régénération naturelle assistée (RNA) dans les régions de Maradi et Zinder, Niger. *Journal of Animal & Plant Sciences (J.Anim.Plant Sci.)*, 2019. Vol.39, Issue 2: 6454-6467 : <http://www.m.elewa.org/JAPS> ; ISSN 2071-7024
6. Bagnian I. & Bako O.Y. (2021). Biodiversité des espèces ligneuses du parc forestier de la Faculté d'Agronomie de l'Université Abdou Moumouni de Niamey, Niger. *EWASH & TI Journal, 2021 Volume 5 Issue 3*, Page 665-677 Environmental and Water Sciences, Public Health & Territorial Intelligence Env.Wat. Sci. pub. H. Ter. Int. J. : <https://www.researchgate.net/publication/364129228>
7. Barbosa O. & Tratalos J.A. (2007). Who benefits from access to green space ? A case study from Sheffield, UK. *Landscape and urban planning*, vol. 83 : 187- 195.
8. Bekkouch I., Kouddanea N., Darouia E., Boukroutea A. & Berrichi A. (2011). Inventaire des arbres d'alignement de la ville d'Oujda. *Nature et Technologie*, n° 5 : 87 - 91.
9. Bouiadjra S.E.B., El Zerey W. & Benabdeli K. (2011). Etude diachronique des changements du couvert végétal dans un écosystème montagneux par télédétection spatiale : cas des monts du Tessala (Algérie occidentale). *Géographie Physique et Environnement*, vol 5, pp 211-225.
10. Buisseres G., Brochu P., Coupal M.J., Fradette J., Francoeur P., Larivière J., Paquet B., Rey-Lescure E., Robert M.C., Rocray P.E & Sommelier C. (2009). « *Foresterie urbaine* » In *Ordre des Ingénieurs Forestiers du Québec* (éd). Manuel de foresterie. 2è édition. Ouvrage collectif. Edition multimondes, Québec, pp 721-769.
11. Dagnelie P. (2012). *Statistique Théorique et Appliquée* (vol. 2). De Boeck et Larcier : Belgique.
12. Dardour M., Daroui E.A., Boukroute A., Kouddane N.E. & Abdelbasset B. (2013). Inventaire et état sanitaire des arbres d'alignement de la ville de Saïdia (Maroc oriental), *Nature & Technologie* 10 : 02-09.
13. El-Lakany M.H. (2001). *La foresterie urbaine et périurbaine au Proche Orient*. Une étude de cas sur le Caire. Archives documents de la FAO. La foresterie urbaine et périurbaine, 5pp.

14. Felfili J.M., Silva J.M.C., Sevilha A.C., Fagg C.W., Walter B.M.T., Nogueira P.E. & Rezende A.V. (2004). Diversity floristic and structural patterns of cerrado vegetation in Central Brazil. *Plant Ecology*, 175 : 37- 46.
15. Félix Z.C.S., Tougiani A. & Moussa M. (2019). Diversité et structure des peuplements ligneux issus de la Régénération Naturelle Assistée (RNA) suivant un gradient Agro-écologique au centre sud du Niger. *J. Agric. Vet. Sci*, 12(1), 52-62.
16. Fousseni F., Hodabalo P., Wouyo A. & Akpagana K. (2019). Foresterie urbaine et potentiel de séquestration du carbone atmosphérique dans la zone urbaine et péri-urbaine de Kpalime (Togo). *Rev. Sc. Env. Univ.*, Lomé (Togo), 2017, n°14, vol. 1 ISSN 1812-1403. : <https://www.researchgate.net/publication/321824844>
17. Ganaba S. (2008). *Caractérisation, utilisations, tests de restauration et gestion de la végétation ligneuse au Sahel, Burkina Faso*. Thèse de Doctorat d'Etat ès Sciences Naturelles, Université Cheikh Anta Diop, Dakar, Sénégal, 316 p.
18. Gurllet-fleury S. (2011). Environmental filtering of dense-wooded species controls above-ground biomass stored in African moist forests, in *J. Ecol.*, vol. 99, pp. 981-990.
19. Guihini M.A., Minda M.S., Aly D., Mbaikoubou M. & Aliou G. (2021). Composition floristique et structure des peuplements ligneux de deux sites du tracé de la grande muraille verte du Tchad. *Journal of Animal & Plant Sciences.*, Vol.49 (1): 8774-8784. <https://doi.org/10.35759/JAnmPlSci.v49-1.2>
20. INS (2024). Annuaire Statistique Regional 2018 - 2022. Niamey.
21. Jack-Scott E., Piana M., Troxel B., Murphy-Dunning C. & Ashton M.S. (2013). Stewardships success: How community group dynamics affect urban street trees survival and growth. *Arboriculture and urban forestry*, 39 (4) : 189-196 pp.
22. Justin K.K., Henri K.K. & Hervé R.K. (2018). Evaluation de la diversité floristique et estimation du taux de séquestration de carbone des arbres en alignement de voies de la commune de Daloa (Côte d'Ivoire). *J. Biol. Chem. Sci.* 12(4): 1876-1886.
23. Krebs J.C. (1999). *Ecological Methodology*. Addison-Wesley Educational Publishers In Corporation. New York, USA.
24. Labat J.N. (1995). *Végétation du nord-ouest du Michoacan Mexique*. Instituto de Ecologia A. C., 401p.
25. Layelmam M. (2015). Calcul des indicateurs de sécheresse à partir des images NOAA/AVHRR. [Rapport de recherche] IAV ; CRTS ; CRASTE-LF. <hal-00915461>, 37 p.

26. Leblanc M. & Malaisse F. (1978). *Lubumbashi, un écosystème urbain tropical*, Centre International de Semiologie, Université National du Zaïre. 178 pp.
27. Lindsellet J.A. & Klop E. (2013). Spatial and temporal variation of carbon stocks in a lowland tropical forest in West Africa, in *For. Ecol. Manage.*, vol. 289, pp. 10-17.
28. Long G. (1974). *Diagnostic phytoécologique et aménagement du territoire. I : Principes généraux et méthodes*. Masson, Paris.
29. Loubota Panzou J.G., Doucet J.L., Loumeto J.J., Biwolé A., Bauwens S. & Fayolle A. (2016). Biomasse et stocks de carbone des forêts tropicales africaines (synthèse bibliographique), in *Biotechnol. Agron. Soc. Environ*, vol. 20, n°4, PP. 508-522.
30. Madjimbe G., Goy S., Touroumgaye G., Esaïe W. & Jonathan P. (2021). Dynamique des peuplements ligneux dans le Parc National de Manda, au sud du Tchad. *Journal of Animal & Plant Sciences.*, Vol.42 (1): 7139-7152. <https://doi.org/10.35759/JAnmPlSci.v42-1.5>
31. Mainassara A.R.A. (2019). *Foresterie Urbaine de Maradi (Niger)*, Mémoire de Master en Gestion des ressources naturelles, Université Catholique de l'Afrique de l'Ouest, Unité universitaire de Cotonou (Bénin), 73 p.
32. Magurran A.E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, Malden, Oxford and Victoria. 256 p.
33. Ministère de l'Environnement du Niger (2010). *Foresterie Urbaine*, version revue Niger. Niamey, 12 p.
34. Moussa S., Kyereh B., Kuyah S., Tougiani A. & Saadou M. (2019). Composition Floristique et Structure des Forêts Urbaines des Villes Sahéliennes : Cas de Niamey et Maradi, Niger. *Science de la vie, de la terre et agronomie. REV. RAMRES - VOL.07 NUM.00. 2019 ** ISSN 2424-7235*.
35. Ndong A.T., Ndiaye O., Sagna M.B., Diallo A., Galop D. & Guisse A. (2015). Caractérisation de la végétation ligneuse sahélienne du Sénégal : Cas du Ferlo. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, 9(6) : 2582-2594. DOI: <http://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v9i6.6>.
36. Ngom D., Fall T., Sarr O., Diatta S. & Akpo L.E. (2013). Caractéristiques écologiques du peuplement ligneux de la réserve de biosphère du Ferlo (Nord Sénégal). *Journal of Applied Biosciences*, 65 : 5008 – 5023.
37. Nowak D.J., Hoehn R.E., Bodine A.R., Greenfield E.J. & Neil- dunne J.O. 2016b. Urban forest structure, ecosystem services and change in Syracuse, NY. *Urban Ecosyst.* 19, 1455–1477. <https://doi.org/10.1007/s11252-013-0326-z>

38. Osseni A.A. (2011). *Diversité et viabilité des plantations urbaines dans la ville de Porto-Novo, Bénin*. DEA en Géosciences de l'Environnement et Aménagement du Territoire, Université d'Abomey-Calavi, 86 p.
39. Osseni A.A., Brice S. & Toko I. (2014). Analyse des contraintes de viabilité de la végétation urbaine : cas des arbres d'alignement dans la ville de Porto-Novo au Bénin. *European Scientific Journal*, (10)32.
40. Pettorelli N., Vik J.O., Mysterud A., Gaillard J.M, Tucker C.J. & Stenseth N.C. (2005). Using the satellite derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends Ecol Evol* 20, pp : 503 - 510.
41. Pherson G., simpson J. & Scott k. (2002). Actualizing microclimate and air quality benefits with parking lots shade ordinances. *Arboriculture and Urban*, n°01383 :14-16.
42. Pielou E.C. (1966). Species diversity and pattern diversity in the study of ecological succession. *J Theor Biol*, 10 : 370-383.
43. Raj A., Agriculture C., & Sahu K.P. (2013). Neem- A Tree for Solving Global Problem Manoj Kumar Jhariya. *Indian J. Appl. Res.* 3, 1–3.
44. Ramade F. (1990). *Eléments d'écologie. Ecologie fondamentale* ; Mc Graw-Hill, Paris 403 p.
45. Roberts-Pichette P., & Gillespie L. (2002). *Protocoles de suivi de la biodiversité végétale terrestre*. Collection des publications hors-série du RESE, rapport 9. Centre canadien des eaux intérieures, Ontario, Canada, 138 p.
46. Shannon C.E. (1948). A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal* 379-423 p.
47. Sinsin B. & Oumorou M. (2000). Etude de la diversité spécifique du groupement à cochlospermum, tinctorium A. Richesse des savanes arbustives du Nord Bénin. *Acta Bot. Gallica*, (147-4) : 345-360 pp.
48. SODEFOR (1999). *Plan d'aménagement de la forêt classée de Yapo et Abbé* : 1999 - 2023, SODEFOR, Edition, 141 p.
49. Soumaila M., Barmo S., Boube M., Karim S., Hassane B.I., Ali M., Kalid I. & Mahamane S. (2017). Inventaire et gestion des plantes médicinales dans quatre localités du Niger. *European Scientific Journal*, (13)24.
50. Symeonakis E. & Drake N. (2004). Monitoring desertification and land degradation over sub-Saharan Africa, in *International Journal of Remote Sensing*, vol. 25, pp. 573-592.
51. Thiombiano A.R., Glele-Kakai P., Bayen J.I.B.A. & Mahamane A. (2016). Méthodes de collecte et d'analyse des données de terrain pour l'évaluation et le suivi de la végétation en Afrique. *Annales des*

- sciences agronomiques*, Faculté des Sciences Agronomiques, Université d'Abomey-Calavi.
52. Toko I. (2008). *Etude de la variabilité spatiale de la biomasse herbacée, de la phénologie et de la structure de la végétation le long des toposéquences du bassin supérieur du fleuve Ouémé au Bénin*. Thèse de Doctorat, Université d'Abomey-Calavi, Bénin, 241 p.
53. Traoré M., Belo H., Barry O., Tamani S. & Ouattara T.G. (2012). Community soil resources management for Sub-Saharan West Africa: case study of the Gourma région in Burkina Faso. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 2: 24- 39.
54. Zerbo I., Bernhardt R.M., Ouédraogo O., Hahn K. & Thiombiano A. (2016). Effects of climate and land use on herbaceous species richness and vegetation composition in west african savanna ecosystems. *Journal of botany*, 1-11. <https://doi.org/10.1155/2016/9523685>.