

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

Abdoul 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

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/esipreprint.7.2025.p178

Approved: 08 July 2025

Posted: 10 July 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*. ESI Preprints.

<https://doi.org/10.19044/esipreprint.7.2025.p178>

Résumé

Les forêts urbaines ont longtemps été conçues comme des sites d'agrément structurants, répondant aux besoins urbanistiques. Aujourd'hui, les études et recherches en matière des forêts urbaines ont développé de nouveaux concepts de création, de conservation et de gestion des sites. Cette étude réalisée sur la ville de Niamey au Niger vise à évaluer à l'aide de l'indice de végétation par différence normalisée (NDVI) la variabilité spatio-temporelle de la biomasse ligneuse de la ville entre 2007 et 2024, notamment à caractériser à partir des relevés dendrométriques, la diversité et la structure de la végétation ligneuse des sites reboisés lors de la Fête Nationale de l'Arbre (FNA). Des images Landsat IGN ont été utilisées pour déterminer les changements d'état du couvert végétal entre ces deux années. À cet effet deux catégories des données ont été collectées. Il s'agit des données planimétriques et celles d'inventaire forestier. Ce dernier a été réalisé dans 71 placettes circulaires de 12,62 m de rayon. Les images landsat IGN de

janvier 2007 et janvier 2024, de 30 m de résolution ont été utilisées 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 journée Nationale de l'Arbre et aux autres circonstances. Les sites créés sont dans l'ensemble caractérisés par une diversité spécifique moyen 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 Margale moyen de 3,17 et une densité moyenne de $41,60 \pm 16,24$ pieds/ha. La distribution des individus par classes de diamètre diffère aussi d'un site à l'autre avec des structures en cloche, en dents de scie et en « L ». Dans l'ensemble, les résultats obtenus de cette étude permettront d'apporter des informations actualisées sur les espèces ligneuses des sites afin que ces derniers contribuent à assurer le double rôle de conservation de la biodiversité ligneuse 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

Abdoul 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

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 have long been regarded as ornamental, structural spaces designed to meet urban planning needs. Today, research on urban forests has developed new concepts for their creation, conservation, and management. This study, conducted in Niamey, Niger, aims to assess the

spatio-temporal variability of woody biomass between 2007 and 2024 using the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), as well as to characterize the diversity and structure of woody vegetation in sites reforested during the National Tree Day (FNA) using dendrometric surveys. Landsat IGN images were used to determine changes in vegetation cover between these two years. Two categories of data were collected: planimetric data and forest inventory data. The latter was conducted in 71 circular plots with a radius of 12.62 m. Landsat IGN images from January 2007 and January 2024, with a resolution of 30 m, were used to assess vegetation cover and extract NDVI values. The NDVI was calculated using ENVI 5 and mapped with ArcGIS 10. The results show a 12.61% reduction in non-vegetated areas due to annual reforestation efforts, including those from National Tree Day and other initiatives. 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 class also varies across sites, displaying bell-shaped, jagged, and "L"-shaped structures. Overall, the findings of this study provide updated information on woody species in these sites, ensuring their dual role in conserving woody biodiversity 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 subissent des transformations de plus en plus radicales suite à l'accueil davantage des populations, résultant de la croissance urbaine sous des conditions climatiques changeantes (Zerbo *et al.*, 2016). Au Niger, face à cette situation des efforts louables ont été consentis dans le cadre de la politique nationale de promotion des projets de boisement urbain, particulièrement la Fête Nationale (FNA) célébrée chaque 3 août depuis 1975. Cette initiative qui s'inscrit dans le cadre d'amélioration du couvert végétal à travers la création des sites de plantations dans les villes comme celle de Niamey se révèle être ainsi un besoin fondamental, puisque la végétation améliore sensiblement le confort du citoyen. La FNA a permis d'augmenter la biodiversité ligneuse. Cette dernière est reconnue comme un enjeu environnemental majeur, son importance et sa protection sont

devenues une nécessité environnementale de grande ampleur 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, sans trop prendre en compte les effets négatifs de l'urbanisation incontrôlée et des pressions sociales sur la pérennité des arbres présents sur les sites institutionnels urbains reboisés (Jack-Scott et *al.*, 2013). Ce qui constitue une source de compétition entre le citadin et la biodiversité ligneuse pour l'occupation de l'espace (Buissières, 2009), ainsi qu'une menace à l'équilibre naturel (Arnould et *al.*, 2011), causant ainsi 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. Ces derniers temps, l'indice de végétation normalisée (NDVI) est l'indicateur le plus fréquemment utilisé pour le suivi de l'évolution de la végétation ou la combinaison de cet indice avec d'autres types de données qui varient selon les chercheurs (Symeonakis et *al.*, 2004). Pour notre étude, l'utilisation de la télédétection est complémentaire aux inventaires de terrain compte tenu de la répartition inégale des sites dans des endroits différents. Ainsi, de nombreuses études ont montré que la composition, la caractérisation et la structure de la végétation ligneuse dépendent du climat et de l'anthropisation (Jakubka et *al.*, 2017). Les forêts urbaines jouent un rôle important dans la fourniture des biens et services aux citoyens (Mainassara, 2019) et dans la définition de microclimats des habitats en milieu urbain. Etudier donc la composition floristique et déterminer les caractéristiques dendrométriques des espèces ligneuses permettent de comprendre l'étendue de la diversité des forêts urbaines. En outre, identifier et comprendre la dynamique des espèces ligneuses présentes sur les sites de la FNA permettront une meilleure connaissance des caractéristiques des peuplements ligneux afin de les décrire dans leurs aspects les plus divers. Pour cela, plusieurs interrogations méritent d'être posées : (i) quelle est la variabilité spatio-temporelle de la biomasse dans la ville 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 qui vise à évaluer à l'aide de l'indice de végétation par différence normalisée (NDVI) la variabilité spatio-temporelle de la biomasse ligneuse de la ville. De façon spécifique, il s'agit de : (1) cartographier la biomasse de la ville à l'aide de l'indice de végétation par différence normalisée (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 de la biomasse végétale 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 a été conduite dans les cinq communes de la ville de Niamey (Figure 1), la capitale et la plus grande ville du Niger avec une superficie de 552, 27 Km² dont environ 297,46 km² de zones urbanisées (Institut National de la Statistique (INS), 2017). Située au sud-ouest du pays (entre 13°20' et 13°35'N de latitude, longitude 2°00' et 2°15'E), elle est subdivisée en trente-six (36) quartiers. Le climat est de type sahélien et est caractérisé par une succession de deux saisons dont une saison des pluies (4 à 5 mois) avec une pluviosité annuelle moyenne d'environ 500 mm et une saison sèche plus longue (7 à 8 mois) que la précédente. La température moyenne était de 37°C (Conseil National de l'Environnement pour un Développement Durable, 2016).

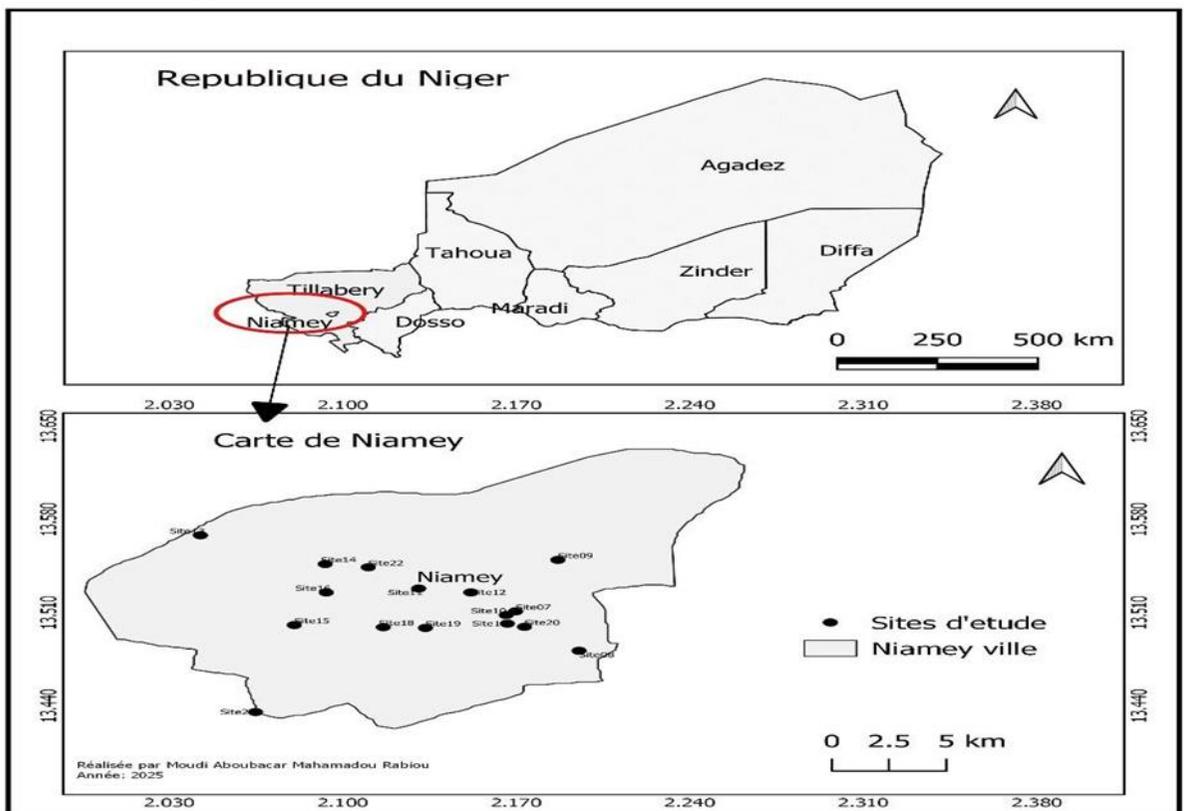


Figure 1 : Carte de la zone d'étude

Sites d'étude

L'étude a été menée dans seize (16) sites de la ville de Niamey (Sud-Ouest du Niger). Le choix des sites a été fait sur la base de ceux ayant fait l'objet de reboisement lors de la FNA et leur identification sur le terrain (figure 2). Au total seize (16) sites identifiés pour la période de 2007 – 2022 sont répartis comme suit :

- i) **deux sites de Plantations d'alignements** au niveau du Boulevard de la Cité de la renaissance (2013) et du Boulevard Tanimoune (2016) ;
- ii) **sept sites de regarnis pour accompagner** des centres commerciaux, des établissements scolaires, de santé publique et militaires : Ecole Médersa publique de l'aéroport I (2008) ; Police secours (2010) ; Ecole de la Gendarmerie Nationale de Koira Tegui (2014) ; Jardin Botanique de la Faculté des Sciences de la Santé de l'Université Abdou Moumouni de Niamey (2015) ; CEG 9 et Hôpital Gaweye (2018) ; Ecole Seno de Harobanda (2021) et Collège d'Enseignement Secondaire de Koira Tegui (2022).
- iii) **sept sites de plantations en régie (blocs)** au niveau du Champ de tirs de la Police secours (2007) ; de la Ceinture verte vers le Camp de Garde Bassora (2009) ; de la Ceinture verte vers Ecole Nigéro-Turque (2011) ; du Parc Nigéro-Turc (2012) ; de la Ceinture verte en face de l'Ecole de Santé Publique et de l'Action Sociale (2017) ; de l'Espace public de la Cour d'État (2019) et de l'Escadrille Militaire (2020).

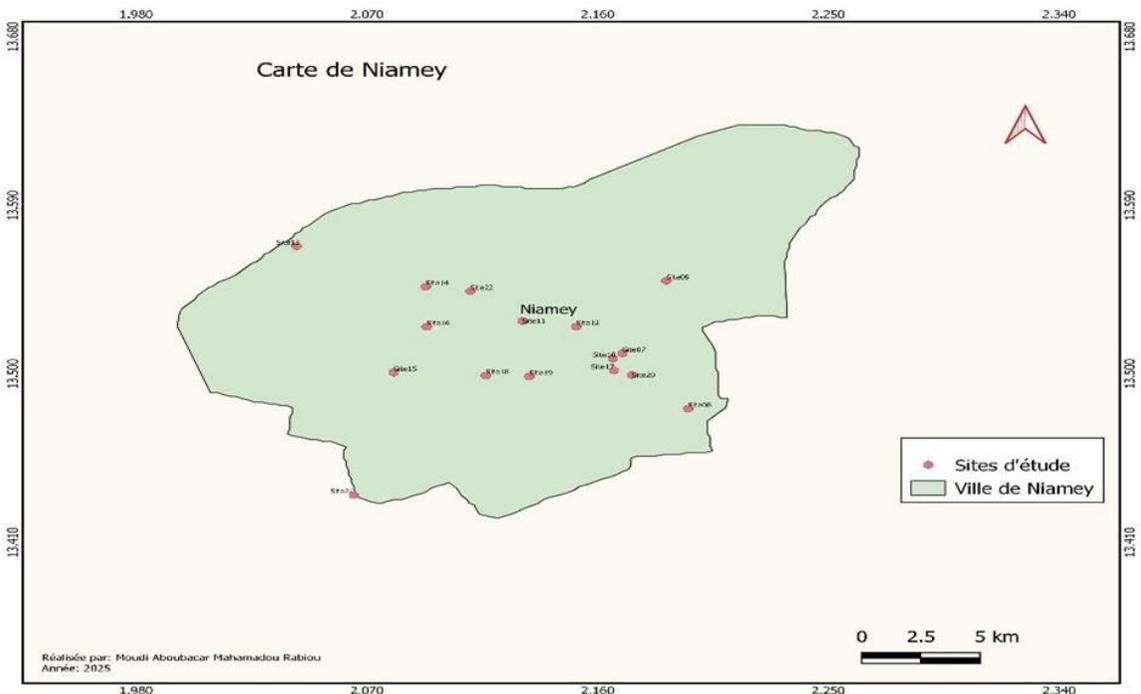


Figure 2 : Localisation des sites

Collecte des données

La collecte des données a pris en compte les données d'inventaire et celles planimétriques. Ces dernières concernent les images landsat IGN 2007 et 2024 prises en Janvier 2024 (afin de s'assurer uniquement de la présence de la végétation ligneuse). Elles ont 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 dans le but de réaliser les cartes de biomasse végétale pour l'ensemble de la ville après les corrections géométriques (géoréférencement, corrections des distorsions). En ce qui concerne l'inventaire, la méthode utilisée est définie en fonction de la taille et de la forme de chacun des sites. Un inventaire exhaustif accompagné de la mesure des paramètres dendrométriques des individus a été appliqué pour les plantations d'alignement de 2013 et 2016 et sur les sites de 2021 et 2022 dont la taille est inférieure à un (1) hectare. La méthode d'échantillonnage systématique et stratifié a été utilisée sur les douze (12) sites de regarnis et de plantations en régie (blocs) de taille supérieure ou égale à un (1) hectare (sites de 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2014, 2015, 2017, 2018, 2019 et 2020) suivie de la mesure des paramètres dendrométriques des différentes espèces présentes au niveau des placettes de forme circulaire de taille 500 m² (rayon = 12,62 m) installées comme recommandée pour les systèmes agroforestiers en Afrique de l'Ouest Sahel par (Thiombiano et *al.*, 2016).

Au total, 71 placettes ont été installées et réparties systématiquement sur tous les sites en tenant compte de la superficie de chacun à travers l'application de la règle de proportionnalité sur les soixante-onze (71) placettes à inventorier par rapport à la superficie de chaque site (tableau 1).

Tableau 1 : Nombre de placettes inventoriées par site de 2007 à 2020

Année	Sites	Nombre de placettes inventoriées
2007	Champ de tirs de la police secours	5
2008	Ecole Médersa publique de l'aéroport I	6
2009	Ceinture verte vers le Camp de la Garde de Bassora	7
2010	Police secours	2
2011	Ceinture verte vers école Nigéro-Turque	8
2012	Parc Nigéro-Turque	5
2014	Ecole de la gendarmerie Nationale de koirra Tegui	17
2015	Jardin botanique de la Faculté des Sciences de la Santé (UAM)	5
2017	Ceinture verte en face de l'Ecole de la Santé Publique et de l'Action Sociale	3
2018	CEG 9 et Hôpital Gaweye	3
2019	Espace public de la cour d'État	6
2020	Escadrille Militaire	4

La répartition des placettes sur les sites a été faite de façon régulière dans toutes les quatre (4) directions (Est, ouest, nord et sud) à partir du centre de site. L'équidistance entre les placettes (Est, ouest, nord, sud) et le centre du site est de 20 mètres, ensuite celle entre les placettes horizontales successives et verticales successives est de 10 mètres.

Les paramètres relevés pour chaque ligneux sont : la hauteur de l'individu ainsi que son diamètre à 1,30 m pour les arbres (le ligneux monocaule dont la hauteur est supérieure à 7 m est considéré comme arbre) et à 20 cm pour les arbustes (le ligneux monocaule dont la hauteur est inférieure ou égale à 7 m est considéré comme arbuste). Les espèces rencontrées ont été identifiées et nommées suivant les noms locaux. Les noms scientifiques ont été transcrits pour les espèces connues.

Le matériel utilisé dans la collecte est le mètre ruban pour mesurer la circonférence à 20 cm et à 1,30 m du sol de chaque individu recensé. Les jalons gradués pour obtenir la hauteur totale des arbres depuis le sol jusqu'à la cime. Les piquets en fer pour la délimitation de chaque côté d'une parcelle et les fiches d'inventaire pour noter les paramètres mesurés. Un pentadécamètre pour la délimitation des placettes, la mesure de la distance entre les arbres, la mesure de la distance entre les placettes et la mesure du diamètre du houppier est-ouest et nord-sud de chaque individu. Le GPS a permis de géoréférencer les sites et de prendre les coordonnées des relevés.

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) a été calculée comme le nombre d'espèces présentes sur les sites. 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) qui considèrent à la fois la richesse spécifique et l'abondance relative des espèces a été calculée (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 donné par l'expression mathématique suivante : $H' = -\sum [(n_i / N) * \log_2 (n_i / N)]$, où n_i est le nombre des individus des espèces i , N est le nombre total d'individus par site et \ln est le logarithme naturel. L'indice de régularité de Pielou (E) a été utilisé comme la répartition des individus entre les espèces dans les sites en utilisant la formule : $E = H' / \log_2 S$, où H' est l'indice de diversité Shannon et S est le nombre d'espèce. La réciproque de l'indice de Simpson (I_s), qui considère à la fois la richesse spécifique et

l'abondance relative des espèces (Maguran, 2004) a été déterminée comme la probabilité que deux individus sélectionnés au hasard appartiennent à la même espèce en utilisant la formule : $I_s = \sum ni (ni-1) / N(N-1)$, où ni est le nombre des individus de l'espèce i , N est le nombre total d'individus par site. La valeur de l'indice (I_s) tend vers zéro (0) lorsque la diversité de la communauté est élevée. L'indice de Margalef (D_{Mg}) sur la richesse spécifique est calculé en utilisant la formule Maguran (2004) : $D_{Mg} = (S-1)/\ln(N)$, où N est le nombre total d'individus recensés et S , le 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 : $I_j = (J / A + B - J)*100$, où A est le nombre d'espèces dans le site A , B est le nombre d'espèces dans un autre site B et J est le nombre d'espèces communes aux deux sites.

Pour caractériser les sites étudiés, la densité réelle (D_r) a été calculée sur les sites de regarnis et ceux de plantations en régie, comme le nombre total d'individus de toutes les espèces recensées par hectare en utilisant la formule : $D_r = (ni / S)$, où ni est le nombre total d'arbres par site de plantation et S la superficie du site de plantation considéré. Ensuite la densité linéaire (D_l) dans les sites de plantations d'alignements est calculé comme le nombre d'individus sur une distance de 100 mètres en utilisant la formule : $D_l = (ni \times 100) / dt$, où ni le nombre d'individus sur une longueur de 100 mètres et dt la distance de l'axe du boulevard. L'indice d'ombrage (I_o) a été utilisé comme le taux de recouvrement moyen des couronnes des arbres exprimé en (%) en utilisant la formule : $I_o = \sum (\pi d_{mh}^2 / 4S_E)*100$, où $\pi = 3,14$, d_{mh} est le diamètre moyen du houppier de l'individu i en mètre (m) et S_E la surface de l'échantillon considérée en ha. La surface terrière (G) a été calculée comme somme de la surface occupée par les troncs de tous les arbres de ($dbh \geq 10$) cm, d'un relevé si l'on suppose que la coupe se fait à la hauteur de la poitrine (1,30 m), à l'intérieur de plantation en utilisant la formule : $G (m^2/ha) = \pi d_i^2 / 4$, où $\pi = 3,14$, et d_i est le diamètre de 1,3 m des arbres et 0,2 m pour les arbustes. Elle dépend donc de la densité et de la grosseur des pieds (Roberts-Pichette et Gillespie, 2002). Le volume (V) de bois fort tige (en m^3/ha) sur pied se calcule suivant la formule : $V = \sum (\pi d^2 / 4) \times H \times 0,555$, où d est le diamètre de 1,30 m des arbres et 0,2 m pour les arbustes et H , la hauteur totale (en m).

La hauteur moyenne (H_m) a été utilisée comme la moyenne des hauteurs des individus pondérés par leur surface terrière (Philip, 2002) en utilisant la formule : $H_m = \sum gi*hi / \sum gi$; avant $gi = \pi/4 * di^2$, où gi et hi 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 a été mis au point par Curtis et Macintosh (1950) comme étant la somme de la fréquence relative, la densité relative et la dominance relative. Pour une interprétation plus facile de l'IVI, Lindsey (1956) cité par Labat (1995) l'a exprimé en pourcentage (%) en le définissant comme la moyenne arithmétique, pour l'espèce i , de la densité relative (DR), la dominance relative (DoR) et la fréquence relative (FR) en utilisant la formule : $IVI = [(N_i / \sum N_i) * 100 + (G_i / \sum G_i) * 100 + (F_i / \sum F_i) * 100] / 3$ avec $F_i = r_i / R$ où 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. Les valeurs de l'IVI, de la dominance, de la densité et de la fréquence relative de l'espèce varient de 0 à 100%.

Concernant la structure démographique du peuplement ligneux des sites étudiés, elle a été établie par la distribution des ligneux en classes de diamètre et en classes de hauteur. La répartition en fonction des diamètres s'est faite avec une amplitude de 10 cm tandis que celle en fonction des hauteurs avec une amplitude de 2 m.

Traitement et analyse des données

L'extraction de l'Indice de Végétation par Différence Normalisé (NDVI) a été faite à l'aide du logiciel Idrisi Selva 17.0 à travers l'utilisation de canal du rouge proche infrarouge dans lequel la couverture végétale à fortes réflectances et celui du rouge dans lequel les surfaces minérales ont de fortes réflectances. Le résultat de cette opération prend la forme de néo-canal qui présente un gradient croissant d'activité végétale allant de -1 (absence d'activité chlorophyllienne due au sol nu) à +1 (forte activité chlorophyllienne due au couvert végétal maximal). L'analyse de la palette de nuances qui s'étend entre ces deux valeurs (-1 et +1) extrêmes renseigne l'observateur sur la densité du couvert végétal (Bouiadjra et *al.*, 2011). L'utilisation de cet indice est très fréquente à cause de sa facilité dans la mise en œuvre et sa corrélation avec la densité du couvert végétal fondée sur la capacité des végétaux à absorber la lumière solaire et à la convertir en biomasse (Layelmam, 2015). Le traitement des images a été effectué sous le logiciel ENVI 5 et la mise en page cartographique a été faite dans ArcGIS 10.3.

Les données collectées à l'aide de fiches d'inventaire ont été saisies. Le traitement statistique des données a été fait à l'aide du tableur Excel 2013 et du logiciel XLstat qui ont servi au classement des données numériques et à l'élaboration des graphiques. Le logiciel R- 4.4.1 a été utilisé pour effectuer quelques tests statistiques. Les tests de Turkey, de Shapiro-Wilk et de Levene ont été réalisés pour tester respectivement la comparaison des

moyennes, la normalité et l'égalité des variances de chaque paramètre dendrométrique des espèces étudiées (hauteur, densité et diamètre) au sein des sites. Et enfin le logiciel QGIS pour la conception de la carte.

Résultats

Cartes de la biomasse végétale de la ville

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.

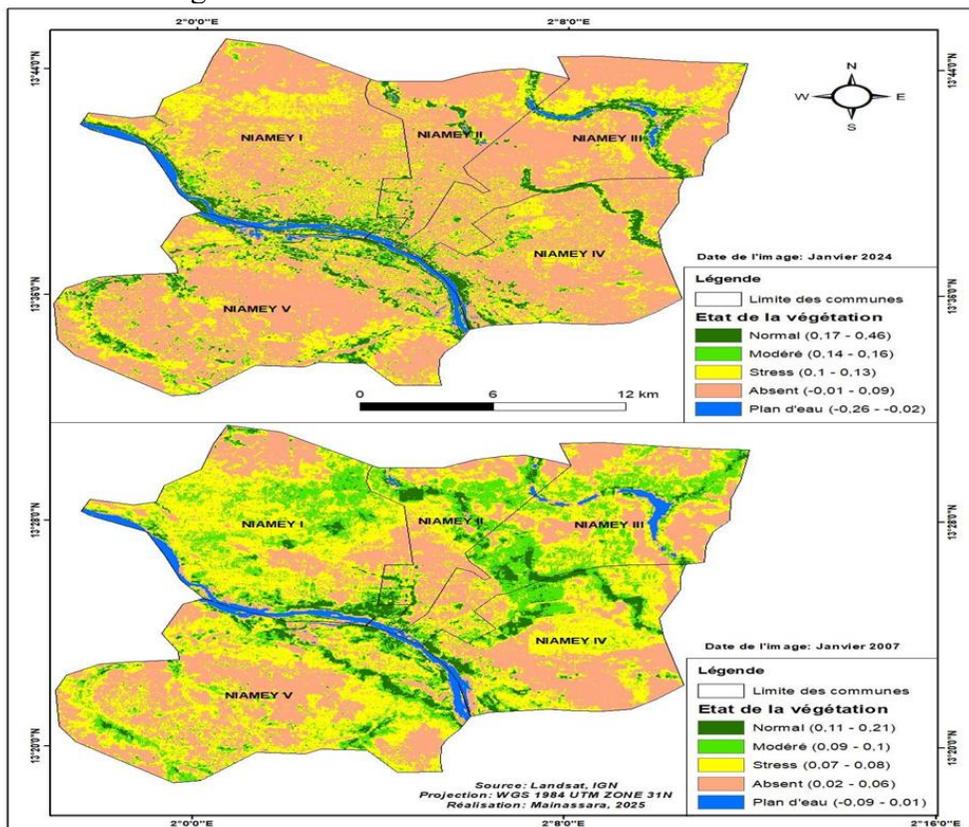


Figure 3 : Variation de l'indice de végétation normalisé entre 2007 et 2024 à Niamey

Dans la période de 2007 à 2024, on note une régression de 0,3 % de l'état normal et 14,64 % pour la végétation en état de stress, pendant que l'état modéré de la végétation a progressé de 27,38 %. Quant à l'état d'absence de la végétation, il connaît une diminution de 12,61 % des superficies non couvertes par la végétation (tableau 2), du fait des travaux de reboisement dont la ville bénéficie chaque année lors de la journée Nationale de l'Arbre et des autres circonstances. La tendance indique l'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 dendrométrique

Diversité floristique et similarité

La richesse floristique est considérée comme une des principales caractéristiques d'un peuplement végétal. Elle permet d'apprécier la diversité spécifique. Elle est très variable entre les sites étudiés (tableau 3) aussi bien en termes d'espèces que de familles.

La richesse spécifique totale à l'échelle de tous les sites étudiés est de 36 espèces réparties dans 31 genres et 18 familles. Le site de 2015 est plus diversifié avec 24 espèces et 14 familles contre ceux de 2008, 2010 et 2011 avec chacun une (1) seule espèce. Ce qui signifie que ces trois (3) derniers sites ne bénéficiaient pas des conditions écologiques et de stabilité relativement favorable au maintien de plusieurs groupes d'espèces. Ce qui se justifie par le nombre faible d'espèces obtenues.

L'indice de diversité de Shannon-Weaver a été estimé pour chaque site, avec 3,86 bits pour l'ensemble des sites étudiés. Il est plus élevé sur les sites de 2015 ($H' = 4,3$ bits) et 2014 ($H' = 3,36$ bits), ceci confirme la supériorité de la richesse dans ces derniers d'une part et le nombre d'individus d'autre part par rapport aux autres. L'indice de régularité de Pielou enregistre des fortes valeurs à l'exception des sites de 2008, 2010 et 2011, pour un ensemble de 0,74 pour tous les sites. Cela traduit une équipartition élevée de la diversité de la végétation des sites. Selon l'indice de Simpson, qui spécifie la probabilité que deux individus tirés au hasard à partir d'une communauté infiniment grande appartenant à différentes espèces soient identiques, a montré que les sites de 2015 et 2012 sont les plus

diversifiés avec respectivement 0,05 et 0,08 pour un global de 0,14. Par rapport à l'indice de Margalef, les sites de 2015 et 2018 sont plus diversifiés avec respectivement 3,3 et 2,67 pour un ensemble de 3,17 pour tous les sites (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
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 qui exprime la ressemblance en termes de présence ou absence d'espèces communes ou différentes entre les sites reboisés, a permis de mettre en évidence le degré de dépendance des peuplements ligneux des sites étudiés (tableaux 4 et 5).

Le degré de similarité entre les différents sites (tableaux 4 et 5) montre que ceux-ci sont presque tous dissemblables avec des indices de similarité très faibles dans l'ensemble, ce qui suggère une différence très marquée entre ceux-ci, tout au moins sur le plan floristique. À l'exception des sites de 2008, 2010 et 2011 qui ont la même espèce (*Azadirachta indica*), la plus forte similarité est observée entre ceux de 2007 et 2017, 2018 et 2019 et 2019 et 2020 avec respectivement 66 %, 57 % et 53 %. Par contre l'indice de similarité de Jaccard entre les autres sites est faible voire nul, d'où une nette différence.

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 sont calculés par sites étudiés varient. Ces paramètres calculés varient en fonction des sites, mais présentent tous des valeurs relativement faibles (tableau 6). La densité réelle moyenne des ligneux de 14 sites (de regarnis et ceux de plantations en régie) est de $41,60 \pm 16,24$ individus/ha. Cependant, elle est plus élevée sur le site de 2019 (70,8 individus/ha), mais plus faible (19,47 individus/ha) sur celui de 2011. La densité linéaire sur les deux (2) boulevards (site de 2013 et 2016) des arbres d'alignements est respectivement de 3,68 pieds/100 m et 2,67 pieds/100 m. Au niveau du taux de recouvrement, les sites de 2007 et 2008 présentent les plus grands pourcentages avec respectivement 34,42 % et 31,64 %, et ceux de 2021 et 2022 ont respectivement les plus faibles (0,27 % et 0,28 %). Ceci s'explique par la forte présence de grands ligneux aux larges houppiers sur les sites les plus âgés par rapport aux plus récents. La surface terrière est faible pour tous ces sites mais elle varie de 16,01 m²/ha

(sites de 2014) à 0,03 m²/ha (2021) pour une moyenne de 5,59 m²/ha, ce qui indique la forte densité sur le site de 2014 par rapport à celui de 2021. Quant au volume, les grandes valeurs sont enregistrées sur les anciens sites et ceux avec un nombre important d'individus. Il varie de 0,05 m³/ha sur le site de 2021 à 101,12 m³/ha sur celui de 2008, ce qui indique que le volume dépend aussi de la densité et/ou de la circonférence des pieds (Roberts-Pichette et Gillespie, 2002). Enfin, la hauteur de Lorey varie significativement ($F = 33.08$; $p < 0,0001$) entre les sites étudiés (tableau 6). Les fortes valeurs de hauteur de Lorey ($HL > 14$ m) sont rencontrées sur les sites les plus âgés (2008, 2007 et 2010), tandis que les faibles valeurs ($HL \leq 3$ m) dans ceux les plus récents (2022, 2020 et 2021).

Les comparaisons des moyennes à l'aide du test de Tukey au seuil de 5% pour les indices de diversité, la hauteur et diamètre ont montré une différence significative d'un site à l'autre.

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
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'importance écologique relative de chaque espèce ligneuse sur chaque site retenue (tableau 7) est exprimée à l'aide de l'Indice de Valeur d'Importance (IVI). Ce dernier résultant de la combinaison des paramètres structuraux et des données floristiques permet d'évaluer la prépondérance spécifique d'une espèce dans le peuplement.

L'espèce prépondérante qui présente la valeur d'importance écologique la plus élevée (moyenne des douze sites) sur l'ensemble des sites étudiés est *Azadirachta indica* (38,28 %). Elle est suivie par les espèces

autres comme : *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>	77,92	65,75	60	67,89
	Autres	22,08	34,25	50	32,11
2008	<i>Azadirachta indica</i>	100	100	100	100
	Autres	0	0	0	0
2009	<i>Azadirachta indica</i>	76,31	56,48	71,42	68,07
	Autres	24,69	43,52	28,53	31,93
2010	<i>Azadirachta indica</i>	100	100	100	100
	Autres	0	0	0	0
2011	<i>Azadirachta indica</i>	100	100	100	100
	Autres	0	0	0	0
2012	<i>Azadirachta indica</i>	39,08	28,43	40	35,84
	Autres	60,92	71,57	60	64,16
2014	<i>Citrus limon</i>	3,65	15,59	17,65	12,30
	Autres	96,35	84,41	82,35	87,70
2015	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	23,65	15,2	20	19,62
	Autres	76,35	84,8	80	80,32
2017	<i>Kigelia africana</i>	38,87	44,74	33,33	38,98
	Autres	61,13	55,26	66,66	61,02
2018	<i>Mangifera indica</i>	18,5	19,37	33,33	35,6
	Autres	81,5	80,62	66,33	64,4
2019	<i>Mangifera indica</i>	17,73	30,51	33,33	27,19
	Autres	82,27	69,49	66,66	72,81
2020	<i>Mangifera indica</i>	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 correspond à l'arrangement vertical et horizontal des individus. Elle est souvent établie globalement par la distribution des ligneux en classe de diamètre et en classe de hauteur.

Distribution selon le diamètre

Le regroupement des individus par classes de diamètre a permis de présenter les effectifs des arbres en fonction de leur grosseur. Le diamètre des ligneux inventoriés est compris entre 4,5 à 42 cm (figure 4). La distribution des ligneux selon les classes de diamètre montre que la structure des peuplements n'est pas similaire sur tous les sites de la zone d'étude. Sur les sites de 2007 à 2010, la majorité des individus sont retrouvés dans la classe [30-40 cm[, suivie par celles de [20-30 cm[et [40-50 cm[, tandis que sur les sites de 2011 à 2014, c'est la classe de [20-30 cm[qui comportait le plus grand nombre d'individus juste devant celles de [30-40 cm[et [10-20 cm[. Par contre les sujets dont le diamètre est compris entre 10 et 20 cm sont les plus nombreux dans les sites de 2015 à 2018. Enfin les sites de 2019 à

2022 sont caractérisés par une prédominance des individus de diamètre compris entre 0 et 10 cm, juste devant ceux de diamètre entre 10 et 20 cm. Sur l'ensemble de tous les sites, ces résultats laissent voir une distribution horizontale à une allure en cloche qui traduit que les plus jeunes et les vieux individus sont rares tandis que les adultes sont dominants.

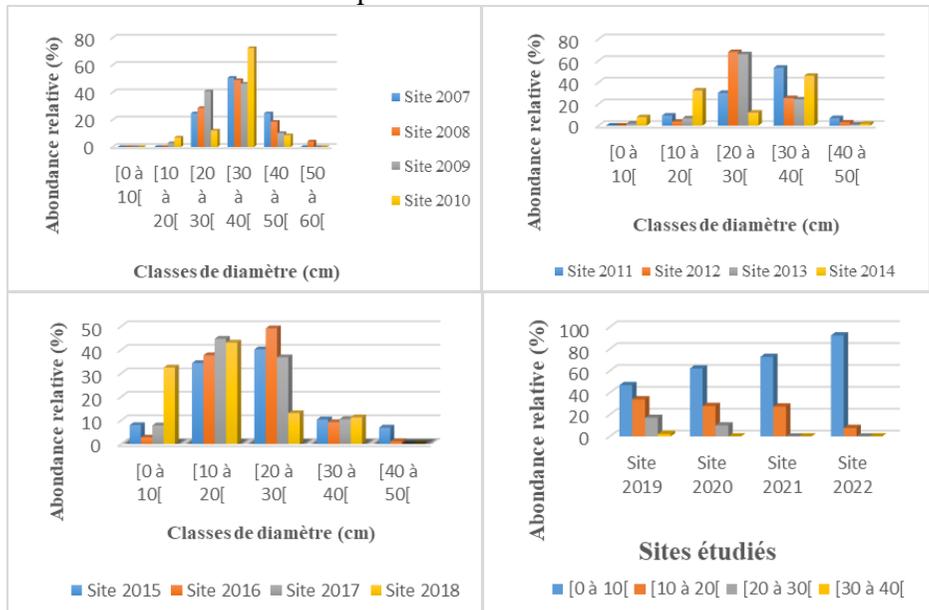


Figure 4 : Distribution des ligneux sur les sites selon les classes de diamètre

Distribution selon la hauteur

La structure verticale a été examinée à partir des hauteurs évaluées. Le regroupement des individus par classes de hauteur a permis d'apprécier la croissance des ligneux. La hauteur des ligneux est comprise entre 0,92 m et 20,1 m (figure 5). La distribution des classes de hauteur montre une prédominance (18,04 %) d'individus moyens de la classe de 6 à 8 m. Elle est suivie par celles des hauteurs comprises entre [4-6 m[, [2-4 m[et [8-10 m[avec leurs taux respectives qui sont de 16,82 %, de 14,95 % et de 13,53 % des individus. Par contre les ligneux dont la hauteur est supérieure à 18 m ne représentent que 1,54 % des individus recensés. On constate aussi qu'à partir de la classe de hauteurs 6 à 8, le nombre d'individus diminue.

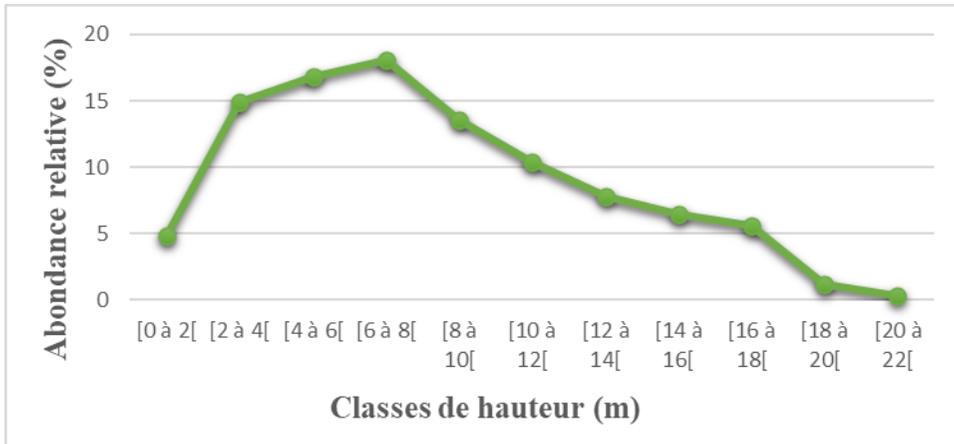


Figure 5 : Distribution des ligneux sur les sites selon les classes de hauteur

Discussion

Cartographie de la biomasse végétale de la ville

L'avènement des satellites d'observation de la terre avec les images Landsat sont les données optiques les plus couramment utilisées pour estimer et cartographier la biomasse en Afrique tropicale (Avitabile et *al.*, 2012). Le système d'utilisation des images satellites dans le suivi rigoureux des ligneux et l'évaluation des sites reboisés permet non seulement d'identifier où et quand avoir besoin de regarnis ou constituer des échecs à corriger, mais aussi la gestion de la composition à l'échelle de la ville. C'est justement pour cette raison que Pettorelli (2013) a signalé la performance d'indices de végétation, tels NDVI, NDVIc, NDWI, Tasseled Cap, etc. Le choix de landsat IGN dans cette étude s'explique par sa très 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 notamment une transformation des surfaces nues en surfaces couvertes par la végétation. Cette transformation de l'ordre de 12,61 %, est certainement liée aux interventions humaines grâce au reboisement de plusieurs espèces dans le cadre de la journée Nationale de l'Arbre (célébrée chaque 3 Août) et aux autres plantations individuelles. Ce chiffre (12,61 %) indique un signe positif pour rendre la ville plus verte et durable. Ce qui peut affecter inévitablement la biomasse (Lindsellet *al.*, 2013). La variation temporelle de la biomasse dans les villes est le résultat de l'anthropisation. Cette conclusion est la même que celle tirée par Osseni et *al.* (2014) dans la ville de Porto-Novo (Bénin) qui a évoqué que les facteurs anthropiques entraînent la variation de la biomasse dans le temps. Les secteurs où les valeurs de la biomasse sont très faibles ou nulles dans la ville de Niamey 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 entre la composition floristique, la structure forestière et les facteurs de l'environnement explique les différences spatiales de la biomasse aérienne. Ce point de vue n'est pas différent de 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 est différente de celle décrite par Osseni (2014) dans la ville de Porto-novo, qui affirmait une dominance des superficies des classes de végétation en état dégradé (stress) sur celle en état modéré et normal. NDVI est un indice bien indiqué pour la recherche des tendances de variation spatio-temporelle, la distribution, la productivité et la dynamique de la végétation (Pettorelli et *al.*, 2005).

Composition, diversité floristique et similarité

Les ligneux inventoriés (36 espèces ligneuses réparties dans 31 genres relevant de 18 familles botanique) sur les 16 sites étudiés ont montré une richesse floristique moins riche que celles trouvées par plusieurs auteurs ayant étudié la végétation ligneuse de la ville (Moussa et *al.*, 2019 ; Bagnian et *al.*, 2021). Cette faible valeur de la richesse enregistrée par notre étude comparativement aux travaux précédents, pourrait s'expliquer par le fait que la présente étude s'est intéressée seulement aux plantations d'arbres de la « journée Nationale de l'arbre ». Cela a favorisé un nombre restreint d'espèces forestières et fruitières à croissance rapide (*Azadirachta indica*, *Cassia siamea*, *Kigelia africana*, *Mangifera indica*, etc.), limitant ainsi la diversité végétale. La faible richesse floristique dans les plantations anthropiques urbaines a été déjà signalée par Bekkouch et *al.* (2001) ; El-Lakany (2001) et Dardour et *al.* (2013) dans les villes respectives d'Oujda et Saïdia au Maroc, de Bija au Portugal et du Caire en Egypte. Le choix de ces espèces s'expliquerait d'une part par leur adaptation aux conditions climatiques et édaphiques de la ville et/ou pour des raisons paysagères (Dardour et *al.*, 2013) ainsi que d'autre part pour la rapidité de leur croissance, de leurs racines qui se développent en profondeur évitant d'abimer les voies bitumées (Gnagne et *al.*, 2019). Parmi elles, certaines ont un fort taux d'ombrage. C'est d'ailleurs, ce qui pourrait expliquer la forte proportion de l'espèce *Azadirachta indica* qui est un arbre sempervirent pouvant procurer de l'ombrage en toute saison (Leblanc & Malaisse, 1978). Néanmoins, sur tous les sites, excepté ceux de 2008, 2010 et 2011 où la seule espèce *Azadirachta indica* est plantée, les autres sites comptent un minimum de deux espèces en association. Cette association des espèces en plantation permettrait d'éviter les problèmes phytosanitaires liés à l'utilisation d'une

seule espèce (Bekkouch et *al.*, 2011). Il est important de mentionner que la forte proportion d'espèces introduites inventoriées sur les sites étudiés témoigne de l'intérêt accordé à ces dernières dans les aménagements urbains aux dépens des espèces locales. 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).

Pour l'ensemble des sites étudiés, les valeurs de la diversité de Shannon et de la régularité de Pielou ainsi que l'indice de Simpson et de Margalef sont respectivement 3,86 bits ; 0,74 ; 0,14 et 3,17. Les résultats issus de ces indices montrent que les sites sont moyennement diversifiés en espèces. Ces valeurs moyennes données par ces indices pourraient s'expliquer par le fait que ces derniers prennent en compte l'abondance des espèces étudiées (Felfili et *al.*, 2004). 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, notamment les types de sol et la topographie (Madjimbe et *al.*, 2021) ainsi que la densité des peuplements boisés des zones urbaines est en 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 de celle Porto-novo. Le couvert aérien varie entre les sites étudiés, mais en moyenne on note qu'environ 13,90 % de la surface total des sites étudiés reçoit l'ombrage

des ligneux présents. Cette valeur reste supérieure à la norme retenue par la FAO (2005) cité par Osseni (2011) pour les pays en voie de développement et qui est de 10 %. Pherson et *al.* (2002) ont précisé que dans certaines villes de l'État de la Californie aux Etats-Unis, il est imposé par décrets que 50 % des aires pavées soient ombragées à l'aide d'arbres pour diminuer la température ambiante de l'air. Cette norme est nettement supérieure à celle proposée par la FAO, et 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 où se reposer, regarder les passants, voire exercer des petits métiers ou de petits commerces. Ces aspects ont été également évoqués par Barbosa et *al.* (2007) qui ont montré que le nombre d'espace vert disponible, leur répartition et leur facilité d'accès sont des clés pour les fonctions écologiques et sociales en milieu urbain.

Ainsi que la surface terrière des ligneux enregistrée au cours de cette étude indique 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 due d'une part au plus grand nombre d'individus que possède ce site et d'autres part par l'abondance des arbres à grands troncs (*Azadirachta indica*, *Sclerocarya birrea* et *Adansonia digitata*). Cette variation dans la structure et les caractéristiques dendrométriques peuvent expliquer l'écart des densités des ligneux et leurs surfaces terrières entre les sites reboisés (Guihini et *al.*, 2021). En plus de cela, la répartition des précipitations, la teneur en eau du sol ou encore la phénologie de la feuillaison influent l'accroissement de la surface terrière (Baggnian et *al.*, 2019). Le volume de bois sur pieds est très variable entre les sites. Il ressort de la comparaison que les sites les plus anciens (2008 et 2007) présentent les volumes de bois sur pieds les plus élevés avec respectivement 101,12 m³/ha et 101,09 m³/ha. Ces deux sites hébergent une population d'arbres âgés. Tandis que les volumes les plus faibles sont notés dans les sites récents (2022 et 2021) avec respectivement 0,08 m³/ha et 0,05 m³/ha. La valeur du volume du bois dépend de l'âge et surtout de la circonférence des pieds (Roberts-Pichette et Gillespie, 2002). Quant à la hauteur de Lorey moyenne dans les sites, elle s'est située entre 2,38 ± 0,58 (site de 2022) à 16,83 ± 1,1 m (site de 2008). Ceci montre que les sites renfermeraient un potentiel ligneux pouvant contribuer à leur stabilité tout en leur offrant une possibilité de conservation durable (Ngom et *al.*, 2013).

Caractéristique écologique

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 de souhait de la population riveraine qui est fonction de l'alimentation, de la médecine traditionnelle, d'ombrage, etc. Ceci permettra certainement d'obtenir une plus grande adhésion des populations, particulièrement dans le suivi et l'entretien des plantations. D'autre part ces espèces répondent aux conditions morphopédologiques du milieu (Sinsin *et al.*, 2000) afin de garantir les besoins d'harmonisation, d'esthétique et de protection de l'environnement.

Etat et dynamique des sites

Sur les sites étudiés de la ville de Niamey, la distribution des classes de diamètre est le reflet de différentes interventions humaines. La forte proportion des juvéniles (J10-20 cm) s'explique par une constance dans la mise en terre de nouveaux plants, de regarnis ou d'enrichissement du potentiel existant et surtout témoignent de la stabilité du milieu. Cette stabilité est assurée lorsque l'effectif des individus passe des ligneux de petits DBH aux plus gros ligneux. Il ressort une dominance des individus de 6 à 8 m traduisant ainsi l'impact des entretiens sylvicoles à des fins de protection et esthétiques. Ce résultat est le même pour la ville de Kpalime (Togo) évoquée par Fousseni *et al.* (2017).

Conclusion et perspectives

L'évolution du peuplement ligneux des plantations de la FNA diffère selon le site. L'étude a permis d'évaluer à l'aide de l'indice de végétation par différence normalisée (NDVI) la variabilité spatio-temporelle de la biomasse ligneuse de la ville et la meilleure connaissance de la composition floristique, des caractéristiques structurales du peuplement des 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 entre 2007 et 2024. Les résultats montrent une composition spécifique riche de 36 espèces ligneuses réparties en 31 genres et 18 familles et une structure qui met en évidence la prédominance des individus moyennement jeunes aussi bien pour les classes de hauteur que diamètre pour l'ensemble des sites. Ces derniers sont caractérisés par des densités faibles ainsi que des taux de recouvrement et des diversités spécifiques variables. Ensuite, du point de vue de l'importance écologique, cinq espèces se distinguent. Il s'agit de : *Azadirachta indica* (38,28 %), *Cassia siamea* (5,03 %), *Mangifera indica* (3,93 %), *Adansonia digitata* (3,9 %) et *Ficus platyphylla* (3,84 %).

En guise de perspectives, il serait important de poursuivre les recherches qui détermineront les contraintes de viabilité et les stratégies de protection de ces plantations de la FNA dans la ville de Niamey.

Remerciements

Je tiens à exprimer ma vive gratitude et ma 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. Aronson, M.F.J., Lasorte, F.A., Nilon, CH.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, Mòrtberg, 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>.
2. 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.
3. Avitabile, V. (2012). Capabilities and limitations of Landsat and land cover data for aboveground woody biomass estimation of Uganda, in *Remote Sens. Environ.*, vol. 117, pp. 366-380.
4. 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.

5. 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, article de recherche.
6. 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.
7. Bekkouch, I., Kouddane, N.E., Daroui, E.A., Boukroute, A. & Berrichi, A. (2011). Inventaire des arbres d'alignement de la ville d'Oujda, *Nature & Technologie* 05 : 87 – 91.
8. 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.
9. 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.
10. Conseil National de l'Environnement pour un Développement Durable (2016). Troisième Communication Nationale à la Conférence des Parties de la Convention Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques. Niamey.
11. 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.
12. 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.
13. 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.
14. 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).
15. Gnagne, J.R.N., Roland, H.K., Alain, S.A.A., Yao, J.C.K., Mada, D. & Kouakou, E.N. (2019). Diversité et Stock de carbone des Arbres

- d'alignement : Cas d'Assabou et Dioulakro de la Ville de Yamoussoukro (Centre de la Côte d'Ivoire).
16. Gourlet-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.
 17. 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.
 18. INS (2017). *Annuaire Statistique Regional 2012 - 2016*. Niamey.
 19. 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), pp : 189 - 196.
 20. Jakubka, D., Lessmeister, A., Hahn, K., Traore, S., Schumann, K., Thiombiano A. & Bernhardt R.M. (2017). Effects of climate, habitat and land use on the cover and diversity of the savanna herbaceous layer in Burkina Faso, West Africa. *Folia Geobotanica*, 52 : 129- 142. <https://doi.org/10.1007/s12224-017-9289-9>.
 21. 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).
 22. Krebs, J. C. (1999). *Ecological Methodology*. Addison-Wesley Educational Publishers In Corporation. New York, USA.
 23. Labat, J.N. (1995). *Végétation du nord-ouest du Michoacan Mexique*. Instituto de Ecologia A. C., 401p.
 24. 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.
 25. Leblanc, M. & Malaisse, F. (1978). *Lubumbashi, un écosystème urbain tropical*, Centre International de Semiologie, Université National du Zaïre. 178 pp.
 26. 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.
 27. 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.
 28. 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.

29. Mainassara, A.R.A. (2019). *Foresterie Urbaine de Maradi (Niger)*, 73 p.
30. Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, Malden, Oxford and Victoria. 256 p.
31. 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.*
32. 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>.
33. 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.
34. Osseni, A.A. (2011). *Diversité et Viabilité des plantations urbaines dans la ville de Porto-novo : cas de l'axe du boulevard extérieur*.
35. 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*.
36. 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.
37. Pettorelli, N., Vik, J.O., Mysterud, A., Gaillard, J.M., Tucker, C.J. & Stenseth, N.C. (2013). *Using the satellite derived NDVI to assess ecological responses to environmental change*. *Trends Ecol Evol* 20, pp : 503 - 510.
38. 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.
39. 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.
40. 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.

41. 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.
42. SODEFOR (1999). Plan d'aménagement de la forêt classée de Yapo et Abbé : 1999 - 2023, SODEFOR, Edition, 141 p.
43. 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.
44. 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 Methods for sampling and analysis of field data to evaluate and monitor vegetation in Africa, *Annales des sciences agronomiques, FSA/UAC*.
45. 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.
46. 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.
47. 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>.