

Evaluation des services écosystémiques de régulation rendus par les espaces verts urbains de Lubumbashi (Sud-Est de la RD Congo)

Queen Grace MASHAGIRO



Photos de couverture

Illustration des contrastes environnementaux en milieu urbain à Lubumbashi : source industrielle d'émissions atmosphériques (cheminée), zones à forte intensité de trafic et d'activités commerciales au centre-ville, espaces verts urbains et surfaces de sol nu. L'ensemble met en évidence la diversité des contextes d'occupation du sol étudiés et leurs relations avec la qualité de l'air, les propriétés des sols et les fonctions écologiques urbaines (crédit photos : Mashagiro, G.Q., 2023).

COMMUNAUTÉ FRANÇAISE DE BELGIQUE
UNIVERSITÉ DE LIÈGE – GEMBLoux AGRO-BIO TECH

**Evaluation des services écosystémiques de
régulation rendus par les espaces verts
urbains de Lubumbashi (Sud-Est de la RD
Congo)**

Queen Grace MASHAGIRO

Dissertation originale présentée en vue de l'obtention du grade de
doctorat en Sciences Agronomiques et Ingénierie Biologique

Promoteurs :

Prof. Grégory MAHY (ULiège, Belgique)

Prof. Basile MUJINYA BAZIRAKE (UNILU, RD Congo)

Année civile : Février 2026

© Queen G. Mashagi, Février 2026

Citation : Mashagi, G.Q., 2026. Evaluation des services écosystémiques de régulation rendus par les espaces verts urbains de Lubumbashi (Sud-Est de la RD Congo). Thèse de doctorat, Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, Gembloux, Belgique, 274p.

*À mes parents, Joséphine et Bonaventure Mashagirot, qui m'ont
ouvert le chemin et qui auraient été si fiers de ce travail.*

*À ma grande sœur, Riziki Alice Mashagirot, qui m'a transmis son
courage et son savoir-faire ; ton héritage est au cœur de ce travail.*

*À ma belle-mère, Dorcas Kiza Kanyegere, pour sa présence et son
soutien.*

*À mon tendre mari, pour son soutien infaillible et sa patience tout au
long de ce marathon.*

À mes enfants, qui sont ma force et mon équilibre.

Avant-propos

L'évolution démographique et la dégradation des conditions socio-économiques des habitants de Lubumbashi renforcent la nécessité de structurer le développement urbain dans une trame planifiée intégrant les fonctions écologiques des sols et de la végétation, afin d'optimiser les services écosystémiques rendus à la population. Malgré l'existence d'un plan directeur, l'urbanisation demeure largement non maîtrisée, en raison notamment d'un déficit d'outils opérationnels et de capacités techniques au sein des services d'urbanisme. Dans ce contexte, la relance et l'encadrement de l'agriculture urbaine constituent un levier important pour la sécurité alimentaire et l'amélioration des revenus des ménages. Les jardins vivriers urbains assurent déjà un service d'approvisionnement notable, mais se développent parfois sur des sols susceptibles de présenter des contaminations métalliques, soulevant des enjeux de qualité des sols et de sécurité sanitaire. Au-delà de cette fonction productive, d'autres espaces verts urbains peuvent être valorisés pour renforcer les services écosystémiques de régulation, notamment la régulation de la qualité de l'air, l'infiltration de l'eau, la régulation thermique et le stockage du carbone ; contribuant ainsi à l'amélioration durable du cadre de vie urbain.

C'est dans ce contexte qu'a été développé le Projet de Recherche et Développement (PRD ZORGLUB), visant à soutenir d'une part les populations locales qui bénéficient des services écosystémiques urbains par le renforcement de leurs capacités, et d'autre part les acteurs de la production agricole urbaine en améliorant leurs conditions de vie et de travail. L'Académie de Recherche et d'Enseignement Supérieur (ARES) a financé ce Projet de Recherche et de Développement (PRD), en partenariat avec l'Université de Liège (Gembloux Agro-Bio Tech) et l'Université de Lubumbashi (Faculté des Sciences Agronomiques), pour une durée de cinq ans (2018-2023). Pour atteindre les résultats escomptés, le projet Zorclub a formulé quatre questions scientifiques correspondant à quatre thématiques doctorales : (1) Est-il possible d'évaluer les services et disservices offerts par les écosystèmes urbains dans la ville de Lubumbashi et d'améliorer ces services par le développement d'infrastructures vertes innovantes dans une ville comme Lubumbashi ? (2) Quelles techniques innovantes peuvent être employées pour améliorer les services de production dans les espaces dégradés ? (3) Comment les populations acceptent-elles les innovations et les changements de pratiques ? et (4) Comment les sols pollués par les métaux lourds peuvent-ils favoriser une production maraîchère saine dans la ville de Lubumbashi et sous quelles conditions peuvent-ils offrir d'autres services écosystémiques dans les espaces verts dégradés ?

La présente thèse s'inscrit dans la première de ces thématiques et a pour objectif général d'évaluer les services écosystémiques de régulation rendus par les espaces verts urbains de Lubumbashi dans une approche intégrée sol-végétation-atmosphère. Plus spécifiquement, elle vise à : (i) l'évaluation des propriétés physico-chimiques et biologiques des sols des espaces verts de Lubumbashi selon une approche comparative entre sols végétalisés et sols nus ;
(ii) l'analyse de l'influence des espaces verts urbains sur la réduction des polluants atmosphériques (PM_{2,5} et PM₁₀) dans la ville de Lubumbashi.

Abstract

Evaluation of regulating ecosystem services provided by urban green spaces in Lubumbashi (south-eastern Democratic Republic of Congo)

The rapid and often unplanned growth of African tropical cities is accompanied by major environmental transformations. Among the most critical are soil degradation, fragmentation of green spaces, and deterioration of air quality. In Lubumbashi, the second largest city of the Democratic Republic of Congo, uncontrolled urbanization, high building density, and multiple sources of atmospheric pollution intensify pressures on urban ecosystems. In this context, this thesis aims to assess the regulating ecosystem services (ES) provided by urban green spaces in Lubumbashi, with a particular focus on two main dimensions: soil quality and air quality. The main objective of this research is to evaluate the role of urban green spaces in maintaining soil functions and reducing fine particulate pollution (PM_{2.5} and PM₁₀). To achieve this, two complementary analytical approaches were developed: (i) an assessment of the physicochemical and biological properties of soils through a comparative analysis between vegetated and bare soils; and (ii) an evaluation of the capacity of vegetation to regulate fine particulate matter concentrations as a function of seasonality, daily and monthly periods, and the urbanization gradient. Physicochemical analyses show that vegetated soils exhibit more favorable edaphic characteristics than bare soils, including lower bulk density, better soil structure, higher silt and clay contents compared to the sandy texture of bare soils, higher organic matter content, and greater nutrient availability (N, P, K). In contrast, bare soils are characterized by higher concentrations of heavy metals, particularly copper (Cu). From a biological perspective, macrofauna analyses (termites, earthworms, and ants) reveal higher abundance and diversity in vegetated soils. Moreover, for each taxonomic group, a genus characteristic of disturbed environments was identified: *Eisenia* for earthworms, *Messor* for ants, and *Cubitermes* for termites. Air quality assessment based on PM_{2.5} and PM₁₀ measurements reveals strong spatiotemporal variability linked to land cover, seasonality, and time of day. Vegetation exerts a measurable local effect in reducing PM_{2.5} and PM₁₀ concentrations within green spaces; however, this effect becomes non-significant at the scale of the entire city when the level of urban vegetation along major roads is related to particulate concentrations. The highest PM concentrations occur during the dry season and during periods of intense urban activity (6:00–19:00), while the lowest values are recorded at night and during the rainy season. On average, vegetation reduces PM_{2.5} concentrations by up to 17% and PM₁₀ by 16% during the rainy season, compared to 13% and 14%, respectively, during the dry season. Concentrations measured during peak

traffic and activity periods frequently exceed the World Health Organization (WHO, 2005) daily guideline values ($25 \mu\text{g m}^{-3}$ for PM_{2.5} and $50 \mu\text{g m}^{-3}$ for PM₁₀). Overall, this research demonstrates that urban green spaces in Lubumbashi play an essential ecological role in regulating soil and air quality, although their effectiveness is constrained by anthropogenic pressures and seasonal variability. This thesis contributes to improving knowledge of ecosystem services in tropical African cities and highlights the need for an ecosystem-based approach to urban governance that integrates environmental, social, and health dimensions to promote more sustainable cities.

Keywords: tropical cities, urbanization, green spaces, urban soils, macrofauna, PM_{2.5}, PM₁₀

Résumé de la thèse

La croissance rapide et souvent non planifiée des villes tropicales africaines s'accompagne d'importantes transformations environnementales. Parmi celles-ci la dégradation des sols, la fragmentation des espaces verts et la détérioration de la qualité de l'air figurent les plus préoccupantes. À Lubumbashi, deuxième ville de la République Démocratique du Congo, l'urbanisation anarchique, la densité du bâti et les multiples sources de pollution atmosphérique accentuent les pressions exercées sur les écosystèmes urbains. Dans ce contexte, la présente thèse s'inscrit dans une démarche d'évaluation des services écosystémiques (SE) de régulation rendus par les espaces verts urbains de Lubumbashi, en se focalisant sur deux dimensions principales : la qualité des sols et la qualité de l'air. L'objectif principal de cette recherche est d'évaluer le rôle des espaces verts de la ville de Lubumbashi dans le maintien des fonctions du sol et de la réduction de la pollution des particules fines (PM_{2,5} et PM₁₀). Pour ce faire deux axes d'analyse ont été développés : (i) l'étude des propriétés physicochimiques et biologiques des sols, suivant une méthode de comparaison entre les sols végétalisés et les sols nus ; (ii) l'évaluation de la capacité de la végétation à réguler les concentrations en particules fines en fonction de la saison, de la période journalière et mensuelle et du gradient d'urbanisation. Les analyses physicochimiques des sols montrent que les sols végétalisés présentent des caractéristiques édaphiques plus favorables que les sols nus : une densité apparente plus faible, une bonne structure, le sol riche en limon et en argile par rapport au sol nu riche en sable, une teneur en matière organique plus élevée, ainsi qu'une meilleure disponibilité en nutriments (N, P, K) par rapport au sol nu riche en métaux lourds (Cu). Sur le plan biologique, l'analyse de la macrofaune (termites, vers de terre, fourmis) révèle que les sols végétalisés abritent une abondance et une diversité plus importantes que les sols nus. En outre, pour chaque groupe taxonomique, un genre caractéristique des milieux perturbés a été identifié : *Eisenia* pour les vers de terre, *Messor* pour les fourmis et *Cubitermes* pour les termites. L'évaluation de la qualité de l'air à travers les mesures des PM_{2,5} et PM₁₀ révèlent une forte variabilité spatio-temporelle des concentrations en PM_{2,5} et PM₁₀ liée à la couverture du sol, à la saisonnalité et au moment de la journée. Les analyses révèlent que la végétation exerce un effet sur la réduction des concentrations en PM_{2,5} et PM₁₀ à l'échelle locale au sein des espaces verts, alors que cet effet devient non significatif à l'échelle de l'ensemble de la ville de Lubumbashi lorsque le niveau de végétalisation de l'espace urbain le long des axes de communication est mis en lien avec les concentrations en PM. Les concentrations les plus élevées sont observées pendant la saison sèche et aux heures d'intense activité

urbaine (6h–19h), tandis que les plus faibles correspondent aux périodes nocturnes et pluvieuses. En ce qui concerne les saisons, en moyenne, la végétation réduit jusqu'à 17% de la concentration en PM_{2,5} et 16% de la concentration en PM₁₀ en saison des pluies, contre respectivement 13% et 14% en saison sèche. Les concentrations enregistrées pendant les heures de circulation et des activités intenses dépassent fréquemment les seuils journaliers recommandés par l'OMS (2005) ; 25 µg/m³ pour le PM_{2,5} et 50 µg/m³, les normes les moins rigoureuses. Dans l'ensemble, cette recherche démontre que les espaces verts urbains de Lubumbashi jouent un rôle écologique essentiel dans la régulation de la qualité des sols et de l'air, bien que leur efficacité soit limitée par la pression anthropique et la variabilité saisonnière. Cette thèse contribue à enrichir les connaissances sur les SE dans les villes d'Afrique tropicale et met en évidence la nécessité d'une approche écosystémique de la gouvernance urbaine, articulant les dimensions environnementales, sociales et sanitaire pour une ville plus durable.

Mots clés : villes tropicales, urbanisation, espaces verts, sols urbains, macrofaune, PM_{2,5}, PM₁₀

Remerciements

Ce travail de thèse est l'aboutissement d'un parcours rendu possible grâce à l'appui et aux encouragements de nombreuses personnes. Je souhaite leur exprimer ici ma reconnaissance.

Ce travail a été réalisé grâce au soutien financier d'une bourse octroyée par l'Académie de Recherche et d'Enseignement Supérieur – Commission de la Coopération au Développement (ARES-CCD, Belgique), dans le cadre du programme Projet de Recherche pour le Développement (PRD) nommé ZORGLUB, mené à l'Université de Lubumbashi (UNILU) en coopération avec l'Université de Liège (ULiège). Je tiens à remercier doublement ARES-CCD, de m'avoir permis de finaliser ma thèse sans stress même après la fin du projet ZORGLUD. J'ai eu le privilège d'avoir deux ans de plus de finance grâce à une bourse de mobilité que ARES-CCD m'a octroyée pour la finalisation de mon travail. Par la même occasion je remercie le centre pour le partenariat et la coopération au développement (PACODEL), et l'Université de Liège qui était le gestionnaire de notre bourse, particulièrement les dames Lindsay Lebeau, Voyeux Valérie et Manon Van de Weghe, mes chères dames vous avez été très gentilles et aimables avec moi ; je ne trouve pas les mots pour exprimer ma gratitude. Je tiens à exprimer ma reconnaissance aux recteurs des deux institutions et à toutes les personnes impliquées dans la signature de ma convention de cotutelle.

Je remercie également les gestionnaires du projet ZORGLUB, les Professeurs Gilles Colinet (ULiège) et Mylor Ngoy Shutcha (UNILU), pour la gestion, l'encadrement et le suivi réalisés durant les cinq années du projet, et durant les deux années de plus, vous vous êtes souciés de mon évolution même après la fin du projet ZORGLUB.

C'est avec une profonde émotion que je tiens à exprimer ma sincère gratitude à mon promoteur, le Professeur Grégory Mahy. Je vous remercie pour votre rigueur scientifique et pour la qualité de la formation que vous m'avez transmise au fil des années. Il m'a fallu du temps pour m'approprier votre logique et votre exigence méthodologique, mais grâce à votre encadrement, je peux aujourd'hui être fier du chemin parcouru et du travail accompli. Vous m'avez transmis votre savoir-faire avec une grande patience et une constance remarquable. Durant ces sept années, vous avez contribué à me forger scientifiquement, sans précipitation, en m'apprenant non seulement la méthode et la discipline, mais aussi la persévérance et la sagesse dans le travail de recherche. Grâce à votre engagement et à votre confiance, j'ai pu mener cette thèse dans de bonnes conditions et bénéficier de deux années de bourses de mobilité (B-MOB) supplémentaires. La lecture de vos lettres de recommandation m'a profondément touchée. Sur le plan humain et social,

vos soutien a également été déterminant, notamment lorsque j'ai dû reporter mes séjours en Belgique en raison de mon accouchement. Vous avez toujours accordé la priorité à ma santé et à celle de mes enfants. Pour cette bienveillance et cet accompagnement, ma famille et moi vous sommes profondément reconnaissants.

J'adresse également mes sincères remerciements au Professeur Basile Bazirake Mujinya, co-promoteur de cette thèse. Je vous remercie de m'avoir choisie, de m'avoir accordé votre confiance et d'avoir constamment encouragé mon engagement dans la recherche universitaire. Votre accompagnement m'a permis de croire en la possibilité d'un parcours scientifique évolutif et interdisciplinaire des systèmes bananiers aux cultures de haricot, des termitières aux sols et à la macrofaune, jusqu'aux capteurs de particules, aux espaces verts urbains et aux services écosystémiques. Grâce à votre confiance et à votre encadrement, j'ai énormément appris sur le plan scientifique, et j'ai eu l'opportunité de faire de très belles rencontres académiques.

Mes remerciements s'adressent également au Professeur Mylor Ngoy Shutcha, doyen honoraire de la Faculté des Sciences Agronomiques (UNILU). Je lui suis reconnaissante pour l'intérêt constant qu'il a porté à mon parcours et à mes travaux. Proche des étudiants, toujours disponible et attentif, il prenait le temps d'échanger régulièrement avec moi, notamment lors de nos discussions dans les couloirs autour de mon travail de fin d'études de deuxième cycle. Bien qu'il n'en ait pas été l'encadreur, ces échanges fréquents lui avaient permis d'en maîtriser le contenu, en particulier les aspects liés aux adventices. Il m'a également encouragée à m'engager dans la recherche scientifique et m'a offert l'opportunité d'assister à une conférence internationale consacrée à l'évaluation des services écosystémiques, expérience qui a joué un rôle important dans mon orientation doctorale. Je garde aussi en mémoire son soutien et ses paroles rassurantes lors d'un moment personnel déterminant de mon parcours, qui m'ont permis d'aborder la suite avec confiance et sérénité.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude aux membres de mon comité de thèse, les Professeurs Haïssam Jijakli, Gilles Colinet et Thomas Dogot. Chacun de vos apports a été une véritable source d'innovation pour ma thèse, vos remarques pertinentes et rigoureuses ayant grandement contribué à son amélioration.

Je remercie également les membres du jury, les professeurs Haïssam Jijakli (Président), Grégory Mahy (Promoteur), Basile Mujinya (Co-promoteur), Jan Bogaert, Gilles Colinet, Kristof Van Oost et Yannick Useni Sikuzani, qui ont accepté d'évaluer ce travail. Votre disponibilité, vos orientations et vos observations éclairées ont été précieuses pour renforcer la qualité de cette thèse.

Je souhaite également remercier les autorités décanales pour leur soutien scientifique et administratif tout au long de mon parcours doctoral, notamment les Professeurs Michel Mpundu Mubemba M., Doyen de la faculté ; Sylvestre Cabala Kaleba, Vice-Doyen chargé de l'Enseignement ; Jonas Lwalaba wa Lwalaba, Vice-Doyen chargé de la Recherche ; Wilfried Kalenga Masengo, Vice-Doyen chargé du Tutorat ; ainsi que le chef de travaux Xavier Mwilambwe Kapoma, Secrétaire académique, tous de l'Université de Lubumbashi.

Je remercie l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique (IRSNB) et son programme CEBioS (« Capacities for Biodiversity and Sustainable Development ») pour le financement de mon séjour à Bujumbura en 2022 et de ma participation à la conférence sur la gestion de la biodiversité, qui m'a permis d'acquérir de nouvelles connaissances et d'enrichir ma formation doctorale. Je remercie également le Professeur François Muhashi, grâce à qui j'ai découvert le programme CEBioS.

Je remercie le Professeur Antoine Lubobo, directeur de mon mémoire de fin d'études de deuxième cycle, pour ses conseils scientifiques continus, ainsi que le Chef de travaux Mick Assani Bin Lukangila, que j'ai toujours considéré comme mon encadreur initial, pour m'avoir enseigné les bases de la recherche et de la rédaction scientifique.

Je remercie de tout cœur toutes les personnes qui ont apporté leur soutien à ce travail, notamment les Professeurs Kristof Van Oost, Yannick Useni, Jean François Bastin, Arnaud Monty, Dieudonné N'tambwe Ngonda, les Docteurs Laurent Kidinda et Yona Mleci, le Chef de travaux Patrick Kasangij, Trésor Muganguzi, Trésor Kisimba, Medard Mpanda Mukenza, Arthur Vander Linden et John There Kanyege. Sans vous, ce travail n'aurait pas pu atteindre sa forme actuelle.

Mes sincères remerciements vont au Professeur Robert-Prince Mukobo, qui m'a prodigué de précieux conseils scientifiques et m'a soutenue en me fournissant une lettre de recommandation pour postuler à une bourse américaine, même si je n'ai pas été sélectionnée.

Je remercie l'équipe PATO de notre unité Biodiversité, Écosystèmes et Paysage, pour son écoute constante et sa disponibilité face à nos préoccupations. Je remercie tout particulièrement Cythia Thomas et Émile Vander Elst : vous m'avez énormément choyée et, grâce à vous, je me suis sentie privilégiée au laboratoire. Vous avez également offert à mon fils des moments très agréables, je vous en suis sincèrement reconnaissante. Merci également à Sébastien Steels pour sa gentillesse.

Je tiens à remercier tous les membres de l'unité Biodiversité, Écosystèmes et Paysage ainsi que la team Grégory que j'ai eu l'occasion de rencontrer au cours de mes six séjours à Gembloux, et plus particulièrement Benjamin Cornier.

Je remercie également le service d'aide estudiantine qui m'a toujours réservé un bon accueil et un bon logement durant mes six derniers séjours à Gembloux, plus particulièrement, à Madame Francotte et Alix.

Je remercie tous les Doctorants et étudiants de Master ayant été de passage à la Maison Nord, avec qui nous avons partagé de nombreux moments agréables. Je remercie tout particulièrement Joseph Kambiré, Bintou Traoré, Patient Gakuru et sa femme Rita, Rodrigue, John Kikuni, ainsi que tous les membres de la team Brocante, représentée par sa présidente Léo Sambieni et sa chargée de communication Roselande.

Je remercie tous mes collaborateurs de l'unité de recherche BESET pour leurs contributions à ce travail et leur compagnie, en particulier Prof. Martin Mpinda, CT. Patrick Kasangij, CT. Linda Basheke, Dr. Laurent Kidinda, CT. Trésor Kisimba, Msc. Trésor Muganguzi, CT. Guy David Sebagenzi, Merveille Kongolo et Msc. Léontine Longwa. Grâce à vous, le stress de la thèse a été beaucoup plus supportable.

Je remercie mes collègues du projet ZORGLUB, pour les bons moments passés ensemble et les partages d'expériences, les Docteurs Serge Langunu (Mon grand frère), Felicien Mununga et Maurice Kesonga.

Je remercie les professeurs et collègues de la Faculté des Sciences Agronomiques de l'UNILU pour leurs encouragements, en particulier les Professeurs François Munyemba, Florence Kabemba, Emery Kasongo, Théodore Mwamba, Lucien Nyembo Kimuni, Fidèle Cuma, Bauchet Manda, Jacques Kilela, Messie Nkulu, Bibich Kirika, Edward wa Ilunga, Magnifique Mulumbati, Nathan Kasanda et Héritier Khoji, ainsi que les chefs de travaux et assistants Steve Ipo, Myriam Meta, James Nkulu, Pacifique Kiwele, Clément Kabalika, Laurent Kabala, Micheline Ilunga Kayaba, Arlette Mwandwe, Francis Kabwe, Alphonse Kalambulwa, John Banza et Gabriella Manda, sans oublier ceux que je n'ai pas mentionnés.

Je remercie la famille Tendayi et Shutcha, qui nous a accueillis en 2020 durant la période de la COVID. Elle a accepté de prendre le risque de nous héberger afin que nous puissions y passer la quarantaine. Mes remerciements s'adressent plus particulièrement à Madame et Monsieur Tendayi, à Odra Tendayi ainsi qu'à Madame Lidvine (Madame le Doyen).

Merci au professeur Stanislas Sebagenzi et à maman Laurence Sebagenzi, à papa Joachin Kayijamahe, à papa Mamerthe Komayombi, à tous les patriarches et toutes les mamans Abamwe.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude aux responsables des différents sites qui ont bien voulu m'accorder l'accès et faciliter la réalisation de mon travail de terrain. Il s'agit notamment du Jardin zoologique de Lubumbashi, de la concession Safina-Salama des Salésiens de Don Bosco, de la Cité des Jeunes des Salésiens de Don Bosco, de l'Église méthodiste, du Lycée francophone Ukamili de l'Alliance française, de la Faculté de polytechnique

de l'UNILU, de l'arboretum de la Faculté des sciences agronomiques de l'UNILU, ainsi que du Cercle hippique de Lubumbashi. Leur disponibilité et leur collaboration ont contribué de manière déterminante à la réussite de cette étude.

Ma reconnaissance va également aux Professeurs Auguste Chocha Manda, Paulin Ndabereye et à papa Freddy Ciza qui nous ont malheureusement quittés trop tôt.

A ma meilleure amie de longue date, Ir. Judith Mavungu qui a été d'un grand soutien durant tout mon parcours, et à son mari Ir. Jonathan Ilunga, merci beaucoup.

À mes meilleurs amis rencontrés en Belgique, je remercie tout particulièrement le Père Fidele Delingi, pour avoir rendu agréables mon séjour et celui de mon fils Trésor-Junior, toujours présent pour nous. Merci également à ma sœur Alphonsine Ipassou, qui va beaucoup me manquer, ainsi qu'à ma nièce Zelda Mariam et à ma grande sœur Bi Ida.

Je n'ai pas de mots pour remercier Madame Nathalie, Madame Delphine, Madame Maggali, Madame Julie, Madame Sophie et son équipe. Grâce à vous, j'ai pu travailler tout en profitant de la présence de mon fils. Vous avez été très gentilles avec nous, Trésor-Junior et moi, et vous allez beaucoup nous manquer, nos super héroïnes.

Merci à tous les membres de ma famille Mashagirot et de ma belle-famille qui m'ont soutenus des près ou de loin, mes grandes sœurs Mashagirot Valentine, Claudine, Antoinette, Solange, Aby, Espérance, à mes grands frères Mashagirot Valentin, Kwezi, Roger, Quintin, Jeff, Didon, Adelar, Lokombe, à mes neveux et nièces Cathy, Fazila, Espoir, Pax, Chrispin, Christian, Joseph, à mes belles sœurs et beaux-frères Muganguzi Solange, Dinah, Ruth, John, Joseph, à mes petits-fils et petites-filles ici représentés par Airine-José. À mes psychologues, je tiens à exprimer ma gratitude pour le suivi psychothérapeutique que j'ai pu recevoir, sans frais ni contraintes de rendez-vous. Merci à toi, Denise Mashagirot, ma seule et unique petite sœur et confidente, ainsi qu'à toi, ma nièce Juliette Mashagirot, ma secrétaire particulière.

A mes beaux frères, Kadafi Kamanzi, Bertin Kirivita et Patrice Nkikabahizi, à mon beau fils Christophe Malaba merci pour votre soutien familial, je remercie également ma belle-sœur Carine Birato.

Merci à toi, ma belle-mère en or, d'avoir prié jour et nuit pour ma réussite, d'avoir pris soin de moi et de ma famille afin que je puisse me concentrer sur mes recherches. Tu es la meilleure maman.

Ce paragraphe est dédié à mon tendre mari, et à mes enfants, pour les heures d'attention volées. Mon cher et tendre mari, il n'y a pas de mots pour te remercier. Tu as été partie intégrante de mon parcours de thèse : notre histoire a commencé pendant ces sept années de travail doctoral, cinq années de

mariage et deux enfants. Tu n'as pas été seulement un mari pour moi ou un père pour nos enfants, tu as été mon mentor, ma force et mon équilibre. Grâce à toi, je n'ai jamais abandonné. Merci du fond du cœur, Mon Trésor M. À vous, mes enfants Ntale Heri Trésor-Junior et Akiba Noah-Enoch, vous n'avez pas eu la chance de grandir auprès de votre maman comme d'autres enfants, je n'ai pas toujours pu être présente pour vos premiers mots, vos premiers pas, ou votre première dent. Merci pour votre patience et votre gentillesse, vous êtes de merveilleux garçons.

Papa et Maman, merci pour tout ce que vous avez fait pour moi. J'ai eu la chance de vous avoir comme parents. Vous me manquez énormément, surtout en ce moment si spécial de ma vie. Vous êtes partis trop tôt.

Sept ans, c'est très long. J'ai rencontré de nombreuses personnes au cours de ce parcours et, issu d'une grande famille et d'une vaste communauté, il est certain que je n'ai pas pu tous vous citer. Je tiens néanmoins à vous remercier tous pour votre soutien et votre accompagnement tout au long de ce parcours.

Table des matières

Avant-propos.....	i
Abstract.....	iii
Résumé de la thèse.....	v
Remerciements.....	vii
Table des matières.....	xiii
Liste des figures.....	xx
Liste des tableaux.....	xxiv
Liste des acronymes, sigles et abréviations.....	xxv
Chapitre 1.....	1
Introduction générale.....	1
1.1. Urbanisation, écologie urbaine et défis de gestion durable des espaces verts.....	3
1.1.1. Espaces verts urbains : définition.....	4
1.1.2. Place des espaces verts dans les villes Africaines.....	5
1.2. Fondements conceptuels des services écosystémiques.....	6
1.2.1. Définition et évolution du concept.....	7
1.2.2. Services écosystémiques et fonctionnement des écosystèmes urbains.....	9
1.2.3. Services écosystémiques de régulation en milieu urbain tropical	10
1.2.4. Fonctions écosystémiques des sols en contexte urbain..	11
1.2.4.1. Définition des sols urbains.....	11
1.2.4.2. Typologie des sols urbains.....	11
1.2.4.3. Propriétés physico-chimiques et biologiques des sols urbains	12
1.2.4.4. Services écosystémiques rendus par les sols urbains.	14
1.2.4.5. Impact de l'urbanisation sur les propriétés des sols tropicaux et leurs services écosystémiques.....	16
1.2.4.6. Relation sol-plante.....	17

1.2.4.7.	Synthèse conceptuelle : urbanisation, propriétés des sols, végétation et services écosystémiques	19
1.2.5.	Régulation de la qualité de l'air en milieu urbain tropical africain	21
1.2.5.1.	Problématique de la pollution particulaire en milieu urbain	21
1.2.5.2.	Classification, Constituants chimiques et sources d'émission des PM 2,5 et PM10	24
1.2.5.3.	Effets sanitaires des PM2,5 et PM10 en milieu urbain africain	25
1.2.5.4.	Fonction des espaces verts dans la régulation de la qualité de l'air	27
1.2.5.5.	Mécanismes d'action des espaces verts sur la dynamique des particules fines (PM2.5 et PM10) en milieu urbain	30
1.3.	Lien entre la qualité des sols et la qualité de l'air : relation sol-plante-atmosphère.....	31
1.4.	Cadre conceptuel de la thèse.....	33
1.5.	Question et hypothèse de la thèse.....	36
1.6.	Objectifs et structure de la thèse.....	37
Chapitre 2	41
Milieu et Méthodologie	41
2.1.	Milieu d'étude.....	43
2.1.1.	Cadre biophysique	43
2.1.1.1.	Position géographique	43
2.1.1.2.	Aspect pédologique	44
2.1.1.3.	Climat	45
2.1.1.4.	Végétation.....	46
2.1.2.	Aspect démographique.....	46
2.1.3.	Justification du choix du milieu d'étude.....	47
2.1.3.1.	État des espaces verts urbains à Lubumbashi	47
2.1.3.2.	Problématique de la qualité de l'air à Lubumbashi ...	54

2.1.3.3. Synthèse des principales études sur les sols urbains de Lubumbashi.....	56
2.2. Matériels et méthodes.....	60
Chapitre 3.....	63
Vegetation degradation alters soil physicochemical properties and potentially affects ecosystem services in green spaces of Lubumbashi (DR Congo)	63
Résumé.....	64
Abstract.....	65
3.1. Introduction	65
3.2. Materials and methods.....	67
3.2.1. Study area.....	67
3.2.2. Selection and assessment of green spaces.....	67
3.2.3. Soil sampling and analysis.....	72
3.2.4. Statistical analyses	73
3.3. Results	74
3.3.1. Texture and structure according to land cover and site..	74
3.3.2. Physical and chemical properties of soil according to land cover and site.....	75
3.4. Discussion.....	79
3.5. Conclusions and outlook	81
3.6. Transition vers les chapitres suivants	82
Chapitre 4.....	83
Évaluation de l'abondance et de la diversité de la macrofaune du sol dans les espaces verts urbains à Lubumbashi (Haut Katanga, R.D. Congo).....	83
Résumé.....	85
Abstract.....	85
4.1. Introduction	86
4.2. Matériels et Méthodes	88
4.2.1. Sites d'étude.....	88
4.2.2. Analyses statistiques	91
4.3. Résultats.....	91

4.3.1.	Flore des espaces verts étudiés.....	91
4.3.2.	Abondance de la macrofaune.....	92
4.3.3.	Effet de la concentration en matière organique des sols sur l'abondance totale de la macrofaune	94
4.3.4.	Composition taxonomique de la macrofaune.....	95
4.3.5.	Variation de composition taxonomique de la macrofaune entre sites et modalités de sol.....	100
4.4.	Discussion.....	101
4.5.	Conclusion.....	104
Chapitre 5	105
Influence des espaces verts urbains arborés sur la concentration en particules solides PM10 et PM2,5 dans l'air à Lubumbashi (RD Congo) : Implications potentielles pour les services écosystémiques de régulation		
Résumé.....		107
Abstract.....		107
5.1.	Introduction	108
5.2.	Matériels et méthodes.....	111
5.2.1.	Milieu.....	111
5.2.2.	Conditions météorologiques de la ville de Lubumbashi durant l'expérimentation	112
5.2.3.	Sites d'étude.....	112
5.2.4.	Matériels d'échantillonnage.....	116
5.2.5.	Calibrage des micro-capteurs.....	116
5.2.6.	Installation des micro-capteurs	119
5.2.7.	Analyses statistiques	120
5.3.	Résultats.....	121
5.3.1.	Concentration des particules de PM 2,5 suivant les emplacements des capteurs dans les deux sites d'études durant la saison des pluies et la saison sèche	121
5.3.2.	Concentration des particules de PM 10 suivant les emplacements des capteurs dans les deux sites d'études durant la saison des pluies et la saison sèche	122

5.3.3.	Evolution journalière de PM 2.5 suivant les emplacements des capteurs dans les deux sites d'études durant la saison des pluies et la saison sèche	124
5.3.4.	Evolution journalière de PM10 suivant les emplacements des capteurs dans les deux sites d'études durant la saison des pluies et la saison sèche	125
5.3.5.	Evolution annuelle de PM 2,5 et PM 10 suivant les emplacements des capteurs dans les deux sites durant la saison des pluies et la saison sèche.....	127
5.4.	Discussion.....	128
5.5.	Conclusion.....	130
Chapitre 6	131
Caractérisation de l'exposition de la population à la pollution en microparticules le long des axes de circulations et espaces verts dans la ville de Lubumbashi	131
Résumé.....	133
Abstract.....	133
6.1.	Introduction	134
6.2.	Matériels et méthodes.....	136
6.2.1.	Zone d'étude	136
6.2.2.	Collecte de données	138
6.2.3.	Analyses statistiques	139
6.3.	Résultats.....	140
6.3.1.	Description de la variabilité de la pollution par les particules fines (PM2,5 et PM10).....	140
6.3.1.1.	Cartographie de la concentration des particules fines PM2,5 dans la ville de Lubumbashi.....	140
6.3.1.2.	Cartographie de la concentration des particules fines PM10 dans la ville de Lubumbashi.....	141
6.3.1.3.	Variation temporelle des concentrations en particules fines (PM2,5 et PM10).....	142
6.3.2.	Lien entre typologies urbaines (descriptions sur terrain) et pollution en PM2,5 et PM10	143

6.3.3.	Lien entre classes d'occupation du sol et pollution en PM2,5 et PM10 : Modélisation par régressions simples	144
6.4.	Discussion.....	146
6.4.1.	Discussion des résultats	146
6.4.2.	Forces et limites méthodologiques.....	147
6.5.	Conclusion.....	148
Chapitre 7	149
Discussion générale	149
7.1.	Amélioration des propriétés physicochimiques et biologiques des sols urbains sous végétation par rapport aux sols nus	151
7.1.1.	Mécanismes et facteurs qui influencent les services écosystémiques liés aux sols	152
7.1.2.	Éléments à extrapoler pour l'évaluation des services écosystémiques liés aux sols dans d'autres villes.....	154
7.2.	Lien entre les qualités des sols, la végétation et la concentration des particules fines dans l'air.....	155
7.3.	Effet de la végétation urbaine sur la réduction de PM2,5 et PM10, en fonction de la densité végétale et des conditions météorologiques dans la ville de Lubumbashi.....	156
7.3.1.	Effet différencié de la végétation sur les concentrations de PM2,5 et PM10 aux échelles locale et urbaine à Lubumbashi.....	156
7.3.2.	Impact des variations saisonnières et journalières sur la capacité de la végétation à réduire les concentrations de PM2,5 et PM10	157
7.4.	Implications des résultats pour la planification urbaine et la gestion fonctionnelle des espaces verts à Lubumbashi.....	158
7.5.	Analyse critique et limites méthodologiques.....	159
Chapitre 8	161
Conclusions et perspectives	161
Références bibliographiques	165
Annexes	i
Annexe 1	: Effet de l'occupation du sol, de site et de leurs interactions sur les propriétés physiques et chimiques des sols dans les espaces verts étudiés à Lubumbashi.....	iii

Annexe 2 : Relation entre la macrofaune du sol (MFS) et les propriétés édaphiques dans les espaces verts étudiés à Lubumbashi vii

Annexe 3 : Abondance de la macrofaune du sol suivant les occupations des sols dans les espaces verts étudiés à Lubumbashi..... viii

Annexe 4. Régression linéaire multiple entre les concentrations de PM_{2,5} et PM₁₀ et les pourcentages d’occupation du sol (végétation, bâti, sol nu) ix

Annexe 5 : Paramètres de correction des données et installation des capteurs fixes..... x

Annexe 6 : Critères de classification des espaces verts de Lubumbashi. xvi

Annexe 7 : Projection des points de prélèvement des prélèvements des concentrations de PM_{2,5} et PM₁₀ sur la carte d’occupation des sols dans la ville de Lubumbashi..... xvii

Annexe 8 : Localisation des espaces verts des Lubumbashi préalablement identifiés pour cette étude ajouter à ceux de Useni et al. (2019). xviii

Annexe 9 : Espaces verts urbain susceptibles de rendre les services écosystémiques de régulation, de soutien et culturel xx

Annexe 10 : Service écosystémique rendu par l’espace vert du Jardin zoologique de Lubumbashi xx

Annexe 11 : Evaluation des services écosystémiques de régulation rendus par les sols..... xxi

Annexe 12 : Circulation urbaine dans la ville de Lubumbashi xxi

Annexe 13 : Impact des activités anthropiques sur la qualité de l’air à Lubumbashi..... xxii

Annexe 14 : Impact de la dégradation de la végétation sur la qualité du sol à Lubumbashi..... xxii

Annexe 15 : Script des analyses statistiques utilisées dans le cadre de cette étude..... xxiii

Liste des figures

Figure 1-1 : Classification des services écosystémiques proposée par le projet Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) (Mouchet et al., 2023).	8
Figure 1-2 : Rôle des espaces verts urbains dans la conservation de la biodiversité édaphique.....	14
Figure 1-3 : Un schéma conceptuel reliant les principales propriétés du sol aux services écosystémiques à travers les fonctions du sol pour le bien-être des humains (Adhikari & Hartemink, 2016).	16
Figure 1- 4 : Schéma conceptuel des impacts de l’urbanisation sur les propriétés des sols et leurs services écosystémiques (conception de l’auteur).	20
Figure 1-5 : Ville congestionnée, exemple d’une activité économique complexe dans la ville de Lubumbashi (Credit photo : auteur).....	22
Figure 1-6 : Répartition annuelle moyenne de l’exposition au PM2.5 en Afrique en 2019 (Wright et al., 2023).	23
Figure 1-7 : Schéma illustrant les effets des particules fines (PM) sur la santé humaine (Safo-Adu et al., 2023).	27
Figure 1-8 : Mécanismes d’action de la végétation urbaine dans la réduction des particules fines (PM2,5 et PM10) (conception de l’auteur).	31
Figure 1-9 : Schéma conceptuel illustrant le rôle du continuum sol–plante–atmosphère dans la régulation de la pollution atmosphérique (Li et al., 2023).	33
Figure 1-10 : Cadre conceptuel de l’évaluation des services écosystémiques de régulation des espaces verts urbains à Lubumbashi (conception de l’auteur).	35
Figure 1-11 : Schéma illustrant les deux axes de l’étude (propriétés des sols et régulation de la qualité de l’air) ainsi que les quatre objectifs spécifiques qui en découlent (conception de l’auteur).	38
Figure 2-1 : Localisation de la zone d’étude dans la province du Haut-Katanga (RD Congo). La zone hachurée correspond à la plaine de Lubumbashi, incluant la ville et ses communes (en noir). Les limites sont définies par l’emprise des scènes Landsat et la frontière RD Congo-Zambie (Useni, 2017).	44
Figure 2-2 : Répartition des caractéristiques des espaces verts selon le gradient urbain (urbain, périurbain et rural) dans la ville de Lubumbashi (Maréchal et al., 2018).....	49
Figure 2- 3 : Fréquences relatives des services écosystémiques potentiels rendus par les espaces verts selon le gradient urbain (urbain, périurbain et	

rural) dans la ville de Lubumbashi, tels que perçus par les populations (Maréchal et al., 2018). 50

Figure 2- 4 : Localisation de la ville de Lubumbashi, des sites d'étude et de la distribution spatiale des capteurs de particules.. 62

Figure 3-1 : Soil map of selected green spaces (based on the soil map of Sys & Schmitz, 1959; digitization and uniformization of the legend: Van Ranst et al., 2010). A2, A3, Ag3: Ferralsols; D6: Fluvisols, g: Plinthosols (WRB, 2022)..... 69

Figure 3-2 : Soil sampling strategy in six urban green spaces of Lubumbashi city..... 72

Figure 3-3 : Textural classification of soil for the studied green spaces (ARB, SA, ZOO, CHL, CJ, POL) according to land cover (VS: vegetated soil, green triangles; BS: bare soil, red circles)..... 74

Figure 3-4 : Principal component analysis (PCA) of four soil physical characteristics and eleven soil chemical characteristics according to land cover (a and c) and site (b and d). 77

Figure 4-1 : Localisation des espaces verts étudiés au sein de la ville de Lubumbashi. 89

Figure 4-2 : Dispositif d'échantillonnage conduit dans six espaces verts urbains de Lubumbashi pour le prélèvement des monolithes des sols dans les sols végétalisés et les sols nus. 90

Figure 4-3 : Abondance (nombre d'individus) des espèces végétales natives et exotiques dans les différents espaces verts étudiés. 92

Figure 4-4 : Effet de l'occupation du sol sur l'abondance totale de la MFS, celle des vers de terre, termites et celle des fourmis dans les espaces verts étudiés..... 94

Figure 4-5 : Evolution de l'abondance totale de la MFS en relation avec la teneur matière organique (MO) dans les EVU étudiés. 95

Figure 4-6 : **(A)** Pourcentage de différents groupes taxonomiques (vers de terre, termites et fourmis) dans l'abondance totale de la MFS et **(B)** Pourcentage de différents groupes taxonomiques (vers de terre, termites et fourmis) dans l'abondance totale de la MFS suivant l'occupation du sol (SN : sol nu ; SV : sol végétalisé) au sein des différents EVU étudiés..... 99

Figure 4-7 : PCoA basé sur la composition spécifique de la MFS 101

Figure 5-1 : Facteurs influençant la dispersion des polluants sur route ouverte à partir des véhicules : a) les polluants atteignent directement l'homme en l'absence de végétation, b) La végétation agit comme une barrière contre la dispersion des polluants 109

Figure 5-2 : Evolution des données météorologiques durant la période expérimentale.	114
Figure 5-3 : Carte des sites d'étude.	115
Figure 5-4 : Capteur des particules Nava PM Sensor. (a) : face du capteur ; (b) dessous du capteur ; (c) intérieur du capteur (Liu et al., 2019).	116
Figure 5-5 : Dispositif de colocalisation des micro-capteurs de PM _{2,5} et PM ₁₀ pour le calibrage : les capteurs sont installés côte à côte et exposés aux mêmes conditions afin de comparer leurs mesures et d'ajuster les capteurs secondaires à partir du capteur de référence.	117
Figure 5-6 : Installation des capteurs sur les murs.	120
Figure 5-7 : Concentration des particules de PM 2.5 suivant les emplacements des capteurs. A : Zoo durant la saison des pluies, B : Zoo durant la saison sèche, C : Safina durant la saison des pluies, D : Safina durant la saison sèche.	122
Figure 5-8 : Concentration des particules de PM 10 suivant les emplacements des capteurs. A : Zoo durant la saison des pluies, B : Zoo durant la saison sèche, C : Safina durant la saison des pluies, D : Safina durant la saison sèche.	123
Figure 5-9 : Evolution journalière des concentrations en PM 2,5 durant la saison des pluies et la saison sèche.....	125
Figure 5- 10 : Evolution journalière des concentrations en PM 10 durant la saison des pluies et la saison sèche.....	126
Figure 5-11 : Evolution annuelle des concentrations en PM 2.5 et PM 10 durant la période expérimentale (de juin 2021 à août 2022).	128
Figure 6- 1 : Carte de prélèvement des points sur terrain.....	137
Figure 6-2 : La carte de répartition spatiale des concentrations de PM _{2,5} dans la ville de Lubumbashi.	141
Figure 6-3 : La carte de répartition spatiale des concentrations de PM ₁₀ dans la ville de Lubumbashi.	142
Figure 6-4 : Concentration en PM 2,5 et PM 10 suivant les heures de la journée.....	143
Figure 6-5 : Concentration en PM 2,5 et PM ₁₀ suivant la description du milieu.....	144
Figure 6-6 : Régression linéaire simple entre les concentrations de PM 2,5 et PM 10 et le pourcentage de couverture végétale.....	145
Figure 6-7 : Régression linéaire simple entre les concentrations de PM 2,5 et PM 10 et le pourcentage de surfaces bâties.....	145
Figure 6-8 : Régression linéaire simple entre les concentrations de PM 2,5 et PM 10 et le pourcentage de sols nus.	146

Figure 7-1 : Schéma conceptuel illustrant les relations entre les propriétés physico-chimiques et biologiques des sols urbains évaluées dans cette étude et les principaux services écosystémiques associés..... 154

Liste des tableaux

Tableau 1-1 : Lignes directrices sur la qualité de l'air (PM _{2,5} et PM ₁₀) : mise à jour par OMS (2005 et 2021) (Goshua et al., 2022; World Health Organization, 2005).....	24
Tableau 1-2 : Sources et composition chimiques des PM _{2.5} et PM ₁₀	25
Tableau 2-1 : Typologie des espaces verts de la ville de Lubumbashi selon Useni (2017), établie à partir des classifications de Kong et Nakagoshi (2005), La Rosa et Privitera (2013) et Mensah (2014), et services écosystémiques potentiellement associés.	51
Tableau 2-2 : Etudes sur la qualité de l'air dans la ville de Lubumbashi.	55
Tableau 2-3 : Tableau synthétique des principales études sur les sols urbains de Lubumbashi.	58
Table 3-1: General information on selected green spaces and soil classification (Van Ranst et al. 1999; WRB, 2022).	70
Table 3-2 : Visual field assessment of soil structural quality scores (VSA) (Shepherd et al. 2000), model inspired by (Moncada et al. 2014) (N=192). 75	75
Table 3-3 : Comparison of physical and chemical parameters according to land cover at each site (t test). Values with the same letter are not significantly different (p < 0.05). (N=192).	78
Tableau 4-1 : Liste des genres (et espèces) identifiés dans les espaces verts CHL : Cercle Hippique de Lubumbashi, CJ : Cité des Jeunes, ARB : Arboretum de la FSA, POL : Faculté de Polytechnique, SA : Complexe Safina-Salama, ZOO : jardin Zoologique de Lubumbashi, SN : Sol Nu, SV : Sol Végétalisé.	96
Tableau 5-1 : Formule et procédure du calcul de l'incertitude.....	118
Tableau 5-2 : Équations de correction et valeurs d'incertitudes des différents capteurs après calcul.....	118
Tableau 6-1 : Typologies des occupations de sols décrites sur terrain.....	139

Liste des acronymes, sigles et abréviations

%	:	Pourcentage
°C	:	Degrés Celsius
µg/m ³	:	Microgramme par mètre cube
µm	:	Micromètre
ACP	:	Analyse en Composantes Principales
ANOVA	:	Analysis of Variance
ARB	:	Arboretum de la faculté des sciences agronomiques de l'Université de Lubumbashi
ARES	:	Académie de Recherche et de l'Enseignement Supérieur
BS	:	Bare Soil
CEC	:	Capacite d'Echange Cationique ou Cation Exchange Capacity
CHL	:	Cercle Hippique de Lubumbashi
CJ	:	Cité des Jeunes
CO	:	Carbone Organique
Cu	:	Cuivre ou Copper
EV	:	Espace Vert
EVU	:	Espace Vert Urbain
FSA	:	Faculté des Sciences Agronomiques
g.cm ⁻³	:	Gramme par centimètre cube
Gécamines	:	Générale des Carrières et des Mines
GS	:	Green Space
Ind/m ²	:	Individu par m ²
IPBES	:	Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services

K	:	Potassium
m/s	:	Mètres par seconde
MEA	:	Millennium Ecosystem Assessment
MFS	:	Macrofaune du sol
mg.kg-1	:	Milligramme par kilogramme
mm	:	Millimètre
Mn	:	Manganèse ou Manganese
MO	:	Matière Organique
mol.kg ⁻¹	:	mole par kilogramme
N	:	Nitrogen ou Azote
N	:	Nombre d'échantillons
OC	:	Organic Carbon
OM	:	Organic Matter
OMS	:	Organisation Mondiale de la Santé
OPVT	:	Observatoire Participatif des Vers de Terre
P	:	Phosphore
P_Av	:	available Phosphorus
PCoA	:	Principal Coordinates Analysis
PM	:	Particulate Matter
PM2,5	:	Particules d'un diamètre inférieur à 2,5 micromètres
PM10	:	Particules dont le diamètre est inférieur à 10 micromètres (µm)
POL	:	Faculté de polytechnique de l'Université de Lubumbashi
PRD	:	Projet de Recherche et de Développement
PCA	:	Principal component analysis

Ratio C/N	:	Le rapport entre la quantité de Carbone et d'Azote dans une matière organique
RDC	:	République Démocratique du Congo
SA	:	Safina-Salama
SBD	:	Soil bulk density
SE	:	Service Ecosystémique
SN	:	Sol Nu
SV	:	Sol Végétalisé
total K	:	Total potassium
UGS	:	Urban Green Space
UNILU	:	Université de Lubumbashi
VS	:	Vegetated Soil
ZOO	:	Jardin zoologique de Lubumbashi

Chapitre 1

Introduction générale

1.1. Urbanisation, écologie urbaine et défis de gestion durable des espaces verts

L'urbanisme contemporain s'inscrit dans un contexte de préoccupations environnementales croissantes, visant à concilier l'amélioration du bien-être humain avec la réponse aux défis écologiques globaux qui menacent la durabilité de la planète (Berdoulay et al., 2010). L'expansion urbaine constitue aujourd'hui l'un des principaux moteurs de la transformation des écosystèmes, se traduisant par la perte et la fragmentation des habitats naturels, leur remplacement par des espaces bâtis, ainsi que l'émergence des écosystèmes fortement anthropisés. Ce processus s'accompagne d'une intensification de la demande en ressources naturelles et de pressions environnementales souvent délocalisées, notamment vers les régions tropicales (Seto et al., 2012).

Dans ce contexte, l'écologie urbaine s'est progressivement imposée comme une discipline centrale pour analyser les interactions entre dynamiques écologiques, structures urbaines et activités anthropiques, en reconnaissant le rôle structurant de l'Homme dans la configuration et le fonctionnement des écosystèmes urbains (Knapp et al., 2021 ; McPhearson et al., 2016). Cette approche met en évidence le rôle clé des espaces verts urbains (EVU), considérés comme des composantes essentielles de l'intégration entre ville et écologie (Tzoulas et al., 2007).

Cependant, l'urbanisation rapide et souvent peu maîtrisée, particulièrement marquée dans les pays en développement, entraîne une concentration croissante de populations et de constructions au détriment des espaces verts, accentuant les déséquilibres écologiques urbains (Blanchard et al., 2024 ; Maréchal et al., 2018 ; Sambieni et al., 2018). À l'horizon 2050, près de 70 % de la population mondiale vivra en milieu urbain (Tzoulas et al., 2007), avec une croissance particulièrement forte dans les régions tropicales (Useni, 2017).

Par ailleurs, malgré leur importance stratégique, les écosystèmes urbains, en particulier en contexte tropical, demeurent largement sous-étudiés, avec des données empiriques encore limitées sur les impacts de l'urbanisation sur la biodiversité et les services écosystémiques (Fenoglio et al., 2020 ; Filazzola et al., 2019 ; Newbold et al., 2020 ; Zuñiga-Palacios et al., 2021). Ces lacunes scientifiques freinent l'élaboration de politiques de conservation et de gestion adaptées aux réalités locales (Jensen et al., 2025).

1.1.1. Espaces verts urbains : définition

Il n'existe pas de définition universellement admise des espaces verts urbains, celles-ci variant selon les contextes nationaux et les ressources vertes disponibles (Kumuduni & Weerakoon, 2024). Dans le cadre de cette étude, nous avons retenu la définition proposée par Cilliers et al. (2013), jugée plus globale. Le concept « espaces verts urbains » renvoie à l'ensemble de l'infrastructure verte urbaine comprenant un réseau de tous les systèmes écologiques naturels, semi-naturels et artificiels au sein, autour et entre les zones urbaines, et ce à toutes les échelles spatiales (Cilliers et al., 2013). Plusieurs auteurs (Cilliers & Siebert, 2012 ; Colding, 2007 ; Tzoulas et al., 2007) soulignent l'importance d'intégrer l'ensemble de ces infrastructures vertes dans les processus de planification et de gestion urbaine afin de renforcer la durabilité des villes.

Si l'attention est fréquemment portée sur les espaces verts naturels et semi-naturels, les parcs publics et les jardins domestiques devraient également être considérés, en raison de leur rôle clé dans le maintien de la biodiversité et la fourniture de services écosystémiques en milieu urbain, notamment grâce à leur interconnexion avec les autres composantes du réseau d'espaces verts urbains (Cilliers et al., 2013).

Cependant, Useni (2017), définit l'espace vert comme étant toute zone dont la surface totale est recouverte au minimum par 50 % de végétation vue du ciel, de propriété publique ou privée et accessible ou non au public. Il a aussi considéré l'espace vert sous l'angle de l'occupation du sol (caractéristiques de la surface terrestre (naturelle ou artificielle) émanant des observations directes) et/ou de l'utilisation du sol (caractéristiques de la surface terrestre provenant d'observations directes et de l'interprétation socioéconomique des activités en cours).

En effet, les espaces verts englobent une diversité de formes, allant des parcs et arbres d'alignement aux terrains de jeu, friches, jardins urbains et familiaux, en passant par certains sites agricoles et espaces informels. Ces derniers regroupent aussi bien des espaces naturels non aménagés que des habitats urbains particuliers, tels que des friches industrielles et des jardins spontanés. Ainsi, il n'existe pas de typologie universelle ; celle-ci doit plutôt être adaptée aux caractéristiques et aux formes d'espaces verts propres à chaque ville (Useni, 2017).

Les espaces verts jouent un rôle important dans le bien-être global et la qualité de vie des habitants d'un milieu urbain, et dans les enjeux du développement durable de la ville. Il s'agit notamment des fonctions sociales, paysagères, écologiques, environnementales, thérapeutiques et économiques. Sur le plan social., les espaces verts représentent un lieu de rassemblement, de

retrouvailles et de brassage de la population au sein de la ville, un espace de vie collective (Choumert, 2009 ; Useni et al., 2017). Sur le plan écologique, ils jouent un rôle essentiel dans la durabilité écologique en répondant à plusieurs défis environnementaux liés au changement climatique. Leur capacité à réguler la température, à séquestrer le carbone et à améliorer la qualité de l'air contribue significativement à la résilience climatique urbaine (Athokpam et al., 2024). Quant aux fonctions thérapeutiques, les espaces verts urbains sont largement reconnus pour leur capacité à soutenir la santé mentale et le bien-être psychologique. Ces espaces offrent une pause face aux facteurs de stress urbains, réduisent l'anxiété et favorisent la restauration émotionnelle. Ils jouent un rôle crucial dans l'amélioration de la santé mentale et la satisfaction de vivre (Tigga et al., 2025). Sur le plan économique, ces espaces représentent une valeur économique indéniable. En effet, ils contribuent à la mise en valeur des bâtiments et à l'attractivité du territoire (Choumert, 2009).

1.1.2. Place des espaces verts dans les villes africaines

L'augmentation constante de la population des villes africaines a généré de nombreux problèmes d'organisation structurelle et d'aménagement de l'espace urbain ; parmi lesquels figure la gestion des espaces verts (Kouadio, 2012 ; Kouadio et al., 2016 ; Ngur-Ikone, 2010). Ces espaces qui faisaient autrefois la fierté des villes africaines sont devenus des souvenirs du passé. Aujourd'hui, les villes africaines comme Yaoundé (Tchotsoua, 1994), Abidjan (Nassa, 2009), Kinshasa (Blanchard et al., 2024 ; Ngur-Ikone, 2021), Lubumbashi (Useni, Kaleba, et al., 2017), Bujumbura (Kabanyegeye et al., 2020) sont de plus en plus confrontées à de multiples défis.

Par exemple, La ville de Brazzaville (République du Congo) a été surnommée « la verte » car elle a été aménagée par une richesse floristique de différentes espèces d'arbres (cour ou jardin, palissade et plantation intra-urbaine). De son histoire, la ville de Lomé et les espaces verts restaient indissociables, déjà la traduction du nom du premier village « Alomé » est significative. Il s'agit de la localité située dans les buissons d'Alo. Aujourd'hui, les buissons de la ville de Lomé sont remplacés par un dépotoir de déchets (Ngur-Ikone, 2010). En matière d'urbanisme dans la ville de Kinshasa (capitale de la RDC), les colons avaient prévu des espaces verts pour un cadre de vie urbain, verdoyant, qui permettrait aux habitants de se détendre et d'embellir la ville. Mais actuellement, avec l'explosion démographique, les espaces verts qui faisaient autrefois la fierté de la capitale de la RDC dans chaque commune ont été remplacés par des logements précaires sous prétexte

qu'il faut réduire l'insalubrité et l'insécurité (Blanchard et al., 2024 ; Ngur-Ikone, 2010).

La forte concentration des populations dans les villes africaines engendre des problèmes qui sont généralement d'ordre social, économique et environnemental. La tranche de la population dont le niveau de vie est économiquement bas se tourne vers le secteur informel pour subvenir à ses besoins. Les lieux où cette tranche de la population exerce ses activités sont généralement les espaces publics tels que les trottoirs et les espaces verts. Cette situation met en évidence la problématique de la préservation et de l'aménagement des espaces verts en milieu urbain africain (Ngur-Ikone, 2010).

Les espaces verts urbains fournissent une diversité de services écosystémiques indispensables, notamment la régulation du microclimat, l'amélioration de la qualité de l'air, la gestion des eaux pluviales, le maintien de la biodiversité, ainsi que des bénéfices culturels, récréatifs et sanitaires pour les populations urbaines (Elmqvist et al., 2015 ; MEA, 2005 ; Tzoulas et al., 2007). À ce titre, l'intégration des infrastructures vertes dans la planification urbaine constitue un levier majeur pour renforcer la résilience écologique, la qualité de vie et la durabilité des villes (Umoh et al., 2024 ; Ajiro tutu et al., 2024 ; Boudhane et al., 2025).

1.2. Fondements conceptuels des services écosystémiques

Le concept des services écosystémiques constitue aujourd'hui un cadre théorique central pour analyser les relations entre les écosystèmes et le bien-être humain, en mettant en évidence les bénéfices que les sociétés tirent du fonctionnement des systèmes écologiques (MEA, 2005) (Daily, 1997 ; MEA, 2005). Initialement développé dans les contextes naturels et ruraux, ce concept a progressivement été étendu aux milieux urbains afin de mieux appréhender le rôle écologique des villes, longtemps considérées comme des systèmes artificiels déconnectés de la nature. Dans les espaces urbains, les services écosystémiques fournis par les infrastructures vertes ; notamment la régulation climatique, l'amélioration de la qualité de l'air, la gestion des eaux pluviales et le soutien à la biodiversité apparaissent essentiels pour atténuer les impacts négatifs de l'urbanisation et renforcer la résilience des villes (Elmqvist et al., 2015 ; Tzoulas et al., 2007).

Cette approche revêt une importance particulière dans les villes d'Afrique tropicale, caractérisées par une urbanisation rapide, une forte pression sur les ressources naturelles et une vulnérabilité accrue aux dégradations

environnementales, où les espaces verts urbains et les sols associés jouent un rôle clé dans la fourniture de services écosystémiques indispensables à la qualité de vie urbaine et à la durabilité des territoires (Seto et al., 2012).

1.2.1. Définition et évolution du concept

Le concept de services écosystémiques a donné lieu à de multiples définitions, qui convergent autour de l'idée que les écosystèmes naturels et anthropisés fournissent des bénéfices essentiels au bien-être humain. Parmi les plus largement reconnues, on trouve celle du *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005), qui définit les services écosystémiques comme « les bénéfices que les humains tirent des écosystèmes ». Le rapport *TEEB* (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) propose une formulation similaire : « les bienfaits que les hommes tirent des écosystèmes » (Pascual et al., 2012). De son côté, la *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES), élaborée par Potschin & Haines-Young (2013), parle des « contributions que les écosystèmes apportent au bien-être humain ».

La *Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques* (IPBES) enrichit cette approche en soulignant que les SE englobent non seulement des ressources matérielles, mais aussi des valeurs culturelles, spirituelles et symboliques. Ces services sont considérés comme essentiels à la survie et à la qualité de vie humaine, tout en constituant un cadre stratégique pour orienter les politiques environnementales à différentes échelles (Kenter, 2018 ; Larigauderie & Mooney, 2010).

Malgré la diversité des terminologies employées (bénéfices, contributions, bienfaits), ces définitions partagent une orientation anthropocentrée : la nature y est valorisée pour les services qu'elle rend aux sociétés humaines. Toutefois, certaines approches plus récentes, comme celle de l'évaluation française des écosystèmes (EFESE, 2015), intègrent explicitement la durabilité dans la définition, en insistant sur le maintien à long terme des avantages procurés par les écosystèmes (Campagne, 2018).

Il sied de signaler que l'introduction du concept service écosystémique remonte à 1997, lorsque Costanza et al., ont proposé une évaluation monétaire globale des fonctions des écosystèmes naturels (Costanza et al., 1997). Deux ans plus tard, Bolund & Hunhammar (1999) l'ont adapté au contexte urbain, marquant une évolution vers la prise en compte des écosystèmes modifiés par l'homme dans les environnements urbains (Cilliers et al., 2013). À l'origine, ce cadre conceptuel visait à soutenir les efforts de conservation de la nature en démontrant que les écosystèmes rendent des services indispensables à l'économie et au bien-être humain (Costanza et al., 2017). Cette démarche

repose sur une hypothèse environmentaliste : la reconnaissance des fonctions écologiques des écosystèmes incite les sociétés humaines à mieux les préserver (Campagne, 2018). Ainsi, la notion de biens et services écosystémiques est de plus en plus mobilisée dans le champ du développement durable, notamment pour intégrer la biodiversité et les processus écologiques dans les politiques urbaines (Cilliers et al., 2013).

La classification des services écosystémiques s'est progressivement stabilisée autour de trois grandes catégories fonctionnelles (figure 1-1.), largement reconnues dans la littérature scientifique : Ces services comprennent l'approvisionnement (par exemple, l'alimentation), la régulation et maintien (par exemple, la séquestration et le stockage du carbone, la purification de l'air et de l'eau, la gestion des sols, etc.) et les services culturels (par exemple, le tourisme et les loisirs) (Buonocore et al., 2021). Les services de régulation et de maintien sont regroupés dans une seule catégorie afin d'éviter les doubles comptages dans les évaluations, ces types de service étant souvent liés aux mêmes fonctions écologiques (Mouchet et al., 2023).



Figure 1-1 : Classification des services écosystémiques proposée par le projet Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) (Mouchet et al., 2023).

Les premières versions de cette typologie, notamment celle du MEA (2005), incluaient également une quatrième catégorie : les services de soutien (*supporting services*), tels que la formation des sols, les cycles nutritifs ou la photosynthèse. Ces fonctions de base, bien qu'indispensables, sont désormais considérées comme des prérequis écologiques au fonctionnement des

écosystèmes plutôt que comme des services directement perçus par les humains (Campagne, 2018).

Dans cette recherche, nous avons opté pour une adaptation de la classification classique, regroupant les services de régulation et certaines fonctions de soutien au sein d'une catégorie plus large (de Groot et al., 2010). Cette approche nous permet de mieux mettre en évidence le rôle des espaces verts urbains dans la régulation de la qualité des sols et de l'air, services particulièrement pertinents face aux défis environnementaux que rencontrent les villes d'Afrique tropicale.

1.2.2. Services écosystémiques et fonctionnement des écosystèmes urbains

Les écosystèmes fournissent une vaste gamme de services écosystémiques reposant sur leurs propriétés biophysiques et leur fonctionnement écologique. Parmi les composants clés, le sol et l'atmosphère jouent un rôle déterminant dans la régulation, le soutien et la fourniture de services indispensables à la stabilité de la biosphère et au bien-être humain (Costanza et al., 1997 ; Dominati et al., 2010).

Cependant, ces compartiments biophysiques et leurs interactions sont profondément modifiés par l'urbanisation, laquelle exerce des pressions multiples sur la biodiversité, les propriétés et le fonctionnement des écosystèmes à différentes échelles, transformant les milieux naturels en systèmes urbains fortement anthropisés (Niemelä et al., 2010). Cette transformation s'accompagne généralement d'une simplification des écosystèmes et d'une homogénéisation biotique (McKinney, 2006), ainsi que de modifications des bilans énergétiques, du cycle hydrologique, de la fixation du carbone et de la production végétale (Schneider et al., 2012).

Néanmoins, malgré ces altérations, les écosystèmes urbains conservent la capacité de fournir des biens et services écosystémiques précieux, notamment à travers les sols urbains, la végétation et les interactions sol–plante–atmosphère (Bolund & Hunhammar, 1999). Dans ce contexte, le concept de services écosystémiques s'impose comme un cadre pertinent pour analyser les liens entre biodiversité, fonctionnement des écosystèmes urbains et bien-être humain, et devrait être placé au cœur des stratégies de développement urbain durable et intégré (Cilliers et al., 2013).

Dans ce contexte de transformation profonde des écosystèmes par l'urbanisation, l'évaluation des services écosystémiques en milieu urbain apparaît essentielle pour apprécier la capacité des villes à maintenir des fonctions écologiques clés. Parmi ces services, les services de régulation occupent une place centrale, car ils conditionnent directement la qualité de

l'environnement urbain et le bien-être des populations (Gómez-Baggethun et al., 2013 ; MEA, 2005). Cette problématique est particulièrement marquée dans les villes d'Afrique tropicale, où la croissance urbaine rapide et souvent peu planifiée accentue les pressions sur les sols, la végétation et l'atmosphère, rendant nécessaire une évaluation spécifique des services de régulation dans ces contextes (McPhearson et al., 2016 ; Seto et al., 2012).

1.2.3. Services écosystémiques de régulation en milieu urbain tropical

Les services écosystémiques de régulation correspondent aux bénéfiques que les écosystèmes procurent à la société en modulant les conditions environnementales. Parmi eux, la régulation de la qualité des sols et de l'air est essentielle au bien-être humain et au fonctionnement durable des villes (Gómez-Baggethun et al., 2013 ; MEA, 2005). En milieu urbain, ces services sont principalement assurés par les sols naturels ou semi-naturels, les technosols (sols construits ou modifiés par l'homme) et la couverture végétale (arbres, haies, pelouses), qui contribuent au piégeage des polluants, à la séquestration du carbone, à la filtration de l'eau et à la réduction des effets des îlots de chaleur urbains (Cousin, 2018 ; Grard, 2017 ; Haase et al., 2014 ; Nowak et al., 2006).

Les villes africaines situées en zone tropicale, telles qu'Abidjan, Douala, Kinshasa ou Lubumbashi, connaissent une urbanisation rapide et souvent peu planifiée, caractérisée par une expansion spatiale non maîtrisée, une forte densité humaine et un déficit d'infrastructures vertes (Zoma et al., 2022). Cette croissance entraîne l'imperméabilisation des sols, la déforestation urbaine et une augmentation significative de la pollution atmosphérique (Elmqvist et al., 2018). Les particularités écologiques de ces régions à climat chaud et humide, sols ferrallitiques ou hydromorphes, forte pression foncière accentuent la vulnérabilité des écosystèmes urbains. La pollution de l'air y est aggravée par l'usage massif de véhicules anciens, la combustion de biomasse et les faibles capacités de régulation des infrastructures urbaines. Malgré ces enjeux, les études empiriques sur la quantification des services de régulation dans ces contextes tropicaux restent rares et fragmentaires (Bonebrake et al., 2025).

1.2.4. Fonctions écosystémiques des sols en contexte urbain

1.2.4.1. Définition des sols urbains

La définition des sols urbains demeure un enjeu complexe en raison de la diversité des approches disciplinaires mobilisées. Pour les acteurs de l'aménagement (urbanistes, aménageurs, décideurs publics), un sol urbain est avant tout un espace localisé dans le périmètre d'une ville, indépendamment de ses propriétés physiques ou biologiques (Blanchart et al., 2017). À l'inverse, les scientifiques du sol, agronomes, pédologues définissent les sols urbains par un ensemble de critères qui reflètent leurs caractéristiques uniques résultant des activités humaines et de l'urbanisation. Ces critères englobent les propriétés physiques, chimiques et biologiques, qui sont essentielles pour comprendre leurs fonctionnalités au sein des écosystèmes urbains (Yeakley, 2020).

D'un point de vue général, les sols urbains se distinguent par des perturbations récurrentes liées aux usages anthropiques, telles que le compactage, la présence de matériaux d'origine anthropique (verre, béton, asphalté) et une altération des stocks de matière organique et de biote du sol. Ces caractéristiques confèrent aux sols urbains des profils pédologiques singuliers, souvent hétérogènes, qui influencent leur fonctionnement écologique global (Craul, 1985 ; Howard, 2021 ; Yeakley, 2020). Malgré ces contraintes, les sols urbains contribuent à des fonctions environnementales majeures, notamment la régulation des risques, l'approvisionnement en eau et en nourriture, le support aux infrastructures et l'amélioration de la qualité de l'environnement urbain (Lehmann, 2006).

Dans cette perspective, il est nécessaire de distinguer deux acceptions complémentaires du sol urbain : une définition géographique, qui renvoie à tout sol situé en zone urbanisée, et une définition génétique, qui considère le sol comme anthropisé lorsque sa formation et son évolution sont dominées par l'intervention humaine. En contexte tropical, et en particulier dans les villes soumises à une urbanisation rapide et souvent informelle, ces deux dimensions sont étroitement imbriquées, entraînant des transformations profondes des surfaces pédologiques et une artificialisation diffuse des sols urbains (Mashagiro et al., 2024a).

1.2.4.2. Typologie des sols urbains

Au-delà de leur définition, la diversité des sols urbains nécessite une classification permettant de rendre compte de leurs modalités de formation et

de leurs degrés d'anthropisation. En milieu urbain, la genèse et l'évolution des sols sont étroitement liées au processus d'urbanisation, l'action anthropique constituant le facteur prépondérant de leur dynamique. À ce titre, ces sols sont généralement qualifiés de sols « anthropisés », car profondément modifiés par les activités humaines, et se distinguent nettement des sols naturels. Leur classification dépend toutefois du référentiel pédologique mobilisé (Guilland et al., 2018).

Dans le référentiel WRB (World Reference Base for Soil Resources) (Rossiter, 2007), ils entrent pour la plupart dans la catégorie des Technosols qui désigne des sols contenant : un nombre important d'artefacts (matériaux anthropiques de fabrication industrielle ou artisanale dans les 100 premiers centimètres), un scellement continu imperméable potentiellement d'origine anthropique (géomembrane construite), des matériaux rocheux techniques d'origine anthropique (pavés) (Guilland et al., 2018 ; Rossiter, 2007).

Le Référentiel pédologique français est plus précis concernant les sols anthropisés, puisqu'il distingue cinq types d'anthroposols (Baize & Girard, 2009). Les anthroposols transformés résultent de modifications volontaires, anciennes et de longue durée, le plus souvent destinées à améliorer la fertilité des sols et à assurer une meilleure production alimentaire (rizières, zones maraîchères). Les anthroposols artificiels proviennent exclusivement d'apports de matériaux d'origine non pédologique par l'Homme (déblais de carrières, gravats), à partir desquels un sol se développe. Les anthroposols reconstitués sont issus de l'utilisation de matériaux pédologiques (terre végétale) transportés et/ou remaniés afin d'y installer une végétation pérenne ou non. Les anthroposols construits résultent d'une action volontaire de construction d'un « sol » à partir de matériaux technologiques, souvent considérés comme des déchets, en vue de l'installation d'une couverture végétale. Enfin, les anthroposols archéologiques ont subi des modifications anthropiques anciennes, sur une profondeur supérieure à 50 cm, et se caractérisent par la présence de plus de 20 % de débris issus d'activités humaines (Baize & Girard, 2009 ; Guilland et al., 2018).

1.2.4.3. Propriétés physico-chimiques et biologiques des sols urbains

Les sols urbains se distinguent par des modifications profondes de leurs propriétés physico-chimiques et biologiques, directement liées aux dynamiques d'urbanisation. Ces altérations sont particulièrement marquées dans les villes tropicales, où l'urbanisation informelle, l'assainissement inadéquat et la multiplicité des usages du sol exercent de fortes pressions anthropiques sur les sols urbains (Pavao-Zuckerman, 2008 ; Pouyat et al., 2010 ; Zhang, 2005). Des études menées notamment en Amérique latine

montrent que les dépôts de déchets et l'introduction de matériaux anthropiques modifient significativement le pH, la teneur en matière organique et la texture des sols urbains, avec des conséquences directes sur leur fonctionnalité écologique (Furquim & Almeida, 2022).

Sur le plan physique, les sols urbains anthropisés présentent une forte hétérogénéité structurale, caractérisée par des densités apparentes très variables, pouvant aller de moins de 0,5 à plus de 2 g/cm³. L'imperméabilisation liée aux infrastructures (béton, goudron) limite l'infiltration de l'eau et la respiration du sol, tandis que les perturbations mécaniques et les apports exogènes entraînent un appauvrissement en argiles et un enrichissement en éléments grossiers, réduisant la capacité de rétention en eau et en nutriments (Morel et al., 2015b ; Mashagiro et al., 2024a). Ces modifications physiques influencent également la régulation thermique urbaine, l'imperméabilisation des sols jouant un rôle clé dans l'intensification ou l'atténuation du phénomène d'îlot de chaleur urbain, notamment dans les métropoles tropicales densément urbanisées (Fokaides et al., 2016).

Sur le plan chimique, les sols urbains présentent une forte variabilité spatiale et temporelle des éléments nutritifs. Bien que les teneurs moyennes en azote et en phosphore puissent être comparables à celles des sols naturels, leur distribution est généralement plus hétérogène en milieu urbain (Joimel et al., 2016). Le carbone organique peut être localement plus abondant en raison des apports de déchets organiques, des dépôts anthropiques et de la végétation urbaine résiduelle (Blanchart et al., 2017). Par ailleurs, la présence généralisée de matériaux basiques tels que les bétons, cendres et remblais induit une alcalinisation fréquente des sols urbains (pH > 7), contrastant avec l'acidité caractéristique des sols forestiers tropicaux (Joimel et al., 2016).

Malgré ces contraintes, la composante biologique des sols urbains constitue un réservoir de biodiversité souvent sous-estimé. La faune édaphique, incluant les vers de terre, les termites, les fourmis et les microorganismes, joue un rôle central dans des processus écologiques clés tels que la décomposition de la matière organique, la structuration du sol, la filtration de l'eau et la régulation des contaminants (Pey et al., 2013 ; Wolters, 2001). Dans ce contexte, les espaces verts urbains, qu'ils soient planifiés (parcs, jardins) ou spontanés (friches, vergers), agissent comme des refuges essentiels pour la biodiversité édaphique, en permettant le maintien d'une activité biologique fonctionnelle au sein de milieux fortement anthropisés (Joimel, 2015 ; Mashagiro et al., 2024b ; Figure 1-2).

Au-delà de leur valeur patrimoniale, ces communautés biologiques du sol sont étroitement impliquées dans des fonctions environnementales majeures, telles que la dépollution, les cycles biogéochimiques, la fertilité des sols et le stockage du carbone, qui sous-tendent de nombreux services écosystémiques indispensables au développement de villes durables (Guilland et al., 2018).

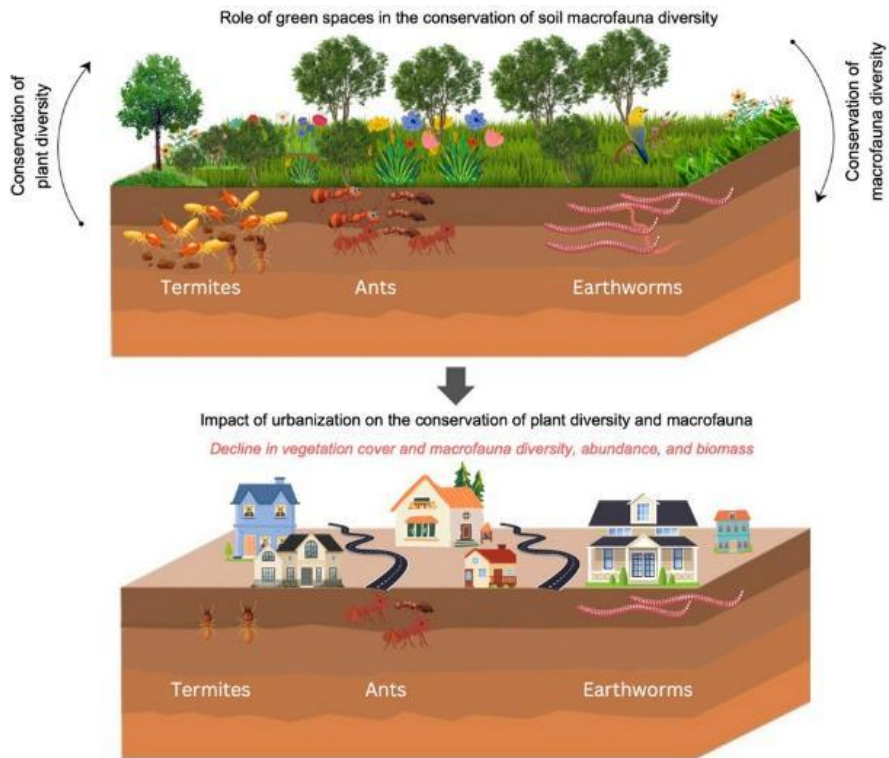


Figure 1-2 : Rôle des espaces verts urbains dans la conservation de la biodiversité édaphique. Les sols associés aux espaces verts végétalisés présentent une diversité plus élevée de macrofaune du sol (termites, fourmis, vers de terre). À l'inverse, l'urbanisation et la réduction de la couverture végétale entraînent une diminution de la diversité, de l'abondance et de la biomasse de la macrofaune, compromettant les services écosystémiques des sols urbains (conception de l'auteur).

1.2.4.4. Services écosystémiques rendus par les sols urbains

La définition du sol souligne son rôle fondamental dans le fonctionnement des écosystèmes terrestres, en tant que corps naturel tridimensionnel assurant un large éventail de fonctions écologiques (Boer & Hannam, 2003). En milieu urbain, où les pressions environnementales sont accrues telles que la pollution, le piétinement, la chaleur, les inondations et le ruissellement ; les sols urbains continuent néanmoins de fournir des services écosystémiques essentiels, notamment la régulation du climat local, la filtration et l'épuration des eaux,

le stockage du carbone et le support de la biodiversité (Drobnik et al., 2018 ; Greiner et al., 2017 ; Vogel et al., 2019). En tant que support de croissance des végétaux, le sol constitue ainsi un compartiment clé de l'écosystème urbain, contribuant directement ou indirectement à la qualité de vie des citoyens (Lothodé et al., 2020).

Toutefois, la définition et l'évaluation des services écosystémiques (SE) fournis par les sols demeurent complexes (Paul et al., 2021). Paul et al. (2021) soulignent que les services écosystémiques résultent généralement d'interactions entre plusieurs compartiments de l'écosystème, parmi lesquels le sol joue un rôle central sans en être l'unique fournisseur. Par exemple, la production alimentaire dépend non seulement des propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol, mais également de facteurs climatiques (précipitations, ensoleillement, température) et d'interventions anthropiques, telles que les pratiques culturales et la fertilisation.

Dans cette perspective, Paul et al. (2021) proposent l'usage du terme de « services écosystémiques liés au sol », afin de reconnaître que les sols contribuent à la qualité, à l'intensité et à la durabilité de nombreux services écosystémiques, sans en être nécessairement la source exclusive. Dans un contexte écologique donné, la fourniture de ces services peut être estimée à partir de paramètres mesurables du sol, incluant ses propriétés physiques, chimiques et biologiques (Dominati et al., 2010). Dominati et al. (2010) et Paul et al. (2021) précisent également que la gestion des sols influence les services écosystémiques à différentes échelles spatiales et temporelles, et que ces effets dépassent souvent la seule surface du sol.

Malgré leur importance, les sols urbains sont rarement perçus comme des systèmes multifonctionnels, et leur rôle en tant que ressource potentielle de services écosystémiques demeure encore peu reconnu, tant dans la littérature scientifique que dans les politiques d'aménagement urbain. Les travaux existants se concentrent majoritairement sur des fonctions spécifiques, telles que le stockage du carbone (Cambou, 2018 ; Davies et al., 2011 ; Jim & Chen, 2009) ou la régulation de l'îlot de chaleur urbain (Cameron et al., 2012 ; Jenerette et al., 2011 ; Lehmann et al., 2014). Comme l'ont montré Hewitt et al. (2015), le rôle central du sol est souvent négligé ou réduit à une composante simplifiée dans les études sur les services écosystémiques, ce qui limite son intégration dans les démarches de planification urbaine (Adhikari & Hartemink, 2016 ; Blanchart et al., 2017 ; Morel et al., 2014).

Dans cette perspective, le cadre conceptuel proposé par Adhikari & Hartemink (2016), en cohérence avec les approches développées par Dominati et al. (2010) permet de structurer la contribution des sols aux services écosystémiques en reliant explicitement les propriétés du sol, les fonctions écologiques qu'elles soutiennent et les bénéfices qui en découlent pour le bien-être humain. Tel qu'illustré dans la figure 1-3, les propriétés physiques,

chimiques et biologiques du sol (telles que la teneur en carbone organique, la texture, la structure, la porosité, le biote du sol ou la capacité de rétention en eau) constituent le socle biophysique qui conditionne les fonctions du sol, notamment la production de biomasse, le stockage et la transformation de l'eau et des nutriments, le stockage du carbone, le support de la biodiversité et le rôle de plateforme pour les activités humaines. Ces fonctions se traduisent ensuite en services écosystémiques, en particulier des services de régulation (filtration de l'eau, régulation hydrologique et climatique, recyclage des nutriments), mais aussi des services d'approvisionnement, de soutien et culturels, qui contribuent directement à différentes dimensions du bien-être humain, telles que la santé, la sécurité, la qualité de vie et la liberté d'action.

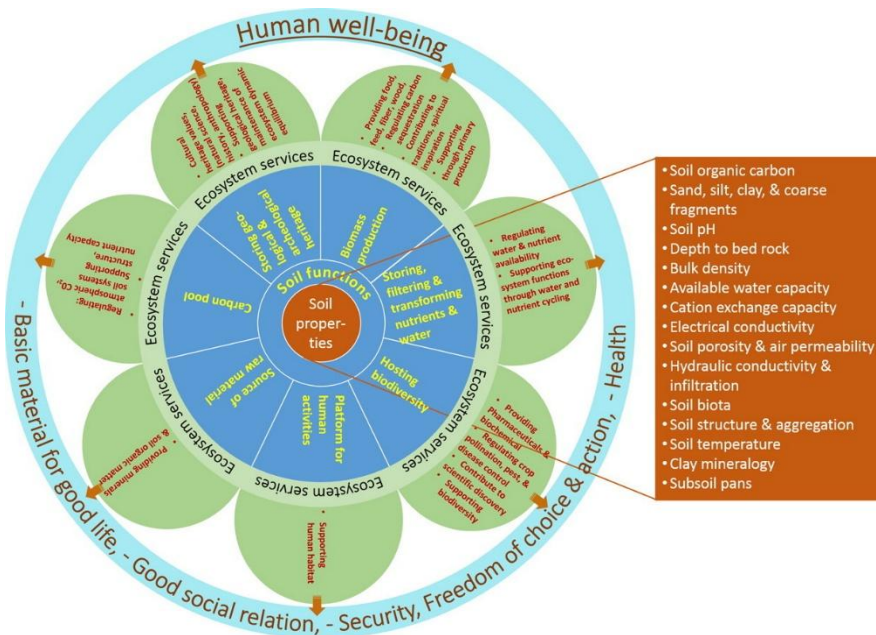


Figure 1- 3 : Un schéma conceptuel reliant les principales propriétés du sol aux services écosystémiques à travers les fonctions du sol pour le bien-être des humains (Adhikari & Hartemink, 2016).

1.2.4.5. Impact de l'urbanisation sur les propriétés des sols tropicaux et leurs services écosystémiques

Dans les régions tropicales humides, les sols se forment sous l'effet d'une altération chimique intense des minéraux de la roche mère, stimulée par des précipitations abondantes, des températures élevées et une forte activité

biologique. La silice y est hydrolysée puis fortement lessivée, tandis que le fer et l'aluminium, relativement insolubles, s'accumulent dans le profil, conduisant à la formation de sols généralement rouges dominés par des oxydes stables (hématite, goéthite), avec une couche superficielle plus sombre mais une différenciation pédologique souvent faible (Pal et al., 2014). Ces sols très altérés, largement répandus en Afrique centrale, en Amérique du Sud équatoriale, en Asie du Sud-Est, dans le nord de l'Australie et dans les îles du Pacifique, sont communément appelés latérites ; ils correspondent principalement aux Oxisols dans la classification américaine et aux Ferralsols ou Plinthosols dans la nomenclature FAO-UNESCO, tandis que les formes les plus lessivées et acides sont classées comme Ultisols (Jordanova, 2017 ; Pal et al., 2014). Leur genèse est favorisée par des paysages anciens et stables, ainsi que par une pédoturbation biologique marquée, notamment liée à l'activité des termites et des fourmis, entraînant une minéralisation rapide de la matière organique et une altération avancée des minéraux primaires, avec une accumulation résiduelle d'oxydes et d'argiles riches en fer et en aluminium dans le solum (Jordanova, 2017).

Dans ce contexte pédologique, la matière organique joue un rôle fondamental dans le maintien des propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols ferrallitiques, en raison de leur minéralogie dominée par le quartz, la kaolinite et les oxydes de fer et d'aluminium, ainsi que de leur texture souvent sableuse à sablo-argileuse dans les horizons de surface (de l'Ouest, 1991). Toutefois, l'urbanisation rapide et souvent peu planifiée des régions tropicales s'accompagne fréquemment d'une déforestation et d'une forte perturbation des sols, entraînant une diminution marquée des teneurs en matière organique (Asabere, 2020). Cette perte accélère les processus d'érosion hydrique (Grimaldi et al., 2002 ; Rodriguez et al., 2005), favorise la lixiviation des cations du complexe d'échange, dégrade la structure du sol et réduit sa capacité à stocker le carbone, compromettant ainsi des services écosystémiques clés tels que la régulation hydrologique, la fertilité des sols et la séquestration du carbone (Fujisaki, 2014 ; Pouyat et al., 2010).

1.2.4.6. Relation sol-plante

Afin de comprendre les mécanismes écologiques sous-jacents à la dégradation ou au maintien des services écosystémiques en milieu urbain, il est essentiel d'examiner les relations fonctionnelles entre le sol et les plantes, qui constituent le cœur des interactions biotiques et abiotiques des écosystèmes terrestres. Les écosystèmes sont des entités complexes caractérisées par des flux de matière et d'énergie, ainsi que par de multiples interactions entre leurs composantes biotiques et abiotiques (Asabere, 2020).

Au cœur de ces systèmes, le sol et les plantes sont fortement influencés par des facteurs abiotiques tels que le climat et la topographie, mais aussi par l'action des organismes vivants. Ces interactions conditionnent la genèse, l'organisation spatiale et le fonctionnement du sol, ainsi que la structuration des communautés végétales. Le sol et les plantes forment ainsi un système étroitement lié et interdépendant, au sein duquel chacun influence le développement et le fonctionnement de l'autre (Freschet et al., 2018).

La disponibilité et les flux des ressources du sol, notamment l'eau et les éléments minéraux entre les différents horizons, ainsi que la structuration du sol en tant qu'habitat, constituent des déterminants majeurs de l'identité, de l'activité et de la distribution des organismes vivants, en particulier des plantes. Celles-ci interagissent directement avec le sol tout au long de leur cycle de vie et en dépendent pour leur approvisionnement en eau, leur nutrition minérale et leur ancrage. En retour, les plantes modifient les propriétés physico-chimiques et hydriques du sol (pH, agrégation, porosité), et représentent la principale source de matière organique, les plaçant à la base des réseaux trophiques terrestres (Asabere, 2020 ; Freschet et al., 2018).

La matière organique du sol (MOS) joue un rôle central dans le fonctionnement des écosystèmes terrestres, en particulier dans la fertilité des sols, les cycles biogéochimiques et l'atténuation des changements climatiques (Lal, 2015). Elle constitue une source majeure de nutriments essentiels pour les plantes (carbone, azote, phosphore, bases échangeables) et soutient l'activité de la faune du sol, dont les processus biologiques améliorent la structure du sol et la disponibilité des nutriments. En influençant la porosité, la stabilité structurale et la rétention en eau, la MOS accroît également la résilience des sols face aux contraintes physiques (Asabere et al., 2018). Par ailleurs, sa dynamique détermine le rôle des sols comme source ou puits de CO₂ atmosphérique (Heitkamp et al., 2012), faisant de la quantité et de la qualité de la MOS des indicateurs clés de la qualité et du fonctionnement des sols (Asabere et al., 2018).

Les communautés végétales jouent également un rôle structurant dans les interactions trophiques des écosystèmes. Les effets des plantes sur les organismes du sol dépendent principalement de leur production primaire (quantité et qualité de la litière et des exsudats racinaires) et de leurs traits fonctionnels (Wardle et al., 2004). Ces caractéristiques, variables selon les espèces, influencent l'abondance, la diversité et l'activité des organismes du sol, qu'il s'agisse des décomposeurs, des symbiotes ou des consommateurs secondaires (Freschet et al., 2018).

La diversité des communautés végétales est généralement associée à une plus grande hétérogénéité spatiale et temporelle des propriétés du sol, favorisant ainsi une biodiversité accrue de la microfaune et de la macrofaune souterraines (Wardle et al., 2004). Toutefois, ces effets positifs ne sont pas

systématiques et peuvent être dominés par l'influence fonctionnelle de certaines espèces végétales clés plutôt que par la diversité végétale en tant que telle (Freschet et al., 2018 ; Moreau et al., 2015).

Dans ce réseau d'interactions sol-plante, la faune édaphique joue un rôle d'interface fonctionnelle majeur. Au-delà de leur rôle de détritivores, les vers de terre et les termites agissent comme de véritables ingénieurs du sol en modifiant la structure et la disponibilité des ressources par la création de biopores et d'agrégats biogéniques. Par leur action sur la décomposition de la matière organique, le recyclage des nutriments, l'infiltration et la rétention de l'eau, ainsi que sur la croissance des plantes et les flux de gaz, ils contribuent à la majorité des fonctions clés du sol. Leur abondance et leur diversité sont ainsi largement reconnues comme des indicateurs pertinents de la qualité et de la santé des écosystèmes (Blanchart & Jouquet, 2015).

1.2.4.7. Synthèse conceptuelle : urbanisation, propriétés des sols, végétation et services écosystémiques

Ce schéma conceptuel (figure 1-4) illustre les interactions entre l'urbanisation, la matière organique du sol, les plantes, la biodiversité édaphique et les fonctions écosystémiques associées. L'urbanisation, à travers des processus tels que la déforestation, la compaction des sols, la pollution, l'imperméabilisation et la fragmentation des habitats, entraîne une dégradation profonde des sols urbains. Ces transformations modifient la structure du sol, réduisent sa porosité et perturbent les processus biologiques essentiels, notamment l'activité des microorganismes et la dynamique des agrégats du sol. En conséquence, la dynamique de la matière organique du sol est altérée, réduisant le stockage du carbone, la rétention d'eau et la disponibilité des nutriments indispensables à la fertilité et aux fonctions écologiques du sol (Tobiloba et al., 2025 ; Zhang et al., 2024).

Les plantes contribuent au maintien de la matière organique du sol par les apports de litière et d'exsudats racinaires, tout en jouant un rôle clé dans la protection du sol contre l'érosion et dans le fonctionnement des cycles biogéochimiques. En retour, la matière organique et les propriétés du sol conditionnent la disponibilité des ressources nécessaires à la croissance végétale. La biodiversité du sol, incluant les microorganismes, la faune et la flore édaphique, interagit étroitement avec la matière organique et les plantes, structurant les réseaux trophiques et régulant les processus de décomposition et de minéralisation. L'ensemble de ces interactions détermine la capacité des sols urbains à fournir des services écosystémiques essentiels, notamment la régulation hydrologique, la séquestration du carbone, le maintien de la fertilité

des sols, la filtration des polluants et la résilience globale des écosystèmes urbains (Jiao et al., 2025 ; Li et al., 2025 ; Song et al., 2025).

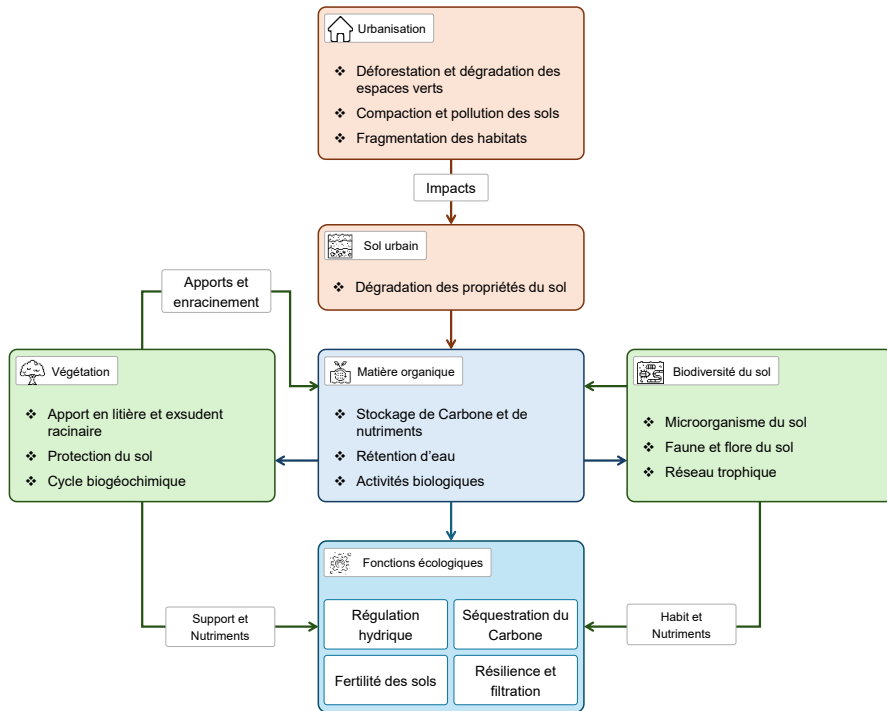


Figure 1- 4 : Schéma conceptuel des impacts de l'urbanisation sur les propriétés des sols et leurs services écosystémiques (conception de l'auteur).

Ainsi, les sols urbains, en interaction avec la végétation, régulent les flux d'eau, de nutriments et de polluants, constituant une interface fonctionnelle majeure entre les dynamiques d'urbanisation et la qualité de l'environnement atmosphérique (Lehmann & Stahr, 2007 ; Morel et al., 2015 ; Setälä et al., 2016).

1.2.5. Régulation de la qualité de l'air en milieu urbain tropical africain

1.2.5.1. Problématique de la pollution particulaire en milieu urbain

La pollution urbaine et ses impacts font l'objet de nombreuses études en Europe et en Amérique du Nord, où des politiques sont mises en œuvre pour réduire les émissions, notamment celles issues de la combustion (Zghaid et al., 2009). C'est encore loin d'être le cas dans les pays émergents, confrontées à une urbanisation rapide, aux émissions des véhicules, aux procédés industriels, à des formes de gestion des déchets peu contrôlées et aux sources naturelles telles que les tempêtes de poussière (Le Vern, 2021 ; Zghaid et al., 2009).

Confrontées à ces problématiques environnementales et sanitaires, les villes du Nord s'appêtent à changer de paradigme en remettant en cause l'usage généralisé de l'automobile (Olvera et al., 2020). Elles œuvrent désormais à un environnement plus vert et plus durable en développant des pistes cyclables, en favorisant les déplacements non motorisés, en développant et en modernisant les réseaux de transports publics, etc. Malheureusement, ce n'est pas le cas dans les pays et villes du Sud, qui continuent d'investir massivement dans les infrastructures de transport routier, aggravant ainsi les problèmes environnementaux (Vrain, 2003). Par ailleurs, les grandes villes africaines présentent un tableau congestionné et pollué par le trafic (Olvera et al., 2020). La plupart des pays africains ne disposent pas de normes d'émission pour les véhicules, ni d'inventaires d'émissions, et ne disposent pas de réseaux de surveillance de la qualité de l'air (Safo-Adu et al., 2023).



Figure 1-5 : Ville congestionnée, exemple d'une activité économique complexe dans la ville de Lubumbashi (Credit photo : auteur).

Pire encore, elles sont marquées par des concentrations de polluants plus élevées que celles des pays du Nord (Khan et al., 2018 ; Pauron, 2014). Certains facteurs de leurs microenvironnements contribuent à accroître les niveaux de polluants et soumettent les populations à de multiples expositions. Paradoxalement, selon une revue systématique de la littérature sur ces nuisances (Khan et al., 2018), ces villes sont les moins étudiées (Sylla, 2024). Selon les données recueillies par l'OMS, certaines villes africaines pourraient bientôt être aussi polluées que les grandes mégapoles asiatiques (Lachkar, 2014). Wright et al. (2023), dans leur rapport sur les initiatives de lutter contre les effets de la pollution atmosphérique sur la santé en Afrique ; affirme que dans plus de la moitié des pays africains, les concentrations moyennes annuelles de particules fines (PM_{2,5}) dépassent 35 µg/m³, soit l'objectif intermédiaire le moins strict fixé par l'Organisation mondiale de la Santé (Figure 1-6). Cela témoigne de l'ampleur des problèmes de santé humaine en Afrique liés à l'exposition à la pollution atmosphérique et à ses effets néfastes (Wright et al., 2023).

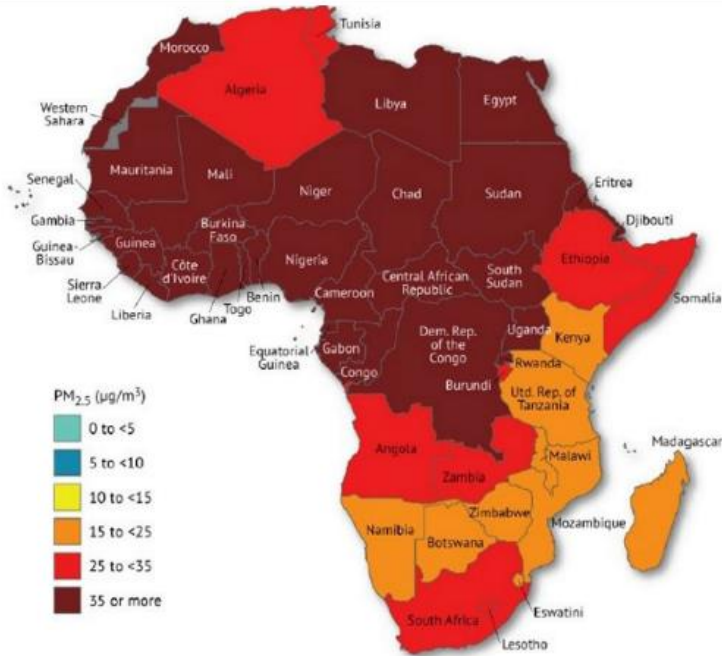


Figure 1-6 : Répartition annuelle moyenne de l'exposition au PM2.5 en Afrique en 2019 (Wright et al., 2023).

En effet, en Afrique, les décès prématurés causés par la pollution atmosphérique ont augmenté de 36 % entre 1990 et 2013 (Lachkar, 2014). Les problèmes respiratoires suivent la croissance des villes, dont la population augmente de 20 % tous les cinq ans (Lachkar, 2014). Le seuil de concentration en PM10 et PM2,5, particules dangereuses pour le système respiratoire, est, dans les villes africaines étudiées, largement supérieur aux recommandations de l'OMS, fixées respectivement à 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne par an (normes les moins rigoureuse) (Rainfray, 2015).

Tableau 1-1 : Lignes directrices sur la qualité de l'air (PM_{2,5} et PM₁₀) : mise à jour par OMS (2005 et 2021) (Goshua et al., 2022 ; World Health Organization, 2005).

Polluant	Normes OMS 2005 (Les moins rigoureuses)	Normes OMS 2021 (Les plus rigoureuses)
PM _{2.5}	25 µg/m ³ (en Moyenne journalière)	15 µg/m ³ (en Moyenne journalière)
	10 µg/m ³ (en Moyenne annuelle)	5 µg/m ³ (en Moyenne annuelle)
PM ₁₀	50 µg/m ³ (en Moyenne journalière)	45 µg/m ³ (en Moyenne journalière)
	20 µg/m ³ (en Moyenne annuelle)	15 µg/m ³ (en Moyenne annuelle)

Ainsi, la République démocratique du Congo (RDC) est également touchée par une pollution atmosphérique à grande échelle. En effet, en 2016, l'OMS a échantillonné des particules PM_{2,5} dans la ville de Kinshasa et a constaté une moyenne annuelle de 63,2 µg/m³. Ces données de l'OMS révèlent une situation préoccupante pour de nombreuses villes congolaises (Mukaleng, 2017).

La ville de Lubumbashi, comme la plupart des villes africaines, est confrontée à une croissance démographique rapide accompagnée d'une augmentation des activités humaines. Le trafic routier, corollaire de cette croissance démographique, a été identifié dans plusieurs études comme responsable des émissions de polluants atmosphériques, notamment de particules fines (PM₁₀ et PM_{2,5}). Cependant, très peu de données sont disponibles pour les villes africaines en général et pour Lubumbashi en particulier. Ainsi, la population reste sous-informée, ou très imprécisément informée (Paul-Didi et al., 2021). En bref, la pollution de l'air constitue un enjeu majeur de santé publique et d'environnement dans les villes africaines, qui disposent rarement d'un réseau de surveillance. D'où la motivation de mener une étude sur la pollution de l'air dans la ville de Lubumbashi.

1.2.5.2. Classification, Constituants chimiques et sources d'émission des PM 2,5 et PM10

Les particules atmosphériques (PM) constituent un ensemble hétérogène de particules en suspension dans l'air, dont les tailles varient de quelques nanomètres à plus de 100 µm (Furger et al., 2020). Elles sont généralement

caractérisées par leur concentration massique et leur diamètre aérodynamique, qui conditionnent leur comportement dans l'atmosphère et leurs effets sanitaires (Zhang et al., 2018 ; USEPA, 2018 ; cités par Kumar & Dwivedi, 2022). Selon l'Agence américaine de protection de l'environnement (EPA), les PM sont classées en deux grandes catégories : les PM10 et les PM2,5, en fonction de leur capacité de transport dans l'air et de pénétration dans les voies respiratoires (Kumar & Dwivedi, 2022). Les PM10, dites particules grossières, ont un diamètre aérodynamique compris entre 2,5 et 10 µm et proviennent principalement de sources naturelles telles que la poussière du sol, le pollen et les spores fongiques. Les PM2,5, ou particules fines, ont un diamètre inférieur à 2,5 µm et présentent un potentiel de pénétration plus profond dans le système respiratoire (Kumar & Dwivedi, 2022 ; Le Vern, 2021). Les PM2,5 et PM10 diffèrent principalement par leurs sources d'émission et leur composition chimique, comme synthétisé dans le tableau 1-2.

Tableau 1-2 : Sources et composition chimiques des PM2.5 et PM10.

Types de PM	Sources principales	Principaux constituants chimiques
PM2,5	Trafic, combustion, industrie	Sulfates, nitrates, ammonium, carbone élémentaire et organique, métaux (Cu, Zn, Ni, As, Cr, Cd), composés organiques toxiques (HAP)
PM10	Poussières du sol, trafic, activités urbaines	Poussières minérales, métaux (Cu, Zn, Pb), composés organiques, composés biologique, eau

1.2.5.3. Effets sanitaires des PM2,5 et PM10 en milieu urbain africain

La pollution atmosphérique est un problème majeur de santé publique dans le monde. L'exposition à la pollution atmosphérique a été associée à une multitude de conséquences néfastes sur la santé, allant des effets subcliniques et des modifications physiologiques des fonctions pulmonaires et du système cardiovasculaire aux symptômes cliniques, aux consultations externes et aux urgences, aux hospitalisations et, enfin, aux décès prématurés (Mlambo et al., 2023).

En effet, les évaluations d'impact sur la santé indiquent que l'Afrique subsaharienne subit une lourde charge de morbidité et de décès prématurés, imputables à la pollution environnementale mondiale. Les répercussions

sanitaires et économiques d'une augmentation rapide de la pollution pourraient compromettre les efforts africains visant à améliorer le développement économique, à développer le capital humain et à atteindre les Objectifs de développement durable (ODD) (Fisher et al., 2021 ; Mlambo et al., 2023). Safo-Adu et al., (2023) ont fait une revue des études portant sur la pollution de l'air dans les villes Africaines et ont démontré que l'impact des particules (PM_{2,5} et PM₁₀) sur la sante était significatif, l'augmentation des niveaux de ces polluants étant liée à diverses maladies respiratoires et l'augmentation des taux de mortalité.

Cependant, les impacts sur la santé dus à l'exposition aux PM_{2,5} (figure 1-7) extérieures et intérieures dans les villes africaines peuplées varient considérablement selon les groupes d'âge, avec une plus grande vulnérabilité chez les femmes, les enfants et les personnes âgées (Alli et al., 2021 ; Kinzunga et al., 2024 ; Safo-Adu et al., 2023).

- Maladies respiratoires : L'exposition chronique aux PM_{2,5} est associée à une augmentation des taux d'infections respiratoires, de bronchopneumopathie chronique obstructive et de cancer du poumon (Kinzunga et al., 2024 ; Safo-Adu et al., 2023). L'exposition à la fumée de combustion de biomasse exacerbe le risque d'infections respiratoires chez les nourrissons, les enfants et les personnes âgées (Safo-Adu et al., 2023).
- Les importantes concentrations de particules fines dans l'air et leurs conséquences sanitaires ont entraîné la propagation de la COVID-19, la perte de capital humain, une faible productivité agricole, une diminution de l'approvisionnement alimentaire, l'insécurité alimentaire, la pauvreté et une baisse du produit intérieur brut (PIB) dans les villes africaines (Fisher et al., 2021 ; Safo-Adu et al., 2023). Les pertes économiques dues aux maladies liées à la pollution atmosphérique se sont élevées à 3 milliards de dollars en Éthiopie (1,16 % du PIB), 1,6 milliard de dollars au Ghana (0,95 % du PIB) et 394 millions de dollars au Rwanda (1,19 % du PIB). (Fisher et al., 2021). Les PM_{2,5} ont entraîné une perte de 1,96 milliard de points de QI chez les enfants africains. Cette perte significative d'intelligence est essentielle au développement économique et au développement du capital humain en Afrique (Mlambo et al., 2023).
- Taux de mortalité : À Kinshasa, par exemple, environ 30 % des décès dus à des infections aiguës des voies respiratoires inférieures sont attribuables à l'exposition aux PM_{2,5} (Kinzunga et al., 2024). Les estimations récentes de la mortalité prématurée liée aux PM_{2,5} indiquent que les taux de mortalité les plus élevés au monde sont observés en Afrique centrale, notamment en République

démocratique du Congo et au Tchad (Lelieveld et al., 2019 ; McDuffie et al., 2021 ; Vohra et al., 2021).

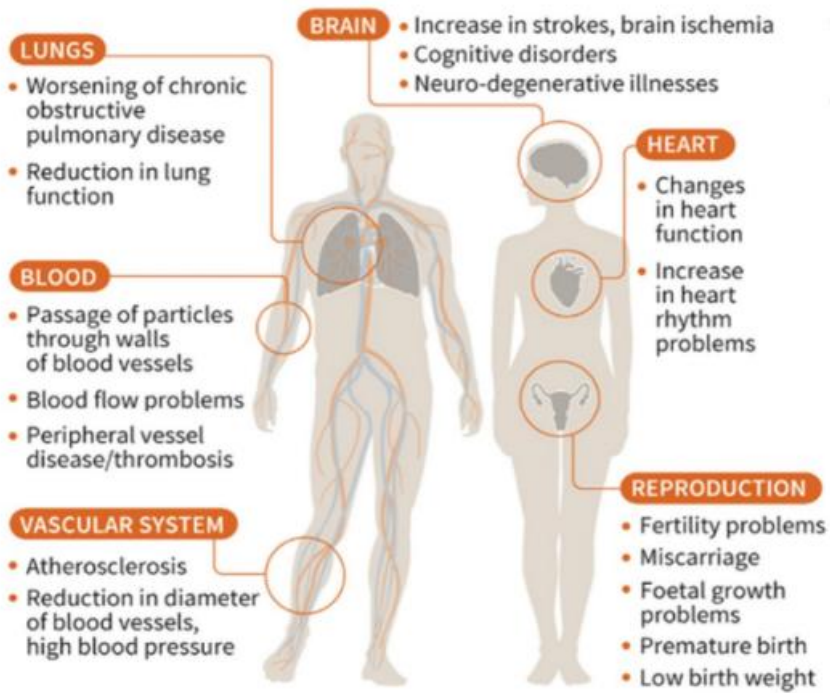


Figure 1-7 : Schéma illustrant les effets des particules fines (PM) sur la santé humaine (Safo-Adu et al., 2023).

1.2.5.4. Fonction des espaces verts dans la régulation de la qualité de l'air

Les espaces verts urbains fonctionnent potentiellement comme des filtres biologiques pour réduire les particules atmosphériques (Muhammad et al., 2019). En effet, la végétation intervient en ville comme absorbant pour les polluants gazeux (NOX, Ozone, COV, CO₂), et piège pour les polluants particulaires, avec une efficacité dépendant de l'espèce, du climat, et du polluant (Natarajan et al., 2024). Le taux d'élimination de la pollution par la végétation varie selon les régions et la distribution démographique. À titre d'exemple, à l'échelle nationale, la végétation britannique permet une réduction des concentrations pondérées par la surface (population), estimée à

10 % (9 %) pour les PM_{2,5}, 30 % (22 %) pour le SO₂, 24 % (19 %) pour le NH₃ et 15 % (13 %) pour l'O₃, par rapport à un scénario dépourvu de végétation. Ces estimations intègrent l'effet cumulatif de l'élimination des polluants lors de leur transport entre la source et le récepteur (Nemitz et al., 2020).

Cependant, lorsque l'analyse se limite à l'échelle strictement urbaine, l'effet de la végétation apparaît nettement plus modeste. Au Royaume-Uni, même une conversion à grande échelle des espaces verts urbains disponibles en forêts urbaines ne permettrait de réduire les concentrations de polluants atmosphériques que d'environ 1 % au total (Nemitz et al., 2020). De manière similaire, Litschke & Kuttler (2008) ont estimé une réduction typique des PM₁₀ de l'ordre de 1 % grâce aux arbres en milieu urbain, tandis que Nowak (1994) a montré que la végétation existante à Chicago éliminait moins de 1 % des PM₁₀ et du NO₂, et n'en éliminerait que moins de 5 % même dans un scénario de boisement total de la ville.

Cette efficacité limitée s'explique par une forte variabilité des taux d'élimination de la pollution par la végétation, qui dépendent notamment du volume de couverture végétale, des niveaux de pollution atmosphérique, de la durée de conservation du feuillage, des précipitations et d'autres variables météorologiques. L'environnement bâti joue également un rôle majeur dans la modulation de ces processus, en influençant la circulation de l'air et les mécanismes de dispersion des polluants (Alsalama et al., 2021 ; Baldauf, 2017 ; Nowak & Van den Bosch, 2018 ; Pascal et al., 2018).

À l'échelle des espèces, la capacité d'accumulation des particules fines peut varier considérablement, parfois dans un rapport de 1 à 15. Par exemple, en Norvège, le bouleau blanc (*Betula pendula*) peut accumuler annuellement entre 24 et 55 µg de PM/cm², tandis que l'érable plane (*Acer platanoides*) en accumule entre 6 et 13 µg/cm². Ces résultats soulignent l'importance des traits morphologiques et fonctionnels des espèces végétales dans les mécanismes de piégeage des particules (Pascal et al., 2018).

Globalement, l'impact direct de la végétation urbaine sur la réduction des concentrations de polluants atmosphériques reste donc limité. Néanmoins, cet effet, bien que modeste, mérite d'être évalué au regard des nombreux autres services écosystémiques rendus par la végétation en général, et par la végétation urbaine en particulier (Nemitz et al., 2020). Les arbres urbains peuvent notamment contribuer indirectement à l'amélioration de la qualité de l'air en réduisant la température de l'air et la consommation énergétique des bâtiments (Nowak & Dwyer, 2007 ; Nowak & Van den Bosch, 2019). Les espaces verts réduisent également le bruit, favorisent l'activité physique et contribuent de manière significative au bien-être de la société, avec des bénéfices à long terme pour la santé physique et mentale (Engemann et al., 2019), lesquels pourraient, selon certaines hypothèses, améliorer la réponse

immunitaire face à la pollution atmosphérique (Twohig-Bennett & Jones, 2018) et agir ainsi par une voie indirecte complémentaire (Nemitz et al., 2020).

Les conditions d'efficacité de la végétation dans la régulation de la pollution atmosphérique ont été précisées par plusieurs revues de la littérature, qui soulignent que les formations végétales doivent présenter une surface foliaire importante tout en permettant le passage de l'air, et être localisées à proximité des sources d'émission des polluants (Alsalama et al., 2021 ; Natarajan et al., 2024 ; Nowak & Van den Bosch, 2018 ; Yang et al., 2024). La proximité à la source entraîne localement des concentrations plus élevées de polluants, augmentant ainsi la quantité susceptible d'être piégée par la végétation (Janhäll, 2015). Toutefois, la quantification précise de ces bénéfices demeure un sujet sensible, et les estimations de l'efficacité de la végétation, en particulier des arbres, varient considérablement dans la littérature (Nemitz et al., 2020).

Ces constats, majoritairement issus de villes tempérées, ne peuvent être transposés directement aux villes tropicales africaines, qui sont confrontées à des défis écologiques et socio-urbains spécifiques. L'interaction entre une urbanisation rapide, une planification urbaine inadéquate et le changement climatique y exacerbe les problèmes de qualité de l'air, rendant nécessaire une approche stratégique et contextuelle de la mise en œuvre des infrastructures vertes (Borge et al., 2023 ; Lindley et al., 2015). L'urbanisation rapide entraîne notamment une augmentation des émissions liées au trafic routier et aux activités industrielles, contribuant à la dégradation de la qualité de l'air (Borge et al., 2023). Par ailleurs, les climats chauds et humides influencent à la fois le taux de dépôts secs et les processus de décomposition foliaire. En effet, les températures et humidités élevées peuvent accroître le dépôt des particules sur les feuilles et accélérer leur décomposition, réduisant potentiellement leur temps de rétention (Aerts, 1997 ; Burkhardt et al., 2001 ; Strickland et al., 2015). À cela s'ajoutent des contraintes institutionnelles, telles que des capacités de surveillance limitées et des défis de gouvernance multi-niveaux, qui conditionnent l'efficacité réelle des espaces verts dans les villes africaines (Borge et al., 2023 ; Gebreyesus et al., 2024).

Enfin, plusieurs études ont montré que la végétation peut également accentuer la pollution atmosphérique en émettant des composés organiques volatils biogéniques (COVB), tels que l'isoprène, les mono- et sesquiterpènes, les alcools et d'autres composés oxygénés volatils, contribuant ainsi à la chimie atmosphérique et à la formation de polluants secondaires (Hata et al., 2023 ; Ma et al., 2021 ; Mircea et al., 2024 ; Wang et al., 2024). En plus d'agir à la fois comme puits et source de polluants, la végétation urbaine modifie les flux atmosphériques (température, humidité relative, direction et vitesse du vent), influençant indirectement la qualité de l'air urbain (D'Isidoro et al.,

2023). Les travaux de Mircea et al. (2024) indiquent que la végétation influe davantage sur la qualité de l'air par les modifications des conditions météorologiques que par les seules émissions biogéniques, les concentrations de PM et d'O₃ étant notamment affectées par la formation d'aérosols organiques secondaires.

Ainsi, les effets de la végétation induits par les conditions météorologiques jouent un rôle prédominant dans les processus de dépôt, expliquant une grande partie des variations observées, tandis que les concentrations de polluants peuvent rester élevées malgré l'augmentation des taux de dépôt. Ces observations montrent que la prise en compte des seuls mécanismes d'élimination par la végétation est insuffisante pour quantifier pleinement ses effets sur la pollution atmosphérique urbaine (D'Isidoro et al., 2023 ; Mircea et al., 2024).

1.2.5.5. Mécanismes d'action des espaces verts sur la dynamique des particules fines (PM_{2,5} et PM₁₀) en milieu urbain

Cette section illustre, à travers un schéma conceptuel (figure 1-8), les principaux mécanismes par lesquels les espaces verts urbains influencent la qualité de l'air. Dans les zones dénudées, l'air transporte librement les particules (PM_{2,5} et PM₁₀), souvent issues du trafic routier, de l'industrie ou de sols nus, en raison de l'absence de résistance aérodynamique. En revanche, la végétation agit comme un puits de particules, favorisant leur dépôt sur les surfaces foliaires et modifiant localement la vitesse et la turbulence du vent (Abhijith et al., 2017 ; Tiwary et al., 2009).

Cependant, le ralentissement du vent et la recirculation locale dans des espaces densément végétalisés peuvent entraîner une accumulation temporaire de particules, avant que leur dispersion ne reprenne à plus grande échelle (Baldauf, 2017). Ces mécanismes illustrent la capacité des espaces verts à interagir avec la microcirculation de l'air, influençant la dynamique spatiale des PM en milieu urbain (Janhäll, 2015).

Ainsi, la configuration et la densité de la végétation, combinées aux régimes de vent et à la proximité des sources de pollution, déterminent l'efficacité des espaces verts comme régulateurs locaux de la pollution atmosphérique. Des synthèses et études globales montrent que la couverture végétale peut atténuer les concentrations de particules fines (PM) dans l'air urbain, mais que l'ampleur de cette atténuation dépend fortement de la distance aux sources d'émission, de la densité de la végétation et des conditions environnementales locales telles que la vitesse et la direction du vent (Gong et al., 2023).

De même, des revues indiquent que la conception, l'arrangement et la structure de la végétation influencent à la fois la dispersion et la déposition des polluants particulaires : des barrières végétales denses et bien positionnées augmentent les surfaces de dépôt et modifient les flux d'air, tandis qu'une végétation mal placée ou trop compacte peut réduire la ventilation et ainsi limiter la dispersion des PM (Janhäll, 2015).

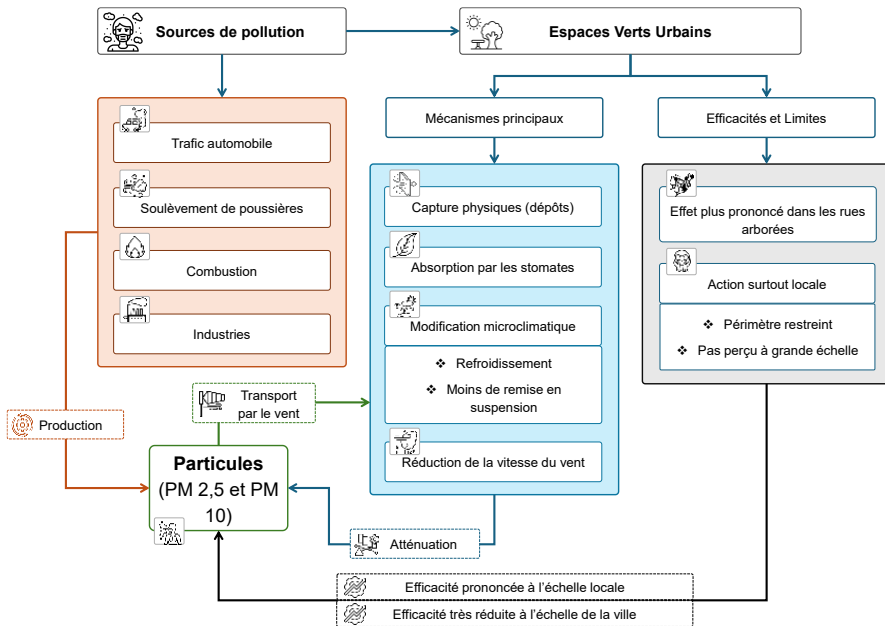


Figure 1-8 : Mécanismes d'action de la végétation urbaine dans la réduction des particules fines (PM_{2,5} et PM₁₀) (conception de l'auteur).

1.3. Lien entre la qualité des sols et la qualité de l'air : relation sol-plante-atmosphère

De nombreuses études ont en effet mis en évidence l'existence d'un lien étroit entre la qualité des sols et la qualité de l'air, soulignant le rôle central du sol dans les dynamiques de pollution atmosphérique (Le Vern, 2021).

Selon les propriétés minéralogiques et structurales des sols, les poussières émises peuvent contenir des fractions variables de particules fines (PM_{2,5}) et grossières (PM₁₀). La dégradation des sols constitue ainsi un facteur majeur de mise en suspension de ces particules dans l'atmosphère (Le Vern, 2021). Ce phénomène peut résulter de l'entraînement éolien direct de particules de

petite taille (inférieures à 20 μm), susceptibles d'être transportées sur de longues distances (Giltrap et al., 2021 ; Kok, 2011). Les émissions directes de particules d'origine pédologique sont également amplifiées par les activités anthropiques telles que l'exploitation minière, l'agriculture et l'urbanisation, ainsi que par les modifications de la structure des sols, qui influencent indirectement la production et la dispersion des particules fines (Tagar et al., 2020 ; Yang et al., 2024). Par ailleurs, les émissions gazeuses du sol peuvent contribuer à l'entraînement de particules dans l'air ambiant (Giltrap et al., 2021). Dans ce contexte, Gao et al. (2023) suggèrent que la composition chimique des aérosols atmosphériques reflète en partie celle des sols sources.

Inversement, la pollution atmosphérique exerce également des effets sur les sols, notamment à travers l'altération des communautés microbiennes et fongiques et la perturbation des cycles biogéochimiques des nutriments (Le Vern, 2021). Ces interactions bidirectionnelles soulignent le caractère dynamique et interconnecté du système sol-atmosphère.

La protection des sols par la couverture végétale apparaît ainsi comme une stratégie essentielle pour limiter leur exposition au vent et réduire la remise en suspension des particules. Les barrières végétales jouent un rôle multiple en interceptant et filtrant les particules et les gaz atmosphériques, tout en stabilisant les sols grâce au développement racinaire (Giltrap et al., 2021). Dans cette optique, la présente étude vise à évaluer les services écosystémiques de régulation, relatifs à la qualité des sols et de l'air, fournis par les espaces verts urbains de la ville de Lubumbashi.

Dans cette perspective intégrative, Li et al. (2023) montrent que l'atténuation de la pollution atmosphérique urbaine ne repose pas uniquement sur la végétation, mais sur le fonctionnement combiné du continuum sol-plante-atmosphère (figure 1-9). Les plantes interceptent et absorbent les polluants atmosphériques, notamment les particules fines, via la surface foliaire et les stomates, assurant un premier filtrage de l'air. Les polluants captés sont ensuite transférés vers le sol par le dépôt sec, le lessivage foliaire et la chute de la litière. Au niveau de la rhizosphère et de l'inter-rhizosphère, les micro-organismes du sol jouent un rôle clé dans la dégradation, la transformation et l'immobilisation des particules ultrafines et du carbone noir, prolongeant et renforçant l'effet épurateur initial de la végétation. Ainsi, les communautés microbiennes du sol constituent un maillon fonctionnel essentiel conditionnant l'efficacité et la durabilité de la régulation de la pollution atmosphérique par les écosystèmes urbains végétalisés.

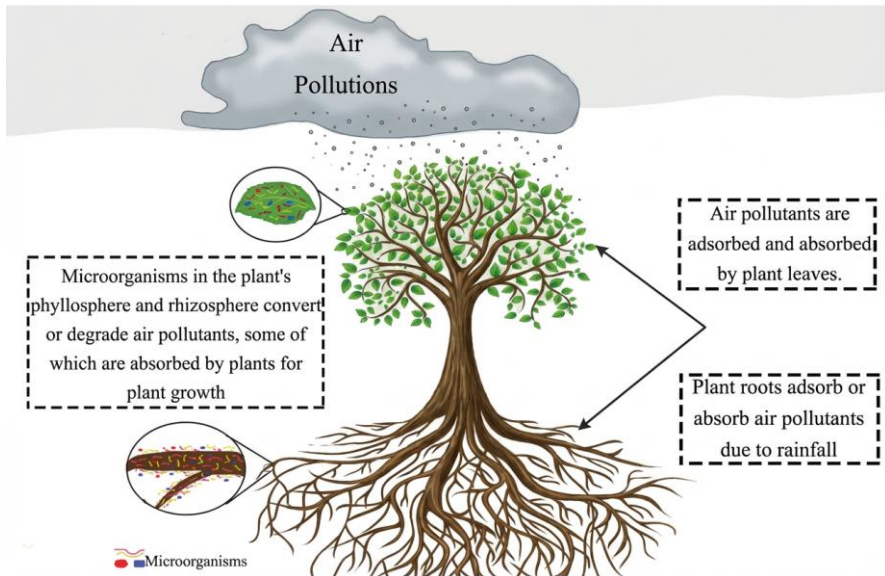


Figure 1-9 : Schéma conceptuel illustrant le rôle du continuum sol–plante–atmosphère dans la régulation de la pollution atmosphérique. Les polluants présents dans l’air sont adsorbés et absorbés par les feuilles, tandis que les microorganismes de la phyllosphère et de la rhizosphère participent à leur transformation ou dégradation. Les dépôts atmosphériques entraînés par la pluie sont interceptés par le sol et les racines, où les processus biologiques et physico-chimiques contribuent à leur immobilisation et à l’amélioration du fonctionnement des écosystèmes urbains (Li et al., 2023).

1.4. Cadre conceptuel de la thèse

La figure 1-10 synthétise le cadre de la présente thèse en illustrant l’interaction entre les pressions anthropiques telles que l’urbanisation, la pollution et la déforestation et l’état des espaces verts urbains (EVU) de Lubumbashi. Elle met en évidence comment les propriétés et fonctions écologiques du sol et de l’air conditionnent les services de régulation, notamment la qualité des sols et de l’air, la prévention des inondations et le maintien de la biodiversité. Ces services jouent un rôle clé dans le bien-être humain, en contribuant à la santé publique, à la sécurité et à la réduction des coûts économiques liés aux infrastructures et aux soins de santé. Enfin, la figure souligne l’importance de la rétroaction issue des décisions de gestion, qui permettra d’ajuster les interventions afin de préserver et de renforcer les fonctions écosystémiques des EVU.

Evaluation des services écosystémiques de régulation rendus par EVU

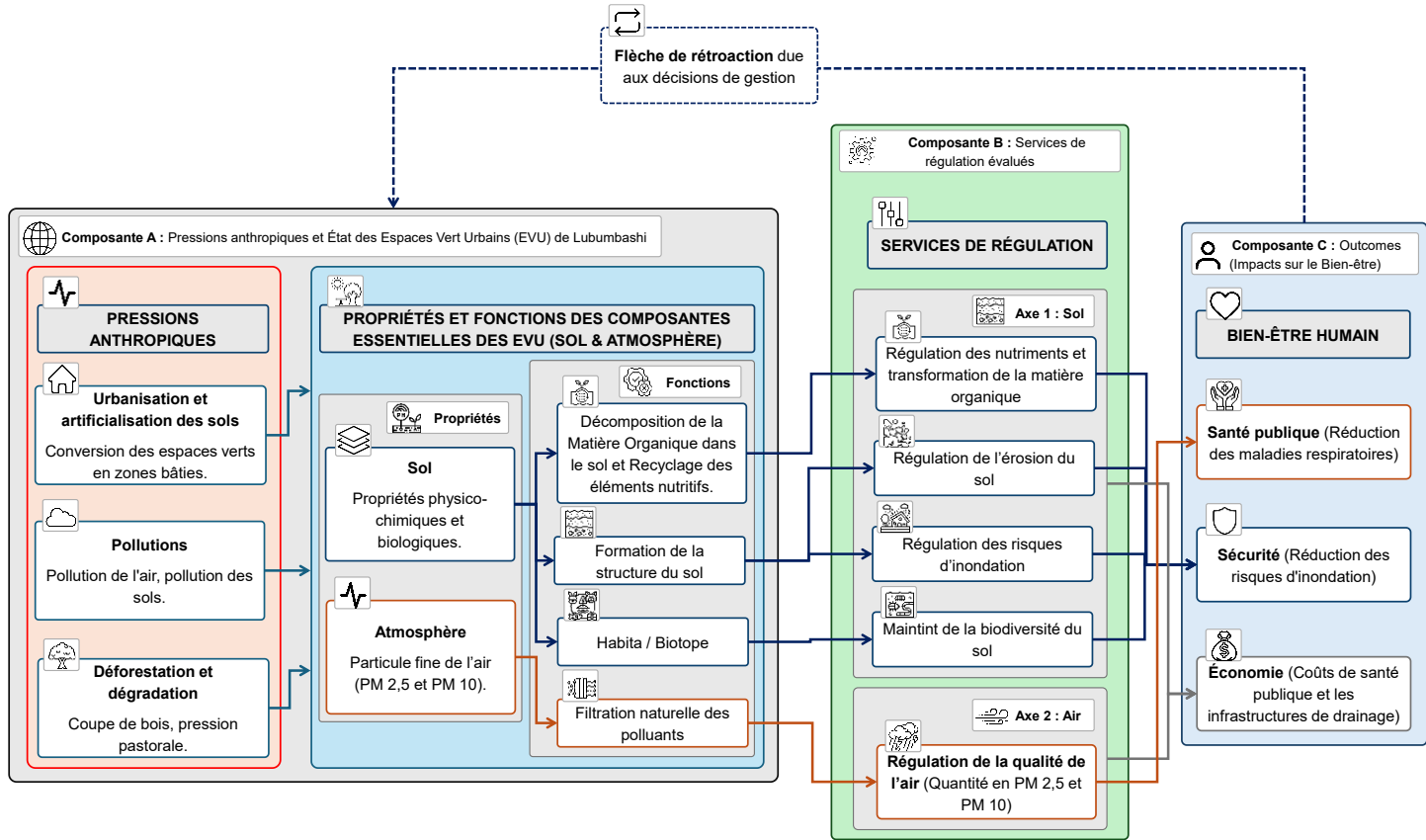


Figure 1-10 : Cadre conceptuel de l'évaluation des services écosystémiques de régulation des espaces verts urbains à Lubumbashi. Ce schéma illustre les relations entre les pressions anthropiques (urbanisation, pollution, déforestation), les propriétés et fonctions essentielles des composantes des espaces verts urbains (sol et atmosphère), et les services écosystémiques de régulation qu'elles génèrent. Les flèches indiquent les interactions entre les composantes et les services : le sol contribue à la régulation des nutriments, de l'érosion et de la biodiversité, tandis que l'atmosphère, via les particules fines (PM_{2,5} et PM₁₀), est liée à la régulation de la qualité de l'air. Ce cadre conceptuel montre également l'impact final sur le bien-être humain à travers la santé publique, la sécurité et l'économie. La présente thèse se concentre spécifiquement sur l'évaluation des propriétés et fonctions des sols et de l'air au sein des espaces verts urbains, afin de comprendre leur contribution aux services écosystémiques de régulation et, par conséquent, au bien-être des populations urbaines (conception de l'auteur).

1.5. Question et hypothèse de la thèse

Depuis le milieu du XX^e siècle, l'urbanisation s'est fortement accélérée à l'échelle mondiale, en particulier dans les pays en développement, entraînant une croissance rapide des villes et de la population urbaine (Ferland, 2015 ; Grosbellet, 2010 ; Ibrahim et al., 2023 ; Nero & Anning, 2018). Si elle offre certains avantages socio-économiques, cette dynamique s'accompagne également d'importants impacts environnementaux négatifs (Ferland, 2015 ; Lehmann & Stahr, 2007 ; Pickett et al., 2011).

Questions 1. Quel est l'impact de la dégradation de la végétation sur les propriétés physicochimiques et biologiques des sols dans les espaces verts urbains de Lubumbashi ? Quelles sont les conséquences de ces modifications sur la capacité des sols à fournir des services écosystémiques de régulation ?

En milieu urbain, l'urbanisation rapide et souvent peu planifiée entraîne une dégradation de la couverture végétale, laissant les sols nus et fortement perturbés. Les pratiques d'aménagement (défrichage, enlèvement de la couche arable, nivellement, compactage et imperméabilisation) modifient profondément les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols urbains (Chen et al., 2014 ; Kaye et al., 2006). L'absence de végétation réduit les apports en matière organique, dégrade la structure du sol, favorise la lixiviation des nutriments et l'érosion hydrique, et perturbe les cycles biogéochimiques ainsi que la biodiversité édaphique (Ferreira et al., 2018 ; Grimaldi et al., 2002 ; Zhang et al., 2019). Ces altérations limitent la capacité des sols à assurer des services écosystémiques essentiels, tels que la régulation hydrologique, la fertilité des sols et la séquestration du carbone, renforçant ainsi la vulnérabilité des milieux urbains, en particulier dans les régions tropicales (Asabere, 2020 ; Pouyat et al., 2010). Nous voulons tester l'hypothèse selon laquelle en milieu urbain tropical, la dégradation de la couverture végétale, en exposant les sols à l'état nu, entraîne une altération significative de leurs propriétés physiques, chimiques et biologiques, se traduisant notamment par une diminution de la matière organique, une dégradation de la structure du sol, une diminution de l'abondance et la diversité de la macrofaune, une perturbation des cycles biogéochimiques et une réduction de la capacité des sols à fournir des services écosystémiques essentiels.

En outre, il a été supposé que les sols végétalisés présentent de meilleures propriétés physiques (structure, texture, densité apparente), chimiques (matière organique, rapport C/N, N, P, K, CEC, pH) et biologiques (macrofaune du sol) que les sols nus au sein des espaces verts urbains de Lubumbashi.

Questions 2. Dans quelle mesure la présence des espaces verts urbains influence-t-elle les concentrations de PM_{2,5} et PM₁₀ par rapport aux zones non végétalisées à Lubumbashi ? Quelle est la concentration de PM_{2.5} et PM₁₀ en fonction des classes d'occupation du sol à Lubumbashi et dans quelle mesure la végétation contribue-t-elle à réduire l'exposition de la population à ces particules ?

En milieu urbain, les particules fines (PM) proviennent principalement du trafic routier et de la combustion de carburants (Mukherjee & Agrawal, 2017). Les espaces verts urbains, en particulier les arbres et les surfaces feuillues, peuvent réduire ces concentrations par dépôt sec et dispersion des polluants (Junior et al., 2022 ; Mueller et al., 2022). Toutefois, l'efficacité de la végétation dans la dépollution de l'air varie selon l'échelle et la méthodologie des études (Nemitz et al., 2020). Sur cette base, nous testons l'hypothèse selon laquelle, les espaces verts et la végétation en générale réduisent les concentrations de PM_{2.5} et PM₁₀, protégeant ainsi la population de l'exposition à ces particules.

1.6. Objectifs et structure de la thèse

La présente étude vise à démontrer l'existence d'une relation sol-végétation-atmosphère au sein des espaces verts urbains de Lubumbashi, en s'articulant autour de deux axes principaux :

1. Évaluation des propriétés physico-chimiques et biologiques des sols (végétalisés et nus) afin de déterminer leur contribution aux services écosystémiques de régulation, notamment l'infiltration de l'eau, la régulation des inondations, le recyclage des nutriments, la transformation de la matière organique et le maintien de la biodiversité ;
2. Analyse de l'influence des espaces verts sur la régulation de la qualité de l'air, en particulier la réduction des concentrations de particules fines (PM_{2,5} et PM₁₀). Dans ce contexte, le présent travail s'intéresse spécifiquement aux effets de la végétation sur la diminution des polluants atmosphériques en milieu urbain. Il vise à localiser et à quantifier les sources de pollution en comparant différents types d'occupation du sol (sols nus, routes, espaces bâtis, espaces verts, etc.), et à déterminer à quelle échelle la végétation peut contribuer à la réduction des concentrations de PM_{2.5} et de PM₁₀ dans la ville de Lubumbashi.

Pour atteindre cet objectif général, quatre objectifs spécifiques ont été formulés, deux pour chaque axe, comme illustré dans la figure 1-11.

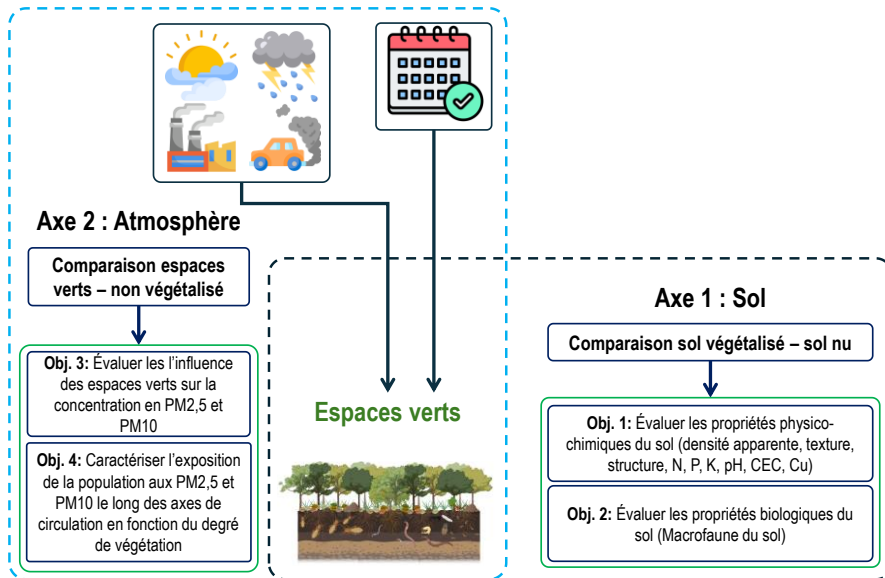


Figure 1-11 : Schéma illustrant les deux axes de l'étude (propriétés des sols et régulation de la qualité de l'air) ainsi que les quatre objectifs spécifiques qui en découlent (conception de l'auteur).

Le présent travail de thèse est structuré autour de deux axes principaux, tels que définis dans la section relative aux objectifs de l'étude. L'axe 1 est développé dans les chapitres 3 et 4, tandis que l'axe 2 fait l'objet des chapitres 5 et 6.

Le **chapitre 1** est consacré à l'introduction générale de la thèse. Il présente de manière synthétique la problématique et le contexte de l'étude, marqué par l'urbanisation, ainsi que les principaux concepts mobilisés, notamment l'écologie urbaine, les espaces verts urbains, les sols urbains, les particules fines (PM_{2.5} et PM₁₀) et les services écosystémiques. Ce chapitre se termine par la formulation des questions de recherche, des hypothèses, des objectifs du travail et par la présentation de la structure de la thèse.

Le **chapitre 2** porte sur la présentation du milieu d'étude et la méthodologie générale adoptée, les aspects méthodologiques spécifiques étant détaillés dans les chapitres thématiques suivants.

Le **chapitre 3** analyse l'effet de la dégradation de la végétation sur les propriétés physico-chimiques des sols et sur les services écosystémiques de régulation potentiels dans les espaces verts urbains de la ville de Lubumbashi. Il examine les paramètres physiques (structure, texture et densité apparente) et chimiques (matière organique, rapport C/N, capacité d'échange cationique, azote, potassium, phosphore et pH) susceptibles de soutenir ces services, et

met en évidence l'impact de la dégradation de la végétation sur l'altération de ces propriétés. Les résultats obtenus permettent de vérifier l'hypothèse 1.

Le **chapitre 4** évalue l'effet de la dégradation de la végétation dans les espaces verts urbains de Lubumbashi sur l'abondance et la diversité de la macrofaune du sol. Il compare les sols végétalisés et les sols nus en analysant, d'une part, l'abondance totale de la macrofaune et, d'autre part, l'abondance de groupes spécifiques tels que les termites, les vers de terre et les fourmis. Ce chapitre examine également la relation entre la teneur en matière organique du sol et la macrofaune. Les résultats obtenus permettent également de vérifier l'hypothèse 1.

Le **chapitre 5** compare les concentrations de particules fines dans les espaces verts urbains et dans les zones non végétalisées à l'échelle surfacique. Ce chapitre permet de tester la deuxième hypothèse de la recherche.

Le **chapitre 6** analyse les concentrations de particules fines à l'échelle de la ville de Lubumbashi et évalue le rôle de la végétation dans leur atténuation. Il décrit l'évolution spatiale des concentrations de PM_{2.5} et PM₁₀ en fonction de l'occupation du sol. Ce chapitre permet également de tester la deuxième hypothèse de la recherche.

Le **chapitre 7** est consacré à la synthèse générale de la thèse et à la discussion des principaux résultats obtenus.

Enfin, le **chapitre 8** présente la conclusion générale et les perspectives de recherche, en mettant en évidence les pistes pour des travaux futurs. Les références bibliographiques et les annexes viennent clore la thèse.

Chapitre 2

Milieu et Méthodologie

2.1. Milieu d'étude

2.1.1. *Cadre biophysique*

2.1.1.1. Position géographique

Lubumbashi, deuxième ville la plus importante de la République démocratique du Congo après la capitale Kinshasa, occupe une place majeure tant sur le plan démographique qu'économique. Elle est le chef-lieu de la province du Haut-Katanga, située au sud-est du pays. La ville compte plus de quarante quartiers, répartis administrativement en sept communes : Lubumbashi, Kenya, Kampemba, Katuba, Kamalondo, Ruashi et Annexe (figure 2-1) (Useni, 2017). Par ailleurs, la ville est au cœur du bassin cuprifère du Katanga, où les activités minières et métallurgiques constituent le principal moteur économique, mais aussi une source majeure de pressions environnementales, notamment la contamination des sols et la dégradation de la qualité de l'air (Banza et al., 2009).

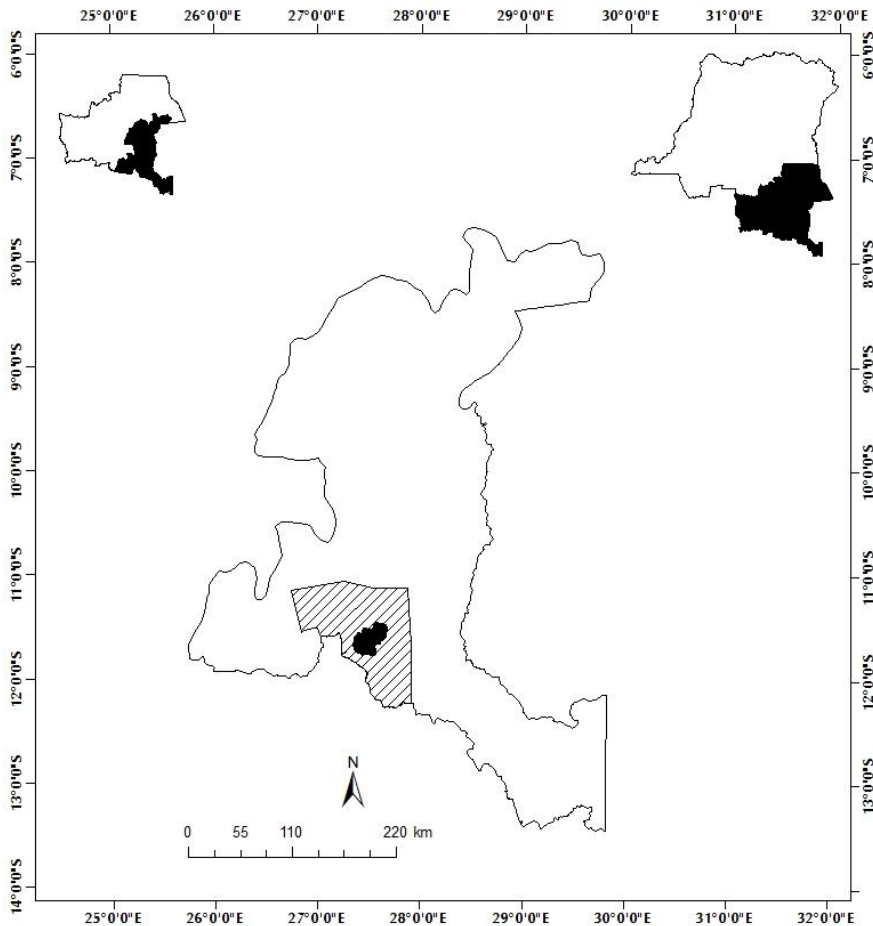


Figure 2-1 : Localisation de la zone d'étude dans la province du Haut-Katanga (RD Congo). La zone hachurée correspond à la plaine de Lubumbashi, incluant la ville et ses communes (en noir). Les limites sont définies par l'emprise des scènes Landsat et la frontière RD Congo-Zambie (Useni, 2017).

2.1.1.2. Aspect pédologique

Les sols de Lubumbashi appartiennent principalement aux Ferralsols, Acrisols et Gleysols selon la *World Reference Base for Soil Resources (WRB)*, et correspondent aux Kandiuustox, Ustults et Aquults dans la *Soil Taxonomy* (Soil Survey Staff, 2006 ; FAO, IUSS, ISRIC, 2007, cités par Mukobo, 2010). La classification pédologique locale repose sur la série de sols, qui regroupe

des profils présentant des horizons différenciés et des caractéristiques pédologiques similaires. Les sols de la région se répartissent en sols zonaux, bien drainés et généralement rouges à jaunes, sols intrazonaux, associés aux vallées et zones hydromorphes, et sols azonaux, développés sur des matériaux peu évolués tels que les affleurements rocheux et les carapaces latéritiques (Sys & Schmitz, 1959 cités par Useni, 2017).

2.1.1.3. Climat

La ville de Lubumbashi est soumise à un climat tropical marqué par une forte saisonnalité. Selon la classification de Köppen-Geiger, elle correspond à un type tropical à saison sèche hivernale (Cwa), caractérisé par une alternance nette entre saison des pluies estivale et saison sèche bien définie (Peel et al., 2007). La pluviométrie annuelle moyenne est d'environ 1 200 mm, concentrée entre novembre et mars, tandis que la saison sèche (mai-septembre) est quasi dépourvue de précipitations (Bultot, 1950, 1957 ; Harjoaba & Malaisse, 1978 ; Assani, 1999b ; Mpundu, 2010 cités par Useni, 2017). Le régime journalier est irrégulier, avec 56 % des pluies tombant la nuit et 44 % le jour (Harjoaba & Malaisse, 1978 cités par Useni, 2017).

L'humidité relative annuelle moyenne est d'environ 60 %, minimale en octobre et maximale en février. La température moyenne annuelle est de 20,1 °C, avec des maxima journaliers de 31-33°C pendant les mois les plus chauds (octobre-novembre) et les températures les plus basses observées en début de saison sèche, de mi-mai à fin juillet (Lootens-de Muynck et al., 1980 cités par Useni, 2017).

Au niveau intra-urbain, les quartiers commerciaux et résidentiels présentent des températures plus élevées que les versants de vallées (Assani et al., 1991 cités par Useni, 2017). Le régime des vents varie selon la saison : la saison sèche est dominée par des alizés sud-est, froids et secs, soufflant depuis l'océan Indien, tandis que pendant la saison des pluies, les vents sont plus irréguliers et orientés entre le nord-ouest et le nord-est (Chapelier, 1957 ; Leblanc & Malaisse, 1978 ; Bruneau & Pain, 1990 cités par Useni, 2017). Cette dynamique climatique, combinée à la pression anthropique liée aux activités minières et à l'urbanisation rapide, influence directement la dispersion des polluants atmosphériques, ainsi que la dynamique des sols et de la végétation urbaine (Leblanc & Malaisse, 1978 ; Vranken, 2010).

2.1.1.4. Végétation

À Lubumbashi, huit principaux groupements végétaux ont été identifiés : forêt dense ripicole (Mushitu), forêt dense sèche (Muhulu), forêt claire (Miombo), savanes boisées, savanes herbeuses, savanes périodiquement inondées (« Dembo »), végétation marécageuse et savane steppique cuprifère. Au début du XX^{ème} siècle, près de 90 % du site et de son arrière-pays étaient couverts par la forêt claire, mais aujourd'hui il faut parcourir 35 km hors de la ville pour en trouver un lambeau, la déforestation s'étendant sur plus de 50 km le long des routes principales (Malaisse, 1997 ; Munyemba & Bogaert, 2014).

La végétation anthropisée domine désormais autour de la ville, conséquence de la dégradation progressive de la forêt claire en savane arborée, puis arbustive et herbeuse (Useni, 2017). Cette transformation est alimentée par le défrichage pour l'agriculture, l'exploitation du bois et les activités minières. Les sols nus sont fréquents dans les zones minières et affectées par les dépôts de métaux lourds (Malaisse et al., 1978).

Autrefois soigneusement entretenus, les espaces verts urbains de Lubumbashi jardins résidentiels, plantations d'Eucalyptus, arbres d'alignement, aires de loisirs (zoo, golf, cercles d'équitation) sont aujourd'hui souvent négligés ou abandonnés. Ces espaces contribuaient à la production de plantes médicinales, mais sont rares dans les quartiers d'auto-construction, où la végétation préexistante disparaît. L'expansion d'espèces invasives comme le tournesol mexicain (*Tithonia diversifolia*) est favorisée par ces perturbations urbaines. La végétation intra-parcellaire reste cependant présente sous forme ornementale ou agricole (Useni, 2017).

2.1.2. Aspect démographique

L'évolution spatiale et démographique de la ville de Lubumbashi traduit un processus d'urbanisation rapide et continu. La superficie administrative totale de la ville est estimée à environ 747 km², bien que cette étendue ne soit pas entièrement urbanisée. À sa création, Lubumbashi comptait près de 6 000 habitants répartis sur une surface de 3,7 km². Cette population est passée à 16 000 habitants en 1923, puis à 173 000 habitants en 1957, occupant alors une superficie d'environ 22 km². En 1984, l'agglomération urbaine s'étendait sur près de 71 km², dont environ 59 km² consacrés à l'espace résidentiel, pour une population estimée à 560 000 habitants. Selon le recensement de 2001, la population de Lubumbashi atteignait environ 1,2 million d'habitants, répartis sur une surface urbanisée de 142 km² (Kaumba, 2004 ; Nkuku & Rémon, 2006, cités par Useni, 2017). En fin d'année 2006, la population de Lubumbashi était estimée à environ 1,5 million d'habitants, dont près de 1,4

million résidaient dans la partie urbanisée, correspondant à une densité moyenne d'environ 10 000 habitants par km² (Chenge et al., 2010).

L'expansion spatiale de la ville s'est particulièrement intensifiée à partir des années 1970. À cette période, les quartiers périphériques se développaient rapidement, consommant au moins 100 hectares par an, principalement au détriment des formations végétales naturelles (Leblanc & Malaisse, 1978, cités par Useni, 2017). Des analyses plus récentes indiquent qu'entre 1984 et 2009, l'extension urbaine de Lubumbashi s'est poursuivie à un rythme moyen de 529 hectares par an, au détriment d'autres catégories d'occupation du sol, sur une superficie totale analysée de 1445 km² (Munyemba & Bogaert, 2014).

Dans ce contexte, Lubumbashi apparaît comme un cas d'étude particulièrement pertinent pour analyser les tensions entre l'expansion urbaine rapide et la conservation des écosystèmes végétalisés. La ville connaît en effet une forte croissance démographique, avec un taux d'accroissement supérieur à 4 % au début des années 2000, et une population estimée à plus de trois millions d'habitants à l'horizon 2023, accentuant considérablement la pression sur les espaces naturels et urbains (Useni et al., 2019a, 2020).

2.1.3. *Justification du choix du milieu d'étude*

Le choix de la ville de Lubumbashi comme milieu d'étude repose sur plusieurs considérations scientifiques et contextuelles. En tant que deuxième plus grande ville de la République démocratique du Congo, Lubumbashi connaît un processus d'urbanisation rapide, marqué par l'expansion des zones bâties et la réduction progressive des espaces verts. Cette dynamique exerce des pressions sur les sols, la qualité de l'air et la biodiversité, tout en offrant l'opportunité d'évaluer le rôle de ces espaces dans la régulation environnementale, la santé publique et le bien-être social, et de proposer des recommandations pour une gestion et une planification urbaine adaptées au contexte local.

2.1.3.1. *État des espaces verts urbains à Lubumbashi*

La recherche sur les espaces verts urbains à Lubumbashi reste encore limitée. Cependant, une contribution majeure concerne la diversité et la structure de la végétation, Useni et al. (2019b) ont inventorié 60 espèces d'arbres et arbustes appartenant à 22 familles dans les espaces verts urbains et périurbains, avec des différences significatives entre les zones centrales et périphériques. Cette étude met en évidence l'impact de l'urbanisation sur la

fragmentation des habitats et la nécessité d'intégrer la gestion des arbres dans la planification urbaine.

Par ailleurs, la dynamique spatio-temporelle des espaces verts, étudiée sur plus de 25 ans (1989-2014), montre une régression généralisée des surfaces végétalisées, conséquence de l'expansion des zones bâties, de la pression démographique croissante et de l'absence de stratégies de préservation adaptées (Useni, 2017). Des analyses cartographiques couplées à des indices de structure spatiale confirment cette tendance : la part des surfaces bâties a progressivement augmenté au détriment des espaces verts dans toutes les communes de la ville, soulignant le manque de programmes appropriés de gestion et de préservation (Useni et al., 2017a ; 2017b ; Useni, 2017).

En complément de ces analyses quantitatives, Maréchal et al. (2018) ont examiné la perception des experts locaux sur les services écosystémiques fournis par les espaces verts. Leur étude montre que la fragmentation urbaine réduit non seulement la superficie de ces zones, mais aussi leur capacité à fournir des services essentiels, tels que la régulation microclimatique, la filtration des polluants atmosphériques, la conservation de la biodiversité et les fonctions récréatives et sociales (figures 2-2 et 2-3). Elle souligne également que la perception des services varie selon le profil des experts, ce qui indique la nécessité d'un cadre de gestion interdisciplinaire et inclusif pour renforcer la reconnaissance et la valorisation des services écosystémiques urbains à Lubumbashi.

Dans l'ensemble, ces travaux montrent que, malgré leur présence, les espaces verts urbains de Lubumbashi sont fragilisés par l'urbanisation rapide, et qu'il est urgent de mettre en place des politiques de conservation et d'aménagement intégrées, afin de préserver leur rôle écologique et les services écosystémiques qu'ils fournissent à la population urbaine (Maréchal et al., 2018 ; Useni et al., 2017a, 2017b ; Useni et al., 2019a, 2019b).

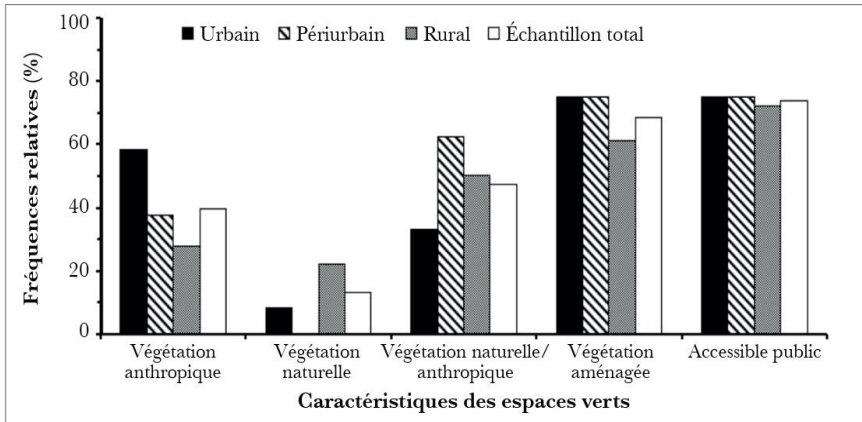


Figure 2-2 : Répartition des caractéristiques des espaces verts selon le gradient urbain (urbain, périurbain et rural) dans la ville de Lubumbashi. La figure illustre les fréquences relatives (%) des différents types de végétation et d'accessibilité des espaces verts, à savoir la végétation anthropique, la végétation naturelle, la végétation mixte (naturelle/anthropique), la végétation aménagée et l'accessibilité publique, en fonction du gradient urbain. Les résultats mettent en évidence une dominance de la végétation anthropique et aménagée en milieu urbain, tandis que les zones périurbaines et rurales présentent une proportion plus élevée de végétation naturelle ou mixte, traduisant l'influence de l'urbanisation sur la structure et la gestion des espaces verts à Lubumbashi (Maréchal et al., 2018).

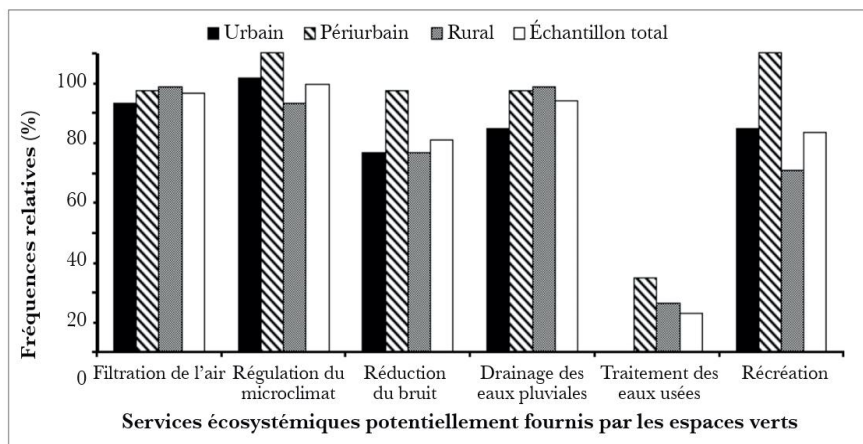


Figure 2- 3 : Fréquences relatives des services écosystémiques potentiels rendus par les espaces verts selon le gradient urbain (urbain, périurbain et rural) dans la ville de Lubumbashi, tels que perçus par les populations. La figure présente la proportion (%) des espaces verts associés à différents services écosystémiques, notamment la filtration de l'air, la régulation du microclimat, la réduction du bruit, le drainage des eaux pluviales, le traitement des eaux usées et la récréation, en fonction du gradient urbain. Les résultats indiquent que les services de régulation atmosphérique et climatique sont largement reconnus à travers l'ensemble du gradient urbain, tandis que les services liés au traitement des eaux usées restent faiblement représentés, en particulier en milieu urbain. Les zones périurbaines et rurales montrent globalement des fréquences plus élevées pour les services de régulation hydrologique et de récréation, soulignant le rôle clé des espaces verts périphériques dans la fourniture de services écosystémiques à Lubumbashi (Maréchal et al., 2018).

Tableau 2-1 : Typologie des espaces verts de la ville de Lubumbashi selon Useni (2017), établie à partir des classifications de Kong et Nakagoshi (2005), La Rosa et Privitera (2013) et Mensah (2014), et services écosystémiques potentiellement associés.

Types	Définitions	Services écosystémiques potentiels
Parc/square	Espaces avec une couverture végétale appropriée dans un contexte urbain. Des espaces accessibles, dotés d'équipements de loisirs. Lieux pour les rencontres entre les familles avec enfants et / ou personnes âgées. Espaces à végétation naturelle, mais le plus souvent plantée, ils fournissent l'éducation, le plaisir et les loisirs. On y trouve rarement les arbres, mais souvent des arbustes ou des herbacés. La diversité végétale y est faible.	Filtration de l'air, la régulation du microclimat, la réduction du bruit, la récréation, régulation hydrique (infiltration, stockage d'eau, régulation des inondations, purification de l'eau), habitat d'espèces, régulation du cycle des nutriments
Jardin	Espaces accessibles et utilisés pour des fins de protection de la faune et la flore. Mosaïque de vestiges d'habitats ou naturalisés.	Approvisionnement (plantes médicinales), Filtration de l'air, la régulation du microclimat, la réduction du bruit, la récréation, régulation hydrique (infiltration, stockage d'eau, régulation des inondations, purification de l'eau), habitat d'espèces, régulation du cycle des nutriments
Pépinière	Espace utilisé pour la propagation et la culture des végétaux destinés à approvisionner les populations dans la perspective de végétalisation urbaine.	Approvisionnement (plantes médicinales, fruits, légumes etc),

Evaluation des services écosystémiques de régulation rendus par EVU

Types	Définitions	Services écosystémiques potentiels
Espace vert tampon	Corridors protégeant les lignes à haute tension, servant de brise-vent ; taches végétalisés utilisés pour séparer des entités administratives. La végétation y est généralement plantée.	Filtration de l'air, la régulation du microclimat, la réduction du bruit, la récréation, régulation hydrique (infiltration, stockage d'eau, régulation des inondations, purification de l'eau), habitat d'espèces, régulation du cycle des nutriments
Espace vert d'accompagnement de la voirie	Les corridors entre les trottoirs et servant à protéger les populations contre le trafic routier et le bruit qu'il crée, le rayonnement solaire, etc. La végétation y est plantée et la diversité végétale limitée.	Filtration de l'air, la régulation du microclimat, la réduction du bruit, la récréation, régulation hydrique (infiltration, stockage d'eau, régulation des inondations, purification de l'eau), habitat d'espèces, régulation du cycle des nutriments
Espace vert rattaché au bâti	Espaces attachés à des terrains industriels, commerciaux, utilitaires, etc. La végétation y est plantée et la diversité végétale reste faible.	Filtration de l'air, la régulation du microclimat, la réduction du bruit, la récréation, régulation hydrique (infiltration, stockage d'eau, régulation des inondations, purification de l'eau), habitat d'espèces, régulation du cycle des nutriments
Friche/espace vert informel	Des espaces verts accessibles pour la jouissance du public, mais avec seulement des installations de faible valeur. Ces zones sont principalement constituées de pelouses pour les	Filtration de l'air, la régulation du microclimat, la réduction du bruit, la récréation, régulation hydrique

Types	Définitions	Services écosystémiques potentiels
	loisirs informels, mais peuvent aussi avoir des arbres, des aires de jeux et des sentiers. Parfois, il s'agit des terrains (semi-)naturels abandonnés à l'intérieur ou entre les parcelles développées. Ils sont principalement destinés au reboisement spontané à travers une succession d'anciens champs non perturbés.	(infiltration, stockage d'eau, régulation des inondations, purification de l'eau), habitat d'espèces, régulation du cycle des nutriments
Aire de jeu	Espaces sécurisés et très accessibles avec des équipements récréatifs et des installations de jeux.	Filtration de l'air, la régulation du microclimat, la réduction du bruit, la récréation, régulation hydrique (infiltration, stockage d'eau, régulation des inondations, purification de l'eau)
Cimetière	Lieu où se trouvent des êtres humains disparus.	La régulation du microclimat, la réduction du bruit, la récréation,
Pâturage	Prairie où les bestiaux pâturent.	Approvisionnement (nourriture), habitat d'espèces, régulation du cycle des nutriments
Marécage	Couloirs linéaires le long des bassins hydrographiques.	Régulation hydrique
Champs	De vastes terres agricoles où des utilisations productives (souvent le maraichage dans notre contexte) sont présentes.	Approvisionnement (nourriture)

2.1.3.2. Problématique de la qualité de l'air à Lubumbashi

La ville de Lubumbashi, deuxième agglomération de la République démocratique du Congo et cœur de l'activité minière du Haut-Katanga, fait face à une dégradation significative de la qualité de l'air. Cette situation résulte principalement de la combinaison de l'exploitation minière, des activités industrielles, de la circulation routière dense et de l'utilisation de combustibles solides (Banza et al., 2009 ; Paul-Didi et al., 2021). Ces activités contribuent à l'émission de particules fines (PM_{2,5} et PM₁₀) et de métaux lourds en suspension, engendrant des risques sanitaires et environnementaux importants.

Des études menées à Lubumbashi ont montré que les concentrations de PM_{2,5} et PM₁₀ peuvent atteindre des niveaux préoccupants, en particulier le long des axes routiers très fréquentés, comme l'illustre l'étude de Paul-Didi et al. (2021). Cette pollution atmosphérique affecte directement les populations urbaines, en particulier les groupes les plus exposés, comme les transporteurs de sable et les travailleurs des carrières, chez qui Ngombe et al. (2016) ont documenté une prévalence élevée de troubles respiratoires.

Par ailleurs, l'exposition chronique aux métaux lourds dans l'air et les poussières urbaines constituent un facteur de risque majeur pour la santé humaine. Banza et al. (2009) ont montré que les habitants vivant à proximité des mines présentent des concentrations urinaires très élevées de cobalt, cuivre et plomb. Ces observations se complètent par les travaux de Kayembe-Kitenge et al. (2019), qui ont mis en évidence une incidence accrue de malformations congénitales chez les populations résidant à proximité des sites miniers, suggérant un lien direct entre pollution métallique, particules fines et effets sanitaires sur les populations vulnérables.

La pollution de l'air à Lubumbashi a également des effets indirects sur les ressources naturelles et la végétation urbaine. Mutombo et al. (2024) ont montré que la pollution atmosphérique, combinée à l'irradiation solaire, altère la composition biochimique et la valeur pharmacologique des plantes médicinales cultivées dans la ville, démontrant que les effets de la pollution sont multidimensionnels et concernent à la fois l'environnement et les services écosystémiques.

Les études existantes sur la qualité de l'air à Lubumbashi restent localisées et limitées. Elles sont souvent ponctuelles, se concentrant sur un ou quelques axes routiers (Paul-Didi et al., 2021) ou sur des sites proches des mines (Banza et al., 2009 ; Kayembe-Kitenge et al., 2019) mais pas à l'échelle de la ville. Enfin, les effets indirects de la pollution sur la végétation urbaine et les services écosystémiques restent très peu étudiés, bien que des travaux récents aient montré que la pollution atmosphérique peut affecter la composition

biochimique et la valeur pharmacologique des plantes médicinales locales (Mutombo et al., 2024). Ainsi, malgré des indications claires de pollution atmosphérique élevée et de risques sanitaires importants, il existe un manque de données systématiques et continues à l'échelle de la ville.

À ce jour, peu d'études ont abordé la qualité de l'air à Lubumbashi, et celles existantes l'ont fait de manière indirecte. Cinq travaux ont été recensés, portant principalement sur les concentrations de particules fines ou de métaux lourds dans des populations spécifiques ou sur des axes routiers particuliers (Banza et al., 2009 ; Kayembe-Kitenge et al., 2019 ; Mutombo et al., 2024 ; Ngombe et al., 2016 ; Paul-Didi et al., 2021). Cependant, aucune étude n'a réalisé une évaluation globale et intégrée de la qualité de l'air à l'échelle de la ville, incluant la mesure directe des polluants atmosphériques et l'impact potentiel des espaces verts sur la réduction de la pollution. Cette lacune souligne la nécessité de travaux ciblés pour quantifier les effets réducteurs de la végétation sur la pollution atmosphérique et mieux comprendre le rôle des infrastructures vertes dans la santé environnementale de Lubumbashi.

Tableau 2-2 : Etudes sur la qualité de l'air dans la ville de Lubumbashi.

Références	Synthèses des études
(Banza et al., 2009)	Les auteurs affirment que les populations vivant dans la province du Katanga, et particulièrement à proximité des sites miniers, présentent une exposition très élevée au cobalt, au cuivre et au plomb, détectée notamment par les concentrations urinaires et sanguines. Ces résultats confirment que la proximité des activités minières constitue un facteur majeur de risque pour la santé humaine, et que la population urbaine de Lubumbashi est particulièrement vulnérable aux métaux lourds.
(Ngombe et al., 2016)	Ils ont documenté une prévalence élevée de troubles respiratoires chez les transporteurs de sable, une catégorie professionnelle directement exposée aux poussières fines urbaines.
(Kayembe-Kitenge et al., 2019)	Les auteurs ont observé une relation significative entre la localisation résidentielle proche des sites miniers et l'augmentation des anomalies congénitales, soulignant que l'exposition aux contaminants métalliques et particuliers peut avoir des effets sévères sur les populations sensibles, notamment les femmes enceintes et les enfants.

Références	Synthèses des études
(Paul-Didi et al., 2021)	Ont étudié les concentrations de PM _{2,5} et PM ₁₀ le long de la route Kasapa, un axe majeur de Lubumbashi. Ils ont observé des niveaux élevés de particules fines directement liés au trafic routier et aux poussières urbaines, confirmant que les populations vivant ou travaillant le long de ces routes sont exposées à une pollution atmosphérique significative, pouvant contribuer à des maladies respiratoires chroniques.
(Mutombo et al., 2024)	Ont, à leur tour, analysé les effets de la pollution atmosphérique et de l'irradiation solaire sur la composition biochimique et la valeur pharmacologique des plantes médicinales cultivées à Lubumbashi. L'étude montre que la pollution de l'air affecte non seulement la santé humaine, mais aussi la qualité des ressources végétales urbaines.

Les résultats de ces études démontrent l'importance de considérer les interactions air- plante-sol dans l'évaluation globale des services écosystémiques.

2.1.3.3. Synthèse des principales études sur les sols urbains de Lubumbashi

Les études consacrées aux sols urbains de la ville de Lubumbashi mettent majoritairement en évidence une forte dégradation de la qualité des sols, étroitement liée au contexte minier, à l'urbanisation rapide et aux activités anthropiques diverses. Plusieurs travaux ont montré que les sols urbains présentent des concentrations élevées en éléments traces métalliques, notamment le cuivre, le cobalt, le plomb, le cadmium et le zinc, dépassant fréquemment les seuils de référence internationaux, aussi bien à l'échelle des quartiers résidentiels qu'au niveau des jardins potagers urbains (Kibwela et al., 2025 ; Mpundu et al., 2013, 2017). Ces contaminations ont des impacts directs sur la croissance et la productivité des cultures maraîchères, avec une accumulation différentielle des métaux selon les espèces et les variétés cultivées, posant ainsi un problème majeur de sécurité alimentaire en milieu urbain (Mpundu et al., 2017). Dans une approche intégrée, Mununga et al. (2023) ont démontré que la pollution métallique affecte simultanément les sols agricoles urbains, les eaux d'irrigation et les légumes produits, soulignant l'existence d'une chaîne de transfert sol-eau-plante susceptible d'accroître les

risques sanitaires pour les populations urbaines. Welcome et al. (2020) ont montré que le transport routier constitue également une source importante de pollution par le plomb et le zinc le long de la route Lubumbashi-Likasi, contribuant au dépôt et au transfert de métaux dans les sols périurbains.

Par ailleurs, certaines études ont exploré les propriétés physiques et géotechniques des sols urbains, révélant la prédominance de sols limoneux à comportement mécanique instable, particulièrement le long des berges de la rivière Lubumbashi, ce qui constitue une contrainte supplémentaire pour l'aménagement urbain et la gestion des espaces verts (Kiyukeno et al., 2023). D'autres travaux ont mis en évidence l'influence des dynamiques d'occupation du sol et de l'expansion urbaine sur la dégradation des sols, notamment à travers la réduction des espaces végétalisés et la proximité croissante entre zones résidentielles et sites miniers actifs ou abandonnés (Useni et al., 2020).

Des recherches plus récentes ont amorcé une transition vers des approches de restauration écologique des sols urbains pollués. À ce titre, Langunu et al. (2025), sur un essai de terrain de quatre ans, ont montré que l'application d'amendements combinée à l'installation d'une végétation ligneuse permet une amélioration progressive des propriétés physico-chimiques des sols, notamment du pH et de la fertilité, ainsi qu'une stabilisation partielle des éléments traces métalliques. Ces résultats soulignent le potentiel des stratégies de remédiation écologique pour restaurer les fonctions des sols urbains à Lubumbashi. Toutefois, malgré ces avancées, la recherche demeure largement dominée par l'analyse de la contamination métallique et de ses impacts agronomiques et sanitaires, tandis que les dimensions biologiques, fonctionnelles et les services écosystémiques des sols urbains restent encore peu documentés.

Tableau 2-3 : Tableau synthétique des principales études sur les sols urbains de Lubumbashi.

Référence	Zone/ contexte d'étude	Objectif général	Principal résultat	Apport majeur
(Mpundu et al., 2013)	Jardins potagers urbains (Lubumbashi)	Évaluer les teneurs en métaux traces dans les sols et le risque de contamination des cultures	Concentrations élevées en Cu, Co, Pb, Cd ; transfert sol-plante significatif	Alerte scientifique sur la pollution des sols de jardins urbains
(Mpundu et al., 2017)	Sols agricoles contaminés (Lubumbashi)	Étudier l'effet des sols riches en cuivre sur la croissance des légumes	Diminution de la croissance et accumulation différentielle des métaux	Impact agronomique direct de la pollution des sols
(Useni et al., 2020)	Gradient urbain–rural autour des sites miniers	Analyser la dynamique de l'occupation du sol	Expansion urbaine rapide, réduction des zones végétalisées, proximité habitat-mines	Mise en contexte spatiale de la vulnérabilité des sols urbains
(Kiyukeno et al., 2023)	Berges de la rivière Lubumbashi	Caractériser les propriétés géotechniques des sols	Sols limoneux instables, sensibles à l'érosion	Apport sur les contraintes physiques des sols urbains
(Mununga et al., 2023)	Sols agricoles, eaux d'irrigation et légumes	Évaluer la pollution métallique multi-compartiments	Contamination simultanée des sols, eaux et légumes ; risque sanitaire élevé	Approche intégrée sol–eau–plante

Référence	Zone/ contexte d'étude	Objectif général	Principal résultat	Apport majeur
(Kibwela et al., 2025)	Quartier Penga-Penga	Évaluer le niveau de pollution et proposer des remédiations	Pollution sévère en Cu, Co, Pb, Zn ; recommandations de remédiation	Diagnostic à l'échelle du quartier urbain
(Langunu et al., 2025)	Sol urbain fortement contaminé (Lubumbashi)	Évaluer l'évolution des sols amendés et de la végétation ligneuse	Amélioration progressive du pH, de la fertilité et stabilisation partielle des métaux ; meilleure croissance des espèces ligneuses	Remédiation écologique et restauration fonctionnelle des sols urbains
(Welcome et al., 2020)	Route Lubumbashi-Likasi	Étudier l'impact du transport routier sur le dépôt et transfert de Pb et Zn	Dépôt accru de Pb et Zn dans les sols proches de la route, transfert vers les sols adjacents	Impact du trafic routier sur la pollution des sols urbains et périurbains

2.2. Matériels et méthodes

Une prospection préalable a été menée afin d'identifier les sites d'étude potentiels. À l'issue de cette prospection, six espaces verts ont été retenus pour les prélèvements d'échantillons de sol et de monolithes : le Jardin zoologique de Lubumbashi, le cercle hippique, la Cité des Jeunes, la concession Safina-Salama, l'espace vert de la Faculté de Polytechnique et arboretum de la Faculté des Sciences agronomiques de l'UNILU. Par ailleurs, huit sites ont été sélectionnés pour l'installation des capteurs fixes, comprenant quatre parcelles privées et deux espaces verts parmi les six précédemment cités, à savoir le Jardin zoologique et la concession Safina-Salama.

Les prélèvements de sols, effectués en mai 2020, ont concerné des espaces verts végétalisés ainsi que des sols nus, définis comme des sites présentant moins de trois arbres et une couverture herbacée inférieure à 15 % sur une surface de 100 m². Les analyses visaient la caractérisation des propriétés physico-chimiques et biologiques des sols. La macrofaune du sol étudiée comprenait principalement les termites, les vers de terre et les fourmis.

Le suivi des particules atmosphériques a été réalisé entre juin 2021 et août 2022 à l'aide de huit micro-capteurs, déployés le long de deux trajectoires chacune traversant un espace vert. Pour chaque trajectoire, quatre micro-capteurs ont été positionnés dans les zones non végétalisées (à l'entrée et à la sortie du vent) et quatre dans les espaces végétalisés, selon le même gradient aérodynamique. À l'échelle de la ville, des compteurs mobiles de particules ont permis de couvrir l'ensemble des communes de Lubumbashi et d'appréhender la variabilité spatiale des concentrations en PM_{2,5} et PM₁₀.

La figure 2-4 présente l'ensemble des sites de d'échantillonnage pour l'étude des propriétés des sols et le de prélèvement des concentrations des particules (PM_{2,5} et PM₁₀) pour l'étude de la qualité de l'air.

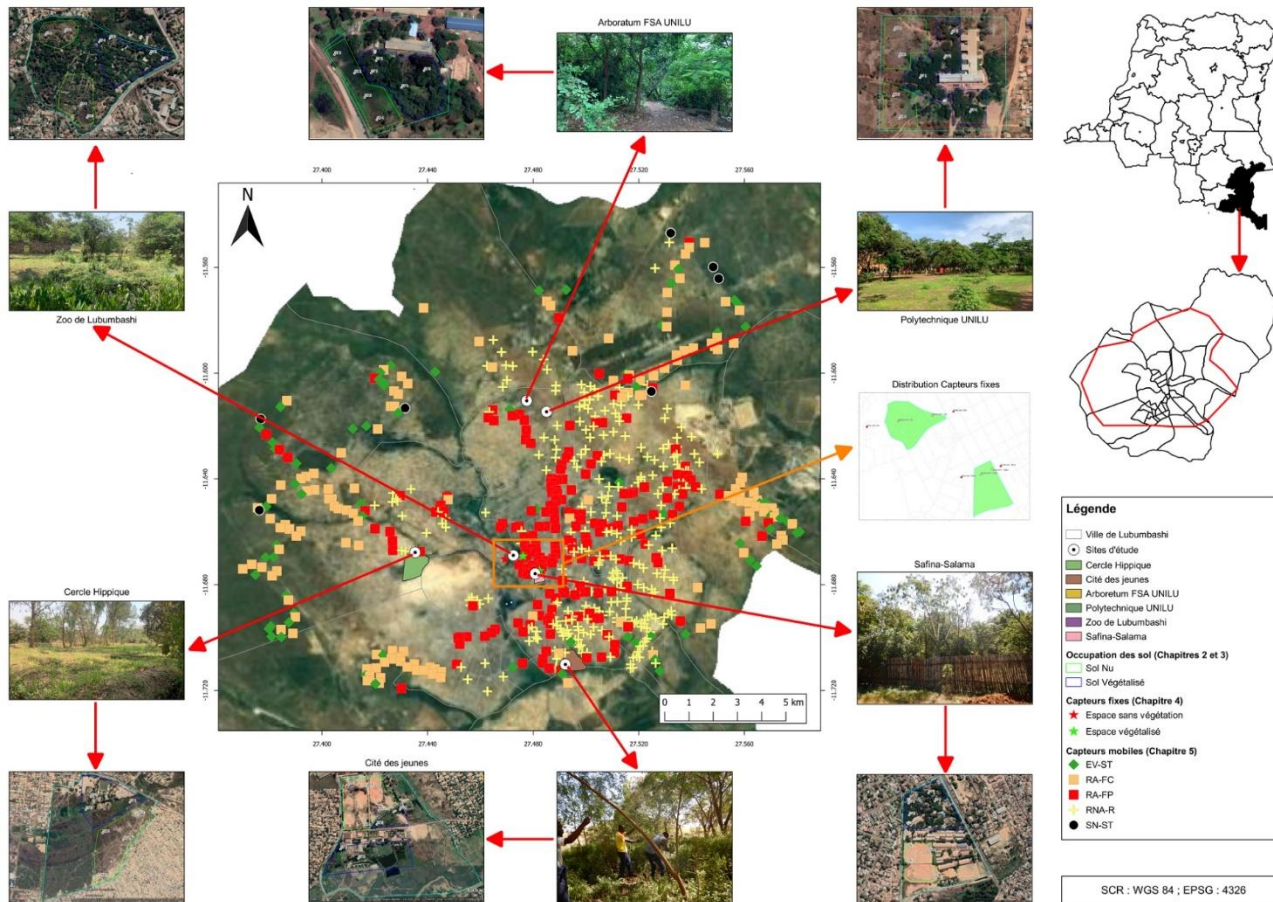


Figure 2-4 : Localisation de la ville de Lubumbashi, des sites d'étude et de la distribution spatiale des capteurs de particules. Les sites d'étude comprennent les principaux espaces verts urbains : Jardin zoologique de Lubumbashi, Cercle hippique, Cité des Jeunes, concession Safina-Salama, espace vert de la Faculté de Polytechnique et arboretum de la Faculté des Sciences agronomiques de l'UNILU. Les types d'occupation du sol sont distingués en sols végétalisés et sols nus. Les capteurs fixes de particules (PM_{2,5} et PM₁₀) sont représentés selon leur implantation dans les espaces végétalisés et non végétalisés, tandis que les points de mesure mobiles indiquent les lieux de prélèvements ponctuels à l'échelle de la ville (conception de l'auteur).

Chapitre 3

Vegetation degradation alters soil physicochemical properties and potentially affects ecosystem services in green spaces of Lubumbashi (DR Congo)

Ce chapitre est publié en ligne

Mashagiro, G. Q., Mujinya, B. B., Colinet, G., & Mahy, G., 2024. Vegetation degradation alters soil physicochemical properties and potentially affects ecosystem services in green spaces of a tropical megacity (Lubumbashi, DR Congo). *Geoderma Regional*, 37, e00810.

DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2024.e00810>

Résumé

Les sols urbains sont dégradés par diverses pressions anthropiques, notamment la dégradation de la végétation, ce qui entraîne des modifications de leurs caractéristiques physiques et chimiques et affecte d'importants services écosystémiques. Les propriétés physiques des sols sont un des paramètres importants de contrôle de la fertilité, constituant la base d'une utilisation durable des sols en milieu urbain ; cependant, elles ne reçoivent pas suffisamment d'attention dans les travaux sur les villes tropicales. Nous avons évalué l'impact de la dégradation de la végétation dans six espaces verts urbains (sols nus versus sols végétalisés) sur les qualités physiques (texture, masse volumique apparente et structure) et chimiques (pH, capacité d'échange cationique (CEC), carbone organique (OC), azote (N), phosphore (P), potassium (K), cuivre (Cu) et manganèse (Mn)) des sols d'une mégapole tropicale (Lubumbashi, RD Congo). Les sols végétalisés présentaient de meilleures qualités physiques et chimiques que les sols nus. Les sols végétalisés étaient caractérisés par une teneur élevée en argile et en limon et une bonne consistance (structure du sol), tandis que les sols nus étaient caractérisés par une teneur élevée en sable et une masse volumique apparente élevée. Les sols végétalisés étaient caractérisés par un pH, un OC, un N, un rapport C/N, une CEC, un P et un K plus élevés. Aucune différence significative n'a été observée en Mn ou en Cu entre les sols nus et végétalisés. Le Cu était très variable entre les sites (de 99 ± 61 mg.kg⁻¹ dans les sols végétalisés à $8\,559 \pm 151$ mg.kg⁻¹ dans les sols tropicaux). Nos résultats démontrent que la destruction de la végétation, conduisant à un sol nu, affecte négativement les propriétés du sol et peut interférer avec les services écosystémiques fournis par les sols urbains dans les climats tropicaux. Les caractéristiques physiques (teneur en limon, argile et sable, structure et masse volumique apparente du sol) et chimiques (pH du sol, capacité d'échange cationique, carbone organique du sol) observées dans les sols nus dans cette étude peuvent affecter les services écosystémiques fournis par les sols urbains tels que la régulation de l'eau et des nutriments, la disponibilité des nutriments et le soutien des fonctions écosystémiques par le biais du cycle de l'eau et des nutriments.

Mots-clés : sol végétalisé, sol nu, qualités du sol, services écosystémiques, espaces verts urbains.

Abstract

Urban soils are degraded by various human pressures, including vegetation degradation, leading to changes in physical and chemical characteristics and affecting important ecosystem services. Soil physical properties are an important fertility control parameter, providing the basis for sustainable soil use in urban conditions; however, they do not receive sufficient attention in work on tropical cities. We assessed the impact of vegetation degradation in six urban green spaces (bare soils versus vegetated soils) on the physical (texture, soil bulk density and structure) and chemical (pH, cation exchange capacity (CEC), organic carbon (OC), nitrogen (N), phosphorus (P), potassium (K), copper (Cu) and manganese (Mn)) qualities of soils in a tropical megacity (Lubumbashi, DR Congo). Vegetated soils presented better physical and chemical qualities than bare soils. Vegetated soils were characterized by a high clay and silt content and a good consistency (soil structure), while bare soils were characterized by a high sand content and high bulk density. Vegetated soils were characterized by higher pH, OC, N, C/N ratio, CEC, P, and K. There was no significant difference in Mn or Cu between bare and vegetated soils. Cu was highly variable between sites (from 99 ± 61 mg.kg⁻¹ in VS to 8559 ± 151 mg.kg⁻¹ in BS). Our results demonstrate that the destruction of vegetation, leading to bare soil, negatively affects soil properties and may interfere with ecosystem services provided by urban soils in tropical climates. The characteristics of physical (silt, clay, and sand content, soil structure and bulk density) and chemical (soil pH, cation exchange capacity, soil organic carbon) properties observed in bare soils in this study can affect the ecosystem services provided by urban soils such as regulating water and nutrient, nutrient availability, supporting ecosystem functions through water and nutrient cycling.

Keywords: vegetated soil, bare soil, soil qualities, ecosystem services, urban green spaces.

3.1. Introduction

Since the mid-20th century, the world has experienced an increase in urbanization, which is reflected in the growth of the urban population and the geographic expansion of cities (Ferland, 2015; Grosbellet, 2010; Ibrahim et al., 2023). Cities in developing countries are the most affected by this trend of rapid urbanization (Nero & Anning, 2018). Despite some human benefits, urbanization has negative environmental consequences (Ferland, 2015; Lehmann & Stahr, 2007; Pickett et al., 2011).

Urbanisation generally causes several ecological problems, mostly associated with loss or degradation of green spaces (e.g. soil degradation) (Useni et al., 2019). In urban areas, soils are typically degraded by a range of modifications including land clearing, topsoil removal, grading, compaction (Chen et al., 2014) and construction of buildings, resulting in soil with low vegetation cover (Kaye et al., 2006). Unvegetated urban areas exert a negative influence on the desirable physical characteristics of the soil (Jim, 1998), leading to soil sealing, which is the main cause of reduced ecosystem services in the urban environment (Lauf et al., 2014; Zhao et al., 2012). These modifications also lead to the alteration of the biogeochemical cycles of soils in urban areas (Ferreira et al., 2018; Zhang et al., 2019). When the soil is degraded, its ability to perform its functions decreases, which causes not only a decrease in its own viability but also an increase in the occurrence of extreme natural events (erosion, flooding, landslides) (Roose et al., 2015).

In the city of Lubumbashi, the health of the local vegetation has been profoundly affected due to an accelerated and uncontrolled spatial dynamic (Useni et al., 2019a). In several tropical cities, the destruction of soil structure by the loss of vegetation due to the mismanagement of green spaces causes important damage (Tchotsoua, 1994). For instance, in Yaoundé and Ngaoundéré in Cameroon, the ferralitic soils (Tchotsoua, 1994; Tchotsoua & Bonvallet, 2001), and in Ivory Coast, tropical soils (Rakotoarimanana et al., 2008) of cities are subject to erosion because of the mismanagement of green spaces.

Mineralization of organic matter (OM) is essential in the transformation of litters, corpses, and various organic wastes into humus and subsequently the gradual restoration of soil nutrients (N, P, trace elements, etc.) (Asabere et al., 2018; Roose et al., 2015). When green space vegetation is degraded and the regular supply of litter or organic residues is eliminated, the soil microbial community feeds on the humus and organic matter responsible for soil structural stability (Sugihara et al., 2014; Varvel, 2006). In most tropical regions, the representation of OM should be at least 0.5% for sandy soils and 1.2% for clay soils (Varvel, 2006). Below these thresholds, the soil structure collapses, and crusts form on the soil surface, which reduces infiltration, accelerates runoff and erosion, dries out the profile and accelerates nutrient depletion (Roose et al., 2015).

However, very few studies have focused on the ecosystem services provided by soils. Soils are still poorly taken into consideration to enhance the sustainable development of urban ecosystems (Morel et al., 2015b). Despite the excessive destruction and mismanagement of green spaces in many parts of the world and in Africa in particular, studies on urban green spaces with particular emphasis on the challenges they face are less focused on Africa (Mensah, 2014). Few studies have analysed soil nutrient levels and variation

in soil physicochemical properties across different urban green spaces in selected cities in Africa. Many of the interrelations between urbanization and soil functioning remain unclear, especially for African cities (Asabere et al., 2018; Nero & Anning, 2018).

This study examines the impact of green space vegetation degradation on major physical and chemical parameters of soils in a tropical mega-city (Lubumbashi, Democratic Republic of Congo) following a bare soil–vegetated soil comparison approach. It aims to assess the impact of the destruction of urban vegetation (i) on the texture, soil bulk density and structure of soils and (ii) on the chemical quality of soils.

3.2. Materials and methods

3.2.1. Study area

This study was conducted in the city of Lubumbashi located in the southeast of the DRC (11°27' to 11°47'S and 27°19' to 27°40'E) in 2020. The climate of this region is classified as Cw6 according to the Köppen classification (Malaisse et al., 1978), characterized by the alternation of a rainy season (November to March) and a dry season (May to September) with October and April as transition periods. The average annual rainfall is approximately 1270 mm, and the average annual temperature is 20°C with an annual relative humidity of 60% (Malaisse, 1997). The soils of Lubumbashi are mostly very weathered and acidic, mainly ferralsols (Mujinya et al., 2011). The surface areas of soils contaminated with heavy metals are constantly increasing due to the intensification of mining activity (Shutchka et al., 2018).

3.2.2. Selection and assessment of green spaces

City boundaries proposed by (Useni et al., 2019) were used to circumscribe the study area, and the identification of green spaces was performed based on Google Earth images and site prospecting. A total of six urban green spaces (UGSs), with at least one-third of the total area covered by trees and shrubs (Useni et al., 2019), and their nearby bare soils were selected. These are the Zoological Garden of Lubumbashi (ZOO), Safina Salama (SA), “Polytechnique/UNILU” (POL), “Cité des Jeunes” (CJ), “Cercle Hippique de Lubumbashi” (CHL) and “Arboretum/FSA/UNILU” (ARB) (figure 3-1).

To enhance the comparability between bare and vegetated soils, we ensured that both are closely situated, share the same soil type, topographic position,

and altitude. Sites associated with institutions or enclosed areas were specifically chosen to reduce the impact of human activities and management practices, leveraging their controlled environments to limit heterogeneity.

For the six UGSs studied, a total of 43 tree species were observed (28 native species and 15 exotic species) (Figure S1). The specific richness and the relative abundance of native and exotic species vary greatly from one site to another: from 20 species (ZOO) to two species (POL) and from 75% of individuals being native species (CHL) to 0% of individuals being native species (POL) (table 3-1).

The soils at the ZOO (A2) and CHL (A3 and AG3) sites are classified as ferralsols derived from shale and are yellow or red, deep, sandy clayey to heavy clayey, well drained, and highly weathered. The soils at CJ (D6), derived from recent alluvium, very poorly to poorly drained, and light clayey to very clayey, are classified as Fluvisols. The soils at the SA (g), ARB (g), and POL (g) sites (figure 3-1 and table 3-1), derived from laterite, well drained, and clayey to heavily clayey, are classified as plinthosols (Van Ranst et al., 2010; WRB, 2022).

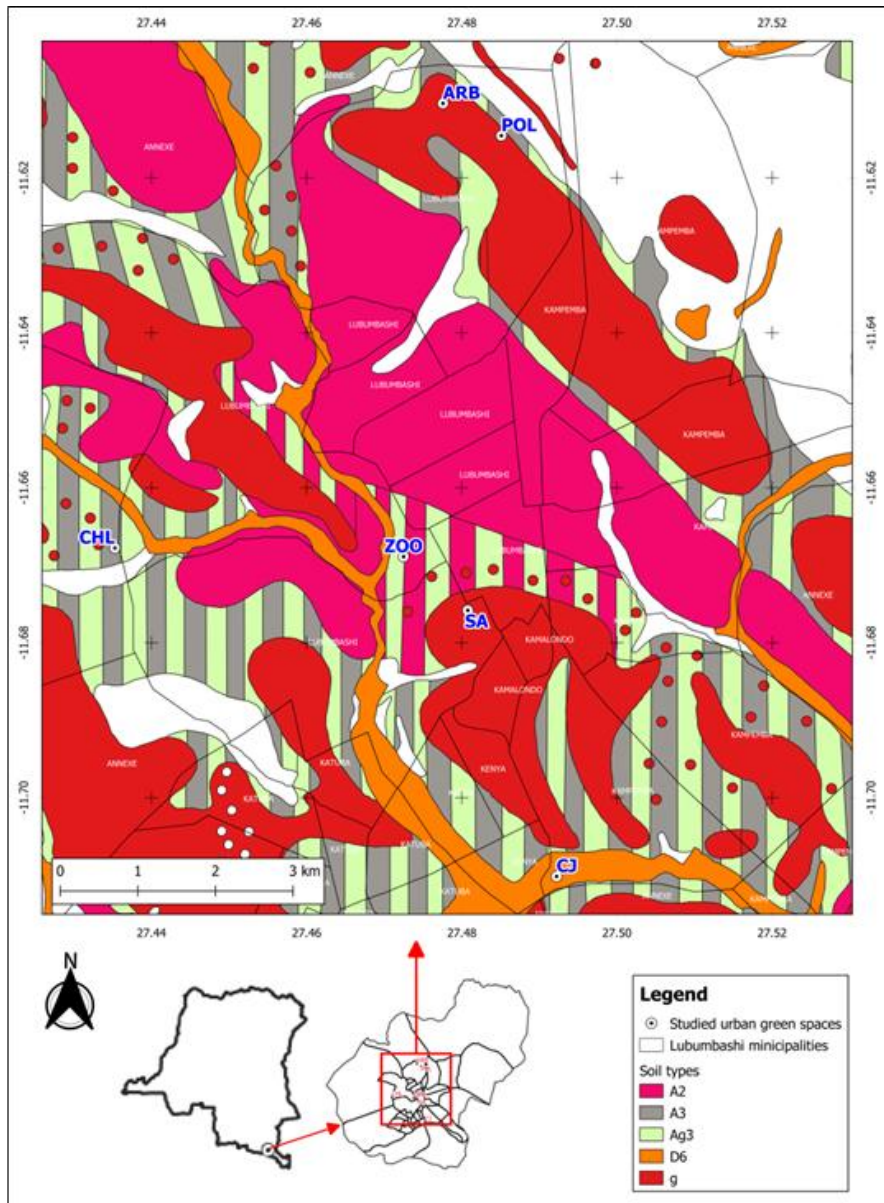


Figure 3-1 : Soil map of selected green spaces (based on the soil map of Sys & Schmitz, 1959; digitization and uniformization of the legend: Van Ranst et al., 2010). A2, A3, Ag3: Ferralsols; D6: Fluvisols, g: Plinthosols (WRB, 2022).

Table 3-1: General information on selected green spaces and soil classification (Van Ranst et al. 1999; WRB, 2022).

Site	ARB UGS1	CHL UGS2	CJ UGS3	POL UGS4	SA UGS5	ZOO UGS6
Soil type	g	A3 and Ag3	D6	G	g	A2
Long °, Lat °	27.47, -11.61	27.43, -11.66	27.49, -11.71	27.48, -11.61	27.48, -11.67	27.47, -11.66
Parent rocks	Laterite (gravelly substrate)	Shale	Recent alluvium and colluvium	Laterite (gravelly substrate)	Laterite (gravelly substrate)	Shale
WRB, 2022	Plinthosols	Ferralsols	Fluvisols	Plinthosols	Plinthosols	Ferralsols
Number of individual trees per site	65	43	61	66	66	68
% of individuals belonging to native species	67	75	18	0	62	52
% of individuals belonging to exotic species	33	25	82	100	38	48
Frequency of anthropogenic activities present at the study sites						
Regular pedestrian crossing	+	+	+	+	+	+

Chapitre 3. Vegetation degradation alters soil physicochemical properties and affects ecosystem services in green spaces

Site	ARB UGS1	CHL UGS2	CJ UGS3	POL UGS4	SA UGS5	ZOO UGS6
Building activities	+	++	++	++	++	++
Breeding	-	++	++	-	+	++
Regular collection of fallen leaves	-	-	-	-	-	+

Legend:

- +++: high
 - ++: medium
 - +: low
 - : absent
 - UGS: urban green space
-

3.2.3. Soil sampling and analysis

Soil sampling was carried out in May 2020 at the start of the dry season. At each study site, samples were collected from two different land cover types: bare soil (BS) and vegetated soil (VS). In this study, bare soil corresponded to areas of at least 100 m² occupied by a maximum of 3 scattered trees and less than 15% herbaceous cover. Vegetated soil corresponded to areas of at least 100 m² occupied by more than 3 trees and more than 95% herbaceous cover. In each green space, four 100 m² quadrats were delimited for each type of land cover. Four 5x5 m sampling areas were delimited in each 100 m² quadrat. In each 25 m² sampling area, a composite sample (0-30 cm deep, ~2.5 kg) was made from 4 randomly located subsamples (figure 3-2). A total of 192 composite samples were taken from the six sites. For soil physical analysis, the soil block broken by dropping was used to conduct a visual soil assessment (VSA) to evaluate structure. The indicators on the score card were identified in the soils using the comparative photographs of the field guide manual proposed by (Shepherd et al., 2000). We used the scores to characterize the soil structure (2 = good consistency, 1 = average consistency and 0 = poor consistency).

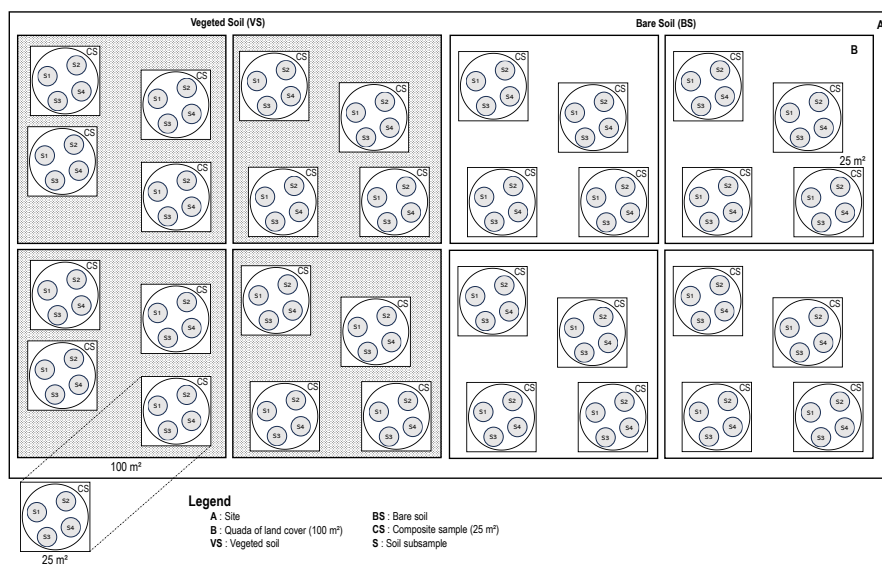


Figure 3-2 : Soil sampling strategy in six urban green spaces of Lubumbashi city.

The particle size analysis was carried out on soil samples dried in open air and sieved with 2 mm mesh. This was done after the destruction of calcium carbonate (CaCO_3) and elimination of organic matter with hydrogen peroxide (H_2O_2 30% vol) and peptization with sodium hexametaphosphate ($\text{Na}_6\text{O}_{18}\text{P}_6$ 5%). Different fractions were separated: fine sands ($> 50 \mu\text{m}$ and $\leq 200 \mu\text{m}$), silts ($> 2 \mu\text{m}$ and $\leq 20 \mu\text{m}$) and clays ($< 2 \mu\text{m}$). The fractions are expressed as a percentage of the fraction of the soil finer than 2 mm.

The texture was classified according to the FAO textural triangle, commonly used for tropical soils (Chapelle, 2018), based on the three fractions ($< 2 \mu\text{m}$; between $2 \mu\text{m}$ and $50 \mu\text{m}$; $> 50 \mu\text{m}$) and expressed as percentage mass. Soil bulk density was measured by the calibrated cylinder method (Alongo & Kombele, 2009). Soil samples were taken from the stratum 0-10 cm deep; the volume was estimated immediately on site, and the weight was assessed in the laboratory after drying and weighing.

Chemical analyses were performed on air-dried soil fractions ($< 2 \text{mm}$). The soil pH was measured potentiometrically in a 1:2.5 (W/V) suspension of H_2O , and the organic carbon content (OC, Walkley and Black method), total nitrogen (N, Kjeldahl method), available phosphorus (P, Bray 2 method), and CEC (1 M NH_4OAc at pH 7) were determined using the procedure outlined by Van Ranst et al. (1999). Copper (Cu), manganese (Mn) and potassium (K) levels were determined using an X-ray fluorescence analyser (Van Ranst et al., 1999).

3.2.4. *Statistical analyses*

The relationships between the different physical parameters on the one hand and chemical parameters on the other hand, according to land cover and site, were highlighted by principal component analysis (PCA) using the FactoMineR and Factoextra R packages. Then, two-way analysis of variance (ANOVA 2) was performed to compare the means of different variables among sites and land cover types. Before running ANOVA, the assumptions of normally distributed residuals and homogeneous variances were tested using Shapiro–Wilk and Levene’s tests. As all variables deviated from the ANOVA assumptions, we performed log-transformation. The analysis of variance revealed significant effects of the site X land cover interaction (Table S1), and the physical and chemical parameters were compared between vegetated soils and bare soils for each site individually by Student’s t test. All statistical analyses were performed using R software (R version 4.3.0), with a p value < 0.05 as the level of significance.

3.3. Results

3.3.1. *Texture and structure according to land cover and site*

Vegetated soils (VSs) and bare soils (BSs) were globally separated on the texture triangle despite variations between sites (figure 3-3). VSs were characterized by clayey silt, loam, and sandy clay loam textures, while BSs were characterized by sandy-loamy, silty-clayed-sandy and loamy textures. Visual soil assessment (VSA) of soil structure (fable 3-2) showed that BS was characterized by poor consistency (score 0) and VS was characterized by moderately good (score 1) to good (score 2) consistency.

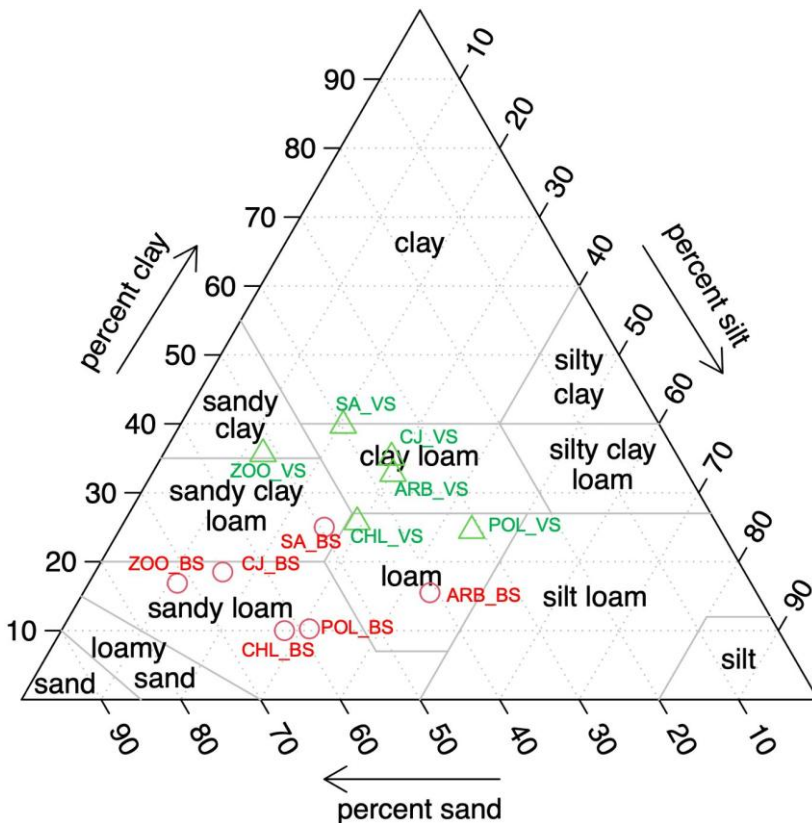


Figure 3-3 : Textural classification of soil for the studied green spaces (ARB, SA, ZOO, CHL, CJ, POL) according to land cover (VS: vegetated soil, green triangles; BS: bare soil, red circles).

Table 3-2 : Visual field assessment of soil structural quality scores (VSA) (Shepherd et al. 2000), model inspired by (Moncada et al. 2014) (N=192).

Site	ARB		CHL		CJ		POL		SA		ZOO	
Land cover	B	V	B	V	B	V	B	V	B	V	B	V
	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
Soil structure	0	2	0	1	0	2	0	1	0	2	0	2

(BS: bare soil, VS: vegetated soil, 2 = good consistency, 1 = average consistency and 0 = poor consistency)

3.3.2. Physical and chemical properties of soil according to land cover and site

The first two axes of the principal component analysis explained 83.3% of the variability (Axis 1 = 47.2%; Axis 2 = 36.1%) in physical properties among soil samples (Figure 2. 4a-b). The most important variable was land cover, with vegetated soil (VS) separated from bare soil (BS) along Axis 1, independent of site. VSs were characterized by a high clay and silt content. BSs were characterized by a high sand content (Figure 2. 4a). The second axis was correlated with SBD (soil bulk density) and separated soil samples from sites with high SBD (soil bulk density) (ZOO site, POL site) from those collected from sites with lower SBD (soil bulk density) (SA site), with samples from other sites displaying a more continuous separation along Axis 2.

The effect of vegetation on soil physical properties was assessed by mean comparisons between bare soil (BS) and vegetated soil (VS) at each site. The sand content was significantly higher in BS (range: 49.5% - 65.5%) than in VS (range: 31.2% - 39.7%) at all sites, with an average difference of 22%. The silt and clay contents were significantly higher in VS (silt range: 24.5% - 39.7%, clay range: 20.5% - 44.2%) than in BS (silt range: 10.0% - 35.1%, clay range: 16.0% - 31.0%) at all sites, except for ARB and SA for clay, with an average difference of 15.4% for silt and 6.1% for clay. Mean comparisons by site showed that SBD (soil bulk density) was significantly higher in BS (range: 1.11 g.cm⁻³ - 1.56 g. cm⁻³) than in VS (range: 0.95 g. cm⁻³ - 1.3 g. cm⁻³) at 4 of 6 sites, with an average difference of 9.3%. It was significantly lower in BS than in VS at one site (SA) and not significantly different between BS and VS at one site (POL) (table 3-3).

The first two axes of the principal component analysis of chemical properties explained 62.7% of the variability (Axis 1 = 41.0%, Axis 2 = 21.7%) in the chemical properties between the soil samples. VS samples were globally separated from BS samples but not strictly along a single dimension of the PCA (figure 3-4c-d). Axis 1 was positively correlated with measures of organic matter (OM, OC), mineralization (C/N) and the main nutrients (N, P_Av, K). Axis 1 tended to separate VS samples (positive coordinates on Axis 1) from BS samples (negative coordinates on Axis 2), except for two samples from ARB and three samples from SA. Axis 2 was strongly positively correlated with pH and CEC and negatively correlated with K. The VS samples (positive coordinates on Axis 2) were globally separated from the BS samples (negative coordinates on Axis 2).

Strong differences in chemical properties between VS and BS were assessed by mean comparisons between the two soil types at each site. Significant differences were found at all sites between VS and BS for pH (average difference: 12.1%) and CEC (average difference: 21%), with significantly lower pH in BS (range: 4.41-5.41) than in VS (range: 5.13-7.26) and significantly higher CEC in VS (range: 10.6 mol.kg⁻¹ - 44.25 mol.kg⁻¹) than in BS (range: 8.2 mol.kg⁻¹ to 22.7 mol.kg⁻¹) at all sites, except ARB. At all sites, significant differences were found between VS and BS for total OC (average difference: 42.4%) and C/N (average difference: 24.8%), with total OC being significantly lower in BS (range: 1.15% - 5.15%) than in VS (range: 2.4% - 11.7%), and the C/N ratio was also significantly lower in BS (range: 6.7-17.4) than in VS (range: 11.65-37.1) (table 3-3).

Significant differences were found for nutrients between the VS and BS at all sites (N average difference: 19.2%; P_Av average difference: 51.1%; K average difference: 5.8%), except for total N and K at ARB and SA. At all sites, the nutrient contents (N, P_Av, K) were lower in BS (N range: 0.16% - 0.3%; P_Av range: 0.47 mg.kg⁻¹ - 9.2 mg.kg⁻¹; K range: 137 mg.kg⁻¹ - 450 mg.kg⁻¹) than in VS (N range: 0.24% - 0.36%; P_Av range: 2.56 mg.kg⁻¹ - 38.78 mg.kg⁻¹; K range: 149 mg.kg⁻¹ - 691 mg.kg⁻¹) (table 3-3).

Statistically, the difference was not significant for total Mn and Cu between BS (Mn range: 148 mg.kg⁻¹ - 1228 mg.kg⁻¹; Cu range: 113 mg.kg⁻¹ - 8559 mg.kg⁻¹) and VS (Mn range: 154 mg.kg⁻¹ - 589 mg.kg⁻¹; Cu range: 99 mg.kg⁻¹ - 2615 mg.kg⁻¹). Total Cu was highly variable between sites (from 99±61 mg.kg⁻¹ in VS-CHL to 8559±151 mg.kg⁻¹ in BS-ZOO) (Table 2. 3).

Chapitre 3. Vegetation degradation alters soil physicochemical properties and affects ecosystem services in green spaces

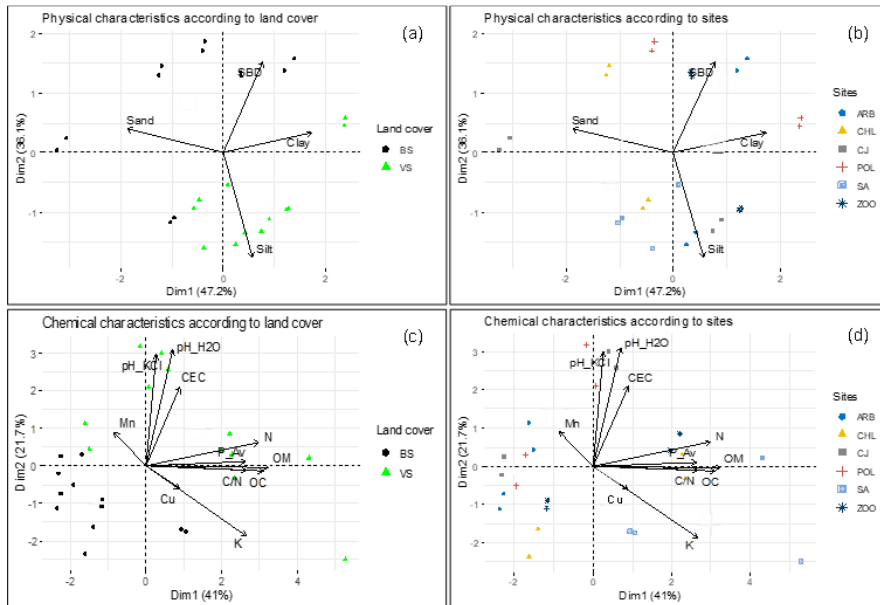


Figure 3-4 : Principal component analysis (PCA) of four soil physical characteristics and eleven soil chemical characteristics according to land cover (a and c) and site (b and d). The first dimension explains 47.2% of the variability in the data, whereas the second dimension explains 36.1% of the variability in soil physical characteristics according to land cover and site (a and b). For soil chemical characteristics according to land cover and site (c and d), the first dimension explains 41% of the variability, while the second dimension explains 21.7%. VS: vegetated soil, BS: bare soil, SBD: soil bulk density, OC: total OC, N: total N, C/N: C/N ratio, K: total K, P_{Av}: available P, Cu: total Cu, Mn: total Mn.

Evaluation des services écosystémiques de régulation rendus par EVU

Table 3-3 : Comparison of physical and chemical parameters according to land cover at each site (t test). Values with the same letter are not significantly different ($p < 0.05$). (N=192).

Site Land cover	ARB		CHL		CJ		POL		SA		ZOO		
	BS	VS	BS	VS	BS	VS	BS	VS	BS	VS	BS	VS	
SBD	g.cm ⁻³	1.44±0.0 2a	1.00±0.0 2b	1.34±0.0 2a	0.95±0.0 3b	1.11±0.0 2a	1.08±0.0 6b	1.42±0.0 2a	1.42±0.0 2a	0.94±0.0 2b	1.33±0.2 0a	1.56±0.0 2a	1.30±0.0 1b
Clay	%	43.50±0.0 58a	30.25±0.0 96b	28.00±4.0 32b	40.25±0.0 96a	16.00±1.0 41b	28.88±7.0 60a	31.00±0.0 82b	44.25±0.0 96a	25.50±0.0 58a	20.50±1.0 00b	21.12±1.0 11b	37.50±5.0 00a
Silt	%	15.50±1.0 00b	32.75±1.0 50a	10.00±0.0 00b	25.75±0.0 96a	18.50±1.0 29b	35.12±5.0 01a	10.25±0.0 5b	24.50±0.0 58a	25.00±0.0 82b	39.75±0.0 96a	16.88±1.0 25b	30.62±4.0 27a
Sand	%	41.00±0.0 82a	37.00±0.0 82b	62.00±4.0 32a	34.00±0.0 82b	65.50±0.0 58a	36.00±2.0 71b	58.75±0.0 96a	31.25±1.0 50b	49.50±1.0 29a	39.75±0.0 96b	62.00±1.0 47a	31.88±8.0 51b
pH		5.19±0.0 1b	6.63±0.2 9a	4.41±0.4 7b	5.38±0.1 6a	5.13±0.0 4b	7.18±0.0 1a	5.41±0.3 8b	7.26±0.4 4a	4.74±0.1 1b	5.93±0.9 7a	5.41±0.4 7b	6.38±0.1 6a
CEC	mol.kg ⁻¹	8.65±0.0 6a	5.85±0.0 6b	17.00±0.0 58b	39.20±0.0 35a	22.70±0.0 23b	32.35±0.0 64a	17.95±0.0 17b	44.25±0.0 29a	8.20±0.1 2b	10.60±0.0 12a	18.80±0.0 58b	40.75±0.0 87a
OM	%	2.00±0.0 0b	4.50±0.5 8a	2.50±0.5 8b	13.50±1.0 73a	2.50±0.5 8b	7.50±0.5 8a	2.50±0.5 8b	6.50±0.5 8a	7.50±0.5 8b	19.50±1.0 73a	2.50±0.5 8b	7.50±0.5 8a
OC	%	1.25±0.0 6b	2.40±0.1 2a	1.35±0.0 6b	4.25±0.0 6a	1.75±0.0 6b	4.40±0.3 5a	1.80±0.1 2b	3.55±0.0 6a	5.15±0.0 6b	11.70±0.0 58a	1.15±0.0 6b	4.15±0.0 6a
N	%	0.19±0.0 1a	0.17±0.0 1a	0.16±0.0 2b	0.36±0.0 2a	0.18±0.0 1b	0.29±0.0 1a	0.17±0.0 1b	0.24±0.0 1a	0.30±0.0 1a	0.32±0.0 1a	0.16±0.0 1b	0.36±0.0 1a
C/N		6.70±0.1 2b	14.55±1.0 21a	8.70±0.5 8b	11.95±0.0 75a	9.95±0.6 4b	15.40±1.0 5a	10.85±0.0 29b	15.10±0.0 12a	17.40±0.0 12b	37.10±1.0 15a	7.40±0.1 2b	11.65±0.0 06a
P_Av	mg.kg ⁻¹	0.47±0.0 4b	2.56±0.0 7a	9.25±0.7 5b	37.78±0.0 77a	3.70±0.2 3b	16.79±0.0 33a	2.17±0.0 1b	7.29±0.1 4a	20.65±0.0 64a	19.37±0.0 66a	9.01±0.1 2b	38.78±0.0 77a
K	mg.kg ⁻¹	161±1a	138±5b	426±17b	477±19a	137±3b	149±2a	177±2b	201±3a	450±17b	691±18a	427±17b	478±13a
Cu	mg.kg ⁻¹	166±1a	293±103a	175±34a	99±61a	113±26a	145±16a	113±39a	99±61a	2863±12 1a	2615±13 3a	8559±15 1a	5984±33 6a
Mn	mg.kg ⁻¹	282±2a	536±39a	148±84a	310±222a	1228±40a	589±21a	148±84a	355±275a	453±264a	154±75a	354±57a	490±27a

BS: bare soil, VS: vegetated soil, SBD: soil bulk density, OC: total OC, N: total N, C/N: C/N ratio, P_Av: available P, K: total K, Cu: total Cu, Mn: total Mn

3.4. Discussion

The conversion of vegetated areas of the studied green spaces into bare soil modified the physical soil structure. Vegetated soils, with lower bulk density (SBD) and higher silt and clay contents, were characterized by better soil physical properties than bare soils rich in sand. We also found that vegetated soils present higher levels of organic matter than bare soils. A high organic matter content is a good indicator of structural strength and resistance to compaction. It also improves aggregate stability (Jim, 1993; Lehmann & Stahr, 2007). Jim (1993, 1998) asserted that leaving soil unvegetated exerts a negative influence on physical characteristics desirable for the provision of ecosystem services (regulation of water quantity and quality, erosion control, floods, etc.). Water regulation, a very important ecosystem service in the urban environment, is closely linked to soil structure and texture (Chen et al., 2014). Clay plays an important role in soil water regulation (Tahirou et al., 2022). It consolidates soil aggregates and provides better resistance to water erosion. In a study on floods in the city of Lubumbashi, (Kalombo, 2021) emphasized that the impact of precipitation intensity on the environment (soil erosion, runoff, and flooding) is relative and depends on several factors (nature of the soil, anthropogenic influences) but more particularly on vegetation cover. However, based on the reference values of no anthropized tropical soils, the ranges of the bulk density found in this study for both bare soils and vegetated soils were higher than those in no anthropized tropical soils (0.7 g/cm³ to 1.2 g/cm³) (Obidike-Ugwu et al., 2023; Tomasella & Hodnett, 2004). Even the vegetated soils of the green spaces studied retained the characteristics of urban soils in terms of bulk density. Many studies have revealed high bulk densities in urban soils (Scharenbroch et al., 2005). Human activities similar to those observed in the studied green spaces (pedestrian traffic, paving of hard spaces, etc.) considerably modify urban soil, and these alterations distinguish urban soils from those of other systems (forests and savannahs) (Joimel et al., 2016).

Cation exchange capacity (CEC), organic matter (OM) and nutrient contents are indicators linked to the important ecosystem service of soil fertility maintenance. CEC indicates the capacity of the soil to store nutrients in the form of cations. Vegetated soils with a high CEC and a large quantity of organic matter promote ecosystem services related to nutrient cycling (Blanchart et al., 2017). A high organic matter content is a good indicator of soil fertility (Jim, 1993; Lehmann and Stahr, 2007). The cation exchange capacity (CEC), organic matter (OM), and overall nutrient contents (N, available P, K) were lower in bare soils than in vegetated soils. Globally, the destruction of vegetation had an impact on the fertility of soils at the studied

sites. Our results corroborate those of (Andriamaniraka, 2016; Feller et al., 1994), who asserted that following deforestation, soils become very easily erodible and poor in nutrients, especially ferralitic soils. These ferralitic soils are generally acidic with varying degrees of fertility; however, when bare, they are very susceptible to erosion and degradation. Owusu-Bennoah et al. (2000) added that in tropical soils, litter reduction involves decreased organic matter recycling, decreased pH, and decreased N, K and CEC. This feature leads to phosphorus fixation problems. In our study, the pH was approximately 1.2–1.3 times higher in vegetated soils (VSs) than in bare soils (BSs). Deforestation of urban green spaces acidifies soils to the point of promoting very low pH values. Compared to vegetated urban soils, bare soils (BSs) are more exposed to urban waste, which could explain their high acidity (Joimel, Cortet, C. C. Jolivet, et al., 2016).

The results of the study by Soumaré et al. (2003) on the physico-chemical parameters of the tropical soils of Mali showed less K at the sites where the soils were exposed to leaching than at the sites where the soils were protected by vegetation.

However, based on the classes of references made by Bassole et al. (2023) for tropical soils, the studied soils presented globally high values of fertility indicators. According to the interpretation of Bassole et al., (2023) for the CEC values found in tropical soils, the average values found in bare soil fall within the high-CEC value range (15 mol.kg⁻¹ to 20 mol.kg⁻¹), while the values for vegetated soil fall within the very-high-CEC value range (> 20 mol.kg⁻¹). The estimated concentrations of N and K in both bare and vegetated soils of the studied green space should be considered very high (bare soils: N = 0.16%, vegetated soils: N = 0.3%, reference high value: > 0.14%; bare soils: K = 269 mg.kg⁻¹, vegetated soils: K = 331 mg.kg⁻¹, reference high value: > 200 mg.kg⁻¹). In contrast, available P (P_{Av}) concentrations should be considered low in bare soils (bare soil: 4.5 mg.kg⁻¹, reference low value < 5 mg.kg⁻¹) but high in vegetated soils (vegetated soils: 20.5 mg.kg⁻¹, reference high value: [20 mg.kg⁻¹ - 30 mg.kg⁻¹]). The high concentrations of N and K in bare soils and vegetated soils could be explained by the anthropogenic activities present at our sites (market gardening and livestock farming) but also by the runoff of rainwater that can transport the elements from vegetated soils to bare soils and vice versa.

Mineralization was also affected by vegetation degradation at the studied sites, with a lower C/N ratio in bare soils than in vegetated soils. The C/N ratio is an indicator of the level of degradation of organic matter. It is commonly accepted that the higher the C/N ratio of organic matter is, the slower it decomposes in the soil and the more stable the humus obtained. C/N ratios greater than 12 in urban soils, as found in vegetated soil in our study, indicate slow decomposition of organic matter and stable humus (Assandri et al., 2020)

and may optimize regulating and supporting ecosystem services (water cycle, biogeochemical cycles, primary production, and self-maintenance services) (Walter et al., 2015).

Copper pollution is a major problem in Katanga, a region of intense mining activity. In urban soils of green spaces in Lubumbashi, land cover (VS, BS) had no significant effect on copper (Cu) concentrations. In the Katanga Copperbelt region, even undisturbed areas such as forests can have soils with significantly more Cu than ecosystems subject to direct human activity such as croplands (Mpinda et al., 2021). In the Katanga Copperbelt in general and in the Lubumbashi region in particular, mining activities have probably modified the natural metal content of the soil, making comparisons with international or regional reference values inappropriate for environmental studies (Mpinda et al., 2021). The highest content observed at ZOO could be explained by its exposure to smoke pollution from the GECAMINES chimney; indeed, the presence of bare soil at ZOO in Lubumbashi would be due not only to the clearing occurring there but also to the effects of the smoke from the GECAMINES chimney on the vegetation. According to Vranken (2010), the geographer Chapelier mentioned the effect of smoke on the vegetation in Elisabethville in the 1950s. Downstream of the plant, the high concentration of Cu at the ZOO site may also result from the site being crossed by the Lubumbashi River. The waste, dumped directly into the Lubumbashi River, heavily polluted it (Vranken, 2010).

3.5. Conclusions and outlook

Our study demonstrated that the destruction of vegetation has a negative impact on the soil physical and chemical qualities of green spaces in a tropical city. Despite the variability in soil properties among sites, there was clear differentiation between vegetated and bare soils. Our results demonstrated that vegetation degradation in the green space of a tropical city alters physical and chemical soil quality, even if both bare and vegetated soils retain the characteristics of urban soil. The destruction of vegetation, giving way to bare soils, particularly affects the structure of the soil and chemical properties, and can affect ecosystem services of prime importance in urban contexts, such as water regulation. The bare soils of Lubumbashi should be revegetated to restore all their physical and chemical qualities in order to optimize ecosystem services.

3.6. Transition vers les chapitres suivants

Les résultats de ce chapitre montrent que la dégradation de la couverture végétale dans les espaces verts urbains de Lubumbashi entraîne une altération significative des propriétés physiques et chimiques des sols, compromettant leur capacité à assurer des services écosystémiques essentiels, notamment la régulation hydrique et la fertilité. Cette dégradation des sols s'accompagne d'une simplification du milieu édaphique, susceptible d'affecter non seulement le fonctionnement biologique des sols, mais également les interactions sol-végétation-atmosphère en milieu urbain tropical.

Dans ce contexte, la qualité des sols et le maintien de la végétation conditionnent directement l'abondance et la diversité de la macrofaune du sol, dont le rôle est déterminant dans la structuration du sol, le recyclage de la matière organique et le fonctionnement biogéochimique des écosystèmes urbains. Le chapitre suivant s'attache ainsi à analyser la réponse de la macrofaune aux perturbations anthropiques observés dans les espaces verts de Lubumbashi (la déforestation).

Par ailleurs, la dégradation conjointe des sols et de la couverture végétale peut également favoriser la remise en suspension des particules fines et limiter les capacités de rétention et de filtration de la végétation, contribuant à la dégradation de la qualité de l'air. Cette dynamique justifie l'analyse, développée dans les chapitres suivants, de l'influence des espaces verts sur les concentrations de PM_{2,5} et PM₁₀, puis de l'exposition réelle des populations urbaines le long des axes routiers et au sein des espaces verts de la ville.

Chapitre 4

Évaluation de l'abondance et de la diversité de la macrofaune du sol dans les espaces verts urbains à Lubumbashi (Haut Katanga, R.D. Congo)

Ce chapitre est publié en ligne

Mashagiro Grace, Q., Mujinya Bazirake, B., Rivière, L., & Mahy, G., 2024. Évaluation de l'abondance et de la diversité de la macrofaune du sol dans les espaces verts urbains à Lubumbashi (Haut Katanga, RD Congo). *Tropicultura*, 42.

URL : <https://popups.uliege.be/2295-8010/index.php?id=2496>

Les résultats présentés dans le chapitre précédent ont mis en évidence l'impact marqué de la dégradation de la couverture végétale sur les propriétés physico-chimiques des sols des espaces verts urbains de Lubumbashi, notamment en termes de structure, de fertilité et de capacité à fournir des services écosystémiques essentiels. Or, ces propriétés constituent des déterminants majeurs du fonctionnement biologique des sols. En particulier, la disponibilité en matière organique, la structure du sol et les conditions physico-chimiques influencent directement l'abondance, la diversité et la composition des communautés de la macrofaune du sol. Dans cette continuité, ce chapitre est consacré à l'évaluation de l'abondance et de la diversité de la macrofaune dans les espaces verts urbains de Lubumbashi, en analysant l'effet du niveau de végétalisation des sols afin de mieux comprendre les interactions entre couverture végétale, qualité des sols et fonctionnement écologique en milieu urbain tropical.

Résumé

La conservation et l'équilibre des nombreux écosystèmes terrestres sont partiellement liés aux fonctions et services écosystémiques des organismes du sol. Cette étude vise à évaluer l'abondance et la diversité de la macrofaune du sol (MFS) dans les espaces verts urbains (EVU) de la ville de Lubumbashi (RDC). Six EVU ont été sélectionnés et chacun a été subdivisé en deux occupations du sol dont sol végétalisé (SV) et sol nu (SN). Pour chaque occupation du sol, 4 points d'échantillonnage ont été sélectionnés aléatoirement. Des monolithes de type TSBF (Tropical Soil Biology and Fertility), ont été creusés afin de collecter la MFS par tri manuel. Les résultats révèlent 8 genres de fourmis, 5 de vers de terre et 4 de termites. Sur l'ensemble des sites, les termites constituent le groupe taxonomique le plus abondant. Dans l'ensemble des sites, le SV présente une abondance totale de la MFS plus élevée que le SN. Les résultats de la diversité de la MFS montrent qu'il existe, dans chaque groupe taxonomique, un genre capable de s'adapter aux milieux perturbés, notamment sur le SN dans le milieu urbain. Il s'agit du genre *Eisenia* pour les vers de terre, *Messor* pour les fourmis et *Cubitermes* pour les termites.

Mots-clés : monolithes, termites, fourmis, vers de terre, sol nu, sol végétalisé.

Abstract

Assessment of the abundance and diversity of soil macrofauna in urban green spaces in Lubumbashi (Haut-Katanga, D.R. Congo)

The conservation and balance of the many terrestrial ecosystems are partly linked to the ecosystem functions and services of soil organisms. This study aims to assess the abundance and diversity of soil macrofauna (SMF) in urban green spaces (UGS) in the city of Lubumbashi. Six UGS were selected, and each was subdivided into two land uses including vegetated soil (VS) and bare soil (BS). For each land cover, 4 sampling points were randomly selected. TSBF (Tropical Soil Biology and Fertility)-type monoliths were dug to collect the SMF by manual sorting. The results reveal 8 genera of ants, 5 of earthworms and 4 of termites. Across all sites, termites are the most abundant taxonomic group. Across all sites, VS has a higher total SMF abundance than BS. The results of the diversity of the SMF show that there is, in each taxonomic group, a genus capable of adapting to disturbed environments, on

the BS in the urban environment. These are the genus *Eisenia* for earthworms, *Messor* for ants and *Cubitermes* for termites.

Keywords: monoliths, termites, ants, earthworms, bare soil, vegetated soil.

4.1. Introduction

Les sols forment une interface active essentielle au bon fonctionnement des écosystèmes terrestres, et constituent un support et lieu de vie pour de très nombreuses espèces. Ils assurent la production des ressources alimentaires de presque tous les êtres vivants et contribuent à la qualité de l'eau et de l'air par leurs fonctions de régulation (Ferreira et al., 2018). Cependant, la dégradation des sols s'accélère, et ils sont de plus en plus convoités et soumis à d'importants conflits d'usage, alors qu'ils constituent un patrimoine non renouvelable à l'échelle de la vie humaine (Mougin & others, 2017). Dans son interaction avec le sol, la végétation joue un rôle essentiel au sein des écosystèmes terrestres puisqu'elle constitue 99% de la biomasse (Garnier et al., 2013 cités par Joimel, 2015). En effet, les propriétés de l'écosystème dépendent fortement de la biodiversité en termes de caractéristiques fonctionnelles des organismes qui y sont présents, de leur distribution et abondance dans l'espace et le temps. (Hooper et al., 2005). La faune du sol, qui inclut tous les habitants temporaires et permanents du sol, est considérée comme étant la troisième frontière biotique après les canopées des forêts tropicales (Wolters, 2001 cités par Joimel, 2015). Elle représente un quart de la diversité taxonomique globale (Decaëns et al., 2006).

Parmi les organismes vivants, la macrofaune du sol joue un rôle majeur dans les écosystèmes naturels. Elle assure de nombreuses fonctions (cycle de carbone, infiltration de l'eau, agrégation) en influençant directement ou indirectement les processus du sol (Huhta, 2007 cités par Joimel, 2015). Les études récentes montrent ainsi l'importance de la macrofaune du sol dans les processus du sol en milieux naturels et urbains (relation entre les vers de terre et l'agrégation) (Pey et al., 2013). La macrofaune du sol contribue ainsi à la fourniture des services écosystémiques et présente un fort intérêt pour la conservation (Decaëns et al., 2006).

Les espaces verts sont déterminants pour la provision des services écosystémiques en milieux urbains. Ces derniers en ville remplissent une fonction essentielle de conservation et de promotion de la biodiversité. Cette fonction est d'autant plus fondamentale que les villes sont par nature défavorables au développement d'une faune et d'une flore à la fois denses et diversifiées (Guilland et al., 2018). Les espaces verts, à la fois refuges pour de nombreuses espèces animales et réserves végétales, constituent des réserves de biodiversité urbaine (McKinney, 2008).

Malgré cela, le fonctionnement des villes perturbe au quotidien la vie de la faune et de la flore des espaces verts urbains (McKinney, 2008). Ainsi, les propriétés des sols sont en effet impactées par le tassement, caractéristique des environnements urbains. Le tassement affecte fortement le microclimat du sol, la disponibilité en eau et l'activité des microorganismes (Tresch, 2019). Ces modifications mènent alors à des altérations des fonctions écosystémiques et des cycles biogéochimiques dans les environnements urbains (Ferreira et al., 2018). Cependant, les différents types d'organisations urbaines et leurs contextes affectent les sols de façons différentes. Plusieurs études montrent que l'urbanisation influence la nature du sol à travers les perturbations directes, les changements de disponibilité des ressources et l'altération des conditions physicochimiques (Tresch, 2019).

Bien que l'accumulation des connaissances sur la biodiversité des sols ait connu une croissance exponentielle depuis les années 2000, les travaux se sont jusqu'à présent concentrés sur les milieux naturels ou agricoles (De Kimpe & Morel, 2000 cités par Guillard et al., 2018) et les sols urbains ont fait l'objet de moins d'investigations (environ 1% des travaux sur les sols concernent les sols urbains, enquête WOS octobre 2017) (Guillard et al., 2018). Il en résulte un manque de connaissances du patrimoine biologique présent dans les sols urbains (Guillard et al., 2018) et de son rôle dans les fonctions d'intérêts pour le retour de la nature en ville et l'amélioration de la qualité de vie des citoyens (fertilité physique et biologique, dégradation des polluants, atténuation de changement climatique par le stockage de carbone) (Pataki et al., 2011 ; Morel et al., 2015 cités par Guillard et al., 2018), en particulier dans les villes tropicales. Face à l'urbanisation rapide à laquelle font face les villes d'Afrique, combler le manque de connaissances pour la conservation de la biodiversité des sols urbains et de ses services écosystémiques est urgent pour résoudre les problèmes complexes liés à l'environnement (Anderson et al., 2013).

En Afrique tropicale, les organismes du sol comprennent principalement les termites, les vers de terre et les fourmis (Chotte et al., 2001). En raison de l'impact de leur activité sur les caractéristiques du milieu, ces organismes sont aussi appelés les ingénieurs de l'écosystème (Chotte et al., 2001). Ainsi, cette étude a porté une attention particulière sur ces trois groupes taxonomiques.

Cette étude a pour objectif d'évaluer l'impact de la dégradation de la végétation sur l'abondance et la composition de la macrofaune du sol dans les espaces verts urbains de Lubumbashi. A cette fin nous comparons la macrofaune d'espaces végétalisés (strate herbacée et strate arborée) et non végétalisés au sein de six espaces verts de la ville. Trois questions ont été posées : (1) la présence de végétation est-elle un facteur influençant l'abondance de la macrofaune du sol ? (2) la composition taxonomique de la macrofaune varie-t-elle selon le degré de végétalisation des sols des espaces

verts ? (3) quel est le groupe taxonomique dominant dans les espaces verts urbains de Lubumbashi ?

Trois hypothèses en cohérence avec les trois questions posées ont été émises : (1) La destruction de la végétation pourrait diminuer l'abondance de la macrofaune du sol, car la végétation fournit un habitat et des ressources alimentaires essentielles pour ces organismes. (2) La composition taxonomique de la macrofaune pourrait varier selon le degré de végétalisation des sols des espaces verts, car différentes espèces ont des préférences écologiques spécifiques liées à la couverture végétale. (3) Les termites pourraient être le groupe taxonomique le plus dominant sur l'ensemble des sites et leur abondance pourrait être plus élevée dans les zones végétalisées que dans les sols nus, parce que la végétation fournit des matériaux organiques nécessaires à leur alimentation et à la construction de leurs nids.

4.2. Matériels et Méthodes

4.2.1. Sites d'étude

Cette étude a été conduite dans la ville de Lubumbashi, province du Haut-Katanga, Sud-Est de la République démocratique du Congo. La ville bénéficie d'un climat tropical sec (type Cw du système de classification de Köppen) (Malaisse, 2010), caractérisée par une alternance d'une saison pluvieuse (Novembre à Mars) et une saison sèche (Mai à septembre) avec octobre et avril comme périodes de transition. La pluviométrie annuelle avoisine 1270 mm avec une saison de pluie de 118 jours et une température moyenne annuelle d'environ 20°C. Le taux d'humidité moyenne de 62 % avec un niveau d'humidité minimum moyenne de 52 % en saison sèche et un maximum de 80 % durant la saison pluvieuse (Mpundu et al., 2013 cités par Useni et al., 2014). La population de Lubumbashi a été estimée à plus de 2 millions d'habitants en 2016 (UNDESA, 2016). Les sols de Lubumbashi sont dominés par le groupe de référence des Ferralsols (Mujinya et al., 2011 ; Ngongo et al., 2009).

La ville de Lubumbashi a longtemps négligé la préservation des espaces verts au profit de l'extension rapide et incontrôlée du bâti. Il en résulte une érosion de la biodiversité causée par l'étalement urbain et la densification du bâti (Useni et al., 2018). Les forêts de reboisement d'eucalyptus et d'acacia sont destinées à compenser les pertes de végétation naturelle. Elles constituent une autre caractéristique du couvert végétal ligneux urbain (Useni et al., 2018).

Les limites de la ville ont été utilisées pour circonscrire la zone d'étude (Useni et al., 2019b) et l'identification des espaces verts a été faite à partir de Google Earth. Six espaces verts attachés aux institutions ou fermés, où au moins un tiers de la superficie totale est couverte par les arbres et arbustes, ont été sélectionnés, dont : le Jardin zoologique de Lubumbashi (ZOO), Safina-Salama (SA), Polytechnique/UNILU (POL), Cité des Jeunes (CJ), le Cercle hippique de Lubumbashi (CHL) et Arboretum/FSA/UNILU (ARB) (figure 4-1). La description des activités anthropiques présents dans les sites a été faite pour discriminer les sites d'études.



Figure 4-1 : Localisation des espaces verts étudiés au sein de la ville de Lubumbashi.

L'échantillonnage des sols et de la macrofaune du sol a été réalisé au mois de mai 2020 (échantillonnage complet en début de la saison sèche). Les spécimens de la macrofaune du sol ont été échantillonnés suivant la méthode dite Tropical Soil Biology and Fertility adaptée pour les régions tropicales (TSBF ; Anderson & Ingram, 1993 ; Swift & Bignell, 2001 cités par Bignell, 2009). Dans chaque site d'étude, quatre monolithes de sols (25x25cm, profondeur 30 cm) ont été prélevés dans deux différents types d'occupation de sols : sol nu (SN) et sol végétalisé (SV). Dans le cadre de cette étude, ont été considéré comme sol nu, des zones de 100m² occupées par un maximum de 3 individus d'arbres dispersés et moins de 15% d'herbacées et, comme sol

végétalisé, des zones de 100m² occupées par plus de 3 individus d'arbres et plus de 95% d'herbacées. Dans chaque zone de 100m², délimitant l'occupation de sol, 4 quadras de 25 m² ont été délimités au sein desquels 4 monolithes de sols (25x25cm, profondeur 30 cm) ont été prélevés (figure 4-2). Au total., 48 monolithes de sol ont été prélevés dans 6 espaces verts. Par ailleurs, à chaque point d'échantillonnage de la macrofaune, un échantillon de sol a été prélevé (à 30 cm de profondeur) avec une tarière et soigneusement conservé dans un sachet en polyéthylène pour l'analyse de la matière organique du sol (MOS).

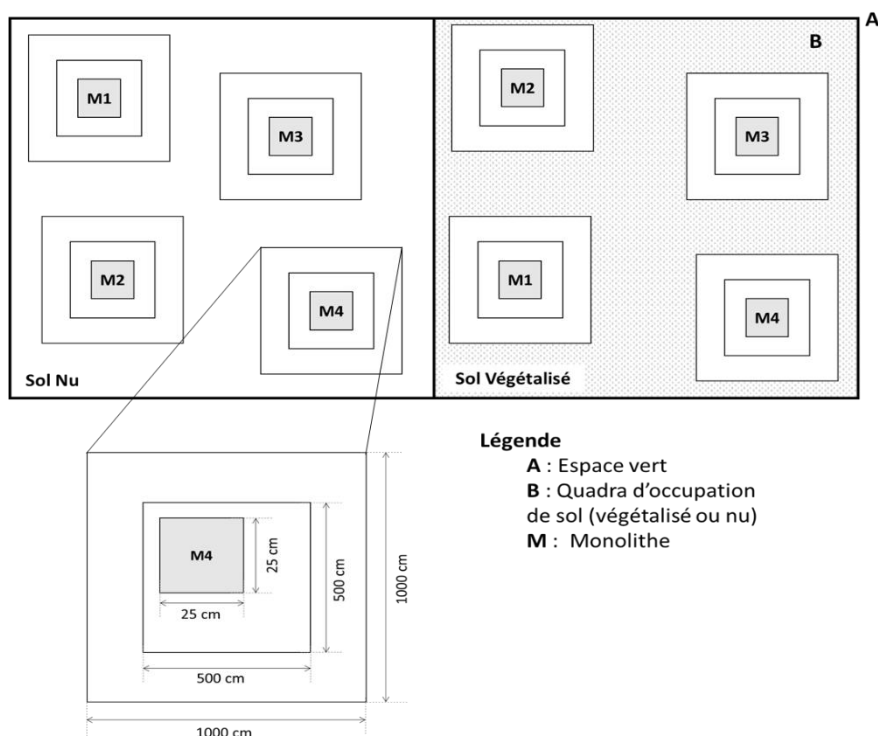


Figure 4-2 : Dispositif d'échantillonnage conduit dans six espaces verts urbains de Lubumbashi pour le prélèvement des monolithes des sols dans les sols végétalisés et les sols nus.

Après prélèvement, chaque monolithe de sol a été tamisé à l'aide d'un tamis de 5 mm de maille et trié manuellement. Les trois groupes de macrofaune les plus importants (vers de terre, termites, fourmis) ont été conservés dans des bocaux hermétiques de 50 ml étiquetés et contenant respectivement une

solution de formol à 4% pour les vers de terre et une solution d'éthanol à 75% pour les termites et fourmis (Zirbes et al., 2009).

L'identification et classification de la macrofaune a été effectuée à l'aide d'une loupe binoculaire (BRESEER, Reseacher ICD) à la Faculté des Sciences Agronomiques de l'UNILU. Les vers de terre ont été identifiés en utilisant la clé développée par l'Observatoire participatif des vers de terre (OPVT, 2014), les termites ont été identifiés en utilisant la clé de *Bouillon & Mathot (1965)*, les fourmis ont été identifiées en utilisant les clés de *Passera & Aaron (2005)*. Pour chaque échantillon, l'abondance (nombre) de la macrofaune a été déterminée par comptage manuel.

Un inventaire floristique a été réalisé dans des quadrats de 100 m² centrés sur chaque prélèvement de monolithe sol (4 relevés par occupation du sol par site). Dans chaque quadrat de 100m² la liste des espèces d'arbres présents et le nombre de pieds par espèce a été déterminé (figure 3. 3).

4.2.2. *Analyses statistiques*

L'abondance moyenne de la macrofaune (nombre d'individus par mètre carré) a été comparée entre sites et modalités de végétalisation du sol par une ANOVA à 2 facteurs croisés pour l'abondance totale de la macrofaune et pour l'abondance des trois groupes taxonomiques individuellement (termites, vers de terre, fourmis). L'analyse de la variance ayant révélé des effets significatifs de l'interaction site X végétalisation du sol sur l'abondance totale de la MFS et celles des trois principaux groupes taxonomiques étudiés ($P < 0.001$ pour tous les cas), les abondances moyennes ont été comparées entre sols végétalisés et sols nus pour chaque site individuellement grâce à un test-t de student, la question principale de la recherche portant sur l'effet de la végétation sur la macrofaune. L'effet de la concentration en matière organique des sols sur l'abondance totale de la macrofaune a été testé par une régression linéaire pour tous les monolithes confondus et pour les sols végétalisés et sols nus. La variation de composition taxonomique de la macrofaune entre sites et modalités de sol a été caractérisée par une PCoA.

4.3. Résultats

4.3.1. *Flore des espaces verts étudiés*

Sur l'ensemble des six EVU étudiés, un total de 43 espèces d'arbres a été observé, réparties en 28 espèces natives et 15 espèces exotiques. La richesse spécifique et l'abondance relatives des espèces natives et exotiques varient

fortement d'un site à l'autre : de 20 espèces (ZOO) à deux espèces (POL), de 75% d'individus d'espèces natives (CHL) à 0% d'individus d'espèces natives (POL) (figure 4-3).

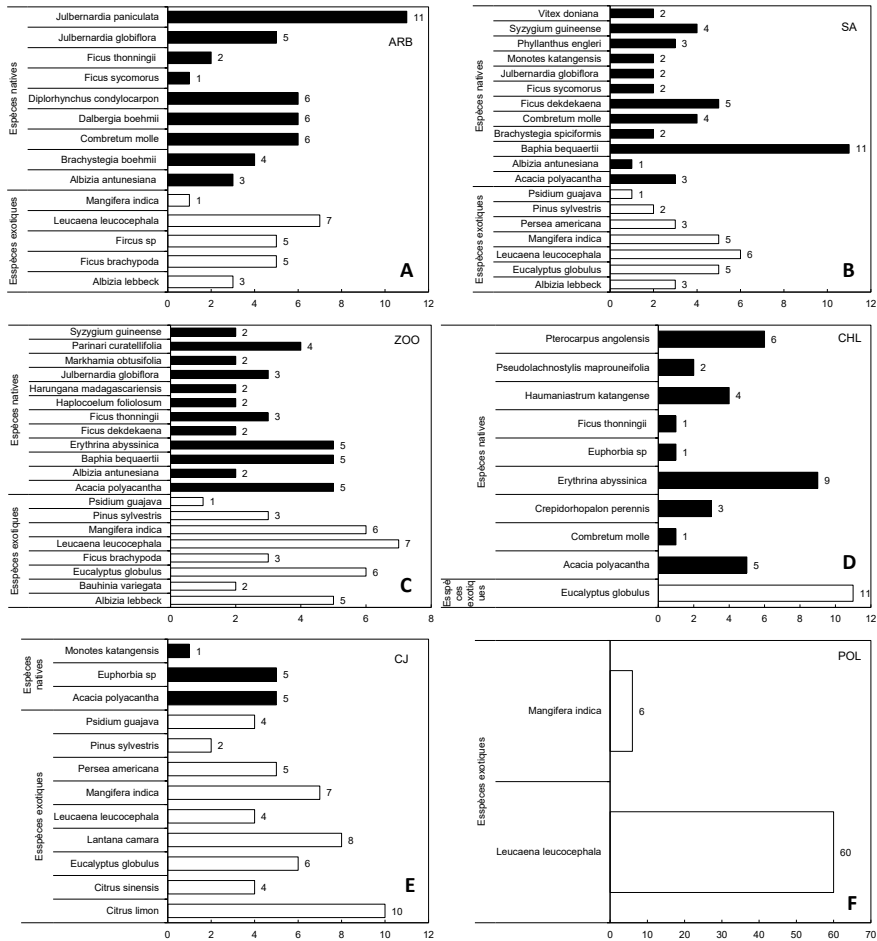


Figure 4-3 : Abondance (nombre d'individus) des espèces végétales natives et exotiques dans les différents espaces verts étudiés.

4.3.2. Abondance de la macrofaune

L'abondance totale de la macrofaune et l'abondance des groupes taxonomiques étudiés (vers de terre, termites et fourmis) varient fortement d'un site à l'autre et entre sol végétalisé et sol nu au sein des sites (figure 4-4). Au sein de chaque site, l'abondance totale moyenne de la macrofaune est

significativement plus élevée dans le sol végétalisé que dans le sol nu ; ($p < 0.01$ à SA et ($p = 0,04$) à ARB, les sols végétalisés renferment 88% de MFS (soit respectivement 10992 ± 3190 et 5552 ± 5747 individus/m²), ($p < 0.01$) au ZOO et ($p = 0,01$) à POL, les sols végétalisés renferment 95% de MFS (soit respectivement 1264 ± 1267 et soit 3504 ± 1969 individus/m²). La proportion de l'abondance de la MFS représentée par les sols végétalisés varie de 100% (site CHL) à 76,7% (site CJ).

Au niveau des groupes taxonomiques individuels, le nombre de sites où des différences d'abondance sont détectées entre sols végétalisés et non végétalisés varie entre groupes. Dans tous les cas, lorsqu'une différence significative est détectée, l'abondance du groupe taxonomique est supérieure dans les sols végétalisés que dans les sols nus.

L'abondance moyenne des vers de terre est significativement supérieure dans le sol végétalisé que dans le sol nu dans deux sites : CHL ($p = 0,01$) et CJ ($p < 0,01$). Dans les deux sites, les SV renfermaient 100% de l'abondance des vers de terre (figure 3. 4B), soit respectivement, 360 ± 379 et 200 ± 28 individus/m² pour CHL et CJ.

L'abondance moyenne des termites est significativement supérieure dans le sol végétalisé que dans le sol nu dans 5 EVU : ARB ($p = 0,01$), SA ($p < 0,01$), CHL ($p = 0,01$), CJ ($p = 0,01$), POL ($p < 0,01$). Sur l'ensemble de ces sites, les sols végétalisés représentent de 94.8% des termites (ARB) à 100% des termites (CH, CJ) avec des abondances variant de 64 ± 37 individus/m² (CJ) à 7304 ± 767 individus/m² (SA). L'abondance moyenne des fourmis est significativement supérieure dans sol végétalisé que dans sol nu dans 5 EVU : SA ($p = 0,04$), ZOO ($p = 0,05$), CHL ($p < 0,01$), CJ ($p = 0,05$) et POL ($p = 0,01$). Sur l'ensemble de ces sites, les sols végétalisés représentent de 72.4% (SA) à 100% (CHL) des fourmis avec des abondances variant de 48 ± 37 (CJ) à 3632 ± 3418 individus/m² (SA).

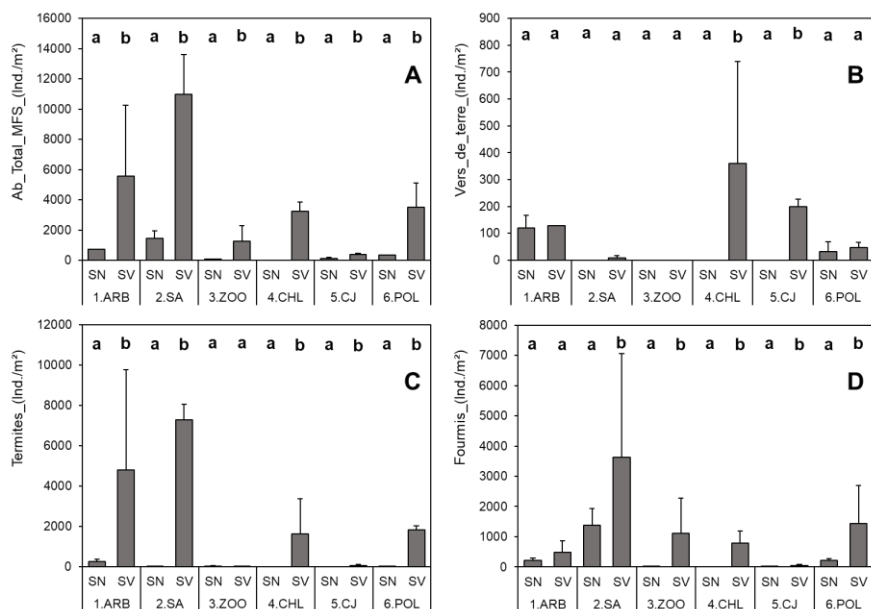


Figure 4-4 : Effet de l'occupation du sol (test-t de student par site) sur l'abondance totale de la MFS, celle des vers de terre, termites et celle des fourmis dans les espaces verts étudiés. Les abondances moyennes sont comparées par site.

4.3.3. Effet de la concentration en matière organique des sols sur l'abondance totale de la macrofaune

La teneur en matière organique (MO) des sols varie de 2% à 25%. La teneur en MO est toujours supérieure dans le sol végétalisé que dans le sol nu quel que soit le site. Toutefois l'ordre de grandeur de cette différence varie fortement d'un site à l'autre (minimum : 2%, ARB, sol végétalisé : 4% MO, sol nu : 2% MO ; maximum : 25%, CHL, sol végétalisé : 25%, sol nu 4%). La teneur en MO influence très significativement l'abondance totale de la macrofaune que ce soit 1) sur l'ensemble des sols toutes occupations confondues ($r^2 : 0,55$ $p < 0,001$), 2) dans les sols végétalisés ($r^2 : 0,64$, $p < 0,00$), et 3) et dans les sols nus ($R^2 : 0,38$, $p = 0,01$) (Figure 4-5).

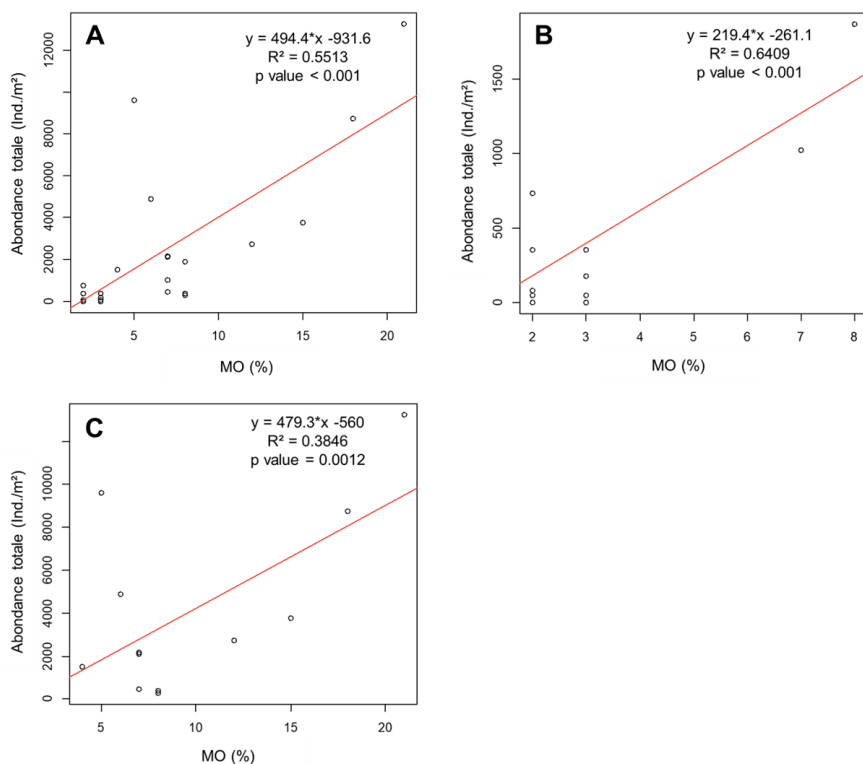


Figure 4-5 : Evolution de l'abondance totale de la MFS en relation avec la teneur matière organique (MO) dans les EVU étudiés. A : régression linéaire entre l'abondance totale de la MFS et la teneur en MO dans le EVU sur tous les sites et toutes les occupations de sols ; B : régression linéaire entre l'abondance totale de la MFS et la teneur en MO dans le EVU sur les sols nus de tous les sites ; C : régression linéaire entre l'abondance totale de la MFS et la teneur en MO dans le EVU sur les sols végétalisés de tous les sites.

4.3.4. *Composition taxonomique de la macrofaune*

Au total., 17 genres de macrofaune ont été identifiés dont 8 genres de fourmis, 5 genres de vers de terre et 4 genres de termites (Tableau 4-1). La diversité générique varie de 0 (CHLSN) à 7 (ARB-SV) en fonction des occupations de sol au sein des sites. Dans tous les sites, la diversité générique est inférieure dans le sol nu que dans le sol végétalisé (différences de 1 à 4 genres).

Tableau 4-1 : Liste des genres (et espèces) identifiés dans les espaces verts CHL : Cercle Hippique de Lubumbashi, CJ : Cité des Jeunes, ARB : Arboretum de la FSA, POL : Faculté de Polytechnique, SA : Complexe Safina-Salama, ZOO : jardin Zoologique de Lubumbashi, SN : Sol Nu, SV : Sol Végétalisé.

Espèce	CHL		CJ		ARB		POL		SA		ZOO	
	SN	SV	SN	SV	SN	SV	SN	SV	SN	SV	SN	SV
Vers de terre												
<i>Lumbricus sp.</i>		X	X		X	X		X		X		
<i>Eisenia sp.</i>					X							
<i>Apporectodea sp.</i>						X						
<i>Bimastos sp.</i>							X					
<i>Dendroboena sp.</i>				X								
Termites												
<i>Odontermes sp.</i>						X	X			X		
<i>Macrotermes sp.</i>		X		X				X	X		X	X
<i>Pseudancanthotermes sp.</i>						X						
<i>Cubitermes sp.</i>					X							
Fourmis												
<i>Camponotus sp.</i> (<i>Camponotus pennsylvanicum</i>)		X		X	X		X		X			X
<i>Tetramorium sp.</i> (<i>Tetramorium caespitum</i>)										X		
<i>Messor sp.</i> (<i>M. capitatis</i> , <i>M. hodnii</i>)					X							

Chapitre 4. Abondance et diversité de la macrofaune du sol dans les EVU

Espèce	CHL		CJ		ARB		POL		SA		ZOO	
	SN	SV	SN	SV	SN	SV	SN	SV	SN	SV	SN	SV
<i>Crematogaster sp.</i> (<i>Crematogaster scutellaris</i>)		X		X		X	X	X				X
<i>Ponera sp.</i> (<i>Ponera coarctata</i>)						X						
<i>Monomorium sp.</i> (<i>Monomorium propodeum</i>)			X	X		X	X	X	X	X		X
<i>Aphoenogaster sp.</i> (<i>Aphoenogaster subterranea</i>)								X				
<i>Myrmecina sp.</i> (<i>Myrmecina graminicol</i>)								X				
Richesse générique	0	4	2	5	5	7	5	6	3	4	2	4

Sur l'ensemble des sites, les termites constituent le groupe taxonomique le plus important (61% de la population totale de la MFS), alors que les vers de terre sont les moins représentés (3% de la population totale de la MFS).

L'abondance relative des différents groupes taxonomiques de macrofaune varie fortement d'un site à l'autre avec 3 sites dominés par les termites (ARB, SA, CHL), un site dominé par les fourmis (ZOO), un site dominé par les vers de terre (CJ) et un site avec une codominance des fourmis et termites (POL). De même, au sein des sites, des différences importantes d'abondance relative des différents groupes taxonomiques de macrofaune sont observées entre sol végétalisé et le sol nu, à l'exception de POL (figure 4-6).

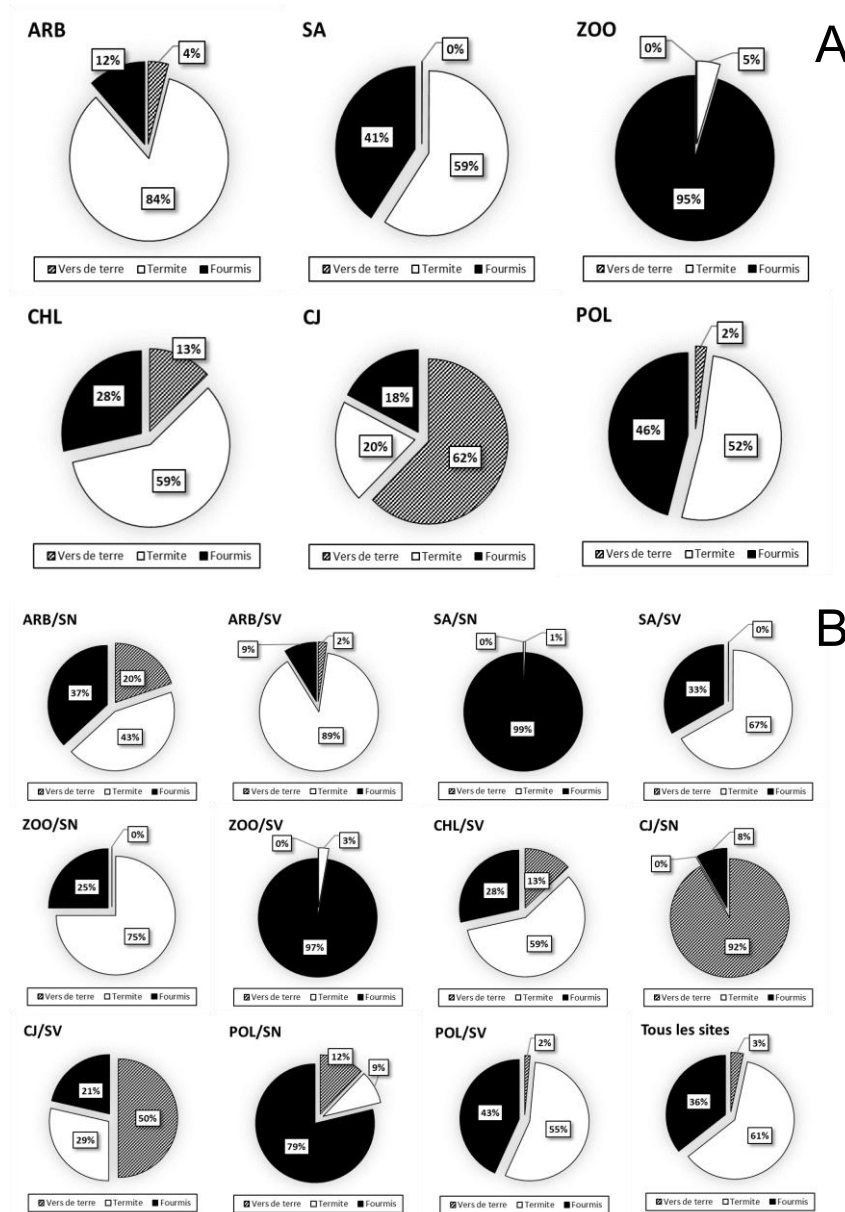


Figure 4-6 : **(A)** Pourcentage de différents groupes taxonomiques (vers de terre, termites et fourmis) dans l'abondance totale de la MFS et **(B)** Pourcentage de différents groupes taxonomiques (vers de terre, termites et fourmis) dans l'abondance totale de la MFS suivant l'occupation du sol (SN : sol nu ; SV : sol végétalisé) au sein des différents EVU étudiés.

4.3.5. Variation de composition taxonomique de la macrofaune entre sites et modalités de sol

Les axes 1 et 2 de PCoA (figure 4-7) basés sur la composition taxonomique de la MFS (au niveau genre et espèces) sur les deux occupations des sols (SN et SV) expliquent 65.5% de la variation globale (PCoA1 = 43.4%, PCoA2 = 22.1%) (figure 3. 7). La répartition des occupations du sol des différents sites dans le plan factoriel montre un patron complexe dont on peut dégager une tendance principale. Les occupations de sol nus sont toutes positionnées le long des coordonnées positives de l'axe 1, alors que la majorité des occupations de sol végétalisées sont positionnées le long des coordonnées négatives de l'axe 1. Cette distribution suggère une distinction générale de la composition taxonomique de la macrofaune entre sols végétalisés et non végétalisés, distinction confirmée par le positionnement différencié des centroïdes de distribution des zones de sols végétalisés et non végétalisés le long de l'axe 1. Cette différenciation de composition taxonomique n'est toutefois pas généralisée à l'ensemble des situations. En effet les sols végétalisés de CJ et ARB sont rassemblés avec les occupations de sols nus de ZOO et POL (pour CJ végétalisé) et de CJ et CHL (pour ARB végétalisé). En outre, les sols non végétalisés se distinguent en deux groupes le long de l'axe 2 de la PcoA : POL et ZOO (coordonnées positive de l'axe 2) et CJ et CHL (coordonnées négatives de l'axe 2). SA du sol non végétalisé se rassemble avec POL du sol végétalisé (coordonnées positives de l'axe 1 et négative de l'axe 2). Les occupations de sol végétalisées qui présentent une faune différente des sols non végétalisés (coordonnées négatives de l'axe 1) sont caractérisées par les taxons suivants : *Camponotus pennsylvanicum*, *Crematogaster scutellaris*, *Macrotermes* sp., *Lumbricus* sp., *Tetramorium caespitum*, *Monomorium propodeum*, *Odontermes* sp. Les occupations du sol non végétalisés sont caractérisées par les taxons suivants : *Eisenia* sp., *Bimastos* sp., *Cubitermes* sp., *Messor* sp. et *Aphoenogaster* sp. (Coordonnées positives de l'axe 1).

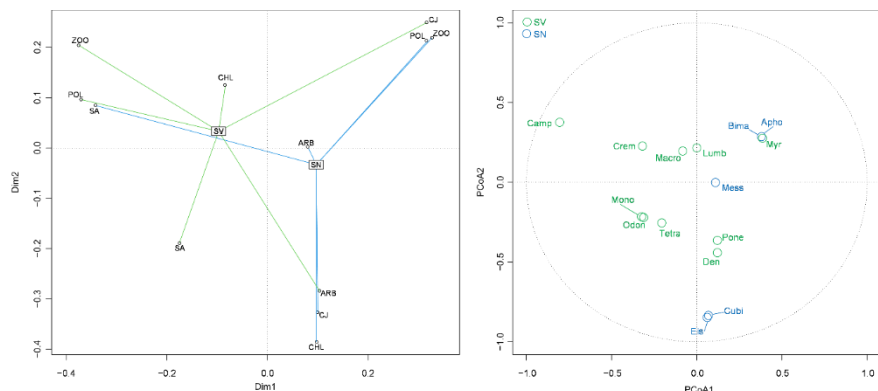


Figure 4-7 : PCoA basé sur la composition spécifique de la MFS : **A**) Les ordispiders regroupent les espaces verts urbains (**ARB** : Arboretum de la Faculté des Science Agronomiques, **SA** : Complexe Safina-Salama, **ZOO** : jardin Zoologique de Lubumbashi, **CHL** : Cercle Hippique de Lubumbashi, **CJ** : Cité des Jeunes, **POL** : Faculté de Polytechnique) suivant l'occupation des sols (**SN** : Sol Nu, **SV** : Sol Végétalisé). **B**) Cercle de corrélation des espèces de la MFS (corrélation > 0,10 en valeur absolue avec l'un des deux axes de la PCoA): **Camp** : *Camponotus pennsylvanicum*, **Crem** : *Crematogaster scutellaris*, **Macro** : *Macrotermes sp.*, **Lumb** : *Lumbricus sp.*; **Bima** : *Bimastos sp.*, **Apho** : *Aphoenogaster subterranean*, **Myr** : *Myrmecina graminicola*; **Dan** : *Dandroboena sp.*, **Cubi** : *Cubitermes sp.*, **Pone** : *Ponera coarctata*, **Eise** : *Eisenia sp.*; **Tetra** : *Tetramorium caespitum*, **Mono** : *Monomorium propodeum*, **Odon** : *Odontermes sp.*.

4.4. Discussion

La macrofaune du sol dans les espaces verts étudiés est dominée par le groupe de termites en termes d'abondance. Généralement, les termites sont très nombreux, en forêt comme en savane tropicales. Ils participent activement à la disparition des litières végétales (Bachelier, 1973), ce qui peut expliquer leur abondance élevée dans les sols des espaces verts de Lubumbashi dont une partie est constituée de reliquats de la forêt claire.

Cette étude démontre que l'abondance totale de la macrofaune du sol est influencée par le niveau de végétalisation des sols des espaces verts de la ville de Lubumbashi. L'abondance totale de la macrofaune du sol dans l'ensemble des sites étudiés est plus élevée dans les sols végétalisés que dans les sols nus. Les études antérieures des communautés de macrofaune du sol ont déjà démontré que les changements du couvert végétal influencent profondément

la macrofaune, aussi bien en milieux tropicaux qu'en milieux tempérés (Goldsbrough et al., 2003).

Cette étude prouve également que la composition taxonomique de la macrofaune du sol varie selon la composition floristique au sein des espaces verts de la ville de Lubumbashi. Cette variation se retrouve aussi bien lorsque l'on considère l'importance relative des trois groupes de macrofaune étudiés, que lorsque l'on examine la variation de la composition au niveau taxonomique du genre. A l'exception d'un site, la composition en genres de la macrofaune des sols végétalisés se différencie des sols non végétalisés par une série de genre qui leur sont liés *Lumbricus sp.* et *Dendroboena sp.* pour le vers de terre ; *Macrotermes sp.*, et *Odonthotermes sp.* Pour les termites ; *Camponotus sp.*, *Myrmecina sp.*, *Tetramorium sp.* et *Crematogaster sp.* pour les fourmis. Pour chaque groupe taxonomique, il existe au moins un genre (ou espèce au sein du genre) capable de se développer dans les milieux perturbés notamment le sol nu dans le milieu urbain. Il s'agit d'*Eisenia sp.*, pour les vers de terre. Les vers de terre du genre *Eisenia* avec son espèce *Eisenia hortensis*, qui est une espèce appartenant au groupe des épigés, participe à la décomposition des déchets organiques tels que : les épluchures des fruits et légumes, les résidus de repas cuits et crus, le marc de café, les sachets de thé (dans la mesure où ceux-ci ne sont pas en plastique, ni en nylon, ni en polypropylène). Ils se nourrissent également des déchets carboniques tels que : le papier, le carton, sciure, le coquille de l'œuf. Ainsi, il est logique de trouver ce genre sur le sol nu en milieu urbain où les déchets ménagers sont abondants (Rodriguez-Campos et al., 2014). En ce qui concerne les fourmis, le genre *Messor sp* a été retrouvé dans les sols nus. Ces résultats corroborent ceux de Barech, (2020) qui a retrouvé ce genre dans le sol à texture sableuse, moyennement salé et pauvre en matière organique. Les fourmis du genre *Messor* sont pourvues d'un psammophile, qui est un caractère morphologique d'adaptation à la texture sablonneuse souvent rencontré chez certaines fourmis désertiques comme chez *Messor arenarius* et *Messor caviceps* (Barech et al., 2020). Les termites du genre *Cubitermes sp* a été retrouvé sur les sols nus. Ceci pourrait s'expliquer par le fait qu'il y a des espèces capables de construire des nids et les autres non. Et donc, c'est possible de le trouver sur les sols nus à la recherche de la matière organique à la surface du sol (Eggleton, 2000).

Globalement, la quantité de matière organique dans le sol influence l'abondance totale de la macrofaune dans les sites étudiés. Plusieurs auteurs montrent qu'il existe des relations privilégiées entre la litière et la faune du sol (Loranger et al., 2002). L'influence de la matière organique est confirmée en mésocosmes, il a été démontré que l'espèce de plante fournissant une grande quantité de litières influençait positivement le développement de la faune du sol (Frouz et al., 2007)

Outre l'effet général du niveau de végétalisation sur la macrofaune, de grandes variations sont aussi observées entre les sites étudiés. Il apparaît également que l'abondance et la composition de la macrofaune varient fortement d'un site à l'autre. Des conditions spécifiques aux sites peuvent influencer l'effet du couvert végétal sur la macrofaune en relation aux besoins écologique des différents groupes taxonomiques. Un facteur exerçant une influence à la fois sur l'abondance et la composition de la macrofaune est la diversité et la composition de la végétation, dont la proportion d'espèces végétales natives/exotiques (Mathieu, 2004). De telles relations ne sont pas mises en évidence avec la caractérisation de la végétation sur les espaces verts de Lubumbashi. Les abondances globales de Macrofaune les plus élevées sont observées dans deux sites présentant une richesse en espèces arborée élevée (ARB : 14 espèces et SA :19 espèces) et un mélange d'espèces natives et exotiques (%individus d'arbres natifs : ARB : 63%, SA : 62%), alors que le site ZOO qui présente également la plus haute richesse spécifique d'arbres (20 espèces) et un mélange native exotique (52% d'arbres natifs) présente une abondance globale de la macrofaune parmi les plus faible. Le même patron est observé pour l'abondance des termites. L'abondance des fourmis ne présente aucun patron lié à la richesse ou à l'indigénat de la flore arborée.

La forte variation des abondances de la macrofaune du sol d'un site à l'autre, ainsi que la forte variation de la différence d'abondance entre sol végétalisé ou nu selon les sites, devraient être mises en relation avec les besoins écologiques des groupes taxonomiques étudiés et un ensemble d'autres caractéristiques écologiques des sites. La majorité des espèces de fourmis possède la particularité d'habiter dans des nids, ce qui les rapprochent des plantes (López et al., 1994). Afin de nidifier par exemple, les fourmis ont besoin de conditions du sol ou d'abris assez spécifique, ainsi que des ressources alimentaires particulières dans leur environnement (Wu et al., 2010). En plus d'une atmosphère humide, les termites ont besoin de matériaux fins de type argileux pour l'édification de certaines parties de leurs termitières (Bachelier,1973). Leur abondance dépend aussi souvent de l'importance des débris végétaux (Bachelier, 1973). Ainsi il serait utile, à l'avenir, de caractériser des éléments tels que la présence de micro-habitats, comme les souches d'arbre ou les cailloux, la structure de la végétation, la profondeur de sol, ou l'humidité (Goldsbrough et al., 2003) afin de mieux comprendre les patrons complexes d'abondance et de composition observés dans les espaces verts de la ville de Lubumbashi.

4.5. Conclusion

Dans cette étude, nous avons montré que la présence des espaces verts urbains contribue à l'amélioration de la qualité biologique du sol. Spécifiquement, la présence de la végétation améliore la fertilité du sol et favorise le développement de la macrofaune. Par contre, la conversion des espaces verts en sol nu conduit à une réduction drastique de l'abondance et la diversité de la macrofaune ainsi que la perte de la fertilité du sol.

La diversité végétale au sein des espaces et le mode de leur gestion sont des facteurs importants qui influencent la dynamique de la macrofaune au sein des espaces verts. Nous avons trouvé des indications qu'une grande diversité végétale et surtout une dominance des espèces végétales caractéristiques de la forêt claire de Miombo favoriseraient le développement de la macrofaune à cause de leur apport important en litière.

Les différents groupes taxonomiques de la macrofaune diffèrent quant à la leur capacité à proliférer dans le sol nu en comparaison avec le sol végétalisé. Nous avons trouvé que les termites sont les plus abondants alors que les vers terre sont les moins abondants. L'abondance de la macrofaune est fortement corrélée à la matière organique.

Au regard de nos résultats, les espaces verts urbains de Lubumbashi devraient être préservés et réhabilités vu différents services écosystémiques qu'ils peuvent rendre notamment l'amélioration des conditions édaphiques à travers les activités de la macrofaune (termites, fourmis, vers, etc.).

Chapitre 5

**Influence des espaces verts
urbains arborés sur la
concentration en particules
solides PM10 et PM2,5 dans
l'air à Lubumbashi (RD
Congo) : Implications
potentielles pour les
services écosystémiques de
régulation**

Les résultats de ce chapitre montrent que les espaces verts urbains de Lubumbashi contribuent à une réduction relative des concentrations de PM_{2,5} et PM₁₀, bien que cet effet demeure fortement contraint par la saisonnalité et les apports continus de particules d'origine anthropique. Cette efficacité limitée souligne que le service écosystémique de régulation de la qualité de l'air dépend étroitement du fonctionnement écologique global des espaces verts. L'analyse des composantes pédologiques et biologiques évalué dans les chapitres précédents apparaît dès lors indispensable pour appréhender de manière intégrée le rôle des espaces verts dans l'amélioration de l'environnement urbain.

Résumé

La pollution atmosphérique, caractérisée par l'augmentation de substances chimiques, physiques ou biologiques dans l'air, modifie l'état de l'atmosphère et affecte les organismes vivants. À Lubumbashi, les particules fines (PM_{2,5} et PM₁₀) représentent un enjeu majeur en milieu urbain. Cette étude a évalué l'influence des espaces verts arborés sur l'atténuation des concentrations de PM_{2,5} et PM₁₀ en suivant la trajectoire dominante du vent. Huit micro-capteurs ont été installés le long de deux trajectoires de vent : à l'entrée et à la sortie du vent dans des zones dépourvues de végétation, et deux capteurs à l'intérieur des espaces verts traversés par le vent. Les résultats montrent une forte variabilité des concentrations selon la saison, l'heure de la journée et la couverture du sol. Les concentrations sont généralement plus élevées dans les zones dépourvues de végétation. Cependant, les différences entre l'entrée et la sortie du vent restent faibles, suggérant que l'effet filtrant de la végétation est largement compensé par les apports continus de particules liés au trafic et aux sols nus. La dynamique diurne et saisonnière révèle des pics de concentration entre 6h et 19h et des valeurs plus importantes pendant la saison sèche. Ces observations indiquent que les espaces verts arborés contribuent à réduire localement la pollution particulaire, mais leur efficacité dépend fortement de la proximité des sources de pollution et des conditions climatiques.

Mots clés : PM_{2,5}, PM₁₀, espaces verts, espaces non végétalisés

Abstract

Air pollution, characterized by the increase of chemical, physical, or biological substances in the atmosphere, alters atmospheric conditions and affects living organisms. In Lubumbashi, fine particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀) represents a major urban health concern. This study evaluated the influence of tree-covered urban green spaces on the attenuation of PM_{2.5} and PM₁₀ concentrations along the dominant wind trajectory. Eight micro-sensors were installed along two wind trajectories: at the windward (upwind) and leeward (downwind) positions in non-vegetated areas, and two sensors within the green spaces crossed by the wind. Results revealed strong variability in particulate concentrations depending on the season, time of day, and land cover. Concentrations were generally higher in non-vegetated areas, yet differences between upwind and downwind positions remained small, suggesting that the filtering effect of vegetation is largely offset by continuous

particle inputs from traffic and bare soils. Diurnal and seasonal dynamics showed peak concentrations between 6 a.m. and 7 p.m., with higher levels during the dry season. These findings indicate that tree-covered urban green spaces can locally reduce particulate pollution, but their effectiveness is strongly influenced by proximity to pollution sources and climatic conditions.

Keywords: PM2.5, PM10, green spaces, non-vegetated areas

5.1. Introduction

Les estimations montrent que la charge de morbidité imputable à la pollution atmosphérique est désormais comparable à celle d'autres risques sanitaires majeurs à l'échelle mondiale, tels que les régimes alimentaires déséquilibrés et le tabagisme (OMS, 2021). La pollution atmosphérique est une modification des caractéristiques atmosphériques due à une augmentation des quantités de substances présentes dans l'air au-dessus de la normale. Elle est provoquée par des facteurs physiques, chimiques et biologiques qui altèrent l'état de l'atmosphère. Ces changements affectent les organismes vivants et l'environnement (Putra et al., 2024). Les particules sont généralement classées en quatre catégories selon leur diamètre aérodynamique, et leurs effets sur la santé varient selon leur taille. Les PM10 sont l'un des principaux polluants qui affectent la qualité de l'air et nuisent à la santé humaine par les voies respiratoires (Qiu et al., 2018). Les PM2,5, plus fines, sont encore plus nocives, s'enrichissent plus facilement en substances toxiques et peuvent pénétrer dans les alvéoles et la circulation sanguine, provoquant diverses maladies systémiques humaines (Qiu et al., 2018). Malgré des améliorations significatives de la qualité de l'air, le bilan mondial, en termes de décès et d'années de vie en bonne santé perdues, n'a guère diminué depuis les années 1990. Si la qualité de l'air s'est nettement améliorée dans les pays à revenu élevé au cours de cette période, elle s'est généralement détériorée dans les pays à revenu faible et intermédiaire, reflétant l'urbanisation massive et le développement économique (OMS, 2021 ; Zghaid et al., 2009)

En effet, dans les pays à revenu faible et intermédiaire, les décès prématurés provoqués par la pollution de l'air ont augmenté de 36% entre 1990 et 2013 (Lachkar, 2014). Les problèmes respiratoires suivent la croissance des villes, dont la population augmente de 20% tous les cinq ans (Lachkar, 2014). Ainsi, le seuil des PM10 et PM2.5, particules dangereuses pour le système respiratoire est dans les villes africaines sondées largement supérieur aux recommandations de l'OMS qui étaient respectivement de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne journalière et de 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne par an

en 2005 (Rainfray, 2015) et qui sont passés à 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne journalière et 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne par an depuis 2021 (OMS, 2021).

Plusieurs recherches proposent des solutions pour améliorer la qualité de l'air, notamment en augmentant la végétation dans les villes (Baldauf, 2020 ; Diener & Mudu, 2021 ; Gallagher et al., 2015 ; Janhäll, 2015 ; Muhammad et al., 2019 ; Nowak et al., 2018). En effet, la végétation arborée et les espaces verts ont montré des effets réducteurs sur les concentrations de polluants atmosphériques, en agissant comme des filtres naturels, captant et fixant divers polluants présents dans l'air (figure 4-1). Ils piègent notamment les particules fines (PM). Ils absorbent également le dioxyde de carbone et d'autres polluants comme l'ozone et le plomb, provenant notamment des activités industrielles et du trafic automobile (Gherib et al., 2016 ; Janhäll, 2015 ; Liu & Shen, 2014 ; Muhammad et al., 2019 ; Nacima & Mebirouk, 2004 ; Nowak et al., 2006, 2014 ; Beckett et al., 2000)

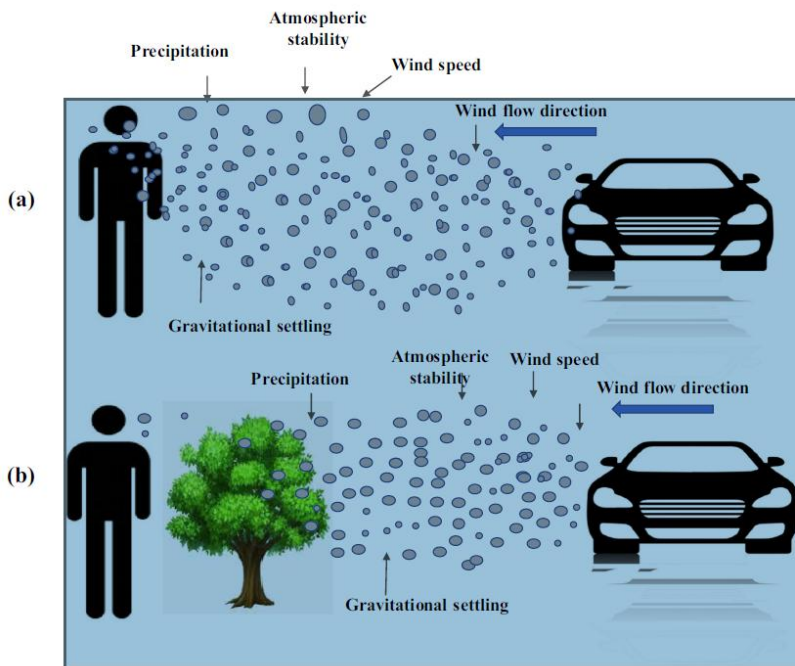


Figure 5-1 : Facteurs influençant la dispersion des polluants sur route ouverte à partir des véhicules : a) les polluants atteignent directement l'homme en l'absence de végétation, b) La végétation agit comme une barrière contre la dispersion des polluants (Singh et al., 2023).

Toutefois, l'efficacité des espaces verts pour réduire les particules est influencée par les conditions climatiques et le contexte urbain. Par exemple, dans les villes à forte densité de population et aux climats plus chauds, les niveaux de particules sont plus élevés, ce qui indique la nécessité de couvrir davantage d'espaces verts pour obtenir des réductions significatives (Islam et al., 2024). En effet, un seuil minimum de 27 % de couverture d'espaces verts a été suggéré pour réduire de manière significative les niveaux de PM₁₀ et PM_{2,5}. Bien que les espaces végétalisés soient efficaces pour réduire les niveaux de particules, l'impact peut varier considérablement en fonction de facteurs environnementaux et des caractéristiques spécifiques des espaces verts (Islam et al., 2024 ; Wu et al., 2024). Ainsi, la concentration de particules est influencée par des facteurs tels que la localisation, le temps, la vitesse du vent, la température et l'humidité. Par exemple, la concentration de particules augmente avec la vitesse du vent et l'humidité, mais diminue avec la température (Ma et al., 2021 ; Sun et al., 2024). Quant à la structure de la végétation, certaines études ont montré que la réduction des particules en suspension dans l'air était supérieure pour les espaces verts composés d'une structure composite que pour les espaces verts isolés (Qiu et al., 2018). Néanmoins, les zones non végétalisées présentent des concentrations de particules plus élevées, ce qui souligne l'importance d'une planification urbaine stratégique visant à intégrer des espaces verts pour améliorer la qualité de l'air des villes tropicales (Junior et al., 2022 ; Sun et al., 2024 ; Wu et al., 2024).

Pourtant, dans les villes tropicales, Le développement urbain a entraîné des changements dans l'utilisation des sols (Useni, 2019), les espaces verts ont été remplacés par des surfaces sous-jacentes imperméables, et la capacité des surfaces sous-jacentes urbaines à absorber les PM atmosphériques a été réduite, entraînant une augmentation de la pollution atmosphérique. Ainsi, les niveaux de PM atmosphériques sont directement ou indirectement affectés par les changements dans l'utilisation des sols urbains (Sun et al., 2024 ; Wise & Comrie, 2005 ; Wu et al., 2024). De plus, la densité de population est positivement corrélée à la pollution de l'air, notamment les concentrations de particules fines (PM_{2,5} et PM₁₀). Cette relation s'explique par l'intensification des activités anthropiques dans les zones densément peuplées, telles que les émissions provenant des véhicules, des industries, et des activités domestiques (Han & Sun, 2019 ; Liu et al., 2018).

En effet, l'urbanisation rapide de Lubumbashi a eu un impact significatif sur les parcs publics, entraînant un déclin des espaces verts et de leurs fonctions écologiques. Au cours des dernières décennies, l'expansion urbaine a entraîné la fragmentation et la dégradation de ces zones, qui sont cruciales pour la durabilité environnementale et le bien-être des communautés (Useni et al., 2017a ; Useni et al., 2018). De 1989 à 2014, la superficie des espaces verts à

Lubumbashi a diminué en raison de l'étalement urbain, les zones bâties augmentant au détriment des parcs (Useni et al., 2017a). L'étude de Useni et al., 2018, indique que toutes les municipalités ont connu une régression en matière d'espaces verts, soulignant le besoin urgent de politiques de gestion durable visant à améliorer la performance des services écosystémiques dans les parcs publics face aux défis de la croissance urbaine (Useni et al., 2018).

C'est dans cet optique que nous avons mené cette étude portant sur l'influence des espaces verts urbains arborés (parcs publics) sur la diminution de la concentration de PM_{2,5} et PM₁₀ en comparaison avec les espaces sans végétation. Afin d'évaluer les services écosystémiques de régulation de la pollution de l'air rendus par les parcs publics. Pour réaliser cette étude 4 objectifs spécifiques ont été poursuivis. Il s'agit de : (1) évaluer la concentration des polluants PM_{2,5} et PM₁₀ sur une trajectoire allant d'un espace sans végétation à l'entrée du vent vers un espace sans végétation à la sortie du vent en passant par un espace vert, (2) comparer les concentrations de PM_{2,5} et PM₁₀ selon les saisons dans chaque site, (3) Détecter le mois le plus pollué de la saison sèche et de la saison des pluies, (4) déterminer la période du jour la plus polluée en PM_{2,5} et PM₁₀.

5.2. Matériels et méthodes

5.2.1. *Milieu*

Avant la réalisation de ce travail, une prospection sur plusieurs espaces verts dans la ville de Lubumbashi, province du Haut-Katanga, au sud-est de la République démocratique du Congo a été réalisée. La ville est caractérisée par un climat tropical sec (type Cw de la classification de Köppen) et une alternance d'une saison des pluies (novembre à mars) et d'une saison sèche (mai à septembre) avec octobre et avril comme périodes de transition. La pluviométrie moyenne annuelle étant d'environ 1270mm. La température moyenne annuelle de 20°C avec une humidité relative annuelle de 60%. Le vent dominant souffle de l'Sud-Est vers le Nord-Ouest (Malaisse, 2010). La population était estimée à plus de 2 millions d'habitants en 2016 (UNDESA, 2016). Le nombre et la taille des espaces verts ne cessent de diminuer dans la ville de Lubumbashi. Le déclin des espaces verts est attribué à la pression démographique rapide et à l'absence de programmes de préservation appropriés (Useni et al., 2017a ; Useni et

al., 2018). Cela suggère que la croissance urbaine n'est pas gérée de manière durable. Il est urgent que les politiques de gestion durable des espaces verts qui tiennent compte du contexte socio-économique de la population soit mises en œuvre. Cela est crucial pour préserver les espaces verts restants dans un contexte d'urbanisation en cours (Useni et al., 2017a).

5.2.2. Conditions météorologiques de la ville de Lubumbashi durant l'expérimentation

La figure 5-2 met en évidence une saisonnalité climatique nette à Lubumbashi, typique d'un climat tropical de savane (Malaisse et al., 1983). Les précipitations sont quasi nulles durant la saison sèche (juin-août 2021) et atteignent 35-40 mm au cœur de la saison des pluies, avec un maximum entre janvier et février 2022, favorisant le dépôt humide des particules fines. Les températures maximales varient de 22-24 °C en saison sèche à 33-35°C lors des périodes chaudes précédant et accompagnant la saison des pluies (novembre 2021-janvier 2022), tandis que les températures minimales passent de 8-10 °C en saison sèche à 17-19 °C en saison humide. L'humidité spécifique à 2 m, exprimée en $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (paramètre indépendant de la température), varie de 8-9 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ en saison sèche à 15-16 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ en saison des pluies (janvier-mars 2022), contribuant à la coagulation et au dépôt des particules (Seinfeld & Pandis, 2016 ; Jacob & Winner, 2009). La vitesse du vent est plus élevée en saison sèche (2,5-2,7 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$, juillet-août 2021) qu'en saison humide (1,4-1,6 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$, décembre 2021-février 2022), favorisant respectivement la remise en suspension et la dispersion des poussières. La direction du vent est relativement stable en saison sèche (flux dominants 100°-120°) et devient plus variable en saison des pluies (90°-250°), traduisant l'influence des perturbations atmosphériques associées aux précipitations (Wallace & Hobbs, 2006).

5.2.3. Sites d'étude

L'expérimentation de comparaison d'emplacements des micro-capteurs a été conduite sur deux trajectoires passant par deux espaces verts de la ville de Lubumbashi, à savoir le Jardin zoologique de Lubumbashi (Zoo) (site 1) et Maison Safina de Salésiens de don Bosco (Safina) (site 2). Ces sites ont été sélectionnés dans le cadre de cette étude, car ils offrent l'avantage d'être protégés et possèdent une alimentation en énergie électrique en permanence

pour faire fonctionner les capteurs. Ces deux sites classés comme parcs urbains (Espace vert ouvert au public, offrant éducation, loisirs et plaisirs, avec végétation naturelle et plantée) (Useni et al., 2018) sont situés à environ 720m, l'un de l'autre et sont tous influencés directement par la proximité du trafic routier et les activités anthropiques. Les deux sites sont localisés en plein centre-ville et à proximité de la cheminée de la Gécamines (société de raffinage des minerais de cuivre).

En termes de la densité de la végétation, elle est plus dense dans l'espace vert du Zoo (70 individus pour 20 espèces) que dans l'espace vert de Safina (67 individus pour 19 espèces). A noter que, seuls les individus de plus de 10cm de diamètre ont été inventoriés dans un rayon de 100m autour du point d'installation des capteurs (espace vert 1 et espace vert 2) (Mashagiro et al., 2024b).

Au sein de chaque site quatre micro-capteurs ont été alignés suivant la direction du vent (de l'Est à l'Ouest) (trajectoire 1 passant par le site 1 et trajectoire 2 passant par le site 2), un capteur à l'entrée du vent (à l'Est), un capteur dans la partie de l'espace vert proche de l'entrée du vent (Espace vert 1), un capteur dans le même espace vert dans la partie proche de la sortie du vent (Espace vert 2) et un autre à la sortie du vent (à l'Ouest). Au total 8 micro-capteurs ont été installés dans les deux sites (figure 5-3).

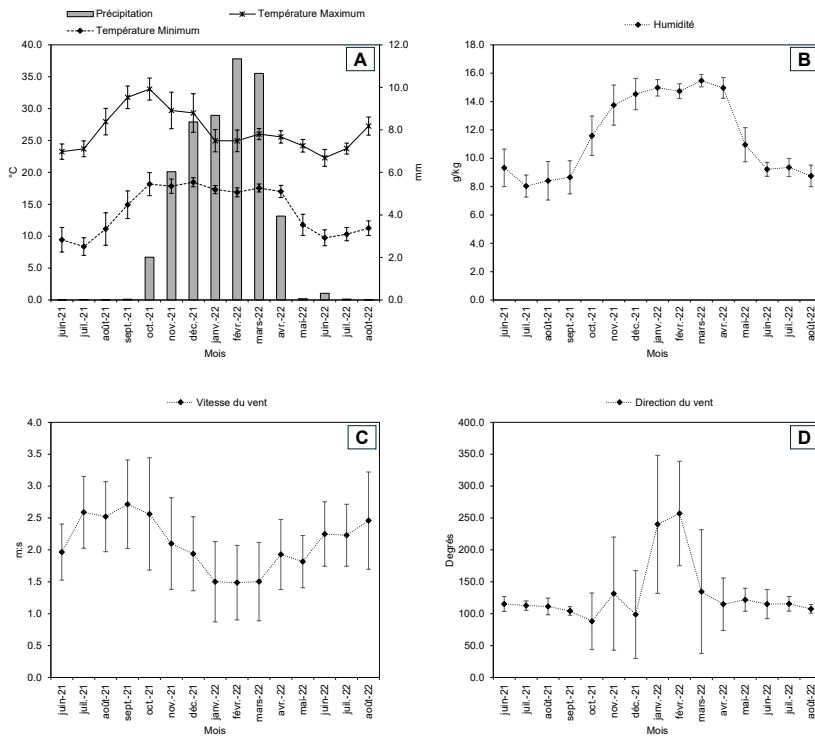


Figure 5-2 : Evolution des données météorologiques durant la période expérimentale. A : Diagramme ombrothermique (précipitation en mm, températures minimum et maximum en °C) ; B : Humidité spécifique à 2 mètres du sol (en g/kg), C : vitesse du vent à 2 mètres du sol (en m/s), D : Direction du vent à 2 mètres du sol (en degrés). Source des données : <https://power.larc.nasa.gov/data-access-viewer/> (téléchargé le 31/12/2024).

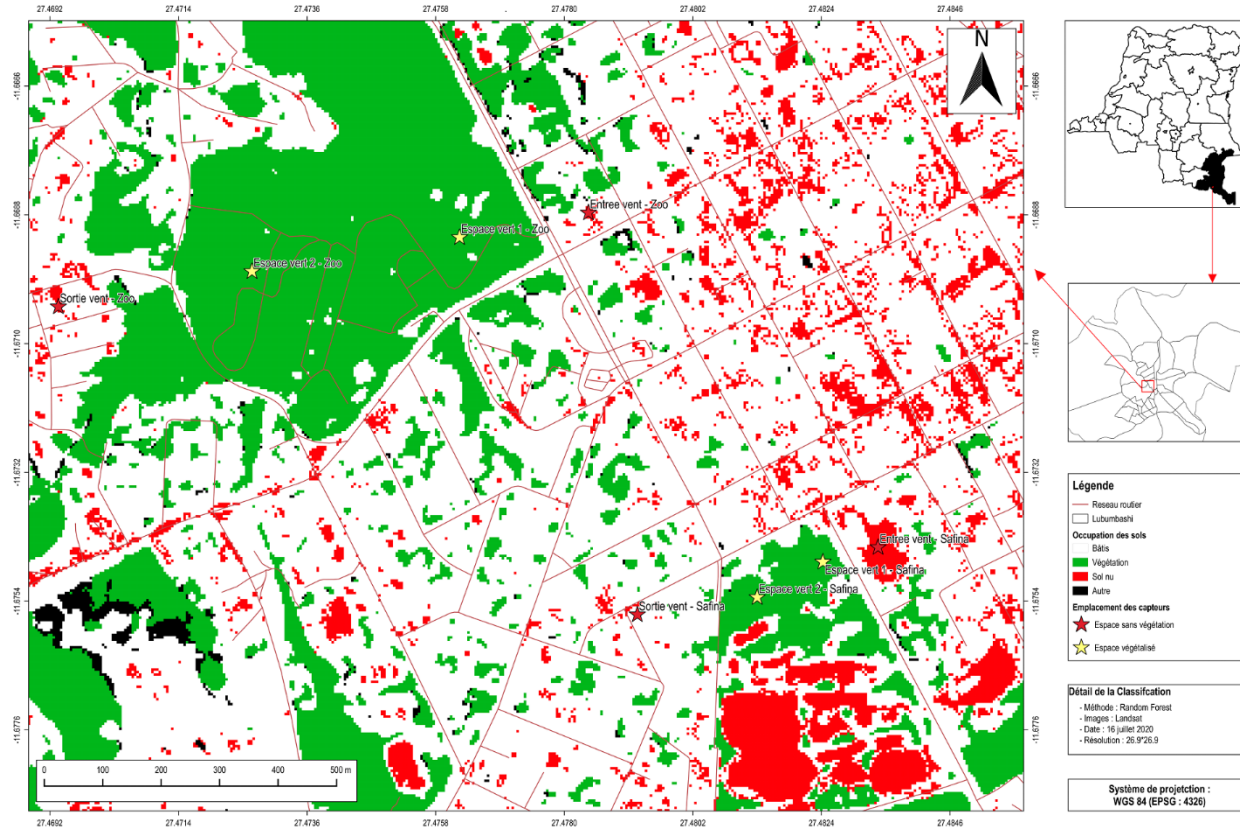


Figure 5-3 : Carte des sites d'étude.

5.2.4. *Matériels d'échantillonnage*

Les particules PM 2,5 et PM 10 ont été mesurées dans chaque site avec le micro-capteur (low-cost sensors) nova PM sensor (SDS011) (figure 5-4). Le SDS011 utilise le principe de diffusion laser et peut mesurer des concentrations de particules dans l'air comprises entre 0,3 et 10 μm (plage de mesure : 0,0-999,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Doté d'une sortie numérique et d'un ventilateur intégré, il est stable et fiable. En effet, la surveillance de la qualité de l'air nécessite des équipements coûteux pour obtenir des résultats précis. De plus, la taille imposante des équipements pose un problème, car elle nécessite l'intervention d'experts et entraîne des coûts de maintenance élevés. Par conséquent, l'utilisation de capteurs d'évaluation de la qualité de l'air peu coûteux est nécessaire pour y remédier (Putra et al., 2024).

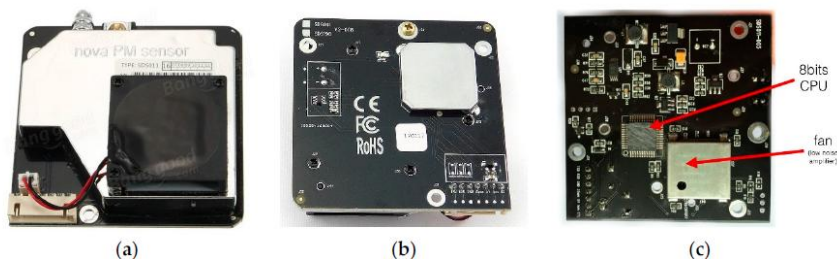


Figure 5-4 : Capteur des particules Nava PM Sensor. (a) : face du capteur ; (b) dessous du capteur ; (c) intérieur du capteur (Liu et al., 2019).

5.2.5. *Calibrage des micro-capteurs*

Afin d'assurer la fiabilité des mesures, l'ensemble des capteurs a fait l'objet d'un calibrage préalable avant leur installation sur le terrain. La ville de Lubumbashi ne disposant pas d'une station certifiée de monitoring de la qualité de l'air permanente, une procédure de calibration alternative a été mise en œuvre. Dans un premier temps, les huit micro-capteurs ont été placés dans des conditions identiques et soumis à cinq séries de mesures répétées, comparées à celles d'un compteur de particules mobile de marque TROTEC (BQ 21). Ces appareils, reconnus comme des instruments professionnels, sont conformes à la norme ISO 21501-4 et sont fournis avec un certificat d'étalonnage garantissant la précision des mesures (Le Gallou & Lepelletier, 2000).

La comparaison a montré qu'un micro-capteur (capteur 7) présentait des valeurs très proches de celles du compteur TROTEC. Ce capteur a ainsi été retenu comme capteur de référence (*capteur master*). Une seconde étape a consisté en un calibrage par colocalisation, reposant sur le positionnement simultané des capteurs dans des conditions identiques (figure 5-5). Les données issues de 57 répétitions de mesures ont été analysées à l'aide de modèles de régression linéaire afin d'ajuster la sensibilité des capteurs esclaves (*slaves*), de corriger les erreurs systématiques et d'estimer l'incertitude-type élargie pour chaque capteur (Axis et al., 2023).



Figure 5-5 : Dispositif de colocalisation des micro-capteurs de PM_{2,5} et PM₁₀ pour le calibrage : les capteurs sont installés côte à côte et exposés aux mêmes conditions afin de comparer leurs mesures et d'ajuster les capteurs secondaires à partir du capteur de référence.

Les données ont été soumises à une analyse de régression afin de générer des équations de régression linéaire simple (équation 1) (Badura et al., 2019). Une base de données corrigée ($Y_{j,\text{corr}}$) a ensuite été obtenue à partir de ces équations. Le biais a été calculé comme la différence entre la valeur corrigée ($Y_{j,\text{corr}}$) et celle de référence (Y_{Master}).

Enfin, l'incertitude élargie (U) a été déterminée en étendant l'incertitude-type standard (de type A, obtenue par répétition de mesures dans des conditions identiques) à un intervalle de confiance de 95% via un facteur de couverture $k = 2$ (équation 6). Toutes les équations sont rapportées dans le tableau 5-1, et les valeurs d'incertitude dans le tableau 5-2 ci-dessous.

Tableau 5-1 : Formule et procédure du calcul de l'incertitude.

Facteur de correction :	$y_{Master} = a + b * x_{Slave}$	(1)	a = pente, b = offset ; y_{Master} = capteur de référence, x_{Slave} = capteur à calibrer
Biais (bias) :	$bias_j = (y_{j,corr} - y_{Master})$	(2)	y_{j,corr} = nouvelles données corrigées avec l'équation 1
Ecart-type : s_j	$s_j = sd(y_{j,corr} - y_{Master})$	(3)	sd = écartype (standard deviation)
Incertitude-type A : $u(x)$	$u(x) = \frac{s_j}{\sqrt{N}}$	(4)	N = Nombre des répétitions de mesure
Incertitude élargie : Δx ou $U(x)$	$\Delta x = U(x) = k * u(x)$	(5)	k = coefficient de Student (k=2, pour 95% de confiance)
La nouvelle mesure est donc :	$X = Moyenne y_{j,corr} \pm U(x)$	(6)	x = La moyenne de l'ancienne mesure de x_{Slave}

Tableau 5-2 : Équations de correction et valeurs d'incertitudes des différents capteurs après calcul.

	Equation de correction	Incertitude ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Incertitude (%)
PM 2,5			
Capteur 1	$y = 1.1504x + 2.4889$	± 1.15	$\pm 4.73\%$
Capteur 2	$y = 1.241x - 2.091$	± 1.35	$\pm 5.53\%$
Capteur 3	$y = 1.3965x + 1.6993$	± 1.98	$\pm 8.12\%$
Capteur 4	$y = 2.7084x - 71.397$	± 1.35	$\pm 5.54\%$
Capteur 5	$y = 1.2686x + 7.453$	± 3.27	$\pm 13.42\%$
Capteur 6	$y = 1.3716x + 3.7332$	± 2.43	$\pm 9.98\%$
Capteur 8	$y = 1.3498x + 2.647$	± 2.30	$\pm 9.44\%$
PM 10			
Capteur 1	$y = 1.0373x + 2.9604$	± 1.18	$\pm 3.65\%$
Capteur 2	$y = 1.011x + 0.7983$	± 2.14	$\pm 6.65\%$
Capteur 3	$y = 1.1007x + 2.4072$	± 1.21	$\pm 3.75\%$
Capteur 4	$y = 1.679x - 38.665$	± 1.57	$\pm 4.86\%$

	Equation de correction	Incertitude ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Incertitude (%)
Capteur 5	$y = 0.9449x + 11.093$	± 2.84	$\pm 8.82\%$
Capteur 6	$y = 1.2287x + 0.0982$	± 2.59	$\pm 8.05\%$
Capteur 8	$y = 1.2724x + 1.7959$	± 1.99	$\pm 6.19\%$

Note : $y = y_{\text{Master}}$; $x = x_{\text{Slave}}$

5.2.6. *Installation des micro-capteurs*

Après la phase de calibrage, les micro-capteurs ont été déployés sur le terrain et installés sur des murs exposés aux vents dominants, conformément aux recommandations du *Guide micro-capteur pour la mise en place et l'exploitation de campagnes de mesure de la qualité de l'air par micro-capteurs* (Bastien, 2021). Selon ce guide, il est recommandé de privilégier les façades exposées aux vents dominants et d'éviter les façades orientées au sud, en raison des fortes variations thermiques susceptibles d'altérer la qualité des mesures. Les micro-capteurs ont ainsi été installés à une hauteur d'environ 2,5 m du sol (figure 5-6), une hauteur comprise entre 1,5 et 4 m étant préconisée afin d'obtenir des concentrations représentatives (figures A5-2 à A5-9 en annexe) de l'air effectivement inhalé par les populations (Bastien, 2021).

Les données de PM2,5 et PM10 enregistrées entre le 01/06/2021 et le 31/08/2022 ont été utilisées dans cette étude. Les capteurs ont été configurés pour mesurer en continu les concentrations de particules fines à un pas de temps régulier de 10 minutes. Les données ont été collectées manuellement, de manière hebdomadaire, pour chaque trajectoire, par copie des fichiers stockés sur la carte mémoire (SSD). Ces passages hebdomadaires sur l'ensemble des points d'installation ont également permis de vérifier le bon fonctionnement des micro-capteurs et d'identifier, puis de corriger, d'éventuels dysfonctionnements mineurs.

Il convient toutefois de souligner que l'identification de points d'installation présentant des caractéristiques strictement comparables sur l'ensemble des sites s'est révélée difficile.



Figure 5-6 : Installation des capteurs sur les murs.

5.2.7. *Analyses statistiques*

La comparaison des moyennes de concentrations en PM_{2,5} et PM₁₀ suivant les différents emplacements des capteurs durant la saison de pluies et la saison sèche a été effectuée par l'Analyse de la variance (Anova) à mesures répétées. Ce test, également appelé ANOVA intra-sujets, nous a permis de comparer les mêmes unités (capteurs) mesurés sur la même variable-réponse (PM_{2,5} et PM₁₀) à des moments ou dans des conditions différents (temps du jour = 24 heures) (Jarmasz & Hollands, 2009 ; Queiroga, 2024). En cas de différence significative, le test post-hoc a été appliqué. Il s'agit des test-t de student appariés par paires entre les niveaux du facteur intra-sujets (capteurs). Les p-values ont été ajustées à l'aide de la méthode de correction des tests multiples de Bonferroni. Ces analyses ont été effectuées grâce au logiciel R version 4.5.0 (2025-04-11) avec les packages readxl, tidyverse, ggpubr et rstatix. La comparaison des concentrations en PM_{2,5} et PM₁₀ suivant les périodes de jour et les mois, a été faite grâce à l'analyse de la variance (ANOVA) à un facteur avec le logiciel R (version 4.2).

5.3. Résultats

5.3.1. *Concentration des particules de PM 2,5 suivant les emplacements des capteurs dans les deux sites d'études durant la saison des pluies et la saison sèche*

L'analyse de la variance (ANOVA) à mesures répétées a révélé des différences significatives de concentration en PM_{2,5} entre l'entrée du vent (zone sans végétation) et l'espace vert 2 (zone végétalisée) au sein de chaque site, et ce, aussi bien pendant la saison des pluies que la saison sèche.

Pendant la saison des pluies (figure 5-7 A et C), la concentration en PM_{2,5} au Zoo est de $33,65 \pm 2,10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à l'entrée du vent et de $23,12 \pm 2,26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans l'espace vert 2. À Safina, elle est de $40,68 \pm 2,35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à l'entrée du vent et de $28,27 \pm 2,26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans l'espace vert 2.

Lors de la saison sèche (figure 5-7 B et D), la concentration au Zoo atteint $70,4 \pm 19,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à l'entrée du vent et $52,8 \pm 20,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans l'espace vert 2. À Safina, elle est de $76,2 \pm 19,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à l'entrée du vent et de $53,2 \pm 20,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans l'espace vert 2.

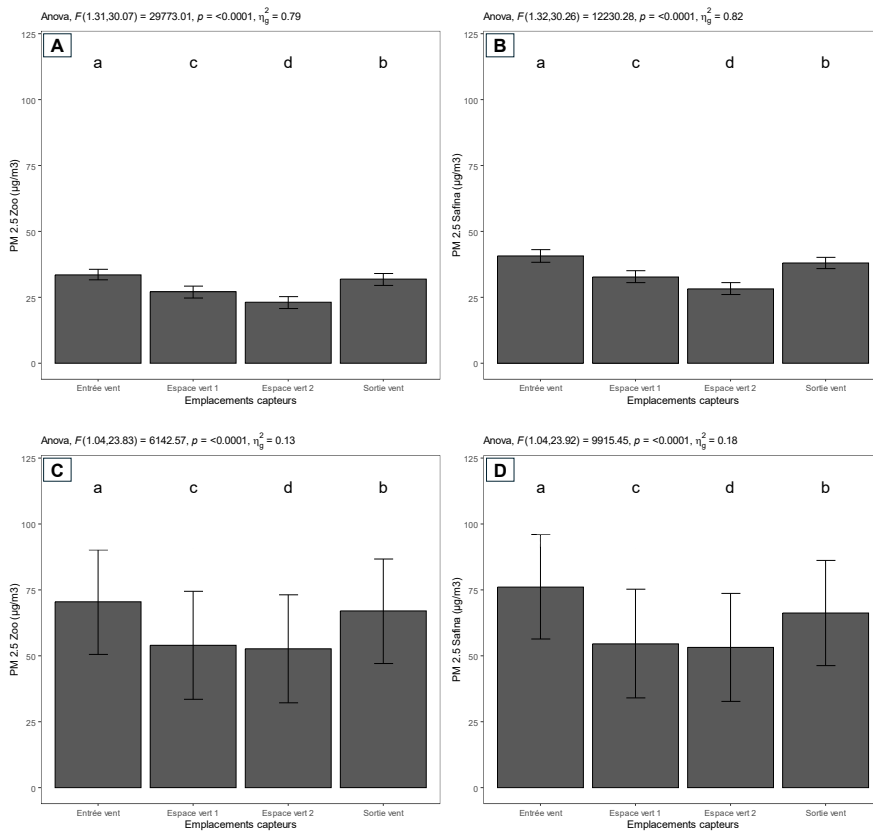


Figure 5-7 : Concentration des particules de PM 2.5 suivant les emplacements des capteurs. A : Zoo durant la saison des pluies, B : Zoo durant la saison sèche, C : Safina durant la saison des pluies, D : Safina durant la saison sèche.

5.3.2. Concentration des particules de PM 10 suivant les emplacements des capteurs dans les deux sites d'études durant la saison des pluies et la saison sèche

Comme pour les particules de PM_{2,5}, l'analyse de la variance (ANOVA) à mesures répétées a révélé des différences significatives de concentration en PM₁₀ entre l'entrée du vent (zone sans végétation) et l'espace vert 2 (zone végétalisée) au sein de chaque site, et ce, aussi bien pendant la saison des pluies que la saison sèche.

Pendant la saison des pluies (figure 5-8 A et C), la concentration en PM₁₀ au Zoo est de $58,19 \pm 3,50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à l'entrée du vent et de $41,69 \pm 3,96 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans l'espace vert 2. À Safina, la concentration en PM₁₀ est de $65,33 \pm 3,61 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à l'entrée du vent et de $46,84 \pm 3,96 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans l'espace vert 2. Lors de la saison sèche (figure 5-8 B et D), au Zoo, la concentration en PM₁₀ atteint $147,0 \pm 44,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à l'entrée du vent et $109,0 \pm 45,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans l'espace vert 2. À Safina, elle est de $152,0 \pm 44,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à l'entrée du vent et de $110,0 \pm 45,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans l'espace vert 2.

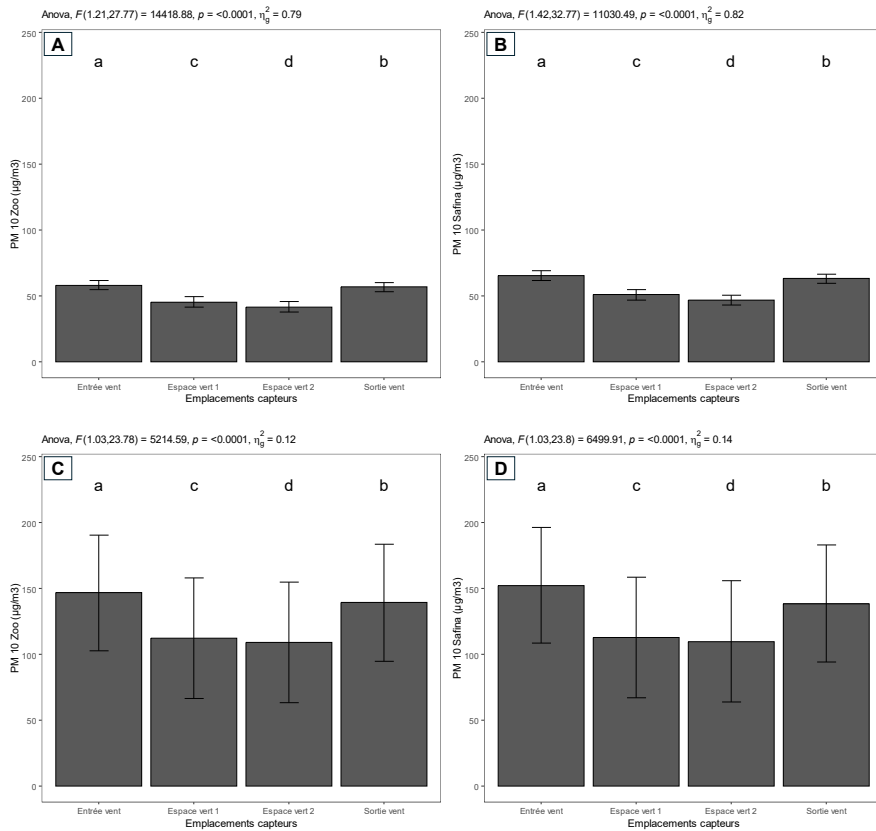


Figure 5-8 : Concentration des particules de PM 10 suivant les emplacements des capteurs. A : Zoo durant la saison des pluies, B : Zoo durant la saison sèche, C : Safina durant la saison des pluies, D : Safina durant la saison sèche.

5.3.3. Evolution journalière de PM 2.5 suivant les emplacements des capteurs dans les deux sites d'études durant la saison des pluies et la saison sèche

L'analyse de la variance (ANOVA) à un facteur des variations journalières de PM_{2,5} a montré des différences hautement significatives ($p = 0,000$) entre les concentrations minimales et maximales dans tous les emplacements et sites. Durant la saison des pluies, les concentrations sont minimales à 05h et maximales à 19h. Au Zoo (site 1), elles varient d'environ 29 à 38 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à l'entrée du vent et de 19 à 27 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dans l'espace vert 2 (figure 5-9 A), tandis qu'à Safina (site 2), elles vont de 36 à 44 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à l'entrée du vent et de 24 à 33 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à l'espace vert 2 (figure 5-9 B). Pendant la saison sèche, les concentrations minimales sont relevées à 02h et les maxima à 11h. Au Zoo, elles varient de 23 à 74 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à l'espace vert 2 et de 41 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à 90 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à l'entrée du vent (figure 5-9 C), tandis qu'à Safina, elles varient respectivement de 24 à 75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et de 48 à 97 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (figure 5-9 D).

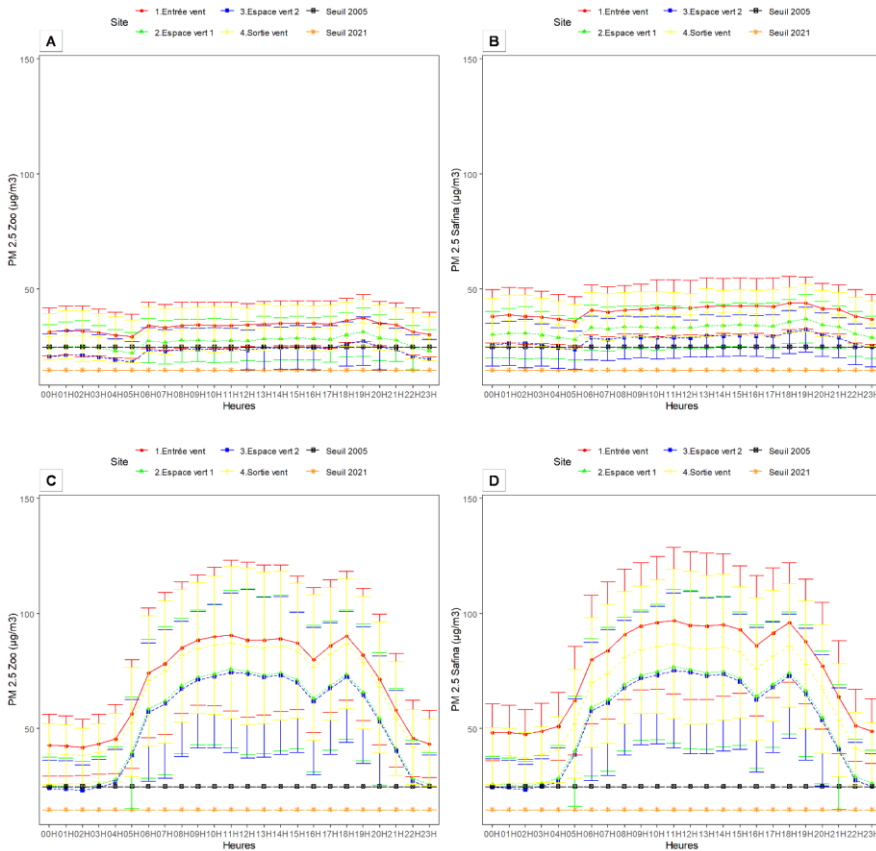


Figure 5-9 : Evolution journalière des concentrations en PM 2.5 durant la saison des pluies et la saison sèche. A : Zoo durant la saison des pluies, B : Safina durant la saison des pluies, C : Zoo durant la saison sèche, D : Safina durant la saison sèche ($p=0.000$ pour tous les sites).

5.3.4. Evolution journalière de PM₁₀ suivant les emplacements des capteurs dans les deux sites d'études durant la saison des pluies et la saison sèche

L'analyse de la variance (ANOVA) à un facteur des variations journalières de PM₁₀ a montré des différences hautement significatives ($p = 0,000$) entre les concentrations minimales et maximales dans tous les emplacements et sites. Durant la saison des pluies, les concentrations sont minimales à 05h et

maximales à 19h. Au Zoo (site 1), elles varient d'environ 52 à 69 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à l'entrée du vent et de 35 à 54 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dans l'espace vert 2 (figure 5-10 A), tandis qu'à Safina (site 2), elles vont de 59 à 76 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à l'entrée du vent et de 44 à 63 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à l'espace vert 2 (figure 5-10 B). Pendant la saison sèche, les concentrations minimales sont relevées à 02h et les maxima à 11h. Au Zoo, elles varient de 83 à 191 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à l'espace vert 2 et de 44 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à 157 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à l'entrée du vent (figure 5-10 C), tandis qu'à Safina, elles varient respectivement de 89 à 198 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et de 44 à 158 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (figure 5-10 D).

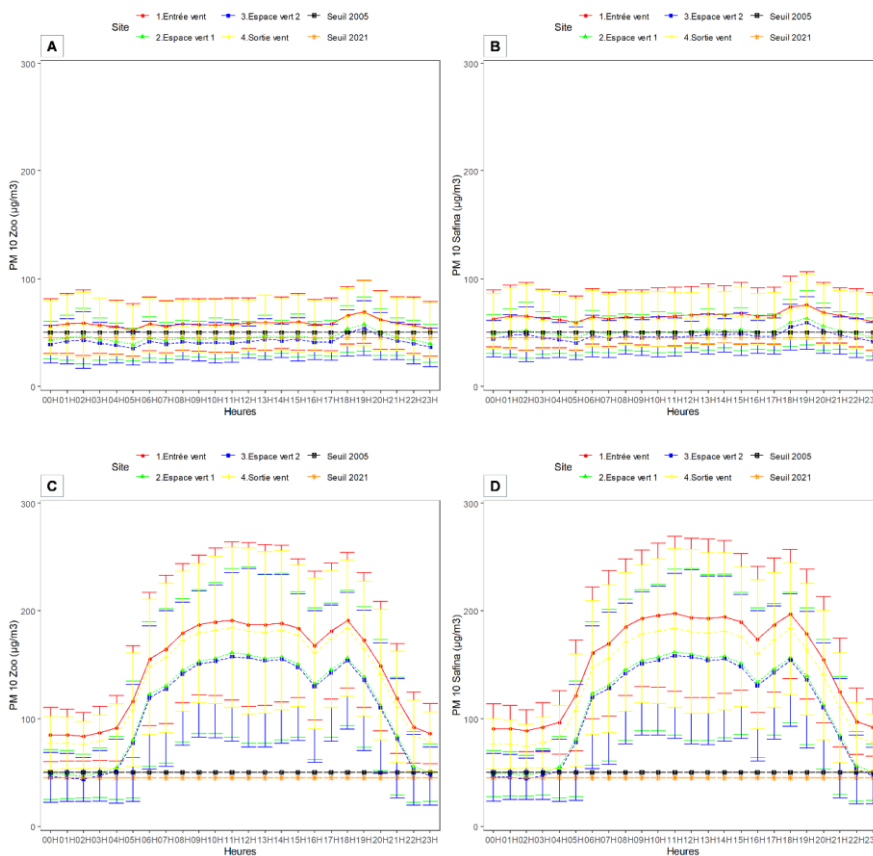


Figure 5- 10 : Evolution journalière des concentrations en PM 10 durant la saison des pluies et la saison sèche. A : Zoo durant la saison des pluies, B : Safina durant la saison des pluies, C : Zoo durant la saison sèche, D : Safina durant la saison sèche (p=0,000 pour tous les sites).

5.3.5. Evolution annuelle de PM 2,5 et PM 10 suivant les emplacements des capteurs dans les deux sites durant la saison des pluies et la saison sèche

L'analyse de la variance (ANOVA) à un facteur a révélé des différences mensuelles hautement significatives des concentrations de PM_{2,5} et de PM₁₀ ($p = 0,000$), traduisant une forte variabilité saisonnière entre la saison sèche et la saison des pluies. Tous sites et emplacements confondus, le mois de mars 2022 présente les niveaux de pollution les plus faibles, tandis que les concentrations les plus élevées sont observées en juin 2021, juin 2022, juillet 2021 et août 2022, selon l'emplacement des capteurs. Au Zoo (site 1), les concentrations mensuelles de PM_{2,5} varient de 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en mars 2022 à 82 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en août 2022 à l'entrée du vent, et de 13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en mars à 63 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en août 2022 dans l'espace vert 2 (figure 5-11 A). À Safina (site 2), elles s'étendent de 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en mars 2022 à 85 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en juillet 2021 à l'entrée du vent, et de 19 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en mars 2022 à 61 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en juin 2021 dans l'espace vert 2 (figure 5-11 B). Concernant les PM₁₀, les concentrations au Zoo varient de 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en mars 2022 à 173 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en août 2022 à l'entrée du vent, et de 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à 133 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dans l'espace vert 2 (figure 5-11 C). À Safina, elles vont de 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en mars 2022 à 173 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en juillet 2021 à l'entrée du vent, et de 36 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à 129 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dans l'espace vert 2 (figure 5-11 D).

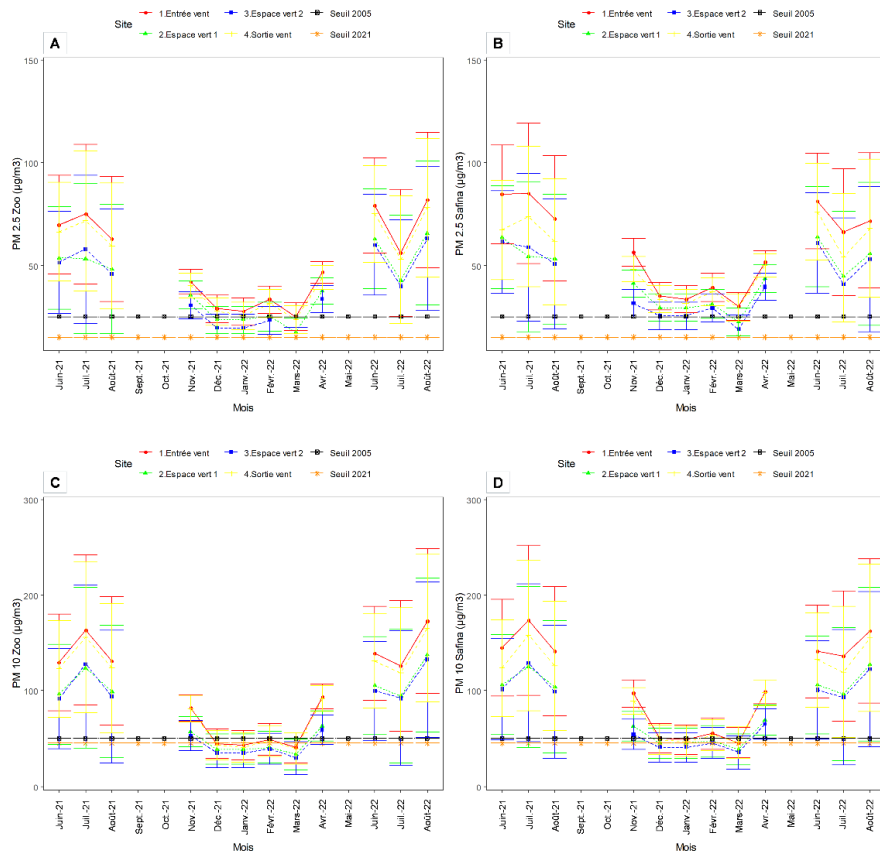


Figure 5-11 : Evolution annuelle des concentrations en PM 2.5 et PM 10 durant la période expérimentale (de juin 2021 à août 2022). A et C : Zoo, B et D : Safina (p=0.000 pour tous les sites). NB : Les mois de septembre 2021, octobre 2021 et mai 2022 manquent des données, car étant la période d'entretien des matériels.

5.4. Discussion

Les résultats de cette étude révèlent une forte variabilité des concentrations de PM_{2.5} et PM₁₀ dans la ville de Lubumbashi en fonction de la saison, de la période (journalière et mensuelle) et de la couverture du sol (zones végétalisées et non végétalisées).

Globalement, les concentrations de PM_{2.5} et de PM₁₀ sont significativement plus élevées dans les zones dépourvues de végétation que

dans les espaces verts, aussi bien pendant la saison des pluies que durant la saison sèche. Toutefois, malgré les différences statistiques significatives observées entre les différents emplacements des capteurs, les concentrations mesurées à la sortie du vent demeurent, à l'échelle des sites, proches de celles observées à l'entrée du vent. Cette faible variation suggère que l'effet potentiel de filtration assuré par la végétation est largement compensé par des apports continus de particules d'origine locale. La proximité immédiate des sites étudiés avec des axes routiers à forte circulation constitue une source permanente de particules, résultant à la fois des émissions directes des véhicules et de la remise en suspension des poussières routières (Pant & Harrison, 2013). La turbulence mécanique induite par le trafic favorise un mélange rapide de l'air ambiant, limitant ainsi l'établissement d'un gradient de concentration mesurable entre l'amont et l'aval des barrières végétalisées (Gallagher et al., 2011, 2015 ; Abhijith et al., 2017). Dans le contexte urbain de Lubumbashi, ce phénomène est amplifié par la présence de sols fréquemment nus et enrichis en poussières d'origine minière, en particulier durant la saison sèche (Banza et al., 2009 ; Kabamba et al., 2018). Ainsi, malgré un dépôt potentiel des particules sur la végétation, les apports atmosphériques locaux dominants peuvent maintenir des concentrations similaires à la sortie du vent.

Les concentrations de PM_{2,5} et PM₁₀ varient également au cours de la journée, avec des concentrations élevées enregistrées entre 6 h et 19h, correspondant aux heures d'intense activité urbaine, et des concentrations plus faibles entre 22h et 5h, période de moindre circulation et de dispersion accrue. Cette dynamique diurne est caractéristique des villes africaines en développement où le trafic routier, la combustion de biomasse et la remise en suspension des poussières constituent les principales sources de pollution (Dombia et al., 2023 ; Naidja et al., 2018 ; Petkova et al., 2013 ; Sylla et al., 2017). Les pics matinaux sont associés à la congestion automobile, tandis que les pics de fin de journée résultent du cumul des émissions liées au trafic et à la combustion domestique (Schwela & Schwela, 2012). Ces observations soulignent le poids des activités anthropiques quotidiennes sur la variabilité de la pollution particulaire à Lubumbashi.

Nos observations soulignent également l'influence marquée de la saisonnalité sur la dynamique des particules. Les concentrations les plus faibles ont été enregistrées au mois de mars, période de fortes précipitations, tandis que les valeurs les plus élevées sont observées durant les mois secs de juin à août. Ainsi, les concentrations moyennes de PM_{2,5} varient de 12,79 µg/m³ dans les espaces végétalisés à 30,00 µg/m³ dans les zones dépourvues de végétation en mars, alors qu'elles atteignent respectivement 63,20 µg/m³ et 85,00 µg/m³ pendant la saison sèche. Pour les PM₁₀, les valeurs passent de 29,58 µg/m³ (mars) à plus de 170 µg/m³ durant les mois secs. Ces

concentrations dépassent largement les seuils recommandés par l'OMS (2005), en particulier pendant la saison sèche, confirmant la dégradation de la qualité de l'air durant cette période.

Ces variations saisonnières peuvent s'expliquer par les conditions météorologiques locales. Les précipitations favorisent le lessivage atmosphérique des particules par dépôt humide, réduisant temporairement les concentrations (Wang & Xu, 2022). À l'inverse, pendant la saison sèche, la baisse de l'humidité, la stagnation de l'air et l'augmentation des activités de combustion (feux domestiques, brûlis agricoles, circulation urbaine) augmentent les émissions et limitent la dispersion des polluants (Artaxo et al., 2005 ; Feng et al., 2022 ; Yang et al., 2025). Par ailleurs, la diminution du feuillage et le stress hydrique réduisent la capacité d'absorption et de filtration des arbres (Pascal et al., 2018 ; Qiu et al., 2018). Ces éléments expliquent la pollution plus marquée observée dans les espaces verts pendant la saison sèche par rapport à la saison des pluies.

5.5. Conclusion

Ce chapitre met démontre qu'il existe une forte variabilité spatio-temporelle des concentrations de PM_{2,5} et PM₁₀ à Lubumbashi, liée à la saisonnalité, aux rythmes journaliers des activités urbaines et à la couverture du sol. Les zones végétalisées présentent des niveaux de particules significativement plus faibles que les zones non végétalisées, confirmant leur rôle potentiel dans l'atténuation locale de la pollution atmosphérique. Toutefois, l'absence de différence marquée entre les concentrations mesurées à l'entrée et à la sortie du vent des espaces verts indique que l'effet de filtration de la végétation reste limité. Cette situation s'explique par des apports continus de particules liés au trafic routier, à la remise en suspension des poussières et aux activités minières, particulièrement intenses durant la saison sèche. Ces résultats soulignent la nécessité d'une approche intégrée combinant végétalisation urbaine et réduction des sources d'émissions locales.

Chapitre 6

**Caractérisation de
l'exposition de la
population à la pollution en
microparticules le long des
axes de circulations et
espaces verts dans la ville
de Lubumbashi**

Les analyses précédentes ont montré que les concentrations de PM2.5 et PM10 sont systématiquement plus élevées dans les zones dépourvues de végétation que dans les espaces verts, tant pendant la saison des pluies que durant la saison sèche. Cependant, les mesures effectuées à l'amont et à l'aval des espaces végétalisés révèlent une faible variation locale, suggérant que l'effet filtrant de la végétation est largement compensé par des apports continus de particules d'origine routière et minière, amplifiés par la turbulence mécanique du trafic et la présence de sols nus. Ces résultats soulignent que, pour évaluer correctement les risques liés à la pollution atmosphérique, il est nécessaire de compléter l'analyse des concentrations par une approche centrée sur l'exposition réelle de la population. Le chapitre suivant vise donc à caractériser cette exposition à l'échelle de la ville, en intégrant l'ensemble des types d'occupation du sol.

Résumé

L'exposition aux particules fines (PM_{2,5} et PM₁₀) constitue un enjeu majeur de santé publique en milieu urbain, en raison de leur capacité à pénétrer profondément dans l'appareil respiratoire et à induire des effets sanitaires significatifs. Cette étude a évalué la variabilité spatiale des concentrations de PM_{2,5} et PM₁₀ dans la ville de Lubumbashi, en lien avec l'occupation du sol et la typologie urbaine. Les résultats montrent que les concentrations les plus élevées sont observées dans les zones à fort trafic et les secteurs densément bâtis, avec des PM_{2,5} $\leq 46 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et des PM₁₀ $\leq 73 \mu\text{g}/\text{m}^3$, tandis que les espaces verts et les sols nus éloignés du trafic présentent des niveaux plus faibles, avec des PM_{2,5} $\leq 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et des PM₁₀ $\leq 49 \mu\text{g}/\text{m}^3$. L'effet atténuateur de la végétation demeure secondaire par rapport aux émissions locales et varie selon le contexte urbain. Les concentrations présentent une variabilité temporelle marquée, avec des pics en début de matinée liés au trafic routier. Ces résultats soulignent un niveau de pollution préoccupant à Lubumbashi et l'importance d'intégrer la végétalisation urbaine à des stratégies de réduction des émissions pour protéger la santé des populations.

Mots clés : Exposition, urbanisation, espaces verts, bâtis, axes routiers, qualité de l'air.

Abstract

Exposure to fine particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀) is a major public health concern in urban areas due to its ability to penetrate deep into the respiratory system and cause significant health effects. This study assessed the spatial variability of PM_{2.5} and PM₁₀ concentrations in Lubumbashi in relation to land use and urban typology. The highest concentrations were observed in high-traffic and densely built-up areas, with PM_{2.5} $\leq 46 \mu\text{g}/\text{m}^3$ and PM₁₀ $\leq 73 \mu\text{g}/\text{m}^3$, while urban green spaces and bare soils located away from traffic showed lower levels, with PM_{2.5} $\leq 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ and PM₁₀ $\leq 49 \mu\text{g}/\text{m}^3$. The mitigating effect of vegetation remains secondary compared to local emissions and varies according to the urban context. Concentrations exhibited marked temporal variability, with peak levels in the early morning associated with road traffic. These results highlight a concerning level of air pollution in Lubumbashi and emphasize the importance of integrating urban greening with emission reduction strategies to protect public health.

Keywords: Exposure, urbanization, green spaces, buildings, roads, air quality.

6.1. Introduction

La pollution de l'air est reconnue comme étant un facteur de risque important pour la santé (maladies cardiovasculaires et respiratoires) et l'environnement (Lai & Cheng, 2010). Parmi les polluants atmosphériques, les PM (Particulate Matter) « qui désigne les particules fines », sont considérées comme les plus dangereux en raison de leur temps de suspension dans l'air plus long et de leur capacité à pénétrer plus profondément dans les voies respiratoires (Paul-Didi et al., 2021) et sont reconnues comme la principale cause de mortalité humaine prématurée dans les pays en développement (Kalisa et al., 2018, 2019). Les PM sont principalement produites par des phénomènes de combustion, des émissions accrues du trafic automobile (Ndong, 2019) et une source importante de poussière, en particulier dans un environnement sec comme dans les rues non pavées (Barnes & Connor, 2014 ; Díaz-Nigenda et al., 2018).

En effet, La demande croissante de services de transport et les défis liés à la pauvreté qui règnent sont des problèmes fondamentaux dans les villes émergentes des pays en développement, à l'exemple de la ville de Lubumbashi (Paul-Didi et al., 2021) et Addis-Abeba (Kume et al., 2011). Plus de 50 % des villes où le niveau de pollution de l'air ambiant urbain est élevé se trouvent dans les pays en développement. La présence de vieilles voitures mal entretenues sur les réseaux routiers urbains est l'un des défis qui ne peuvent pas maintenir un air urbain propre autour des zones de circulation dans de nombreux pays en développement (Kume et al., 2011).

Ainsi, les grandes villes africaines présentent un tableau congestionné et pollué par le trafic (Olvera, et al., 2020). Pire encore, elles sont marquées par des concentrations de polluants plus élevées que celles des pays du Nord (Khan et al., 2018). Certains facteurs de leurs microenvironnements contribuent à accroître les niveaux de polluants et soumettent les populations à de multiples expositions (Khan et al., 2018 ; Sylla, 2024). En effet, les effets néfastes d'une exposition résultent soit d'une exposition aigüe à des concentrations élevées, soit d'une exposition prolongée à des niveaux plus faibles (Lorinț et al., 2025). Des facteurs proches, tels que la distance entre l'autoroute et le domicile, la densité du trafic de voitures et de camions, sont associés à une diminution des fonctions pulmonaires et à des maladies respiratoires chez les enfants vivant à proximité des grands axes routiers (Kume et al., 2010).

Il sied de signaler que, la pollution atmosphérique est fortement influencée par les conditions atmosphériques qui présentent des variations temporelles et spatiales (Abbasi et al., 2024 ; Wilson et al., 2005). En effet, la direction et la vitesse du vent ont une incidence critique sur le niveau de concentration des polluants (Xiong et al., 2023). La concentration des polluants présente souvent une périodicité, influencés par les cycles quotidiens et saisonniers. La qualité de l'air peut donc varier au cours de la journée et selon les saisons en raison des conditions météorologiques (Abbasi et al., 2024). Plusieurs études suggèrent qu'il pourrait y avoir une plus grande variation spatiale des particules fines au sein des zones urbaines (Wilson et al., 2005).

En effet, la variation spatiale des particules fines peut dépendre aussi de l'occupation des sols (sols nus, sols bâtis, sols végétalisés, etc.) et du vent. Le rôle du vent dans la variation spatiale des concentrations de particules fines (PM) est multiforme, influençant à la fois la dispersion et la remise en suspension des polluants (Li et al., 2020 ; Michelot, 2014 ; Zhang et al., 2018). Les vents violents peuvent réduire les niveaux de particules en dispersant les particules fines, mais ils peuvent également remettre en suspension la poussière précédemment déposée, en particulier dans les zones où le sol est nu ou où la végétation est limitée (Zhang et al., 2018 ; Li et al., 2020). Cela peut donc induire une hausse des concentrations de poussières à proximité de ces sources. Quant au transport déclenché par le vent, fort ou pas, il occasionnera une pollution de l'air subie aussi bien à des centaines de kilomètres des sources d'émissions, que localement avec l'advection de masses d'air polluées sur des espaces exempts de sources polluantes (Michelot, 2014 ; Zhang et al., 2018).

L'impact significatif des émissions liées aux transports sur les populations urbaines du monde entier a mis en évidence la nécessité d'identifier et de mettre en œuvre des méthodes pour réduire l'exposition des populations à des niveaux élevés de pollution atmosphérique (Wilson et al., 2005). En effet, si les normes de contrôle des émissions des véhicules à moteur et les programmes réglementaires réduisant directement les polluants atmosphériques provenant des transports restent un élément essentiel des stratégies de gestion de la qualité de l'air, leur mise en œuvre complète nécessite souvent des délais et des investissements importants (Baldauf, 2020). Cependant, les normes de contrôle des émissions des véhicules à moteur dans les villes africaines sont actuellement inadéquates, de nombreux pays n'ayant pas de réglementations efficaces pour atténuer la pollution de l'air. Bien que certains pays aient établi des normes, leur mise en œuvre est souvent incohérente, ce qui entraîne d'importants défis sanitaires et environnementaux (Ajayi et al., 2024 ; Angnunavuri et al., 2019 ; Ayetor et al., 2021). Par conséquent, des options d'atténuation supplémentaires sont nécessaires, entre autres les espaces verts (Baldauf, 2020).

En effet, les espaces verts urbains comprennent une variété d'emplacements peuplés d'arbres, d'arbustes, d'herbes et d'autres végétaux en ville. Ils peuvent inclure des utilisations du sol aussi diverses que des bois, des prairies, des zones humides et d'autres écosystèmes naturels préservés, ainsi que des parcs, des terrains de sport et d'autres éléments créés et plantés par l'homme. De manière générale, il a été démontré que la végétation et les espaces verts urbains contribuent à la santé humaine (Baldauf, 2020). Les bienfaits pour la santé ont été attribués à un certain nombre d'avantages tirés des espaces verts et de la végétation, notamment la réduction des niveaux de pollution atmosphérique à proximité (Coutts & Hahn, 2015 ; James et al., 2015, 2016 ; Nieuwenhuijsen et al., 2017 ; Wolch et al., 2014). La préservation des espaces verts urbains constitue l'une des options d'atténuation relativement à court terme dont disposent les urbanistes et les résidents pour réduire l'exposition à la pollution atmosphérique (Baldauf, 2020).

Néanmoins, avec l'augmentation du niveau d'urbanisation dans les villes d'Afrique tropicale et plus particulièrement dans la ville de Lubumbashi (Maréchal et al., 2018), les espaces couverts de végétation sont remplacés par des zones bâties. Face à la préoccupation croissante concernant les enjeux environnementaux urbains, plusieurs études se sont intéressées aux espaces verts urbains (Aram et al., 2019 ; Cabala et al., 2018 ; Dampsey et al., 2022 ; Kabanyegeye et al., 2022 ; Sun et al., 2019) et à la pollution de l'air (Xu et al., 2023 ; Yin et al., 2011). Cependant, selon une revue systématique de la littérature sur la pollution (Khan et al., 2018), les villes africaines sont les moins étudiées (Sylla, 2024), plus particulièrement la ville de Lubumbashi (Paul-Didi et al., 2021).

Ce chapitre caractérise l'exposition de la population à la pollution en microparticules le long des axes de circulations et espaces verts dans la ville de Lubumbashi, en décrivant la variabilité de la concentration des particules (PM_{2,5} et PM₁₀) dans l'air, en faisant le lien entre typologie urbaine et pollution ainsi que le lien entre occupation du sol et pollution.

6.2. Matériels et méthodes

6.2.1. Zone d'étude

Cette étude a été menée dans les zones urbaines, périurbaines et rurales de Lubumbashi, suivant les critères morphologiques (tableau A6 en annexe) établies par André et al. (2014) (figure 6-1). La ville de Lubumbashi est caractérisée par un climat tropical sec (type Cw de la classification de Köppen), avec une saison des pluies (novembre à mars) et une saison sèche (mai à septembre) avec octobre et avril comme périodes de transition. La

pluviométrie moyenne annuelle est d'environ 1270mm. La température moyenne annuelle est de 20°C avec une humidité relative annuelle de 60% (Malaisse, 2010). Deux types de vent soufflent dans la ville de Lubumbashi, le vent sec et le vent humide. Cependant, le vent sec est le plus dominant et provient de l'Est et du Sud-Est et souffle pendant la saison sèche de l'Est vers l'Ouest. Pendant que le vent humide provient du Nord et du Nord-Ouest et souffle pendant la saison des pluies. A Lubumbashi, la pollution de l'air provient principalement des émissions des industries minières (fumées industrielles) (Vranken, 2010), de l'intensité du trafic routier (rejets automobiles) (Paul-Didi et al., 2021) et des routes non asphaltées. La ville de Lubumbashi est soumise à une forte pression anthropique, qui affecte négativement les espaces verts, avec une population qui était estimée à plus de 2 millions d'habitants en 2016 (UNDESA, 2016).

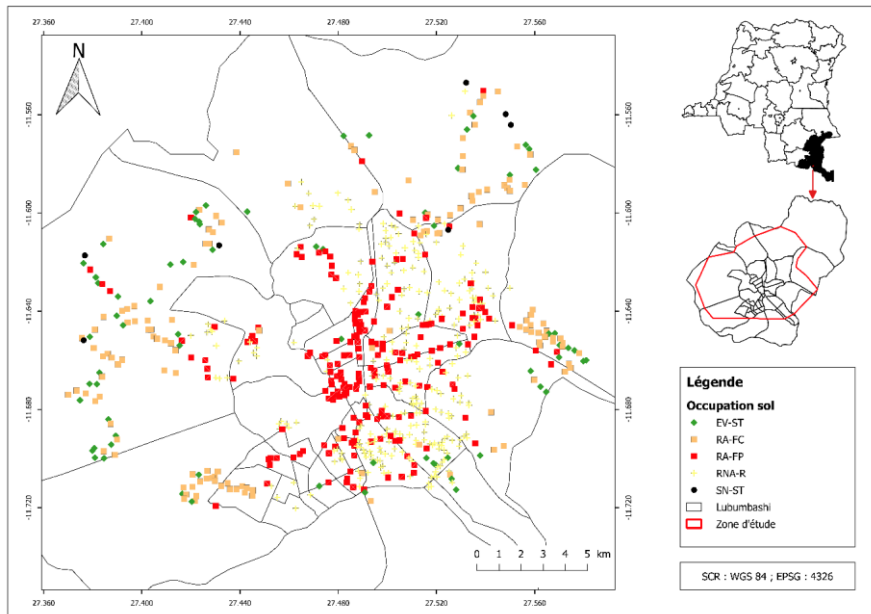


Figure 6- 1 : Carte de prélèvement des points sur terrain. EV-ST : Espace vert sans trafic automobile ; RA-FC : Route asphalté-fort trafic automobile-centre commerciale ; RA-FP :

6.2.2. *Collecte de données*

Une vaste campagne de mesures a été organisée avec la participation des étudiants et chercheurs de la Faculté d'Agronomie de l'Université de Lubumbashi, afin de couvrir l'ensemble du territoire urbain, du centre dense aux zones périurbaines et rurales. Les prélèvements de particules fines (PM_{2,5} et PM₁₀) ont été réalisés quotidiennement entre 9h et 15h, sur une période de trois mois (juin à août 2020).

Les concentrations ont été mesurées à l'aide de compteurs de particules mobiles de marque **TROTEC** (BQ 21). Ces appareils, reconnus comme des instruments professionnels, sont conformes à la norme ISO 21501-4 et sont fournis avec un certificat d'étalonnage garantissant la précision des mesures (Le Gallou & Lepelletier, 2000).

Au total, 1296 points géolocalisés ont été relevés le long des voies de communication et autour des espaces verts et sols nus (figure 5-1). La répartition spatiale des concentrations de PM_{2,5} et PM₁₀ a été produite par interpolation par pondération par distance inverse (IDW) à l'aide du logiciel QGIS (version 2.18.18), avec un nombre de colonnes et de lignes de 5 000 et une taille de cellule de 0,00004° en longitude et latitude. L'interpolation a été effectuée sur une emprise comprise entre 27,370° et 27,581° de longitude et -11,7383° et -11,547° de latitude (Basnet et al., 2019).

Après échantillonnage, les sites ont été stratifiés en cinq types d'occupation du sol, sur la base des observations réalisées sur le terrain. Cette stratification a été effectuée selon trois critères : la nature de l'environnement local (asphalte, route non asphaltée, sol nu, végétation), l'intensité du trafic motorisé et le contexte d'urbanisation (résidentiel, commercial, institutionnel) (tableau 6-1). Ces catégories permettent de caractériser l'hétérogénéité fonctionnelle du paysage urbain et d'évaluer les services écosystémiques associés, notamment la régulation de la qualité de l'air.

Tableau 6-1 : Typologies des occupations de sols décrites sur terrain.

Code	Type d'occupation du sol	Description
RA-FP	Route asphalté-Fort trafic automobile-Périphérie commerciale	Voies goudronnées à forte densité automobile longeant écoles, hôpitaux, bureaux, habitations
RA-FC	Route asphalté-Fort trafic automobile-Centre commerciale	Artères urbaines centrales à forte fréquentation ; entourées de marchés, commerces, arrêts de bus
RNA-R	Route non asphalté-Résidentiel	Voie en terre dans les quartiers résidentiels à faible trafic automobile
SN-ST	Sol nu-Sans trafic automobile	Terrains vagues sans végétation ni circulation automobile
EV-ST	Espace vert-Sans trafic automobile	Zones végétalisées (herbacées, arbustes, arbres) sans circulation automobile

Une classification supervisée a été réalisé avec le logiciel QGIS 3.4.4 pour déminer la proportion des classes d'occupations des sols (% végétation, % bâtis, % sol nu) dans un rayon de 50m autour de chaque point prélevé (figure A7 en annexe). Seuls les points distants de 100m ont été pris en compte.

Nous avons utilisé l'indice médian de végétation par différence normalisée (NDVI) de l'année 2022 comme proxy de la densité de végétation autour des points d'échantillonnage. L'indice NDVI a été calculé sur la plateforme Google Earth Engine à l'aide de mosaïques mensuelles Planet-NICFI de l'année 2022, caractérisées par une résolution spatiale de 4,77 mètres. Par la suite, le NDVI médian dans un rayon de 100 mètres autour des points de mesure sur le terrain a été extrait dans R à l'aide du package terra (version 1.7-37).

6.2.3. Analyses statistiques

Les données collectées ont été prétraitées afin d'éliminer les valeurs aberrantes (outliers). Le test de Shapiro-Wilk a indiqué que les données ne suivaient pas une distribution normale. Après ce nettoyage, 68 jeux de données ont été supprimés, ce qui a abouti à une base finale de 701 lignes.

Pour comparer les concentrations horaires de PM_{2,5} et PM₁₀ selon les types d'occupation du sol observés sur le terrain, une analyse de la variance à un facteur (ANOVA 1) a été réalisée. En présence de différences significatives,

le test HSD de Tukey a été appliqué pour identifier les comparaisons significatives entre les moyennes, à l'aide du package agricolae. Les graphiques ont été générés avec le package ggplot2 du logiciel R (version 4.5.0).

La régression multiple a été premièrement utilisée pour déceler l'évolution des concentrations de PM_{2,5} et PM₁₀ sous d'influence combinée de l'occupation des sols (proportions de végétation, bâti et sol nu) avec le logiciel (4.5.0). Les résultats étant butés à un double problème lié à la multi-colinéarité extrême et à l'effet compensatoire des différentes occupations des sols (voir annexe A5-1), la régression linéaire simple a été effectuée pour examiner séparément l'évolution des concentrations de PM_{2,5} et PM₁₀ en fonction des proportions de végétation, bâti et sol nu dans les différents sites, grâce aux packages predict3d, devtools, rgl, moonBook et ggplot2 dans R (4.5.0).

6.3. Résultats

6.3.1. *Description de la variabilité de la pollution par les particules fines (PM_{2,5} et PM₁₀)*

6.3.1.1. **Cartographie de la concentration des particules fines PM_{2,5} dans la ville de Lubumbashi**

La carte de répartition spatiale des concentrations de PM_{2,5} (figure 6-2) montre une distribution spatiale contrastée de la pollution particulaire dans la ville de Lubumbashi. L'échelle de couleur utilisée, allant du rouge clair au rouge très foncé, permet de visualiser clairement les gradients des concentrations de PM_{2,5}. Ces résultats démontrent une variation des concentrations en PM_{2,5} sur une échelle allant de $\leq 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $\geq 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Les zones les moins affectées ($\leq 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) étant associées à des espaces verts et à des zones peu urbanisées. Pendant que, les zones dépassant les 100, indiquent une pollution critique liée à la densité urbaine, à l'activité industrielle et aux trafics intenses.

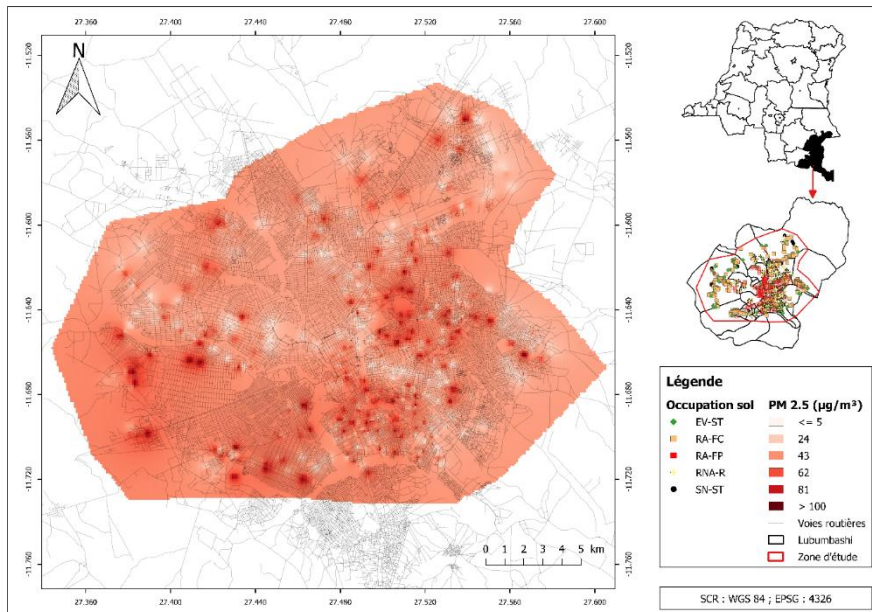


Figure 6-2 : La carte de répartition spatiale des concentrations de PM_{2,5} dans la ville de Lubumbashi.

6.3.1.2. Cartographie de la concentration des particules fines PM₁₀ dans la ville de Lubumbashi

La carte de répartition spatiale des concentrations de PM₁₀ (figure 6-3) montre une distribution spatiale contrastée de la pollution particulaire dans la ville de Lubumbashi. L'échelle de couleur utilisée, allant du rouge clair au rouge très foncé, permet de visualiser clairement les gradients des concentrations de PM₁₀. Ces résultats démontrent une variation des concentrations en PM₁₀ sur une échelle allant de $\leq 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $\geq 200 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Les zones les moins affectées ($\leq 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$) étant associées à des espaces verts et à des zones peu urbanisées. Pendant que, les zones dépassant les 200, indiquent une pollution critique liée à la densité urbaine, à l'activité industrielle et aux trafics intenses.

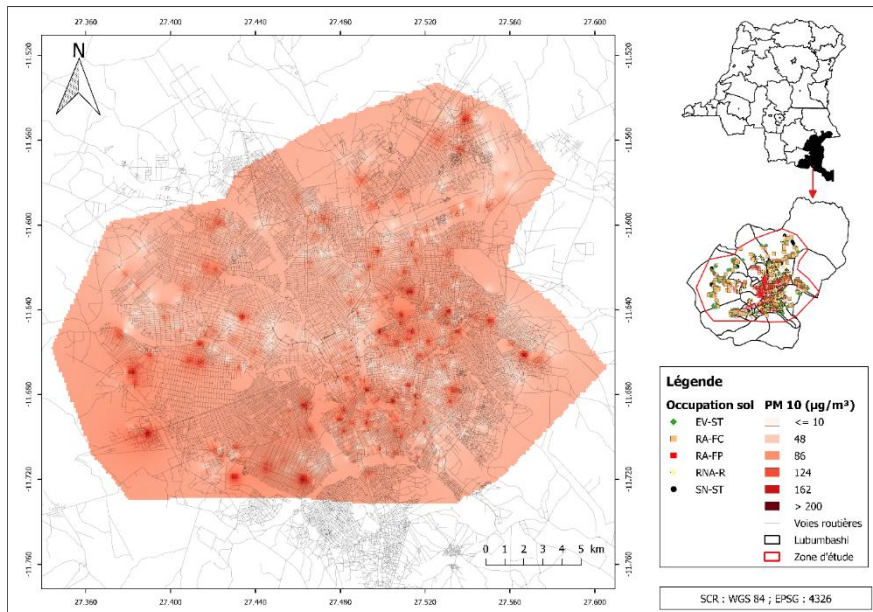


Figure 6-3 : La carte de répartition spatiale des concentrations de PM10 dans la ville de Lubumbashi.

6.3.1.3. Variation temporelle des concentrations en particules fines (PM2,5 et PM10)

L'analyse de variance (ANOVA) a révélé des différences hautement significatives entre les concentrations horaires moyennes de PM2,5 ($p < 0,001$) (figure 6-4). Le test de comparaison des moyennes de Tukey (HSD) a révélé des variations horaires significatives entre 9 h et 15 h. La concentration la plus élevée a été enregistrée à 9 h, avec une valeur moyenne de $59 \mu\text{g}/\text{m}^3$, tandis que la plus faible a été observée à 14 h, avec $33 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Il est important de noter que même la plus faible concentration reste supérieure à la limite journalière recommandée par l'OMS (2005) fixé à $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (la moins rigoureuse).

Une tendance similaire a été observée pour les PM10. La concentration maximale a également été enregistrée à 9h00, avec une moyenne de $93 \mu\text{g}/\text{m}^3$, tandis que la concentration minimale a été enregistrée à 14h00, atteignant $55 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Bien que cette valeur soit inférieure à celle observée le matin, elle reste proche de la norme journalière fixée par l'OMS (2005) pour les PM10, qui est de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (la moins rigoureuse).

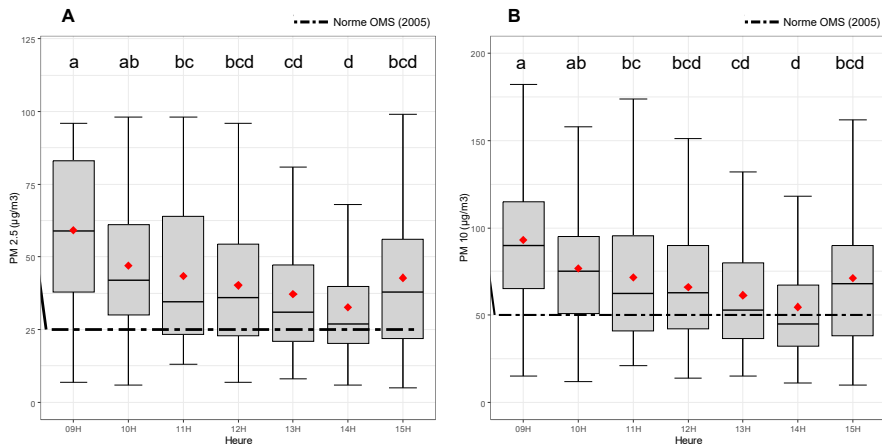


Figure 6-4 : Concentration en PM 2.5 et PM 10 suivant les heures de la journée.

6.3.2. *Lien entre typologies urbaines (descriptions sur terrain) et pollution en PM_{2,5} et PM₁₀*

L'analyse de la variance (ANOVA) a révélé des différences hautement significatives ($p < 0,001$) entre les moyennes des concentrations de PM_{2,5} selon les types d'occupation du sol observés sur le terrain (figure 6-5). Le test de comparaison des moyennes (Tukey HSD) montre que les zones RA-FP (routes asphaltées – fort trafic automobile – périphérie commerciale), RNA-R (routes non asphaltées – résidentielles) et RA-FC (routes asphaltées – fort trafic automobile – centre commercial) présentent les concentrations les plus élevées en PM_{2,5}, statistiquement similaires (groupe a), avec des valeurs comprises entre $43 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $46 \mu\text{g}/\text{m}^3$. En revanche, les espaces verts EV-ST (espaces verts – sans trafic automobile) et les sols nus SN-ST (sols nus – sans trafic automobile) appartiennent au groupe b, avec des concentrations significativement plus faibles, comprises entre $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Une tendance similaire est observée pour les PM₁₀ : les trois types d'occupation du sol RA-FP, RA-FC et RNA-R présentent des valeurs allant de $67 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à $73 \mu\text{g}/\text{m}^3$, formant un groupe homogène a indiquant des niveaux élevés et statistiquement similaires. À l'inverse, les zones EV-ST et SN-ST présentent des valeurs comprises entre $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $49 \mu\text{g}/\text{m}^3$, formant le groupe b, significativement moins pollué.

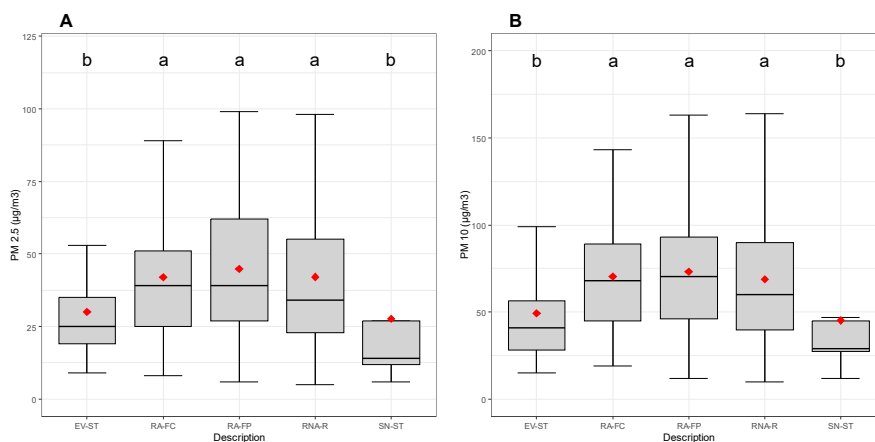


Figure 6-5 : Concentration en PM 2,5 et PM10 suivant la description du milieu. EV-ST : Espace vert sans trafic automobile ; RA-FC : Route asphalté-fort trafic automobile-centre commerciale ; RA-FP : Route asphalté-fort trafic automobile-périphérie commerciale ; RNA-R : Route non asphalté-résidentiel ; SN-ST : Sol nu-sans trafic automobile.

6.3.3. *Lien entre classes d'occupation du sol et pollution en PM2,5 et PM10 : Modélisation par régressions simples*

Les figures (6-6, 6-7 et 6-8) présentent les relations entre les concentrations de PM2,5 et PM10 et les principaux types d'occupation du sol exprimés en pourcentage (végétation, bâti et sol nu). L'ensemble des graphiques révèle une distribution non normale des points, avec une forte concentration aux valeurs extrêmes (0 % et 100 %), traduisant une homogénéité locale marquée des sites échantillonnés et limitant la mise en évidence de gradients continus entre l'occupation du sol et les concentrations de particules fines.

L'analyse de régression entre les concentrations de PM2,5 et PM10 et les types d'occupation du sol n'a montré aucune relation statistiquement significative ($p > 0,05$). Malgré cette absence de significativité, les tendances observées sont cohérentes d'un point de vue environnemental. La figure 6-6 montre une tendance à la diminution des concentrations de PM2,5 et PM10 avec l'augmentation de la couverture végétale. À l'inverse, la figure 6-7 indique une augmentation progressive des concentrations avec la densité du bâti. Enfin, la figure 6-8 révèle une relation faible et non significative entre

les concentrations de PM et la proportion de sol nu, avec une légère tendance à la baisse dans ces zones.

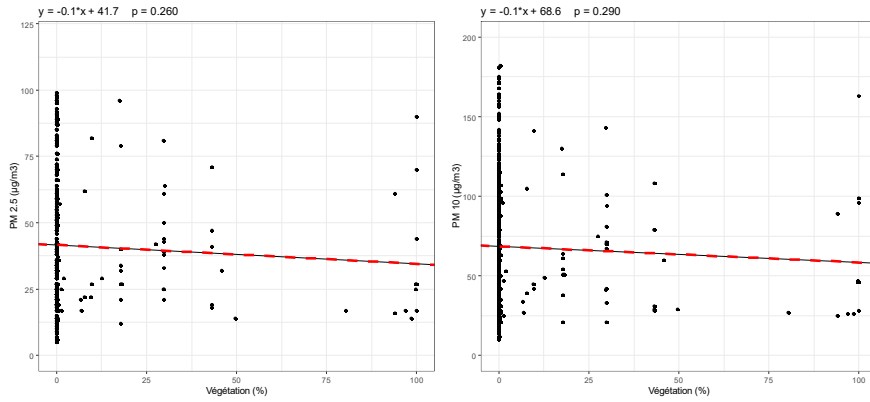


Figure 6-6 : Régression linéaire simple entre les concentrations de PM 2.5 et PM 10 et le pourcentage de couverture végétale.

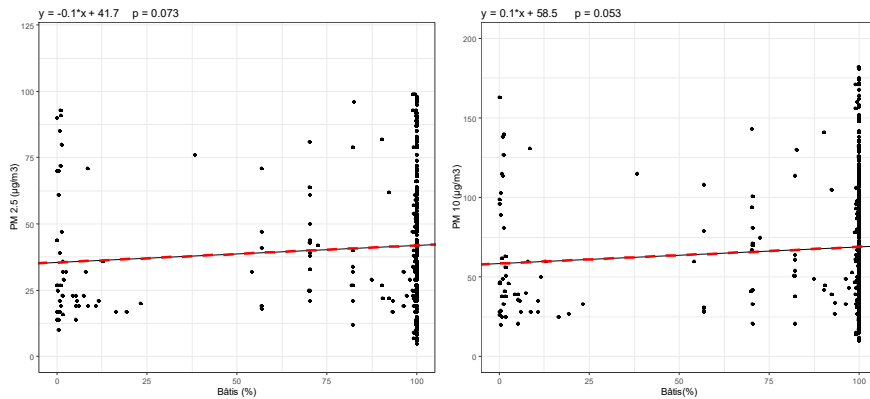


Figure 6-7 : Régression linéaire simple entre les concentrations de PM 2.5 et PM 10 et le pourcentage de surfaces bâties.

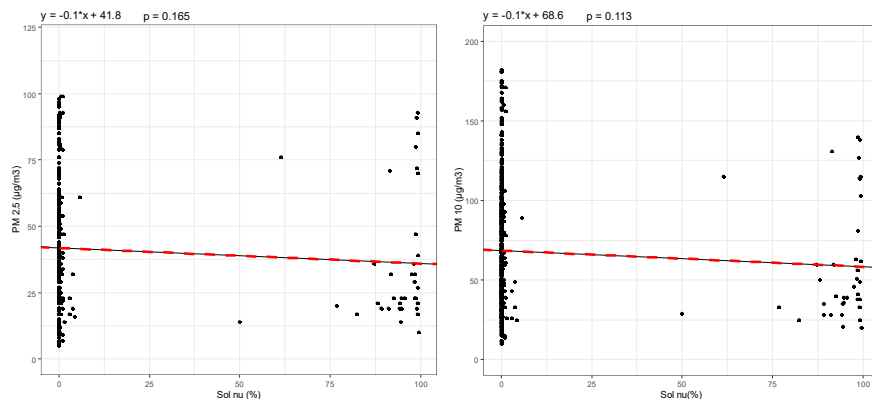


Figure 6-8 : Régression linéaire simple entre les concentrations de PM 2.5 et PM 10 et le pourcentage de sols nus.

6.4. Discussion

6.4.1. *Discussion des résultats*

L'exposition aux particules fines (PM_{2,5} et PM₁₀) constitue un enjeu majeur de santé publique en milieu urbain, en raison de leur capacité à pénétrer profondément dans l'appareil respiratoire et à induire des effets sanitaires significatifs (Paul-Didi et al., 2021). Les résultats de cette étude révèlent une forte hétérogénéité spatiale des concentrations de PM à l'échelle de la ville de Lubumbashi, traduisant l'influence combinée de l'occupation du sol, de l'intensité des activités anthropiques et de l'organisation urbaine (figure 6-2 et 6-3).

Les concentrations les plus élevées sont observées dans les zones densément urbanisées, caractérisées par un bâti compact, un trafic routier intense et une forte activité industrielle, tandis que les secteurs faiblement urbanisés et riches en végétation présentent des niveaux significativement plus faibles. Cette structuration spatiale de la pollution particulaire, marquée par des gradients localisés, est cohérente avec les observations de Muschett (1981) et confirme le rôle central de l'occupation du sol dans la distribution des polluants atmosphériques. La comparaison entre les classes d'occupation du sol met en évidence l'impact dominant des infrastructures routières et des zones bâties sur les niveaux de PM_{2,5} et PM₁₀, alors que les espaces verts urbains sont associés à des concentrations plus faibles (figure 6-5), en accord avec de

nombreuses études antérieures (Yang & Jiang, 2021 ; Guo et al., 2022 ; Jaiswal et al., 2024).

Néanmoins, plusieurs travaux soulignent que le rôle de la végétation dans l'atténuation de la pollution particulaire demeure secondaire par rapport aux stratégies de réduction des émissions à la source, et dépend fortement du contexte urbain, climatique et morphologique (Alsalama et al., 2021 ; Hewitt et al., 2020). En particulier, la densité et la proximité du réseau routier constituent des déterminants majeurs des concentrations de PM₁₀, celles-ci diminuant avec l'éloignement des axes à fort trafic, y compris en milieu résidentiel dense (Sohrab et al., 2023).

Les relations statistiquement non significatives observées entre les concentrations de PM_{2,5}/PM₁₀ et les pourcentages d'occupation du sol, issues des régressions linéaires simples, suggèrent une forte dépendance des résultats à l'échelle spatiale d'analyse (figure 6-6, 6-7 et 6-8). Plusieurs études récentes montrent en effet que l'effet des espaces verts sur la pollution particulaire est souvent détectable à des échelles locales, mais tend à s'atténuer ou à disparaître à des échelles plus larges (Islam, 2024 ; Wang et al., 2024). Ces divergences s'expliquent notamment par la structure et la densité de la végétation, les conditions météorologiques locales et la distribution spatiale des sources d'émission (Nguyen & Liou, 2024 ; Islam et al., 2024). De plus, l'efficacité des espaces verts varie selon l'origine et la composition chimique des particules, les PM₁₀ d'origine routière étant généralement mieux atténuées que les particules issues des émissions industrielles (Deshmukh et al., 2019 ; Ottosen & Kumar, 2020).

Les concentrations de PM_{2,5} et PM₁₀ présentent une variabilité temporelle marquée, avec des niveaux maximaux observés en début de matinée et des concentrations plus faibles en milieu de journée, reflétant l'intensification des activités anthropiques, en particulier le trafic routier (figure 6-4). Malgré cette dynamique horaire, les concentrations mesurées demeurent proches ou supérieures aux seuils recommandés par l'OMS, indiquant un niveau de pollution préoccupant à Lubumbashi. Ces résultats sont cohérents avec ceux rapportés dans d'autres villes africaines, où les pics de pollution particulaire coïncident généralement avec les heures de pointe matinales et dépassent fréquemment les recommandations sanitaires internationales (Onuorah et al., 2019 ; Ngangmo et al., 2023 ; Aguh et al., 2025).

6.4.2. *Forces et limites méthodologiques*

Notre approche de catégorisation des usages du sol pour l'analyse des concentrations de PM_{2.5} et PM₁₀ rejoint les travaux de Sohrab et al. (2023), qui montrent que l'identification des classes d'occupation du sol les plus

contributives à la pollution particulaire constitue un levier stratégique pour la gestion de la qualité de l'air dans les villes soumises à une forte pression anthropique. Une classification fondée sur la contribution des usages du sol aux niveaux de PM permet ainsi de mieux appréhender les effets de leur organisation spatiale sur la qualité de l'air.

La régression linéaire, largement utilisée pour relier les concentrations de PM aux pourcentages d'occupation du sol, offre un cadre analytique simple (Xu et al., 2021 ; Yang et al., 2022 ; Wang et al., 2025), mais repose sur des hypothèses de linéarité et de stationnarité spatiale et temporelle souvent mises en défaut dans les environnements urbains complexes (Wei et al., 2021 ; Zhang et al., 2022 ; Xu et al., 2023). Dès lors, plusieurs études recommandent une sélection rigoureuse des variables explicatives, notamment par des approches pas à pas, afin de limiter la multi colinéarité et d'améliorer la performance des modèles (Xu et al., 2021 ; Sun et al., 2025 ; Wang et al., 2025). Cette étape, non intégrée dans la présente étude, constitue une perspective méthodologique majeure pour les travaux futurs.

6.5. Conclusion

Les zones bâties et à fort trafic se confirment comme les principaux contributeurs à la pollution particulaire urbaine de Lubumbashi, tandis que la végétation, bien que bénéfique, joue un rôle atténuateur secondaire dont l'efficacité dépend de l'échelle et des caractéristiques locales. La variabilité temporelle des concentrations, avec des pics en début de matinée, confirme l'influence des activités anthropiques et souligne la nécessité de stratégies intégrées combinant réduction des émissions et renforcement des espaces verts pour protéger la santé des populations urbaines.

Chapitre 7

Discussion générale

Dans les parties précédentes de cette discussion, au premier point nous avons examinés les résultats issus de la comparaison entre les propriétés physico-chimiques et biologiques du sol des sols végétalisés et des sols nus des espaces verts urbains de Lubumbashi en s'appuyant sur les études antérieures. Au deuxième point, nous avons démontré les liens existants entre les propriétés physicochimiques et biologiques du sol et les concentrations de PM_{2,5} et PM₁₀ en se basant sur la littérature.

Ce sous point examine le rôle de la végétation urbaine dans la réduction des concentrations de PM_{2.5} et PM₁₀ et de l'exposition de la population de Lubumbashi à ces polluants ; en mettant en évidence l'influence de la densité de la végétation et des conditions météorologiques.

7.1. Amélioration des propriétés physicochimiques et biologiques des sols urbains sous végétation par rapport aux sols nus

Les résultats de cette étude confirment que la présence du couvert végétal constitue un facteur déterminant dans la différenciation des propriétés physico-chimiques et biologiques des sols urbains. Dans les espaces verts de Lubumbashi, les sols végétalisés présentent des teneurs en matière organique significativement plus élevées que les sols nus (chapitre 3). Cette matière organique joue un rôle central dans le fonctionnement biologique des sols, comme en témoigne son influence très significative sur l'abondance totale de la macrofaune observée dans les sites étudiés (chapitre 4). Ces résultats sont cohérents avec ceux rapportés dans d'autres contextes urbains et tropicaux. Joimel et al. (2016) ont notamment montré que les sols urbains végétalisés présentent des teneurs en matière organique plus élevées que les sols nus, traduisant le rôle essentiel du couvert végétal dans le maintien des propriétés physico-chimiques des sols. En milieu tropical, Loranger-Merciris et al. (2007) ont également mis en évidence une relation étroite entre la matière organique du sol et l'abondance de la macrofaune, confirmant son rôle central dans le fonctionnement biologique des sols sous végétation. Des observations similaires ont été rapportées par Pouyat et al. (2010) dans les espaces verts urbains, où l'accumulation de matière organique favorise une activité biologique accrue.

Par ailleurs, les sols nus se caractérisent par des valeurs plus faibles de capacité d'échange cationique (CEC) et par un appauvrissement global en nutriments essentiels (N, P et K) par rapport aux sols végétalisés. Ces résultats traduisent l'effet protecteur du couvert végétal sur la fertilité chimique des sols urbains. La suppression de la végétation apparaît ainsi comme un facteur

majeur de dégradation de la qualité des sols, susceptible d'accentuer les pertes en éléments nutritifs. De plus, le pH des sols végétalisés s'est révélé environ 1,2 à 1,3 fois plus élevé que celui des sols nus, suggérant que la disparition du couvert végétal favorise une acidification marquée des sols. Cette acidité accrue pourrait être liée à l'exposition directe des sols nus aux rejets urbains et aux perturbations anthropiques, comme l'ont également souligné Joimel et al. (2016). Des observations similaires ont été rapportées par Soumaré et al. (2003) et Alnaimy & Elrys (2025), qui montrent que les sols protégés par la végétation conservent mieux leurs nutriments, tandis que les sols nus subissent un appauvrissement important sous l'effet combiné de l'érosion et du lessivage.

Les résultats obtenus à Lubumbashi indiquent également que la densité apparente des sols, qu'ils soient végétalisés ou nus, demeure supérieure aux valeurs généralement observées dans les sols tropicaux non anthropisés (0,7 à 1,2 g/cm³) (Obidike-Ugwu et al., 2023 ; Tomasella & Hodnett, 2004). Cette observation confirme le caractère fortement anthropisé des sols urbains étudiés, y compris au sein des espaces verts. Des travaux antérieurs ont mis en évidence des tendances similaires en milieu urbain (Scharenbroch et al., 2005), où les activités humaines, telles que la circulation piétonne, le compactage ou le pavage des surfaces, modifient durablement la structure des sols (Joimel et al., 2016).

Au-delà de son lien étroit avec la matière organique, l'abondance totale de la macrofaune du sol apparaît également fortement influencée par le niveau de végétalisation des sites étudiés. Comparativement aux sols nus, les sols végétalisés de Lubumbashi présentent une macrofaune nettement plus abondante. Ces résultats corroborent ceux de Goldsbrough et al. (2003), qui ont montré que les changements d'occupation du sol influencent significativement la composition et l'abondance de la macrofaune. Celle-ci regroupe des organismes visibles à l'œil nu, tels que les vers de terre, les termites, les fourmis et les coléoptères, dont les activités contribuent de manière déterminante aux processus de structuration du sol, de minéralisation et de recyclage des éléments nutritifs (Barros et al., 2006 ; Lavelle, 1996, 2000 ; Lavelle et al., 2022 ; Loranger-Merciris et al., 2007).

7.1.1. Mécanismes et facteurs qui influencent les services écosystémiques liés aux sols

La figure 7-1 présente un schéma conceptuel des relations entre les propriétés physico-chimiques et biologiques de sol évaluées dans cette étude et les services écosystémiques qui leur sont généralement associés. Bien que les services écosystémiques, notamment l'infiltration de l'eau, la régulation

des inondations, le recyclage des nutriments et l'habitat des espèces, n'aient pas été mesurés directement, les propriétés analysées sont reconnues dans la littérature comme des déterminants majeurs du fonctionnement écologique des sols, en particulier pour les services de régulation en milieu urbain ((Dominati et al., 2010).

Les teneurs significativement plus élevées en matière organique observées dans les sols végétalisés constituent un levier central, en raison de leur rôle dans la disponibilité des éléments nutritifs, le soutien de l'activité biologique, notamment de la macrofaune, et la stabilité structurale (Six et al., 2000). La matière organique stimule le développement de la macrofaune, dont la bioturbation améliore la formation et la stabilisation des agrégats, renforçant ainsi une structure du sol fonctionnelle. Cette amélioration structurale facilite à son tour l'accumulation et la protection de la matière organique, établissant un cycle vertueux entre sol fertile et macrofaune (Lavelle et al., 2006).

Une structure du sol améliorée se traduit par une porosité plus développée et mieux connectée, associée à une densité apparente plus faible, indicatrice d'une moindre compaction. Ces conditions favorisent l'infiltration et le stockage temporaire de l'eau dans le sol (Bronick & Lal, 2005). Sarr et al. (2000) ont montré que la macrofaune influence significativement l'infiltration en créant galeries et macropores. Une teneur élevée en matière organique constitue donc un bon indicateur de stabilité structurale, de résistance au compactage et de fertilité globale du sol (Jim, 1993 ; Lehmann & Stahr, 2007).

À l'inverse, l'absence de couverture végétale affecte négativement les propriétés physiques du sol et réduit sa capacité fonctionnelle. Plusieurs travaux indiquent que les changements d'affectation des sols et l'urbanisation s'accompagnent d'une diminution des fonctions de régulation liées au sol, en raison notamment de l'augmentation des surfaces imperméables (Alaoui et al., 2011 ; Chen et al., 2014 ; Gregory et al., 2006). La régulation hydrique, particulièrement importante en milieu urbain, dépend étroitement des caractéristiques structurales et texturales du sol (Chen et al., 2014).

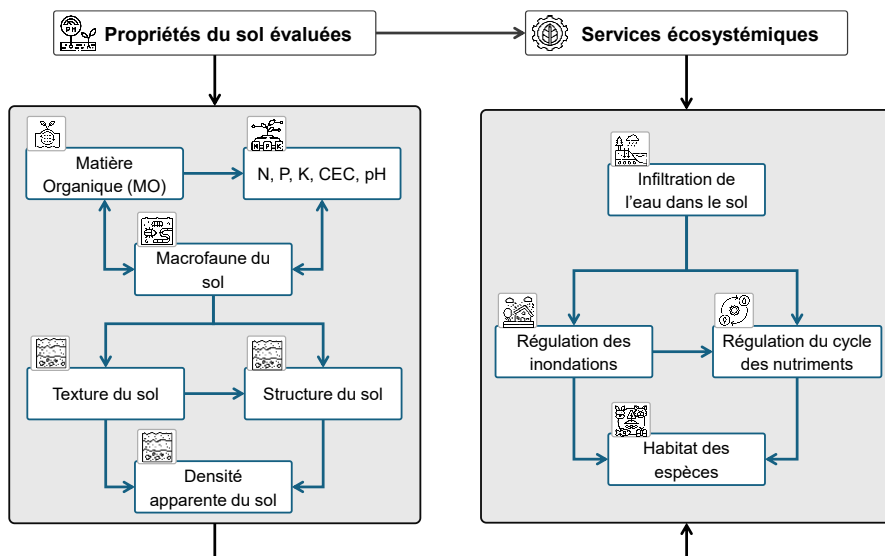


Figure 7-1 : Schéma conceptuel illustrant les relations entre les propriétés physico-chimiques et biologiques des sols urbains évaluées dans cette étude et les principaux services écosystémiques associés. Les propriétés du sol analysées (matière organique, nutriments, CEC, pH, macrofaune, texture, structure et densité apparente) constituent les variables mesurées sur le terrain, tandis que les services écosystémiques présentés (infiltration de l'eau, régulation des inondations, régulation du cycle des nutriments et habitat des espèces) correspondent aux fonctions écologiques potentiellement soutenues par ces propriétés, sans avoir été évaluées directement dans le cadre de cette étude (conception de l'auteur).

7.1.2. *Eléments à extrapoler pour l'évaluation des services écosystémiques liés aux sols dans d'autres villes*

La portée de cette étude dépasse le cadre spatial de la ville de Lubumbashi, car elle repose sur des propriétés physico-chimiques et biologiques du sol reconnues comme déterminantes du fonctionnement écologique et des services écosystémiques du sol (Amossé et al., 2017 ; Dominati et al., 2010 ; Toho, 2023 ; Walter et al., 2015). L'approche méthodologique adoptée, fondée sur la comparaison entre sols végétalisés et sols nus à partir d'indicateurs fonctionnels tels que la matière organique, les éléments nutritifs, l'activité de la macrofaune, la structure du sol, la texture et la densité apparente, permet d'identifier des mécanismes généraux de fonctionnement

des sols urbains, indépendamment des valeurs absolues mesurées (Bronick & Lal, 2005 ; Dominati et al., 2010 ; Séré et al., 2020).

Dans de nombreuses villes d'Afrique tropicale, les sols urbains subissent des pressions comparables, notamment la compaction liée aux usages anthropiques et la perte du couvert végétal (Goldsbrough et al., 2003 ; Roose, 2015), ce qui confère une pertinence régionale aux résultats observés dans cette étude. Ainsi, bien que certaines propriétés intrinsèques des sols, telles que la texture ou le matériau parental, puissent moduler l'intensité des processus, les relations identifiées entre la matière organique, l'activité biologique, la structure du sol et la compaction peuvent être **transposées à d'autres contextes urbains tropicaux** (Lavelle et al., 2006).

7.2. Lien entre les qualités des sols, la végétation et la concentration des particules fines dans l'air

Les sols nus exposés au vent, au piétinement et à la circulation constituent d'importantes sources de particules en suspension, notamment les PM10 (Li et al., 2015). À l'inverse, les sols végétalisés, riches en matière organique et structurés par la macrofaune, présentent une meilleure stabilité des agrégats, ce qui réduit considérablement les émissions de PM2,5 et PM10. Laribi et al. (2012) ont montré que la résistance d'un sol à l'érosion éolienne dépend de la végétation, de la structure du sol et de la teneur en matière organique. Li et al. (2015) ont également observé que, de manière générale, plus la teneur en argile et en limon du sol est élevée, moins il y a de poussières émises, tandis que les sols sableux favorisent des émissions plus importantes. Ainsi, les concentrations de PM2,5 et de PM10 présentent une corrélation négative avec les teneurs en argile et en limon, et positive avec le sable.

Par ailleurs, Le Vern (2021) a démontré que les dépôts atmosphériques de PM, souvent chargés de métaux issus du trafic et de l'industrie, peuvent altérer la qualité chimique des sols et affecter les communautés de macrofaune. Ces rétroactions peuvent, à terme, affaiblir le fonctionnement écologique des sols et réduire la fourniture des services écosystémiques liés à la régulation de la qualité de l'air.

7.3. Effet de la végétation urbaine sur la réduction de PM_{2,5} et PM₁₀, en fonction de la densité végétale et des conditions météorologiques dans la ville de Lubumbashi

7.3.1. Effet différencié de la végétation sur les concentrations de PM_{2,5} et PM₁₀ aux échelles locale et urbaine à Lubumbashi

Les analyses réalisées dans cette étude révèlent que la végétation exerce un effet significatif sur la réduction des concentrations de PM_{2,5} et PM₁₀ à l'échelle locale au sein des espaces verts, alors que cet effet devient non significatif à l'échelle de l'ensemble de la ville de Lubumbashi, lorsque le niveau de végétalisation le long des axes urbains est mis en relation avec les concentrations en particules fines.

Au sein des sites étudiés, les concentrations de PM_{2,5} et PM₁₀ diminuent progressivement de l'entrée du vent vers l'intérieur des espaces verts, traduisant l'effet local de la végétation sur l'interception des particules et la réduction de leur remise en suspension. Cependant, la comparaison des concentrations à l'entrée et à la sortie des espaces verts montre que les niveaux de PM_{2,5} et PM₁₀ sont plus élevés à l'entrée, diminuent à l'intérieur des espaces verts et augmentent à nouveau derrière la barrière végétale (Figures 5-6 et 5-7). Ces résultats corroborent les observations de Steffens et al. (2012), qui ont montré que des augmentations locales de particules peuvent se produire derrière des barrières végétales selon le régime de vent, malgré une réduction globale dans l'espace végétalisé.

La végétation modifie le champ de vent et la microcirculation de l'air, réduisant localement les concentrations de PM émises par le trafic routier (Mestayer & Brunet, 2015). Toutefois, les études antérieures ont montré que son efficacité dépend fortement de la densité de la végétation, de la proximité des sources de pollution et des conditions météorologiques (Janhäll, 2015 ; Abhijith et al., 2017 ; Wang et al., 2024). Nos résultats confirment que les effets positifs de la végétation sont marqués à l'échelle locale (au sein des espaces verts), mais que la configuration urbaine et la fragmentation du couvert végétal limitent son efficacité à l'échelle de la ville.

À l'échelle urbaine, le pourcentage global de végétation n'exerce pas d'effet significatif sur les concentrations de PM_{2,5} et PM₁₀, probablement en raison de la dominance des sources diffuses, de la mobilité atmosphérique des

particules et de la forte fragmentation des espaces verts (figure 6-6). Cette situation est caractéristique de nombreuses villes d'Afrique tropicale où l'urbanisation rapide et la planification limitée entraînent une couverture végétale discontinue (Gagakuma et al., 2025 ; Kabanyegeye et al., 2022 ; Muhoza & Zhou, 2024 ; Useni et al., 2017a, 2017b ; Vermeiren et al., 2012).

L'analyse des concentrations de PM selon les typologies de l'occupation du sol montre une forte hétérogénéité spatiale de la pollution atmosphérique. Les niveaux les plus faibles sont observés dans les espaces verts et les zones périphériques faiblement urbanisées, tandis que les concentrations les plus élevées se situent dans les quartiers densément bâtis, près des axes routiers, des zones industrielles et des centres commerciaux (Chapitre 6). Ces observations mettent en évidence l'impact conjoint de la densité urbaine, des activités anthropiques et des fonctions écologiques de la végétation sur la qualité de l'air, confirmant les résultats d'études antérieures (Jaiswal et al., 2025 ; Muschett, 1981 ; Rani & Kumar, 2023)

7.3.2. Impact des variations saisonnières et journalières sur la capacité de la végétation à réduire les concentrations de PM_{2,5} et PM₁₀

Dans la continuité des résultats montrant un effet différencié de la végétation selon l'échelle spatiale, les analyses indiquent que sa capacité à réduire les concentrations de PM_{2,5} et PM₁₀ varie également selon les saisons et au cours de la journée.

En saison des pluies, les espaces végétalisés sont associés à une réduction des concentrations de PM_{2,5} et PM₁₀ de **17 % et 16 % respectivement**, par rapport aux zones non végétalisées. En saison sèche, ces réductions sont légèrement plus faibles, avec **13 % pour le PM_{2,5} et 14 % pour le PM₁₀**. Ces différences reflètent non seulement l'importance de la végétation dans la régulation de la qualité de l'air, mais aussi la sensibilité de ce service écosystémique aux conditions climatiques locales (Chapitre 5). Plusieurs auteurs ont montré que l'humidité, la température et la vitesse du vent influencent la capacité des arbres à capter ou piéger les particules en suspension (Pascal et al., 2018 ; Qiu et al., 2018 ; Yang et al., 2025). À l'échelle mensuelle, cette tendance se confirme : le mois de mars, marqué par des précipitations abondantes, correspond aux concentrations les plus faibles, tandis que les mois les plus secs (juin à août) présentent les niveaux les plus élevés, dépassant parfois les recommandations annuelles de l'OMS (2005) (figure 5-10).

Les variations journalières mettent également en évidence l'influence des activités anthropiques. Les concentrations les plus élevées se produisent entre

06h et 19h, période correspondant aux heures de circulation et d'activités urbaines intenses, tandis que les valeurs les plus faibles sont observées durant la nuit (**22h à 05h**) (Chapitre 5). Ces tendances rejoignent celles observées dans d'autres villes d'Afrique tropicale, où les émissions liées aux véhicules, à la combustion de biomasse, aux activités industrielles et à la remise en suspension de poussières routières constituent les principales sources de pollution atmosphérique (Dolumbia et al., 2023 ; Marais & Wiedinmyer, 2016 ; Naidja et al., 2018 ; Petkova et al., 2013 ; Sylla et al., 2017).

7.4. Implications des résultats pour la planification urbaine et la gestion fonctionnelle des espaces verts à Lubumbashi

Les résultats de cette étude mettent en évidence des différences nettes entre les sols végétalisés et les sols nus à Lubumbashi, tant du point de vue des propriétés physico-chimiques et biologiques que des concentrations en particules fines (PM_{2,5} et PM₁₀), plus élevées dans les zones de sols nus associées au trafic et aux activités anthropiques. Les sols végétalisés présentent des teneurs plus importantes en matière organique, une meilleure structure, une densité apparente plus faible et une activité biologique plus développée, traduisant un fonctionnement écologique plus efficace. Ces caractéristiques confèrent aux espaces verts un rôle d'infrastructures écologiques urbaines capables de soutenir des services écosystémiques de régulation, notamment hydrique et atmosphérique. Des travaux antérieurs montrent que les sols urbains structurés et couverts de végétation favorisent la stabilisation des particules déposées et limitent leur remise en suspension (Baró Porras, 2016 ; Nowak & Heisler, 2010 ; Pugh et al., 2012).

Dans un contexte urbain marqué par une forte production de poussières liée aux activités humaines, au trafic routier et à la dégradation des sols, l'effet d'atténuation observé dans les zones végétalisées souligne l'intérêt d'intégrer les espaces verts comme composantes fonctionnelles de la trame urbaine, en particulier dans les villes tropicales en expansion rapide où les surfaces végétalisées tendent à diminuer (Deton et al., 2025 ; Fisher et al., 2021 ; Petkova et al., 2013 ; Thomas et al., 2024). À l'inverse, les sols compactés et appauvris en matière organique fournissent moins efficacement ces fonctions de régulation (Six et al., 2000 ; Lal, 2015).

Ces résultats constituent une base opérationnelle pour la planification et la gestion des espaces verts urbains à Lubumbashi. Ils indiquent que l'optimisation de la capacité de la végétation à fournir des services écosystémiques repose sur une gestion intégrée des sols, de la végétation et

des sources de pollution. Dans cette perspective, le renforcement de la performance écologique des espaces verts passe par des pratiques telles que l'apport et la conservation de la matière organique, la limitation du piétinement, la préservation de la macrofaune du sol et l'amélioration du drainage, afin de maintenir la structure et la fertilité des sols et de limiter les processus de dégradation (Lal, 2015).

Plus largement, plusieurs leviers d'aménagement peuvent accroître l'efficacité environnementale de ces infrastructures vertes. La réduction des émissions polluantes, notamment par des mesures de régulation de la circulation automobile et de contrôle de l'état des véhicules, contribuerait à diminuer les émissions de particules fines et à maximiser les bénéfices de la végétation urbaine. Les résultats soulignent également l'importance stratégique du renforcement de la couverture végétale, à travers la création de grands espaces verts accessibles au public et répartis de manière équitable à l'échelle de la ville. Conçues et gérées de façon fonctionnelle, ces infrastructures vertes peuvent fournir simultanément des services écosystémiques d'approvisionnement, de régulation et culturels, contribuant durablement à la qualité du cadre de vie urbain.

7.5. Analyse critique et limites méthodologiques

Dans cette étude, l'évaluation des services écosystémiques de régulation a reposé sur une double approche. D'une part, les propriétés physico-chimiques et biologiques des sols végétalisés ont été comparées à celles des sols nus afin de tester l'hypothèse selon laquelle la végétation améliore la qualité des sols et renforce leur capacité à fournir des services de régulation. D'autre part, les concentrations de particules fines (PM_{2,5} et PM₁₀) ont été évaluées à l'échelle des sites par comparaison entre espaces végétalisés et non végétalisés ainsi qu'à l'échelle de la ville, en analysant la relation entre les concentrations mesurées et le pourcentage d'occupation du sol, afin de vérifier l'hypothèse d'un effet atténuateur de la végétation sur la pollution particulaire.

La méthodologie adoptée est globalement adaptée aux hypothèses de départ. La comparaison entre sols végétalisés et sols nus constitue une approche pertinente pour tester l'effet du couvert végétal. La mesure des propriétés physico-chimiques (structure, texture, densité apparente, matière organique) et biologiques (macrofaune du sol) est reconnue comme appropriée pour l'évaluation des services écosystémiques liés aux sols (Dominati et al., 2010). De même, l'utilisation de capteurs low-cost fixes et mobiles représente une option acceptable pour l'évaluation de la qualité de l'air dans des contextes urbains dépourvus de stations réglementaires, malgré certaines limites connues (Duché & Madelin, 2015 ; Hayward et al., 2024 ; Idrees & Zheng,

2020 ; Ródenas García et al., 2022). Dans l'ensemble, les résultats obtenus sont cohérents avec les hypothèses formulées.

Certaines limites doivent toutefois être soulignées. Concernant les sols, les mesures hydrologiques directes, telles que les taux d'infiltration ou le ruissellement effectif lors des événements pluvieux n'ont pas été intégrées, ce qui limite les comparaisons avec des études expérimentales centrées sur les bilans hydrologiques. Par ailleurs, l'approche adoptée repose sur une comparaison spatiale à un moment donné, sans suivi temporel ni saisonnier. Or, en milieu tropical, la dynamique des processus biologiques et hydrologiques peut varier fortement au cours de l'année ; des suivis intra-annuels permettraient de mieux caractériser cette variabilité (Camberlin, 2007).

De plus, la comparaison entre sols nus et sols végétalisés n'a pas été conduite le long d'un gradient continu de végétalisation. Une telle approche aurait permis d'analyser les zones de transition et d'identifier des réponses graduelles des propriétés du sol aux variations du couvert végétal (Grabow & Manthey, 2002 ; Lister et al., 2004 ; Mayor et al., 2023). L'absence de ces situations intermédiaires dans le plan d'échantillonnage limite l'interprétation fine des mécanismes fonctionnels et suggère l'intérêt d'études futures intégrant des gradients de végétalisation.

Concernant la qualité de l'air, une contrainte méthodologique importante réside dans la difficulté d'identifier des sites d'installation des capteurs présentant des conditions environnementales strictement comparables. L'évaluation des concentrations de PM_{2.5} et PM₁₀ repose sur des capteurs low-cost, de plus en plus utilisés dans les villes des pays à faibles revenus. Bien qu'ils permettent une mesure opérationnelle des particules atmosphériques, ces capteurs sont sensibles à certains facteurs environnementaux : humidité relative, température, composition chimique des aérosols, pouvant affecter la précision absolue des mesures (Duché & Madelin, 2015 ; Ródenas et al., 2022 ; Hayward et al., 2024). L'incertitude des capteurs utilisés dans cette étude est estimée entre 4 et 13 % pour les PM_{2.5} et entre 3 et 8 % pour les PM₁₀.

Enfin, l'absence d'une station de surveillance certifiée de la qualité de l'air à Lubumbashi limite les possibilités de calibrage de référence et la comparaison avec des réseaux réglementaires, ce qui restreint l'intégration des mesures dans un cadre de suivi standardisé (Idrees & Zheng, 2020 ; Ródenas et al., 2022).

Chapitre 8

Conclusions et perspectives

Cette thèse a analysé le rôle des espaces verts urbains dans l'amélioration de la qualité environnementale en milieu urbain tropical, en prenant la ville de Lubumbashi comme étude de cas. En mobilisant une approche intégrée sol-végétation-atmosphère, elle visait à évaluer la contribution des espaces verts à la fourniture de services écosystémiques de régulation, notamment à travers l'amélioration des propriétés des sols et l'atténuation de la pollution particulaire de l'air.

Les résultats mettent en évidence une différenciation nette entre les sols végétalisés et les sols non végétalisés. Les sols végétalisés présentent globalement de meilleures propriétés physico-chimiques et biologiques, traduisant une capacité accrue à assurer des fonctions écologiques essentielles telles que le stockage de la matière organique, l'amélioration de la structure du sol et le soutien à l'activité biologique. Ces observations confirment le rôle structurant de la végétation urbaine dans le fonctionnement des sols en contexte fortement anthropisé.

Les analyses de la qualité de l'air montrent également une association cohérente entre la présence de végétation et des concentrations plus faibles de particules fines PM_{2,5} et PM₁₀. L'effet de la végétation apparaît significatif à l'échelle locale des espaces verts, sur la base de la comparaison entre zones végétalisées et non végétalisées. En revanche, à l'échelle globale de la ville de Lubumbashi, l'effet n'est pas statistiquement significatif. Bien que ces résultats ne permettent pas d'attribuer exclusivement la diminution des particules fines à la végétation, ils soulignent néanmoins le potentiel des espaces verts comme éléments de régulation de la pollution atmosphérique, en interaction avec d'autres facteurs urbains et environnementaux.

Cette étude présente toutefois certaines limites, notamment l'absence de suivi temporel et la non-prise en compte de gradients continus de végétalisation. Ces contraintes méthodologiques n'invalident pas les conclusions générales, mais invitent à approfondir les investigations par des approches complémentaires.

Plusieurs perspectives de recherche se dégagent ainsi pour prolonger et affiner l'analyse du rôle des espaces verts urbains dans la fourniture de services écosystémiques à Lubumbashi. Il apparaît en premier lieu nécessaire de développer des études intégrant des gradients continus de végétalisation afin de mieux caractériser les relations entre le niveau de couverture végétale et les propriétés physico-chimiques et biologiques des sols urbains. Une telle approche permettrait de dépasser la comparaison binaire entre sols végétalisés et sols nus et d'identifier d'éventuels seuils écologiques utiles à la gestion urbaine.

Dans cette même logique, l'analyse des processus hydrologiques, en particulier l'infiltration de l'eau dans le sol le long de gradients de végétalisation constitue une perspective majeure. L'intégration de ces

paramètres permettrait de mieux quantifier le rôle des espaces verts dans la régulation des flux hydriques, la réduction du ruissellement et la limitation des risques d'inondation en milieu urbain.

Par ailleurs, l'approfondissement des connaissances sur la pollution atmosphérique urbaine suppose une analyse plus détaillée de la composition des particules fines issues des différentes sources d'émission présentes à Lubumbashi. La caractérisation physico-chimique des PM_{2,5} et PM₁₀ permettrait d'identifier plus précisément les contributions respectives du trafic routier, des activités industrielles et des sources domestiques.

Enfin, la caractérisation et la hiérarchisation des sources de pollution en fonction des concentrations mesurées constituent une étape essentielle pour renforcer la portée opérationnelle des résultats de cette thèse. De telles études fourniraient une base scientifique solide pour l'élaboration de stratégies ciblées de réduction des émissions et pour une planification plus efficace des infrastructures vertes urbaines à Lubumbashi.

Références bibliographiques

- Abbasi, M. T., Alesheikh, A. A., Jafari, A., & Lotfata, A., 2024. Spatial and temporal patterns of urban air pollution in tehran with a focus on PM_{2.5} and associated pollutants. *Scientific Reports*, 14(1), 25150. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-75678-6>
- Abhijith, K. V., Kumar, P., Gallagher, J., McNabola, A., Baldauf, R., Pilla, F., Broderick, B., Di Sabatino, S., & Pulvirenti, B., 2017. Air pollution abatement performances of green infrastructure in open road and built-up street canyon environments – A review. *Atmospheric Environment*, 162, 71-86. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.05.014>
- Adhikari, K., & Hartemink, A. E., 2016. Linking soils to ecosystem services — A global review. *Geoderma*, 262, 101-111. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.009>
- Aerts, R., 1997. Climate, Leaf Litter Chemistry and Leaf Litter Decomposition in Terrestrial Ecosystems: A Triangular Relationship. *Oikos*, 79(3), 439. <https://doi.org/10.2307/3546886>
- Ajayi, S. A., Adams, C. A., Dumedah, G., & Adebajji, A. O., 2024. The Impact of Vehicle Engine Characteristics on Vehicle Exhaust Emissions for Transport Modes in Lagos City. *Urban, Planning and Transport Research*, 12(1), 2319328. <https://doi.org/10.1080/21650020.2024.2319328>
- Alaoui, A., Lipiec, J., & Gerke, H. H., 2011. A review of the changes in the soil pore system due to soil deformation: A hydrodynamic perspective. *Soil and Tillage Research*, 115-116, 1-15. <https://doi.org/10.1016/j.still.2011.06.002>
- Alli, A. S., Clark, S. N., Hughes, A., Nimo, J., Bedford-Moses, J., Baah, S., Wang, J., Vallarino, J., Agyemang, E., Barratt, B., Beddows, A., Kelly, F., Owusu, G., Baumgartner, J., Brauer, M., Ezzati, M., Agyei-Mensah, S., & Arku, R. E., 2021. Spatial-temporal patterns of ambient fine particulate matter (PM_{2.5}) and black carbon (BC) pollution in Accra. *Environmental Research Letters*, 16(7), 074013. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac074a>
- Alnaimy, M. A., & Elrys, A. S., 2025. Drivers of Soil Degradation in Arid Regions: Impacts on Physico-Chemical Properties and Nutrient Availability. *Land Degradation & Development*. <https://doi.org/10.1002/ldr.70207>
- Alongo, S., & Kombele, F., 2009. Évolution de la densité apparente et du rapport c/n du sol sous les variétés exotiques et locale de manioc dans les conditions naturelles de Kisangani (RD Congo). *Annales de l'Institut Facultaires des sciences agronomiques de Yangambi*, 1, 197-214. <https://hal-auf.archives-ouvertes.fr/hal-00877116>
- Alsalama, T., Koç, M., & Isaifan, R. J., 2021. Mitigation of urban air pollution with green vegetation for sustainable cities: a review. *International*

- Journal of Global Warming*, 25(3/4), 498.
<https://doi.org/10.1504/IJGW.2021.119014>
- Amossé, J., Havlicek, E., Gobat, J. M., Mitchell, E., & Le Bayon, C., 2017. Indicateurs biologiques et services écosystémiques des sols urbains: propositions de gestion. *Revue suisse Agric.*, 36(2), 77-82.
https://www.researchgate.net/profile/Joel-Amosse-2/publication/319204432_Indicateurs_biologiques_et_services_ecosystemiques_des_sols_urbains_propositions_de_gestion/links/599ad306aca272e41d408b36/Indicateurs-biologiques-et-services-ecosystemiques-des-sols-urbains-propositions-de-gestion.pdf
- Anderson, P. M., Okereke, C., Rudd, A., & Parnell, S., 2013. Regional assessment of Africa. In *Urbanization, biodiversity, and ecosystem services* (p. 453-459). Springer.
- André, M., Mahy, G., Lejeune, P., & Bogaert, J., 2014. Vers une synthèse de la conception et une définition des zones dans le gradient urbain-rural. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 18(1).
<https://hdl.handle.net/2268/161968>
- Andriamaniraka, H. L., 2016. *Phosphore et la Fertilisation Phosphatée Dans les Sols Ferrallitiques à Madagascar : Amélioration de la fertilité des sols*. Mémoire D'habilitation à Diriger des Recherches; Université d'Antananarivo.
- Angnunavuri, P. N., Kuranchie, F. A., Attiogbe, F., & Nerquaye-Tetteh, E. N., 2019. The potential of integrating vehicular emissions policy into Ghana's transport policy for sustainable urban mobility. *SN Applied Sciences*, 1(10), 1201. <https://doi.org/10.1007/s42452-019-1215-8>
- Aniekan Akpan Umoh, Chinedu Nnamdi Nwasike, Olawe Alaba Tula, Chinedu Alex Ezeigweneme, & Joachim Osheyor Gidiagba., 2024. Green infrastructure development: Strategies for urban resilience and sustainability. *World Journal of Advanced Research and Reviews*, 21(1), 020-029. <https://doi.org/10.30574/wjarr.2024.21.1.2683>
- Aram, F., Higuera García, E., Solgi, E., & Mansournia, S., 2019. Urban green space cooling effect in cities. *Heliyon*, 5(4), e01339.
<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e01339>
- Artaxo, P., Gatti, L. V., Leal, A. M. C., Longo, K. M., Freitas, S. R. de, Lara, L. L., Pauliquevis, T. M., Procópio, A. S., & Rizzo, L. V., 2005. Química atmosférica na Amazônia: a floresta e as emissões de queimadas controlando a composição da atmosfera amazônica. *Acta Amazonica*, 35(2), 185-196. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672005000200008>
- Asabere, S. B., 2020. *Urbanisation, Land Use and Soil Resource: Spatio-Temporal Analyses of Trends and Environmental Effects in Two Metropolitan Regions of Ghana (West Africa)*. Dissertation, Göttingen, Georg-August Universität, 2020.

- Asabere, S. B., Zeppenfeld, T., Nketia, K. A., & Sauer, D., 2018. Urbanization Leads to Increases in pH, Carbonate, and Soil Organic Matter Stocks of Arable Soils of Kumasi, Ghana (West Africa). *Frontiers in Environmental Science*, 6. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00119>
- Assandri, D., Pampuro, N., Zara, G., Cavallo, E., & Budroni, M., 2020. Suitability of Composting Process for the Disposal and Valorization of Brewer's Spent Grain. *Agriculture*, 11(1), 2. <https://doi.org/10.3390/agriculture11010002>
- Athokpam, V., Chamroy, T., & Ngairangbam, H., 2024. The Role of Urban Green Spaces in Mitigating Climate Change: An Integrative Review of Ecological, Social, and Health Benefits. *Environmental Reports*, 6(1), 10-14. <https://doi.org/10.51470/ER.2024.6.1.10>
- Ayeter, G. K., Mbonigaba, I., Ampofo, J., & Sunnu, A., 2021. Investigating the state of road vehicle emissions in Africa: A case study of Ghana and Rwanda. *Transportation Research Interdisciplinary Perspectives*, 11, 100409. <https://doi.org/10.1016/j.trip.2021.100409>
- Bachelier, G., 1973. Faune des sols et termites. *Les sols ferrallitiques*, 107-142. https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/pleins_textes_6/Idt/29120.pdf
- Badura, M., Batog, P., Drzeniecka-Osiadacz, A., & Modzel, P., 2019. Regression methods in the calibration of low-cost sensors for ambient particulate matter measurements. *SN Applied Sciences*, 1(6), 622. <https://doi.org/10.1007/s42452-019-0630-1>
- Baize, D., & Girard, M. C., 2009. *Référentiel pédologique 2008*. Editions Quae.
- Baldauf, R., 2017. Roadside vegetation design characteristics that can improve local, near-road air quality. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 52, 354-361. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2017.03.013>
- Baldauf, R., 2020. Air pollution mitigation through vegetation barriers and green space. In *Traffic-Related Air Pollution* (p. 437-453). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818122-5.00017-X>
- Banza, C. L. N., Nawrot, T. S., Haufroid, V., Decrée, S., De Putter, T., Smolders, E., Kabyla, B. I., Luboya, O. N., Ilunga, A. N., Mutombo, A. M., & Nemery, B., 2009. High human exposure to cobalt and other metals in Katanga, a mining area of the Democratic Republic of Congo. *Environmental Research*, 109(6), 745-752. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2009.04.012>
- Barech, G., Khaldi, M., Espadaler, X., & Cagniant, H., 2020. Révision taxonomique du genre *Messor* (Hymenoptera, Formicidae) au Maghreb et description de *Messor hodnii* sp. n., une nouvelle espèce de fourmi trouvée en Algérie. *Revue suisse de Zoologie*, 127(1), 9-19.

- Barnes, D., & Connor, B., 2014. *Managing dust on unpaved roads and airports* (Numéro 4000096). Alaska University Transportation Center. <http://hdl.handle.net/11122/8813>
- Baró Porras, F., 2016. Urban Green Infrastructure: Modeling and mapping ecosystem services for sustainable planning and management in and around cities. *Universitat Autònoma de Barcelona*, p228. <https://hdl.handle.net/10803/399173>
- Barros, E., Mathieu, J., S., T.-Coral., Nascimento, A. R. L., & Lavelle, P., 2006. 3 Soil Macrofauna Communities. *Soil biodiversity in Amazonian and other Brazilian ecosystems*, 43. https://www.researchgate.net/profile/Jerome-Mathieu-2/publication/353874491_Soil_macrofauna_communities_in_Brazilian_Amazonia/links/65cdc3661bed776ae361081d/Soil-macrofauna-communities-in-Brazilian-Amazonia.pdf
- Basnet, K., Paudel, R. C., & Sherchan, B., 2019. Analysis of Watersheds in Gandaki Province, Nepal Using QGIS. *Technical Journal*, 1(1), 16-28. <https://doi.org/10.3126/tj.v1i1.27583>
- Bassole, Z., Yanogo, I. P., & Idani, F. T., 2023. Caractérisation des sols ferrugineux tropicaux lessivés et des sols bruns eutrophes tropicaux pour l'utilisation agricole dans le bas-fond de Goundi-Djoro (Burkina Faso). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 17(1), 247-266. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v17i1.18>
- Bastien, L., 2021. *GUIDE MICRO-CAPTEURS (DIY) pour la mise en place et l'exploitation de campagnes de mesure de la qualité de l'air par micro-capteurs*, Rapport n°LBAS/2021/43000007/V0. <https://www.atmo-hdf.fr/sites/hdf/files/content/migrated/Lab>
- Beckett, K. P., Freer-Smith, P. H., & Taylor, G., 2000. THE CAPTURE OF PARTICULATE POLLUTION BY TREES AT FIVE CONTRASTING URBAN SITES. *Arboricultural Journal*, 24(2-3), 209-230. <https://doi.org/10.1080/03071375.2000.9747273>
- Bignell, D. E., 2009. Towards a universal sampling protocol for soil biotas in the humid tropics. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 44(8), 825-834. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2009000800005>
- Blanchard, K. N., Jean-Claude, M. D. M. M., & Virginie, M. T., 2024. Etat de lieux des espaces verts récréatifs dans la ville de Kinshasa : perception des Kinois et perspectives de planification et d'aménagement durable. *Journal of Environment*, 4(2), 85-129. <https://carijournals.org/journals/JE/article/view/2265/2665>
- Blanchart, A., Sere, G., Cherel, J., Warot, G., Stas, M., Consales, J. N., & Schwartz, C., 2017. Contribution des sols à la production de services écosystémiques en milieu urbain – une revue. *Environnement urbain*, 11. <https://doi.org/10.7202/1050486ar>

- Blanchart, E., & Jouquet, P., 2015. Rôle des vers de terre et des termites pour la restauration de la productivité des sols en milieux tropicaux. In *Restauration de la productivité des sols tropicaux et méditerranéens* (p. 249-258). IRD. https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers16-05/010064974.pdf
- Boer, B., & Hannam, I., 2003. Legal aspects of sustainable soils: International and national. *Rev. Eur. Comp. & Int'l Env'tl. L.*, 12, 149.
- Bolund, P., & Hunhammar, S., 1999. Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, 29(2), 293-301. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00013-0](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00013-0)
- Bonebrake, T. C., Tsang, T. P. N., Yu, N., Wang, Y., Ledger, M. J., Tilley, H. B., Yau, E. Y. H., Andersson, A. A., Boyle, M. J. W., Lee, K. W. K., Li, Q., Ling, Y. F., Dongmo, M. A. K., Güçlü, C., Dingle, C., & Ashton, L. A., 2025. Tropical cities as windows into the ecosystems of our present and future. *Biotropica*, 57(1), e13369. <https://doi.org/10.1111/btp.13369>
- Borge, R., Lange, S., & Kehew, R., 2023. Analysis of air quality issues and air quality management status in five major African cities. *Clean Air Journal*, 33(2), 1-22. <https://doi.org/10.17159/caj/2023/33/2.15605>
- Boudhane, R., Oucherif, M., Bouhidel, N. H., & Blibli, M., 2025. *Intégration de la biodiversité dans le développement urbain durable: stratégies numériques pour une préservation efficace face aux défis contemporains* [Doctoral dissertation]. Université de Jijel.
- Bouillon, A., & Mathot, G., 1965. Quel est ce termite africain? *Zooleo (Léopoldville)*, (1), 1-115.
- Bronick, C. J., & Lal, R., 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma*, 124(1-2), 3-22. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005>
- Buonocore, E., Grande, U., Franzese, P. P., & Russo, G. F., 2021. Trends and Evolution in the Concept of Marine Ecosystem Services: An Overview. *Water*, 13(15), 2060. <https://doi.org/10.3390/w13152060>
- Burkhardt, J., Koch, K., & Kaiser, H., 2001. Deliquescence of Deposited Atmospheric Particles on Leaf Surfaces. *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, 1(5-6), 313-321. <https://doi.org/10.1023/A:1013179810839>
- Cabala, K. S., Useni, S. Y., Munyemba, K. F., & Bogaert, J., 2018. Activités anthropiques et dynamique spatiotemporelle de la forêt claire dans. *Anthropisation des paysages katangais*, 253.
- Camberlin, P., 2007. L'Afrique Centrale dans le contexte de la variabilité climatique tropicale interannuelle et intrasaisonnière. In L. Centrale, le Cameroun, & les (Éds.), *L'Afrique Centrale, le Cameroun et les changements globaux* (p. 25-39). <https://hal.science/hal-00320705v1>

- Cambou, A., 2018. *Evaluation du stock et de la stabilité du carbone organique dans les sols urbains* [Doctoral dissertation, Agrocampus Ouest]. <https://www.theses.fr/2018NSARD086>
- Cameron, R. W. F., Blanuša, T., Taylor, J. E., Salisbury, A., Halstead, A. J., Henricot, B., & Thompson, K., 2012. The domestic garden – Its contribution to urban green infrastructure. *Urban Forestry & Urban Greening*, 11(2), 129-137. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2012.01.002>
- Campagne, C. S., 2018. *Evaluation des services écosystémiques par la méthode des matrices de capacité: analyse méthodologique et applications à l'échelle régionale* [Doctoral dissertation, Thèse de Doctorat Sciences de l'Environnement spécialité Écologie]. <https://hal.inrae.fr/tel-02608814v1>
- Chen, Y., Day, S. D., Wick, A. F., & McGuire, K. J., 2014. Influence of urban land development and subsequent soil rehabilitation on soil aggregates, carbon, and hydraulic conductivity. *Science of The Total Environment*, 494-495, 329-336. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.099>
- Chotte, J. L., Duponnois, R., Cadet, P., Adiko, A., Villenave, C., Agboba, C., & Brauman, A., 2001. Jachère et biologie du sol en Afrique tropicale. *La jachère en Afrique tropicale*, 2, 85-122.
- Choumert, J., 2009. *Analyse économique d'un bien public local : les espaces verts* [Doctoral dissertation, Université d'Angers]. <https://theses.hal.science/tel-00477749v1>
- Cilliers, S., Cilliers, J., Lubbe, R., & Siebert, S., 2013. Ecosystem services of urban green spaces in African countries—perspectives and challenges. *Urban Ecosystems*, 16(4), 681-702. <https://doi.org/10.1007/s11252-012-0254-3>
- Cilliers, S. S., & Siebert, S. J., 2012. Urban Ecology in Cape Town: South African Comparisons and Reflections. *Ecology and Society*, 17(3), art33. <https://doi.org/10.5751/ES-05146-170333>
- Colding, J., 2007. 'Ecological land-use complementation' for building resilience in urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning*, 81(1-2), 46-55. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2006.10.016>
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253-260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Costanza, R., de Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., Farber, S., & Grasso, M., 2017. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services*, 28, 1-16. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008>

- Cousin, I., 2018. *Mieux connaître la pédogenèse et le fonctionnement des Technosols pour optimiser les services écosystémiques rendus* [Doctoral dissertation, AgroCampus Ouest]. https://www.researchgate.net/profile/Geoffroy-Sere/publication/360394066_Mieux_connaître_la_pedogenese_et_le_fonctionnement_des_Technosols_pour_optimiser_les_services_ecosystemiques_rendus/links/6273c9db2f9ccf58eb2fd472/Mieux-connaître-la-pedogenese-et-le-fonctionnement-des-Technosols-pour-optimiser-les-services-ecosystemiques-rendus.pdf
- Coutts, C., & Hahn, M., 2015. Green Infrastructure, Ecosystem Services, and Human Health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12(8), 9768-9798. <https://doi.org/10.3390/ijerph120809768>
- Craul, P. J., 1985. A Description Of Urban Soils And Their Desired Characteristics. *Arboriculture & Urban Forestry*, 11(11), 330-339. <https://doi.org/10.48044/jauf.1985.071>
- Dampfey, F. G., Opuni-Frimpong, N. Y., Arimiyaw, A. W., Bentsi-Enchill, F., Wiafe, E. D., Abeyie, B. B., Mensah, M. K., Debrah, D. K., Yeboah, A. O., & Opuni-Frimpong, E., 2022. Citizen Science Approach for Assessing the Biodiversity and Ecosystem Service Potential of Urban Green Spaces in Ghana. *Land*, 11(10), 1774. <https://doi.org/10.3390/land11101774>
- Davies, Z. G., Edmondson, J. L., Heinemeyer, A., Leake, J. R., & Gaston, K. J., 2011. Mapping an urban ecosystem service: quantifying above-ground carbon storage at a city-wide scale. *Journal of Applied Ecology*, 48(5), 1125-1134. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02021.x>
- de Groot, R. S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., & Willemsen, L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7(3), 260-272. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006>
- Decaëns, T., Jiménez, J. J., Gioia, C., Measey, G. J., & Lavelle, P., 2006. The values of soil animals for conservation biology. *European Journal of Soil Biology*, 42, S23-S38. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2006.07.001>
- Deton, Y., Kamou, H., Atato, A., Kombate, B., Mabafei, A., Yoka, J., Dourma, M., Guelly, A. K., Batawila, K., & Akpagana, K., 2025. Spatiotemporal Dynamics of Urban Green Spaces and Climatic Vulnerability of Togolese Cities in the Context of Rapid Urbanisation: The Case of Lome and Kara. *Land*, 14(3), 471. <https://doi.org/10.3390/land14030471>
- Díaz-Nigenda, E., Tatarko, J., Morales-Iglesias, H., Hernández Méndez, Z., Vázquez Morales, W., & Alatorre-Ibargüengoitia, M. A., 2018.

- Measurement and Modeling Air Quality Impacts of Dust Emissions from Unpaved Roads in Tuxtla Gutierrez, Chiapas. *Geosciences*, 8(8), 284. <https://doi.org/10.3390/geosciences8080284>
- Diener, A., & Mudu, P., 2021. How can vegetation protect us from air pollution? A critical review on green spaces' mitigation abilities for airborne particles from a public health perspective - with implications for urban planning. *Science of The Total Environment*, 796, 148605. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148605>
- D'Isidoro, M., Mircea, M., Borge, R., Finardi, S., de la Paz, D., Briganti, G., Russo, F., Cremona, G., Villani, M. G., Adani, M., Righini, G., Vitali, L., Stracquadiano, M., Prandi, R., & Carlino, G., 2023. The Role of Vegetation on Urban Atmosphere of Three European Cities—Part 1: Evaluation of Vegetation Impact on Meteorological Conditions. *Forests*, 14(6), 1235. <https://doi.org/10.3390/f14061235>
- Dominati, E., Patterson, M., & Mackay, A., 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics*, 69(9), 1858-1868. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.05.002>
- Doumbia, T., Liousse, C., Ouafou-Leumbe, M.-R., Ndiaye, S. A., Gardrat, E., Galy-Lacaux, C., Zouiten, C., Yoboué, V., & Granier, C., 2023. Source Apportionment of Ambient Particulate Matter (PM) in Two Western African Urban Sites (Dakar in Senegal and Bamako in Mali). *Atmosphere*, 14(4), 684. <https://doi.org/10.3390/atmos14040684>
- Drobnik, T., Greiner, L., Keller, A., & Grêt-Regamey, A., 2018. Soil quality indicators – From soil functions to ecosystem services. *Ecological Indicators*, 94, 151-169. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.052>
- Duché, S., & Madelin, M., 2015. Les capteurs low cost de pollution: un nouvel eldorado pour l'évaluation de l'exposition individuelle aux particules. *Publications de l'Association Internationale de Climatologie*, 28, 140-145. http://climato.be/aic/colloques/actes/ACTES_AIC2015/2%20Climatologie%20appliquee/022-DUCHE-140-145.pdf
- Eggleton, P., 2000. Global Patterns of Termite Diversity. In T. Abe & D. Bignell (Éds.), *Termites: Evolution, Sociality, Symbioses, Ecology* (p. 25-51). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-017-3223-9_2
- Elmqvist, T., Setälä, H., Handel, S., van der Ploeg, S., Aronson, J., Blignaut, J., Gómez-Baggethun, E., Nowak, D., Kronenberg, J., & de Groot, R., 2015. Benefits of restoring ecosystem services in urban areas. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 101-108. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.05.001>

- Elmqvist, T., Siri, J., Andersson, E., Anderson, P., Bai, X., Das, P. K., Gatere, T., Gonzalez, A., Goodness, J., Handel, S. N., Hermansson Török, E., Kavonic, J., Kronenberg, J., Lindgren, E., Maddox, D., Maher, R., Mbow, C., McPhearson, T., Mulligan, J., ... Vogel, C., 2018. Urban tinkering. *Sustainability Science*, 13(6), 1549-1564. <https://doi.org/10.1007/s11625-018-0611-0>
- Engemann, K., Pedersen, C. B., Arge, L., Tsirogiannis, C., Mortensen, P. B., & Svenning, J.-C., 2019. Residential green space in childhood is associated with lower risk of psychiatric disorders from adolescence into adulthood. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(11), 5188-5193. <https://doi.org/10.1073/pnas.1807504116>
- Feller, C., Frossard, E., & Brassard, M., 1994. Activité phosphatase de quelques sols tropicaux à argile 1: 1. Répartition dans les fractions granulométriques. *Canadian Journal of Soil Science*, 74(2), 121-129. <https://doi.org/10.4141/cjss94-019>
- Feng, H., Ding, Y., Zou, B., Cohen, J. B., Ye, S., Yang, Z., Qin, K., Liu, L., & Gu, X., 2022. Vegetation-related dry deposition of global PM2.5 from satellite observations. *Journal of Geographical Sciences*, 32(4), 589-604. <https://doi.org/10.1007/s11442-022-1962-0>
- Fenoglio, M. S., Rossetti, M. R., & Videla, M., 2020. Negative effects of urbanization on terrestrial arthropod communities: A meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography*, 29(8), 1412-1429. <https://doi.org/10.1111/geb.13107>
- Ferland, A., 2015. *La conservation de la biodiversité en milieu urbain : comment aménager les villes du monde*. Université de Sherbrooke.
- Ferreira, C. S. S., Walsh, R. P. D., & Ferreira, A. J. D., 2018. Degradation in urban areas. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 5, 19-25. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.04.001>
- Filazzola, A., Shrestha, N., & MacIvor, J. S., 2019. The contribution of constructed green infrastructure to urban biodiversity: A synthesis and meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 56(9), 2131-2143. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13475>
- Fisher, S., Bellinger, D. C., Cropper, M. L., Kumar, P., Binagwaho, A., Koudoukoupo, J. B., Park, Y., Taghian, G., & Landrigan, P. J., 2021. Air pollution and development in Africa: impacts on health, the economy, and human capital. *The Lancet Planetary Health*, 5(10), e681-e688. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(21\)00201-1](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(21)00201-1)
- Fokaides, P. A., Kylili, A., Nicolaou, L., & Ioannou, B., 2016. The effect of soil sealing on the urban heat island phenomenon. *Indoor and Built Environment*, 25(7), 1136-1147. <https://doi.org/10.1177/1420326X16644495>

- François Malaisse., 2010. *How to live and survive in Zambebian open forest (Miombo Ecoregion)*. <https://doi.org/10.5091/plecevo.2011.679>
- Freschet, T. G., Violle, C., Roumet, C., & Garnier, É., 2018. Interactions between Soil and Vegetation: Structure of Plant Communities and Soil Functioning. In *Soils as a Key Component of the Critical Zone 6: Ecology*, 6 (p. 83-104). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781119438274.ch5>
- Frouz, J., Elhottová, D., Pižl, V., Tajovský, K., Šourková, M., Pícek, T., & Malý, S., 2007. The effect of litter quality and soil faunal composition on organic matter dynamics in post-mining soil: A laboratory study. *Applied Soil Ecology*, 37(1-2), 72-80. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2007.04.001>
- Fujisaki, K., 2014. *Devenir des stocks de carbone organique des sols après déforestation et mise en culture: une analyse diachronique en contexte amazonien*. Centre International d'Etudes Supérieures en Sciences Agronomiques (Montpellier SupAgro).
- Furger, M., Rai, P., Slowik, J. G., Cao, J., Visser, S., Baltensperger, U., & Prévôt, A. S. H., 2020. Automated alternating sampling of PM10 and PM2.5 with an online XRF spectrometer. *Atmospheric Environment: X*, 5, 100065. <https://doi.org/10.1016/j.aeaoa.2020.100065>
- Furquim, S. A. C., & Almeida, Í. S., 2022. Urban soils in Brazil: A review. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 46. <https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20210124>
- Gagakuma, D., Takyi, S. A., Amponsah, O., & Quagraine, V. K., 2025. The functionality of urban green spaces in the greater Kumasi Metropolis of Ghana: categorisation of green spaces, prospects, challenges and implications for sustainable management. *SN Social Sciences*, 5(4), 48. <https://doi.org/10.1007/s43545-025-01079-9>
- Gallagher, J., Baldauf, R., Fuller, C. H., Kumar, P., Gill, L. W., & McNabola, A., 2015. Passive methods for improving air quality in the built environment: A review of porous and solid barriers. *Atmospheric Environment*, 120(9), 61-70. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.08.075>
- Gao, Q., Zhu, S., Zhou, K., Zhai, J., Chen, S., Wang, Q., Wang, S., Han, J., Lu, X., Chen, H., Zhang, L., Wang, L., Wang, Z., Yang, X., Ying, Q., Zhang, H., Chen, J., & Wang, X., 2023. High enrichment of heavy metals in fine particulate matter through dust aerosol generation. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 23(20), 13049-13060. <https://doi.org/10.5194/acp-23-13049-2023>
- Gebreyesus, T., Borgemeister, C., Herrero-Jáuregui, C., & Kelboro, G., 2024. Transforming urban air quality: Green infrastructure strategies for the

- urban centers of Ethiopia. *Environmental Pollution*, 363, 125244. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.125244>
- Gherib, A., Boufendi, M., Temime, A., & Bedouh, Y., 2016. Espaces verts, phytoremediation et biosurveillance de la pollution atmosphérique en Algérie. *Algerian Journal of Arid Environment ``AJAE``*, 6(1), 63-70.
- Giltrap, D., Cavanagh, J., Stevenson, B., & Ausseil, A.-G., 2021. The role of soils in the regulation of air quality. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 376(1834), 20200172. <https://doi.org/10.1098/rstb.2020.0172>
- Goldsbrough, C. L., Hochuli, D. F., & Shine, R., 2003. Invertebrate biodiversity under hot rocks: habitat use by the fauna of sandstone outcrops in the Sydney region. *Biological Conservation*, 109(1), 85-93. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00139-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00139-8)
- Gómez-Baggethun, E., Gren, Å., Barton, D. N., Langemeyer, J., McPhearson, T., O'farrell, P., others, & Kremer, P., 2013. Urban ecosystem services. In *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and opportunities: A global assessment*, : Netherlands (p. 175-251). Springer.
- Gong, C., Xian, C., Wu, T., Liu, J., & Ouyang, Z., 2023. Role of urban vegetation in air phytoremediation: differences between scientific research and environmental management perspectives. *npj Urban Sustainability*, 3(1), 24. <https://doi.org/10.1038/s42949-023-00105-0>
- Goshua, A., Akdis, C. A., & Nadeau, K. C., 2022. World Health Organization global air quality guideline recommendations: Executive summary. *Allergy*, 77(7), 1955-1960. <https://doi.org/10.1111/all.15224>
- Grabow, M., & Manthey, M., 2002. Soil, Vegetation and Phytomass Research in Abandoned Fields - a Comparison of Methods. *Archives of Nature Conservation and Landscape Research*, 41(1), 43-64. <https://doi.org/10.1080/00039300214351>
- Grard, B., 2017. *Des Technosols construits à partir de produits résiduaux urbains: services écosystémiques fournis et évolution*. Université Paris Saclay (COMUE).
- Gregory, J. H., Dukes, M. D., Jones, P. H., & Miller, G. L., 2006. Effect of urban soil compaction on infiltration rate. *Journal of Soil and Water Conservation*, 61(3), 117-124. <https://doi.org/10.1080/00224561.2006.12435870>
- Greiner, L., Keller, A., Grêt-Regamey, A., & Papritz, A., 2017. Soil function assessment: review of methods for quantifying the contributions of soils to ecosystem services. *Land Use Policy*, 69, 224-237. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.06.025>
- Grimaldi, M., Schroth, G., Teixeira, W. G., & Huwe, B., 2002. Soil structure. In *Trees, crops and soil fertility* (p. 191-208). CABI Publishing.

- Grosbellet, C., 2010. *Evolution et Effets Sur La Structuration Du Sol de La Matière Organique Apportée En Grande Quantité To Cite This Version : HAL Id : Tel-00487882*.
- Guilland, C., Maron, P. A., Damas, O., & Ranjard, L., 2018. La biodiversité des sols urbains au service des villes durables. *Etude et Gestion des Sols*, 25, 59-77. www.afes.egs/EGS-2018-25-4-Guilland-59-78.pdf
- Haase, D., Haase, A., & Rink, D., 2014. Conceptualizing the nexus between urban shrinkage and ecosystem services. *Landscape and Urban Planning*, 132, 159-169. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.09.003>
- Han, S., & Sun, B., 2019. Impact of Population Density on PM2.5 Concentrations: A Case Study in Shanghai, China. *Sustainability*, 11(7), 1968. <https://doi.org/10.3390/sul1071968>
- Hata, H., Hoshino, S., Fujita, M., & Tonokura, K., 2023. Atmospheric impact of isoprene-derived Criegee intermediates and isoprene hydroxy hydroperoxide on sulfate aerosol formation in the Asian region. *Atmospheric Environment: X*, 20, 100226. <https://doi.org/10.1016/j.aeaoa.2023.100226>
- Hayward, I., Martin, N. A., Ferracci, V., Kazemimanesh, M., & Kumar, P., 2024. Low-Cost Air Quality Sensors: Biases, Corrections and Challenges in Their Comparability. *Atmosphere*, 15(12), 1523. <https://doi.org/10.3390/atmos15121523>
- Heitkamp, F., Jacobs, A., Jungkunst, H. F., Heinze, S., Wendland, M., & Kuzyakov, Y., 2012. Processes of Soil Carbon Dynamics and Ecosystem Carbon Cycling in a Changing World. In *Recarbonization of the Biosphere* (p. 395-428). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-007-4159-1_18
- Hewitt, A., Dominati, E., Webb, T., & Cuthill, T., 2015. Soil natural capital quantification by the stock adequacy method. *Geoderma*, 241-242, 107-114. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.11.014>
- Hewitt, C. N., Ashworth, K., & MacKenzie, A. R., 2020. Using green infrastructure to improve urban air quality (GI4AQ). *Ambio*, 49(1), 62-73. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01164-3>
- Hooper, D. U., Chapin, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J. H., Lodge, D. M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A. J., Vandermeer, J., & Wardle, D. A., 2005. EFFECTS OF BIODIVERSITY ON ECOSYSTEM FUNCTIONING: A CONSENSUS OF CURRENT KNOWLEDGE. *Ecological Monographs*, 75(1), 3-35. <https://doi.org/10.1890/04-0922>
- Howard, J. L., 2021. Urban anthropogenic soils—A review. In *Advances in agronomy* (Vol. 165, p. 1-57). <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2020.08.001>

- Ibrahim, R. L., Al-Mulali, U., Ajide, K. B., Mohammed, A., & Al-Faryan, M. A. S., 2023. The Implications of Food Security on Sustainability: Do Trade Facilitation, Population Growth, and Institutional Quality Make or Mar the Target for SSA? *Sustainability*, 15(3), 2089. <https://doi.org/10.3390/su15032089>
- Idrees, Z., & Zheng, L., 2020. Low cost air pollution monitoring systems: A review of protocols and enabling technologies. *Journal of Industrial Information Integration*, 17, 100123. <https://doi.org/10.1016/j.jii.2019.100123>
- Islam, A., Pattnaik, N., Moula, Md. M., Rötzer, T., Pauleit, S., & Rahman, M. A., 2024. Impact of urban green spaces on air quality: A study of PM10 reduction across diverse climates. *Science of The Total Environment*, 955, 176770. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176770>
- Jaiswal, R., Shekhar, H., Gupta, S., Payra, S., Kumar Pandey, M., & Verma, S., 2025. " Assessing The Impact of Land Use Changes on Pm2.5 Concentrations: A Geographically Weighted Regression Approach " In *5 Concentrations*. 16601. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu24-16601>
- James, P., Banay, R. F., Hart, J. E., & Laden, F., 2015. A Review of the Health Benefits of Greenness. *Current Epidemiology Reports*, 2(2), 131-142. <https://doi.org/10.1007/s40471-015-0043-7>
- James, P., Hart, J. E., Banay, R. F., & Laden, F., 2016. Exposure to Greenness and Mortality in a Nationwide Prospective Cohort Study of Women. *Environmental Health Perspectives*, 124(9), 1344-1352. <https://doi.org/10.1289/ehp.1510363>
- Janhäll, S., 2015. Review on urban vegetation and particle air pollution – Deposition and dispersion. *Atmospheric Environment*, 105, 130-137. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.01.052>
- Jarmasz, J., & Hollands, J. G., 2009. Confidence intervals in repeated-measures designs: The number of observations principle. *Canadian Journal of Experimental Psychology / Revue canadienne de psychologie expérimentale*, 63(2), 124-138. <https://doi.org/10.1037/a0014164>
- Jenerette, G. D., Harlan, S. L., Stefanov, W. L., & Martin, C. A., 2011. Ecosystem services and urban heat riskscape moderation: water, green spaces, and social inequality in Phoenix, USA. *Ecological Applications*, 21(7), 2637-2651. <https://doi.org/10.1890/10-1493.1>
- Jensen, J. K., Hedblom, M., & Persson, A. S., 2025. Evidence-based urban greening: a missing piece in biodiversity conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 40(6), 523-526. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2025.04.007>
- Jiao, H., Delgado-Baquerizo, M., Frew, A., Li, W., Zhai, K., Yu, Q., & Zhou, G., 2025. Contrasting effects of above and belowground litter inputs in

- shaping the soil microbiome worldwide. *Plant and Soil*, 515(1), 363-375. <https://doi.org/10.1007/s11104-025-07591-4>
- Jim, C. Y., 1993. Soil Compaction as a Constraint to Tree Growth in Tropical & Subtropical Urban Habitats. *Environmental Conservation*, 20(1), 35-49. <https://doi.org/10.1017/S0376892900037206>
- Jim, C. Y., 1998. Physical and chemical properties of a Hong Kong roadside soil in relation to urban tree growth. *Urban Ecosystems*, 2(2-3), 171-181. <https://doi.org/10.1023/A:1009585700191>
- Jim, C. Y., & Chen, W. Y., 2009. Ecosystem services and valuation of urban forests in China. *Cities*, 26(4), 187-194. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2009.03.003>
- Joimel, S., 2015. *Biodiversité et caractéristiques physico-chimiques des sols de jardins associatifs urbains français* [Université de Lorraine]. https://docnum.univ-lorraine.fr/public/DDOC_T_2015_0037_JOIMEL.pdf
- Joimel, S., Cortet, J., Jolivet, C.C., Saby, N. P. A., Chenot, E. D., Branchu, P., Consalès, J. N., Lefort, C., Morel, J. L., & Schwartz, C., 2016. Physico-chemical characteristics of topsoil for contrasted forest, agricultural, urban and industrial land uses in France. *Science of The Total Environment*, 545-546, 40-47. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.035>
- Joimel, S., Cortet, J., Jolivet, C. C., Saby, N. P. A., Chenot, E. D., Branchu, P., Consalès, J. N., Lefort, C., Morel, J. L., & Schwartz, C., 2016. Physico-chemical characteristics of topsoil for contrasted forest, agricultural, urban and industrial land uses in France. *Science of the Total Environment*, 545-546, 40-47. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.035>
- Jordanova, N., 2017. The magnetism of soils distinguished by iron/aluminum chemistry. In *Soil Magnetism* (p. 139-220). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809239-2.00004-8>
- Junior, D. P. M., Bueno, C., & da Silva, C. M., 2022. The Effect of Urban Green Spaces on Reduction of Particulate Matter Concentration. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 108(6), 1104-1110. <https://doi.org/10.1007/s00128-022-03460-3>
- Kabanyegeye, H., Masharabu, T., Yannick, U. S., & Bogaert, J., 2020. Perception sur les espaces verts et leurs services écosystémiques par les acteurs locaux de la ville de Bujumbura (République du Burundi). *Tropicultura*, 38. <https://hdl.handle.net/2268/253779>
- Kabanyegeye, H., Ndayishimiye, J., Hakizimana, P., Masharabu, T., Malaisse, F., & Bogaert, J., 2022. Diversité floristique et statut de conservation des espaces verts de la ville de Bujumbura (Burundi). *Geo-Eco-Trop. Revue*

- Internationale de Géologie, de Géographie et d'Écologie Tropicales*, 46(1). <https://hdl.handle.net/2268/295460>
- Kalisa, E., Archer, S., Nagato, E., Bizuru, E., Lee, K., Tang, N., Pointing, S., Hayakawa, K., & Lacap-Bugler, D., 2019. Chemical and Biological Components of Urban Aerosols in Africa: Current Status and Knowledge Gaps. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(6), 941. <https://doi.org/10.3390/ijerph16060941>
- Kalisa, E., Nagato, E. G., Bizuru, E., Lee, K. C., Tang, N., Pointing, S. B., Hayakawa, K., Archer, S. D. J., & Lacap-Bugler, D. C., 2018. Characterization and Risk Assessment of Atmospheric PM_{2.5} and PM₁₀ Particulate-Bound PAHs and NPAHs in Rwanda, Central-East Africa. *Environmental Science & Technology*, 52(21), 12179-12187. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b03219>
- Kalombo, K., 2021. Occurrence Des Intensités Des Pluies et Leurs Effets Sur l'environnement Dans Une Région Tropicale (Région de Lubumbashi, Sud-Est de La R. D. Du Congo). *Géo-Eco-Trop*, 17-28.
- Kaye, J., Groffman, P., Grimm, N., Baker, L., & Pouyat, R., 2006. A distinct urban biogeochemistry? *Trends in Ecology & Evolution*, 21(4), 192-199. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.12.006>
- Kayembe-Kitenge, T., Musa, O. P., Kasole, L. T., Mbuyi-Musanazay, S., Katoto, P., Kalenga, I. G., Katshiez, N. C., Ngandu, M. W., C, B. L. N., & B, N., 2019. Incidence of congenital malformations and proximity to mining in Lubumbashi, DR Congo. *Environmental Epidemiology*, 3(Supplement 1), 194-194. <https://doi.org/10.1097/01.EE9.0000607948.37552.92>
- Kenter, J. O., 2018. IPBES: Don't throw out the baby whilst keeping the bathwater; Put people's values central, not nature's contributions. *Ecosystem Services*, 33, 40-43. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.08.002>
- Khan, J., Ketzler, M., Kakosimos, K., Sørensen, M., & Jensen, S. S., 2018. Road traffic air and noise pollution exposure assessment – A review of tools and techniques. *Science of The Total Environment*, 634, 661-676. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.374>
- Kibwela, M. N. M., Rwema, M. J. M. M., Musanda, T., & Mutombo, M. G. M., 2025. Assessment of Trace Metal Soil Pollution Level and Remediation: The Case of the Penga-Penga District in the City of Lubumbashi, Haut-Katanga Province in the Democratic Republic of Congo. *International Journal for Multidisciplinary Research*, 7(5), 2160-2582.
- Kinzunga, N. M., Westervelt, D. M., Matondo Masisa, D., Bangelesa, F., Kasereka Isevulambire, P., Tangou Tabou, T., Kabengele Obel, B., Kiyombo Mbela, G., & Kayembe Ntumba, J. M., 2024. Assessment of

- Respiratory Health Impacts of PM2.5 by AirQ+ Software in a Sub-Saharan African Urban Setting. *Atmosphere*, 15(12), 1518. <https://doi.org/10.3390/atmos15121518>
- Kiyukeno, Y., Mukoko, G., & François, B., 2023. Laboratory Geotechnical Investigations on Five Silty Soils Sampled along the Banks of the Lubumbashi River/Haut-Katanga/DR Congo. *International Journal of Engineering Research in Africa*, 65, 73-89. <https://doi.org/10.4028/p-3hLFCa>
- Knapp, S., Aronson, M. F. J., Carpenter, E., Herrera-Montes, A., Jung, K., Kotze, D. J., La Sorte, F. A., Lepczyk, C. A., MacGregor-Fors, I., MacIvor, J. S., Moretti, M., Nilon, C. H., Piana, M. R., Rega-Brodsky, C. C., Salisbury, A., Threlfall, C. G., Trisos, C., Williams, N. S. G., & Hahs, A. K., 2021. A Research Agenda for Urban Biodiversity in the Global Extinction Crisis. *BioScience*, 71(3), 268-279. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa141>
- Kok, J. F., 2011. A scaling theory for the size distribution of emitted dust aerosols suggests climate models underestimate the size of the global dust cycle. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(3), 1016-1021. <https://doi.org/10.1073/pnas.1014798108>
- Kouadio O., R., 2012. Extension urbaine et protection naturelle. La difficile expérience d'Abidjan. *Vertigo*, 12(2). <https://id.erudit.org/iderudit/1022534ar>
- KOUADIO, Y. J. C., VROH, B. T. A., GONE BI, Z. B., ADOU YAO, C. Y., & N'GUESSAN, K. E., 2016. Évaluation de la diversité et estimation de la biomasse des arbres d'alignement des communes du Plateau et de Cocody (Abidjan - Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*, 97(0), 9141. <https://doi.org/10.4314/jab.v97i1.1>
- Kumar, S., & Dwivedi, S. K., 2022. Chemical and biological components of atmospheric particulate matter and their impacts on human health and crops: a review. *Aerobiologia*, 38(3), 287-327. <https://doi.org/10.1007/s10453-022-09749-4>
- Kume, A., Charles, K., Berehane, Y., Anders, E., & Ali, A., 2011. Magnitude and variation of traffic air pollution as measured by CO in the City of Addis Ababa, Ethiopia. *Ethiopian Journal of Health Development*, 24(3). <https://doi.org/10.4314/ejhd.v24i3.68379>
- Kumuduni, Y., & Weerakoon, K. G. P. K., 2024. Defining Urban Green Spaces in the Colombo District across Multiple Uses. *Journal of Real Estate Studies*, 21(2). <https://doi.org/10.31357/jres.v21i2.7543>
- Lachkar, M., 2014. *Pollution de l'air: l'Afrique pas encore développée, déjà polluée*. https://www.francetvinfo.fr/monde/afrique/pollution-de-l-air-l-afrique-pas-encore-developpee-deja-polluee_3060025.html

- Lai, L. W., & Cheng, W. L., 2010. Urban heat island and air pollution—An emerging role for hospital respiratory admissions in an urban area. *Journal of environmental health*, 72(6), 32-36. <https://www.jstor.org/stable/26328061>
- Lal, R., 2015. Restoring Soil Quality to Mitigate Soil Degradation. *Sustainability*, 7(5), 5875-5895. <https://doi.org/10.3390/su7055875>
- Laribi, A., Boufenneche, M., & Khennouf, H. E., 2012. *Etude des caractères physico-chimiques du sol dans une région anthropisée (Bazoul)* [Doctoral dissertation]. Université de Jijel.
- Larigauderie, A., & Mooney, H. A., 2010. The Intergovernmental science-policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services: moving a step closer to an IPCC-like mechanism for biodiversity. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2(1-2), 9-14. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2010.02.006>
- Lauf, S., Haase, D., & Kleinschmit, B., 2014. Linkages between ecosystem services provisioning, urban growth and shrinkage – A modeling approach assessing ecosystem service trade-offs. *Ecological Indicators*, 42, 73-94. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.01.028>
- Lavelle, P., 1996. Diversity of soil fauna and ecosystem function. *Biology international.*, 33(3), 16.
- Lavelle, P., 2000. Ecological challenges for soil science. *Soil science*, 165(1), 73-86.
- Lavelle, P., Decaëns, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie, P., Mora, P., & Rossi, J.-P., 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology*, 42, S3-S15. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2006.10.002>
- Lavelle, P., Mathieu, J., Spain, A., Brown, G., Fragoso, C., Lapied, E., De Aquino, A., Barois, I., Barrios, E., Barros, M. E., Bedano, J. C., Blanchart, E., Caulfield, M., Chagueza, Y., Dai, J., Decaëns, T., Dominguez, A., Dominguez, Y., Feijoo, A., ... Zhang, C., 2022. Soil macroinvertebrate communities: A world-wide assessment. *Global Ecology and Biogeography*, 31(7), 1261-1276. <https://doi.org/10.1111/geb.13492>
- Le Gallou, F., & Lepelletier, D., 2000. Contrôles particuliers et microbiologiques de l'air et contrôles microbiologiques des surfaces dans les établissements de santé. *EMC—Biologie Médicale*, 12, 1-11. [https://doi.org/10.1016/s2211-9698\(17\)74812-1](https://doi.org/10.1016/s2211-9698(17)74812-1)
- Le Vern, M., 2021. *Étude expérimentale des mécanismes et des conditions d'envol des poussières. Application aux chantiers de terrassement* [École centrale de Nantes]. <https://theses.hal.science/tel-03722286v2>

- Leblanc, M., & Malaisse, F., 1978. *Lubumbashi, un écosystème urbain tropical*. https://www.persee.fr/doc/caoum_0373-5834_1980_num_33_129_4630_t1_0095_0000_3
- Lehmann, A., 2006. Technosols and other proposals on urban soils for the WRB [World Reference Base for Soil Resources]. *International agrophysics*, 20(2).
- Lehmann, A., & Stahr, K., 2007. Nature and significance of anthropogenic urban soils. *Journal of Soils and Sediments*, 7(4), 247-260. <https://doi.org/10.1065/jss2007.06.235>
- Lehmann, I., Mathey, J., Röbßler, S., Bräuer, A., & Goldberg, V., 2014. Urban vegetation structure types as a methodological approach for identifying ecosystem services – Application to the analysis of micro-climatic effects. *Ecological Indicators*, 42, 58-72. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.02.036>
- Lelieveld, J., Klingmüller, K., Pozzer, A., Burnett, R. T., Haines, A., & Ramanathan, V., 2019. Effects of fossil fuel and total anthropogenic emission removal on public health and climate. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(15), 7192-7197. <https://doi.org/10.1073/pnas.1819989116>
- Li, B.-B., Huang, Y.-H., Bi, X.-H., Liu, L.-Y., & Qin, J.-P., 2020. [Localization of Soil Wind Erosion Dust Emission Factor in Beijing]. *Huan jing ke xue= Huanjing kexue*, 41(6), 2609-2616. <https://doi.org/10.13227/j.hjxx.201908243>
- Li, H., Tatarko, J., Kucharski, M., & Dong, Z., 2015. PM2.5 and PM10 emissions from agricultural soils by wind erosion. *Aeolian Research*, 19, 171-182. <https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2015.02.003>
- Li, H., Wang, B., Zhou, Y., Zhang, H., Liu, C., Yang, X., Zhu, Z., Bai, X., Toor, G. S., & An, S., 2025. Soil organic carbon formation from plant and microbial residual carbon: Effects of home-field advantage and root litter quality. *CATENA*, 254, 108985. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2025.108985>
- Li, Y., Chen, X., Sonne, C., Lam, S. S., Yang, Y., Ma, N. L., & Peng, W., 2023. Reduction and control of air pollution: based on plant-microbe interactions. *Environmental Pollutants and Bioavailability*, 35(1), 2173657. <https://doi.org/10.1080/26395940.2023.2173657>
- Lindley, S. J., Gill, S. E., Cavan, G., Yeshitela, K., Nebebe, A., Woldegerima, T., Kibassa, D., Shemdoe, R., Renner, F., Buchta, K., Abo-El-Wafa, H., Printz, A., Sall, F., Coly, A., Ndour, N. M., Feumba, R. A., Zogning, M. O. M., Tonyé, E., Ouédraogo, Y., ... Sankara, B. T., 2015. Green Infrastructure for Climate Adaptation in African Cities. In *Urban Vulnerability and Climate Change in Africa* (p. 107-152). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-03982-4_4

- Lister, T. W., Burger, J. A., & Patterson, S. C., 2004. Role of Vegetation in Mitigating Soil Quality Impacted by Forest Harvesting. *Soil Science Society of America Journal*, 68(1), 263-271. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.2630>
- Litschke, T., & Kuttler, W., 2008. On the reduction of urban particle concentration by vegetation a review. *Meteorologische Zeitschrift*, 17(3), 229-240. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2008/0284>
- Liu, C., Chen, R., Sera, F., Vicedo-Cabrera, A. M., Guo, Y., Tong, S., Coelho, M. S. Z. S., Saldiva, P. H. N., Lavigne, E., Matus, P., Valdes Ortega, N., Osorio Garcia, S., Pascal, M., Stafoggia, M., Scortichini, M., Hashizume, M., Honda, Y., Hurtado-Díaz, M., Cruz, J., ... Kan, H., 2019. Ambient Particulate Air Pollution and Daily Mortality in 652 Cities. *New England Journal of Medicine*, 381(8), 705-715. <https://doi.org/10.1056/NEJMoa1817364>
- Liu, H.-L., & Shen, Y.-S., 2014. The Impact of Green Space Changes on Air Pollution and Microclimates: A Case Study of the Taipei Metropolitan Area. *Sustainability*, 6(12), 8827-8855. <https://doi.org/10.3390/su6128827>
- Liu, Y., Wu, J., & Yu, D., 2018. Disentangling the Complex Effects of Socioeconomic, Climatic, and Urban Form Factors on Air Pollution: A Case Study of China. *Sustainability*, 10(3), 776. <https://doi.org/10.3390/su10030776>
- López, F., Serrano, J. M., & Acosta, F. J., 1994. Parallels between the foraging strategies of ants and plants. *Trends in Ecology & Evolution*, 9(4), 150-153. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(94\)90185-6](https://doi.org/10.1016/0169-5347(94)90185-6)
- Loranger, G., Ponge, J.-F., Imbert, D., & Lavelle, P., 2002. Leaf decomposition in two semi-evergreen tropical forests: influence of litter quality. *Biology and Fertility of Soils*, 35(4), 247-252. <https://doi.org/10.1007/s00374-002-0467-3>
- Loranger-Merciris, G., Imbert, D., Bernhard-Reversat, F., Ponge, J.-F., & Lavelle, P., 2007. Soil fauna abundance and diversity in a secondary semi-evergreen forest in Guadeloupe (Lesser Antilles): influence of soil type and dominant tree species. *Biology and Fertility of Soils*, 44(2), 269-276. <https://doi.org/10.1007/s00374-007-0199-5>
- Lorinț, C., Traistă, E., Florea, A., Marchiș, D., Radu, S. M., Nicola, A., & Rezmerița, E., 2025. Spatiotemporal Distribution and Evolution of Air Pollutants Based on Comparative Analysis of Long-Term Monitoring Data and Snow Samples in Petroșani Mountain Depression, Romania. *Sustainability*, 17(7), 3141. <https://doi.org/10.3390/su17073141>
- Lothodé, M., Séré, G., Blanchart, A., Chérel, J., Warot, G., & Schwartz, C., 2020. Prendre en compte les services écosystémiques rendus par les sols

- urbains: Un levier pour optimiser les stratégies d'aménagement. *Etude et Gestion des sols*, 27, 361-376.
- Ma, F., Guo, X., Xia, D., Xie, H.-B., Wang, Y., Elm, J., Chen, J., & Niu, J., 2021. Atmospheric Chemistry of Allylic Radicals from Isoprene: A Successive Cyclization-Driven Autoxidation Mechanism. *Environmental Science & Technology*, 55(8), 4399-4409. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c07925>
- Malaisse, F., 1997. *Se Nourrir En Forêt Claire Africaine : Approche Écologique et Nutritionnelle*. Les Presses Agronomiques de Gembloux. <https://cir.nii.ac.jp/crid/1971993809772231088.bib?lang=ja>
- Malaisse, F., Batubenga, K., Binzani, K., Ipanga, T., & Kakisingi, M., 1983. Essais cartographique sur l'environnement et sa dynamique en milieu tropical humide: les moyens plateaux du Shaba méridionale. *Geo-Eco-Trop*, 7(1-4), 49-65.
- Malaisse, F., Malaisse-Mousset, M., & Schorochoff, G., 1978. Contribution à l'étude de l'écosystème forêt claire (Miombo). Note 23. Analyse de la pluviosité à Lubumbashi et dans ses environs immédiats. *Geo-Eco-Trop*, 2, 301-315.
- Marais, E. A., & Wiedinmyer, C., 2016. Air Quality Impact of Diffuse and Inefficient Combustion Emissions in Africa (DICE-Africa). *Environmental Science & Technology*, 50(19), 10739-10745. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02602>
- Maréchal, J., Useni, S. Y., Bogaert, J., Munyemba, K. F., & Mahy, G., 2018. La perception par des experts locaux des espaces verts et de leurs services écosystémiques dans une ville tropicale en expansion : Le cas de Lubumbashi. In G. Colinet & G. Mahy (Éds.), *Anthropisation des Paysages Katangais; Bogaert, J.*, p. 59-69.
- Mashagiro, Grace Queen, Mujinya, B. B., Colinet, G., & Mahy, G., 2024. Vegetation degradation alters soil physicochemical properties and potentially affects ecosystem services in green spaces of a tropical megacity (Lubumbashi, DR Congo). *Geoderma Regional*, 37, e00810. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2024.e00810>
- Mashagiro, G Q, Mujinya, B. B., Rivière, L., & Mahy, G., 2024. Évaluation de l'abondance et de la diversité de la macrofaune du sol dans les espaces verts urbains à Lubumbashi (Haut Katanga, RD Congo). *Tropicicultura*, 42. <https://hdl.handle.net/2268/328342>
- Mathieu, J., 2004. *Etude de la macrofaune du sol dans une zone de déforestation en Amazonie du sud-est, au Brésil, dans le contexte de l'agriculture familiale* [Université Pierre et Marie Curie]. <https://hal.science/tel-01342197v1>
- Mayor, G. A., Bautista, S., Maestre, F., & Rodríguez, F., 2023. *The relative importance of the amount and spatial distribution of vegetation as*

- indicators of dryland function.* Copernicus Meetings.
<https://doi.org/10.5194/egusphere-egu23-11363>
- McDuffie, E., Martin, R., Yin, H., & Brauer, M., 2021. *Global burden of disease from major air pollution sources (GBD MAPS): a global approach.* Health Effects Institute, , 210.
- McKinney, M. L., 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127(3), 247-260.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>
- McKinney, M. L., 2008. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, 11(2), 161-176.
<https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>
- McPhearson, T., Pickett, S. T. A., Grimm, N. B., Niemelä, J., Alberti, M., Elmqvist, T., Weber, C., Haase, D., Breuste, J., & Qureshi, S., 2016. Advancing Urban Ecology toward a Science of Cities. *BioScience*, 66(3), 198-212. <https://doi.org/10.1093/biosci/biw002>
- MEA, M. ecosystem assessment., 2005. *Ecosystems and human well-being: wetlands and water synthesis.* World Resources Institute.
<http://hdl.handle.net/10919/65899>
- Mensah, C. A., 2014. Urban Green Spaces in Africa: Nature and Challenges. *International Journal of Ecosystem*, 2014(1), 1-11.
<https://doi.org/10.5923/j.ije.20140401.01>
- Mestayer, P. G., & Brunet, Y., 2015. Impact de la végétation urbaine sur la qualité de l'air. *Innovations Agronomiques*, 45, 35-45.
<https://hal.inrae.fr/hal-02636068>
- Michelot, N., 2014. *L'influence des topoclimats sur la pollution de l'air aux particules dans le sud-ouest des Alpes-Maritimes* [Thèse de doctorat, Université Nice Sophia Antipolis]. <https://theses.hal.science/tel-00959704v1>
- Mircea, M., Briganti, G., Russo, F., Finardi, S., Silibello, C., Prandi, R., Carlino, G., D'Isidoro, M., Cappelletti, A., & Cremona, G., 2024. Vegetation Effects on Air Pollution: A Comprehensive Assessment for Two Italian Cities. *Atmosphere*, 15(12), 1511.
<https://doi.org/10.3390/atmos15121511>
- Mlambo, C., Ngonisa, P., Ntshangase, B., Ndlovu, N., & Mvuyana, B., 2023. Air Pollution and Health in Africa: The Burden Falls on Children. *Economies*, 11(7), 196. <https://doi.org/10.3390/economies11070196>
- Moreau, D., Pivato, B., Bru, D., Busset, H., Deau, F., Faivre, C., Matejcek, A., Strbik, F., Philippot, L., & Mougél, C., 2015. Plant traits related to nitrogen uptake influence plant-microbe competition. *Ecology*, 96(8), 2300-2310. <https://doi.org/10.1890/14-1761.1>
- Morel, J. L., Chenu, C., & Lorenz, K., 2015a. Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAS).

- Journal of Soils and Sediments*, 15(8), 1659-1666.
<https://doi.org/10.1007/s11368-014-0926-0>
- Morel, J. L., Chenu, C., & Lorenz, K., 2015b. Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs). *Journal of Soils and Sediments*, 15(8), 1659-1666.
<https://doi.org/10.1007/s11368-014-0926-0>
- Morel, J. L., Séré, G., Auclerc, A., Schwartz, C., Leguëdois, S., & Watteau, F., 2014. Les sols de l'environnement urbain. *Bulletin BGS*, 35, 49-54.
- Mouchet, M., Porcher, E., Baulaz, Y., Couvet, D., & Ducarme, F., 2023. *Les services écosystémiques*. <https://hal.science/hal-04113056/>
- Mougin, C., & others., 2017. KITSOL : un kit d'analyse du sol au service des écosystèmes vivants. In *Journées annuelles 2017 du LabEX BASC (p. np)*.
- Mpinda, T. M., Kisimba, N. T., Mwamba, M. T., Kasongo, L. M. E., Kaniki, T. A., & Mujinya, B. B., 2021. *Baseline Concentrations of 11 Elements as a Function of Land Uses in Surface Soils of the Katangese Copperbelt Area (D.R. Congo)*. <https://doi.org/10.20944/preprints202108.0299.v1>
- Mpundu, M. M. M., Mununga, K. F., Kaumbu, K. J.-M., Mwilambwe, K. X., Maloba, K. J.-P., Banza, I. M., & Mukunto, K. I., 2017. Influence des sols contaminés en cuivre sur le développement de deux variétés (locale et améliorée) de légumes dans la région de Lubumbashi (RD. Congo). *Journal of Applied Biosciences*, 115(1), 11410.
<https://doi.org/10.4314/jab.v115i1.1>
- Mpundu, M. M., Useni, S. Y., Mwamba, M. T., Kateta, M. G., Mwansa, M., Ilunga, K., others, & Nyembo, K. L., 2013. Determination of levels of trace metals in soils of kitchen gardens in the mining town of Lubumbashi and the risk of contamination of vegetable crops. *Journal of Applied Biosciences*, 65.
<http://www.m.elewa.org/JABS/2013/65/6.pdf>
- Mueller, W., Wilkinson, P., Milner, J., Loh, M., Vardoulakis, S., Petard, Z., Cherrie, M., Puttaswamy, N., Balakrishnan, K., & Arvind, D. K., 2022. The relationship between greenspace and personal exposure to PM2.5 during walking trips in Delhi, India. *Environmental Pollution*, 305, 119294. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119294>
- Muhammad, S., Wuyts, K., & Samson, R., 2019. Atmospheric net particle accumulation on 96 plant species with contrasting morphological and anatomical leaf characteristics in a common garden experiment. *Atmospheric Environment*, 202, 328-344.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.01.015>
- Muhoza, J. P., & Zhou, W., 2024. Urban Green Spaces in Africa: A Bibliometric Analysis. *Environments*, 11(4), 68.
<https://doi.org/10.3390/environments11040068>

- Mujinya, B. B., Mees, F., Boeckx, P., Bodé, S., Baert, G., Erens, H., Delefortrie, S., Verdoodt, A., Ngongo, M., & Van Ranst, E., 2011. The origin of carbonates in termite mounds of the Lubumbashi area, D.R. Congo. *Geoderma*, 165(1), 95-105. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.07.009>
- Mukaleng, D., 2017. Inquiétante pollution de l'air en RDC. *Publie le, 01 juin 2017*. <https://earthjournalism.net/stories/linquietante-pollution-de-lair-en-rdc>
- Mukherjee, A., & Agrawal, M., 2017. World air particulate matter: sources, distribution and health effects. *Environmental Chemistry Letters*, 15(2), 283-309. <https://doi.org/10.1007/s10311-017-0611-9>
- Mukobo, M. R.-P., 2010. *Itinéraire technique, variété et conditions édapho-climatiques : recherche de la combinaison la mieux adaptée à l'introduction des céréales à pailles à Lubumbashi* [Thèse de Doctorat]. Université de Lubumbashi (RD Congo).
- Mununga, K. F., Raulier, P., Colinet, G., Ngoy, S. M., Mpundu, M. M., & Jijakli, M. H., 2023. Assessment of Heavy Metal Pollution of Agricultural Soil, Irrigation Water, and Vegetables in and Nearby the Cupriferous City of Lubumbashi, (Democratic Republic of the Congo). *Agronomy*, 13(2), 357. <https://doi.org/10.3390/agronomy13020357>
- Munyemba, K. F., & Bogaert, J., 2014. Anthropisation et dynamique spatiotemporelle de l'occupation du sol dans la région de Lubumbashi entre 1956 et 2009. *E-revue Unilu*, 1. <https://orbi.uliege.be/bitstream/2268/288476/1/>
- MUSCHETT, F. D., 1981. SPATIAL DISTRIBUTIONS OF URBAN ATMOSPHERIC PARTICULATE CONCENTRATIONS*. *Annals of the Association of American Geographers*, 71(4), 552-565. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8306.1981.tb01374.x>
- Mutombo, C. S., Nsenga, S. N., Moke, P. M., Kolela, A. M., Okusa, P. N., Kibwe, C. M., Mavungu, el N., Numbi, D. M., Ntabaza, V. N., Many, H. M., Mwamba, F. M., Kabamba, A. T., Mutshitshi, I. K., Kalonji, J.-B. N., Bakari, S. A., Lumbu, J.-B. S., & Kahumba, J. B., 2024. Impact of Lubumbashi's solar irradiation and ambient air on the quality and pharmacological value of root barks from four of the most used medicinal plants. *ElsevierCS Mutombo, SN Nsenga, PM Moke, AM Kolela, PN Okusa, CM Kibwe, GN MavunguSouth African Journal of Botany*, 2024•Elsevier, 171, 397-411. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2024.06.022>
- Nacima, H. C., & Mebirouk, H., 2004. La ville et les espaces verts, cas de la plaine-Ouest de Annaba. In *Séminaire international, Usages et appropriation de l'espace : entre pratiques et régulations* (p. 10). Université Badji Mokhtar Annaba.

- Naidja, L., Ali-Khodja, H., & Khardi, S., 2018. Sources and levels of particulate matter in North African and Sub-Saharan cities: a literature review. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(13), 12303-12328. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1715-x>
- Nassa, D. D. A., 2009. *Crise de la nature dans l'agglomération abidjanaise : l'exemple de la colonisation des espaces verts par l'habitat et les commerces dans la commune de Cocody*. <https://shs.hal.science/halshs-00352541v1>
- Natarajan, K., Sugumaran, M. P., Porkodi, G., Kumar, H., Radhakrishnan, S., Gayathry, G., Jayakumar, J., Kalaihelvi, K., K., S., & Thangeswari, S., 2024. Screening Urban Tree Species for Air Quality Enhancement: A Review. *Asian Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 10(3), 511-518. <https://doi.org/10.9734/ajssp/2024/v10i3363>
- Ndong, A., 2019. *Pollution de l'air extérieur et intérieur à Dakar (Sénégal): caractérisation de la pollution, impact toxicologique et évaluation épidémiologique des effets sanitaires* [Université du Littoral Côte d'Opale; Université Cheikh Anta Diop de Dakar. Faculté mixte de médecine et de pharmacie]. <https://theses.hal.science/tel-02142594v1>
- Nemitz, E., Vieno, M., Carnell, E., Fitch, A., Steadman, C., Cryle, P., Holland, M., Morton, R. D., Hall, J., Mills, G., Hayes, F., Dickie, I., Carruthers, D., Fowler, D., Reis, S., & Jones, L., 2020. Potential and limitation of air pollution mitigation by vegetation and uncertainties of deposition-based evaluations. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 378(2183), 20190320. <https://doi.org/10.1098/rsta.2019.0320>
- Nero, B. F., & Anning, A. K., 2018. Variations in soil characteristics among urban green spaces in Kumasi, Ghana. *Environmental Earth Sciences*, 77(8), 317. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7441-3>
- Newbold, T., Oppenheimer, P., Etard, A., & Williams, J. J., 2020. Tropical and Mediterranean biodiversity is disproportionately sensitive to land-use and climate change. *Nature Ecology & Evolution*, 4(12), 1630-1638. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-01303-0>
- Ngombe, L. K., Ngatu, N. R., Christophe, N. M., Ilunga, B. K., Okitotsho, S. W., Sakatolo, J.-B. K., Numbi, O. L., & Danuser, B., 2016. Respiratory Problems of Sands Carriers in the City of Lubumbashi/Rd Congo. *OALib*, 03(11), 1-10. <https://doi.org/10.4236/oalib.1103172>
- Ngongo, M. L., Van Ranst, E., Baert, G., Kasongo, E., Verdoodt, A., Mujinya, B., & Mukalay, J., 2009. *Guide des sols en République Démocratique du Congo, tome I: étude et gestion*. Ecole Technique Salama-Don Bosco. <http://hdl.handle.net/1854/LU-910163>

- Ngur-Ikone, J. K., 2010. La politique publique de la gestion des espaces verts par l'hôtel de ville de Kinshasa. *Africa Development*, 35(3). <https://doi.org/10.4314/ad.v35i3.70206>
- Niemelä, J., Saarela, S.-R., Söderman, T., Kopperoinen, L., Yli-Pelkonen, V., Väre, S., & Kotze, D. J., 2010. Using the ecosystem services approach for better planning and conservation of urban green spaces: a Finland case study. *Biodiversity and Conservation*, 19(11), 3225-3243. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9888-8>
- Nieuwenhuijsen, M. J., Khreis, H., Triguero-Mas, M., Gascon, M., & Dadvand, P., 2017. Fifty shades of green: pathway to healthy urban living. *Epidemiology*, 28(1), 63-71. <https://doi.org/10.1097/EDE.0000000000000549>
- Nowak, D., & Heisler, G., 2010. *Improving air quality with trees and parks*. Research Series Monograph. Ashburn, VA: National Recreation and Parks Association Research Series Monograph.
- Nowak, D. J., 1994. Air pollution removal by Chicago's urban forest. *Chicago's urban forest ecosystem: Results of the Chicago urban forest climate project*, 63-81.
- Nowak, D. J., Crane, D. E., & Stevens, J. C., 2006. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban forestry & urban greening*, 4(3-4), 115-123.
- Nowak, D. J., & Dwyer, J. F., 2007. Understanding the Benefits and Costs of Urban Forest Ecosystems. In *Urban and Community Forestry in the Northeast* (p. 25-46). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-4289-8_2
- Nowak, D. J., Hirabayashi, S., Bodine, A., & Greenfield, E., 2014. Tree and forest effects on air quality and human health in the United States. *Environmental Pollution*, 193, 119-129. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.05.028>
- Nowak, D. J., Hirabayashi, S., Doyle, M., McGovern, M., & Pasher, J., 2018. Air pollution removal by urban forests in Canada and its effect on air quality and human health. *Urban Forestry & Urban Greening*, 29, 40-48. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.10.019>
- Nowak, D. J., & Van Den Bosch, M., 2018. Les effets des arbres et de la forêt sur la qualité de l'air et la santé humaine dans et autour des zones urbaines. *Revue Forestière Française*, 51(2-3-4), 297. <https://doi.org/10.4267/2042/70003>
- Obidike-Ugwu, E. O., Ogunwole, J. O., & Eze, P. N., 2023. Derivation and validation of a pedotransfer function for estimating the bulk density of tropical forest soils. *Modeling Earth Systems and Environment*, 9(1), 801-809. <https://doi.org/10.1007/s40808-022-01531-2>

- Olvera, D. L., Plat, D., & Pochet, P., 2020. Accéder à l'automobile dans les villes d'Afrique subsaharienne : usages et usagers dakarois. *Flux*, N° 119-120(1), 73-89. <https://doi.org/10.3917/flux1.119.0073>
- OMS., 2021. *Pollution de l'air : l'OMS révisé ses seuils de référence pour les principaux polluants atmosphériques*. <https://www.santepubliquefrance.fr/les-actualites/2021/pollution-de-l-air-l-oms-revise-ses-seuils-de-reference-pour-les-principaux-polluants-atmospheriques>
- Owusu-Bennoah, E., Fardeau, J., & Zapata, F., 2000. Evaluation of bioavailable phosphorus in some acid soils of Ghana using $\delta^{32}\text{P}$ isotopic exchange method. *Ghana Journal of Agricultural Science*, 33(2), 139-146. <https://doi.org/10.4314/gjas.v33i2.1862>
- Pal, D. K., Wani, S. P., Sahrawat, K. L., & Srivastava, P., 2014. Red ferruginous soils of tropical Indian environments: A review of the pedogenic processes and its implications for edaphology. *CATENA*, 121, 260-278. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.05.023>
- Pascal, M., Laaidi, K., & Beaudéau, P., 2018. Intérêt des espaces verts et ombragés dans la prévention des impacts sanitaires de la chaleur et de la pollution de l'air en zones urbaines. *Revue Forestière Française*, 51(2-3-4), 353. <https://doi.org/10.4267/2042/70007>
- Pascual, U., Muradian, R., Brander, L., Gómez-Baggethun, E., Martín-López, B., Verma, M., others, & Turner, R. K., 2012. The economics of valuing ecosystem services and biodiversity. In *The economics of ecosystems and biodiversity* (p. 183-256). Routledge.
- Passera L. & Aaron, S., 2005. *Les fourmis : comportement, organisation sociale et évolution*. NRC Research Press.
- Paul, C., Kuhn, K., Steinhoff-Knopp, B., Weißhuhn, P., & Helming, K., 2021. Towards a standardization of soil-related ecosystem service assessments. *European Journal of Soil Science*, 72(4), 1543-1558. <https://doi.org/10.1111/ejss.13022>
- Paul-Didi, M. K., Claudine, D. E., Welcome, M. N., Salvatore, N. N., Léon, Z. M., Emery, K. M., Celestin, B. L. N., & Kyona wa Nsanga., 2021. Contribution à l'étude de la pollution particulaire de l'air en milieu urbain: « Cas des PM_{2,5} et PM₁₀ le long de la route Kasapa, dans la Ville de Lubumbashi, en R.D. Congo ». *South Florida Journal of Development*, 2(3), 4130-4141. <https://doi.org/10.46932/sfjdv2n3-026>
- Pauron, M., 2014. *L'Afrique, terre d'avenir pour la pollution mondiale ?* <https://www.jeunefrique.com/134123/societe/l-afrique-terre-d-avenir-pour-la-pollution-mondiale/>

- Pavao-Zuckerman, M. A., 2008. The Nature of Urban Soils and Their Role in Ecological Restoration in Cities. *Restoration Ecology*, 16(4), 642-649. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00486.x>
- Peel, M. C., Finlayson, B. L., & McMahon, T. A., 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11(5), 1633-1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
- Petkova, E. P., Jack, D. W., Volavka-Close, N. H., & Kinney, P. L., 2013. Particulate matter pollution in African cities. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 6(3), 603-614. <https://doi.org/10.1007/s11869-013-0199-6>
- Pey, B., Cortet, J., Watteau, F., Cheynier, K., & Schwartz, C., 2013. Structure of earthworm burrows related to organic matter of a constructed Technosol. *Geoderma*, 202-203, 103-111. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.03.010>
- Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L., Grove, J. M., Boone, C. G., Groffman, P. M., Irwin, E., Kaushal, S. S., Marshall, V., McGrath, B. P., Nilon, C. H., Pouyat, R. V., Szlavecz, K., Troy, A., & Warren, P., 2011. Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. *Journal of Environmental Management*, 92(3), 331-362. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.08.022>
- Potschin, M., & Haines-Young, R., 2013. Landscapes, sustainability and the place-based analysis of ecosystem services. *Landscape Ecology*, 28(6), 1053-1065. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9756-x>
- Pouyat, R. V., Szlavecz, K., Yesilonis, I. D., Groffman, P. M., & Schwarz, K., 2010. Chemical, Physical, and Biological Characteristics of Urban Soils. In *Urban ecosystem ecology* (Vol. 55, p. 119-152). <https://doi.org/10.2134/agronmonogr55.c7>
- Pugh, T. A. M., MacKenzie, A. R., Whyatt, J. D., & Hewitt, C. N., 2012. Effectiveness of Green Infrastructure for Improvement of Air Quality in Urban Street Canyons. *Environmental Science & Technology*, 46(14), 7692-7699. <https://doi.org/10.1021/es300826w>
- Putra, I. M. D. P., Darnila, E., & Aji, T. W., 2024. GP2Y1010AU0F Sensor as Dust Particle Measurement Device: Literature Study on its Efficiency and Application. *Journal of Computation Physics and Earth Science (JoCPES)*, 4(1).
- Qiu, L., Liu, F., Zhang, X., & Gao, T., 2018. The Reducing Effect of Green Spaces with Different Vegetation Structure on Atmospheric Particulate Matter Concentration in BaoJi City, China. *Atmosphere*, 9(9), 332. <https://doi.org/10.3390/atmos9090332>
- Queiroga, F., 2024. *Manuels des Analyses Psychométriques*. <https://hal.science/hal-04643296v2>

- Rainfray, C., 2015. *Pollution de l'air : le point sur les villes africaines les plus irrespirables*. <https://www.jeuneafrique.com/265052/societe/pollution-de-lair-point-villes-africaines-plus-irrespirables/>
- Rakotoarimanana, V., Gondard, H., Ranaivoarivelo, N., & Carriere, S., 2008. Influence du pâturage sur la diversité floristique, la production et la qualité fourragères d'une savane des Hautes Terres malgaches (région de Fianarantsoa). *Sécheresse*, 19(1), 39-46.
- Rani, A., & Kumar, M., 2023. Seasonal Changes in Air Pollutants and Their Relation to Vegetation over the Megacity Delhi National Capital Region. *ECAS 2023*, 27(1), 16. <https://doi.org/10.3390/ecas2023-15119>
- Rasheed O. Ajirotutu, Abiodun Benedict Adeyemi, Gil-Ozoudeh Ifechukwu, Obinna Iwuanyanwu, Tochi Chimaobi Ohakawa, & Baalah Matthew Patrick Garba., 2024. Designing policy frameworks for the future: Conceptualizing the integration of green infrastructure into urban development. *World Journal of Advanced Research and Reviews*, 24(3), 911-923. <https://doi.org/10.30574/wjarr.2024.24.3.3751>
- Ródenas García, M., Spinazzé, A., Branco, P. T. B. S., Borghi, F., Villena, G., Cattaneo, A., Di Gilio, A., Mihucz, V. G., Gómez Álvarez, E., Lopes, S. I., Bergmans, B., Orłowski, C., Karatzas, K., Marques, G., Saffell, J., & Sousa, S. I. V., 2022. Review of low-cost sensors for indoor air quality: Features and applications. *Applied Spectroscopy Reviews*, 57(9-10), 747-779. <https://doi.org/10.1080/05704928.2022.2085734>
- Rodriguez, A. R., Arbelo, C. D., Guerra, J. A., Mora, J. L., & Armas, C. M., 2005. Organic carbon in forest Andosols of the Canary Islands and effects of deforestation on carbon losses by water erosion. In *Soil Erosion and Carbon Dynamics* (p. 73-86). CRC Press.
- Rodriguez-Campos, J., Dendooven, L., Alvarez-Bernal, D., & Contreras-Ramos, S. M., 2014. Potential of earthworms to accelerate removal of organic contaminants from soil: A review. *Applied Soil Ecology*, 79, 10-25. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.02.010>
- Roose, E., Boli, Z., & Rishirumuhirwa, T., 2015. Les sols tropicaux et leur dégradation en fonction des types d'érosion. *Institut de Recherche pour le Développement, Montpellier*, 1-11.
- Rossiter, D. G., 2007. Classification of Urban and Industrial Soils in the World Reference Base for Soil Resources (5 pp). *Journal of Soils and Sediments*, 7(2), 96-100. <https://doi.org/10.1065/jss2007.02.208>
- Safo-Adu, G., Attiogbe, F., Emahi, I., & Ofosu, F. G., 2023. Outdoor and indoor particle air pollution and its health consequences in African cities: New evidence and an exhortation. *Sustainable Environment*, 9(1), 2265729. <https://doi.org/10.1080/27658511.2023.2265729>
- Sambieni, K. R., Useni, S. Y., Cabala, K. S., Biloso, M. A., Munyemba Kankumbi, F., Lelo Nzuzi, F., others, & Bogaert, J., 2018. Les espaces

- verts en zone urbaine et périurbaine de Kinshasa en République Démocratique du Congo. *Tropicultura*, 36(3).
- Sarr, M., Agboba, A., & Russel-Smith, A., 2000. Abondance et diversité des termites dans les jachères sahéliennes. Effets des termites et autres macrofaunes du sol sur l'infiltration de l'eau. In Floret Christian (ed.) & Pontanier Roger (ed.) (Éds.), *La jachère en Afrique tropicale : rôles, aménagement, alternatives : 1. Actes du séminaire international* (p. 242-249).
- Scharenbroch, B. C., Lloyd, J. E., & Johnson-Maynard, J. L., 2005. Distinguishing urban soils with physical, chemical, and biological properties. *Pedobiologia*, 49(4), 283-296. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2004.12.002>
- Schneider, A., Logan, K. E., & Kucharik, C. J., 2012. Impacts of Urbanization on Ecosystem Goods and Services in the U.S. Corn Belt. *Ecosystems*, 15(4), 519-541. <https://doi.org/10.1007/s10021-012-9519-1>
- Schwela, D., & Schwela, D., 2012. *Review of urban air quality in Sub-Saharan Africa region: air quality profile of SSA countries*. <https://openknowledge.worldbank.org/server/api/core/bitstreams/dd5e77ef-9c55-5243-88fb-1b2ac201f186/content>
- Séré, G., Blanchart, A., Chérel, J., Warot, G., Schwartz, C., & Sce, A., 2020. *Prendre en compte les services écosystémiques rendus par les sols urbains : Un levier pour optimiser les stratégies d'aménagement 2020*. CCSD, Association Française pour l'Étude des Sols (AFES). https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2020/11/EGS_2020_27_Lothode_361-376.pdf
- Setälä, H. M., Francini, G., Allen, J. A., Hui, N., Jumpponen, A., & Kotze, D. J., 2016. Vegetation Type and Age Drive Changes in Soil Properties, Nitrogen, and Carbon Sequestration in Urban Parks under Cold Climate. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 4, 93. <https://doi.org/10.3389/fevo.2016.00093>
- Seto, K. C., Güneralp, B., & Hutyrá, L. R., 2012. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(40), 16083-16088. <https://doi.org/10.1073/pnas.1211658109>
- Shutchá, M., Mukobo, R., Bogaert, K. M.-... ; J., undefined, & Gilles, undefined., 2018. Fond pédogéochimique et cartographie des pollutions des sols à Lubumbashi. *books.google.comMN Shutchá, RP Mukobo, KD Muyumba, MM Mpundu, MP Faucon, KT Lubalega, A LudovicAnthropisation des Paysages Katangais; Bogaert, J., Gilles, C ...*, 2018•books.google.com. <https://books.google.com/books?hl=fr&lr=&id=SnFjDwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA215&dq=Shutchá,+M.+N.,+Mukobo,+R.+P.,+Muyumba,+>

- [K.+D.,+Mpundu,+M.+M.,+Faucon,+M.+P.,+Lubalega,+K.+T.,+...+%26+Colinet,+G.+\(2018\).+Fond+p%C3%A9dog%C3%A9ochimique+et+cartographie+des+pollutions+des+sols+%C3%A0+Lubumbashi.+Anthropisation+des+Paysages+Katangais%3B+Bogaert,+J.,+Gilles,+C.,+Gregory,+M.,+Eds.,+215-218.&ots=u2Mla0YlZA&sig=K3YGJZu-6cDQt8q4K9Z481wNQv4](#)
- Singh, A. K., Kumar, M., Baudhh, K., Singh, A., Singh, P., Madhav, S., & Shukla, S. K., 2023. Environmental impacts of air pollution and its abatement by plant species: A comprehensive review. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(33), 79587-79616. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-28164-x>
- Six, J., Elliott, E. T., & Paustian, K., 2000. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology and Biochemistry*, 32(14), 2099-2103. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00179-6](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00179-6)
- Song, Y.-H., Xu, F.-B., Wang, M.-H., Xie, Y.-B., Tian, L.-M., Lv, C.-X., Zhang, X.-W., Guo, Z.-M., & Zhang, D., 2025. Plant Species Diversity Improves Soil Physicochemical Traits and Modulates Soil Microbial Community Structure, with a Pronounced Enhancement of Fungal Diversity in Urban Forests. *Plants*, 15(1), 79. <https://doi.org/10.3390/plants15010079>
- Soumaré, M., Tack, F. M. G., & Verloo, M. G., 2003. Distribution and Availability of Iron, Manganese, Zinc, and Copper in Four Tropical Agricultural Soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 34(7-8), 1023-1038. <https://doi.org/10.1081/CSS-120019107>
- Steffens, J. T., Wang, Y. J., & Zhang, K. M., 2012. Exploration of effects of a vegetation barrier on particle size distributions in a near-road environment. *Atmospheric Environment*, 50, 120-128. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.12.051>
- Strickland, M. S., Keiser, A. D., & Bradford, M. A., 2015. Climate history shapes contemporary leaf litter decomposition. *Biogeochemistry*, 122(2-3), 165-174. <https://doi.org/10.1007/s10533-014-0065-0>
- Sugihara, S., Shibata, M., Mvondo Ze, A. D., Araki, S., & Funakawa, S., 2014. Effect of vegetation on soil C, N, P and other minerals in Oxisols at the forest-savanna transition zone of central Africa. *Soil Science and Plant Nutrition*, 60(1), 45-59. <https://doi.org/10.1080/00380768.2013.866523>
- Sun, Y., Guan, Y., Zhang, B., Zhou, Y., Du, L., & Zhu, C., 2024. Air PM10,2.5 Removal by Urban Green Space Under Urban Realistic Stressors. *Atmosphere*, 15(12), 1443. <https://doi.org/10.3390/atmos15121443>
- Sun, Y., Xie, S., & Zhao, S., 2019. Valuing urban green spaces in mitigating climate change: A city-wide estimate of aboveground carbon stored in

- urban green spaces of China's Capital. *Global Change Biology*, 25(5), 1717-1732. <https://doi.org/10.1111/gcb.14566>
- Sylla, F. K., Faye, A., Fall, M., & TAL-DIA, A., 2017. Air Pollution Related to Traffic and Chronic Respiratory Diseases (Asthma and COPD) in Africa. *Health*, 09(10), 1378-1389. <https://doi.org/10.4236/health.2017.910101>
- Sylla, G., 2024. *Pollutions atmosphérique et sonore en milieu urbain : le cas d'Abidjan (Côte d'Ivoire)* [Thèse de Doctorat, Institut National de la Recherche Scientifique (Canada)]. <https://www.proquest.com/openview/8c97598e0570daa0a61d683c1d4d4d5f4/1?pq-origsite=gscholar&cbl=18750&diss=y>
- Tagar, A. A., Adamowski, J., Memon, M. S., Do, M. C., Mashori, A. S., Soomro, A. S., & Bhayo, W. A., 2020. Soil fragmentation and aggregate stability as affected by conventional tillage implements and relations with fractal dimensions. *Soil and Tillage Research*, 197, 104494. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104494>
- Tahirou, S., Zerbo, P., Ouattara, S., & Ado, M. N., 2022. Caractérisation des paramètres physico-chimiques du sol de la zone rizicole de Saga (Niamey) dans la vallée du fleuve Niger. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 16(2), 842-854. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v16i2.26>
- Tchotsoua, M., 1994. Dynamique informelle de l'espace urbain et érosion accélérée en milieu tropical humide: le cas de la ville de Yaoundé. *Les Cahiers d'Outre-Mer*, 47(185), 123-136. <https://doi.org/10.3406/caoum.1994.3508>
- Tchotsoua, M., 1994. Informal dynamics of urban space and accelerated erosion in a west tropical setting: the case of the city of Yaounde, Cameroon. *Cahiers d'Outre-Mer*, 47(185), 123-136. <https://doi.org/10.3406/caoum.1994.3508>
- Tchotsoua, M., & Bonvallot, J., 2001. Pression urbaine et dynamique des paysages sur les mornes de Ngaoundéré (Cameroun). *Espaces tropicaux*, 16(7), 133-143. https://www.persee.fr/doc/etrop_1147-3991_2001_sem_16_7_1027
- Thomas, G. S., Liu, Y., & Mwanga, N., 2024. Exploring the Environmental Effects of Urbanization in Monrovia. *European Journal of Theoretical and Applied Sciences*, 2(3), 1117-1130. [https://doi.org/10.59324/ejtas.2024.2\(3\).89](https://doi.org/10.59324/ejtas.2024.2(3).89)
- Tigga, A., Trivedi, A., Dixit, A., & Sahu, P., 2025. Benefits of Urban Green Spaces for Human Health: A Review. *Journal of Geography, Environment and Earth Science International*, 29(7), 203-216. <https://doi.org/10.9734/jgeesi/2025/v29i7927>

- Tiwary, A., Sinnett, D., Peachey, C., Chalabi, Z., Vardoulakis, S., Fletcher, T., Leonardi, G., Grundy, C., Azapagic, A., & Hutchings, T. R., 2009. An integrated tool to assess the role of new planting in PM10 capture and the human health benefits: A case study in London. *Environmental Pollution*, 157(10), 2645-2653. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.05.005>
- Tobiloba, L. H., Mustafa, A., Lu, X., Zhu, X., Wei, W., Ye, Q., Yan, J., & Mo, J., 2025. How urbanization reshapes soil organic carbon stability in urban forests: a critical review. *Carbon Research*, 4(1), 70. <https://doi.org/10.1007/s44246-025-00230-8>
- Toho, H. I. E. N., 2023. *Contributions à une approche interdisciplinaire d'évaluation du capital naturel et des services écosystémiques rendus par les sols* [Thèse de doctorat, Université de Lorraine]. https://www.researchgate.net/profile/Toho-Hien/publication/391801830_Contributions_a_une_approche_interdisciplinaire_d'evaluation_du_capital_naturel_et_des_services_ecosystemiques_rendus_par_les_sols/links/6913224ba404d65709a494a0/Contributions-a-une-approche-interdisciplinaire-devaluation-du-capital-naturel-et-des-services-ecosystemiques-rendus-par-les-sols.pdf
- Tomasella, J., & Hodnett, M., 2004. *Pedotransfer functions for tropical soils* (p. 415-429). [https://doi.org/10.1016/S0166-2481\(04\)30021-8](https://doi.org/10.1016/S0166-2481(04)30021-8)
- Tresch, S., 2019. *Impacts of urban gardening on soil quality, soil fauna and soil multifunctionality* [Doctoral dissertation]. Université de Neuchâtel.
- Twohig-Bennett, C., & Jones, A., 2018. The health benefits of the great outdoors: A systematic review and meta-analysis of greenspace exposure and health outcomes. *Environmental Research*, 166, 628-637. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.06.030>
- Tzoulas, K., Korpela, K., Venn, S., Yli-Pelkonen, V., Kaźmierczak, A., Niemela, J., & James, P., 2007. Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landscape and Urban Planning*, 81(3), 167-178. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.02.001>
- UNDESA., 2016. *The world's cities in 2016*. <https://www.google.com/search?q=UNDESA>
- Useni, S. Y., 2017. *Analyse spatio-temporelle des dynamiques d'anthropisation paysagère le long du gradient urbain-rural à Lubumbashi (Haut-Katanga, République Démocratique du Congo)* [Doctoral dissertation]. Université de Lubumbashi (République Démocratique du Congo).
- Useni, S. Y., 2019. *Analyse spatio-temporelle des dynamiques d'anthropisation paysagère le long du gradient urbain-rural de la ville de Lubumbashi (Haut-Katanga, République démocratique du Congo)*.

- BOIS & FORETS DES TROPIQUES*, 342, 107-108.
<https://doi.org/10.19182/bft2019.342.a31725>
- Useni, S. Y., Cabala, K. S., Nkuku, K. O., Amisi, M. Y., Malaisse, F., Bogaert, J., & Munyenba, K. F., 2017. Vingt-cinq ans de monitoring de la dynamique spatiale des espaces verts en réponse à l'urbanisation dans les communes de la ville de Lubumbashi (Haut-Katanga, R. D. Congo). *Tropicultura*, 35(4), 300-311.
- Useni, S. Y., Kaleba, S. C., Khonde, C. N., Mwana, Y. A., Malaisse, F., Bogaert, J., & Kankumbi, F. M., 2017. Vingt-cinq ans de monitoring de la dynamique spatiale des espaces verts en réponse à l'urbanisation dans les communes de la ville de Lubumbashi (Haut-Katanga, RD Congo). *Tropicultura*, 35(4).
- Useni, S. Y., Khoji, M. H., Langunu, S., Alipade, J. E., & Munyemba, K. F., 2020. Structure des peuplements ligneux des formations végétales d'un paysage protégé en zone périurbaine de la ville de Lubumbashi (RD Congo). *Geo-Eco-Trop*, 44(1), 1-13.
- Useni, S. Y., Kidiata, M., Kasangij, A. K. P., Nyembo, K. L., & Baboy, L. L., 2014. Effets de la date de semis et des écartements sur la croissance et le rendement du niébé (*Vigna unguiculata* L. Walp) à Lubumbashi, RD Congo [Effects of planting dates and spacing on growth and yield of cowpea (*Vigna unguiculata* L. Walp) in Lubumbashi, DR Congo]. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 6(1), 40.
- Useni, S. Y., Malaisse, F., Cabala, K. S., Kalumba, M. A., Yamba, A. M., Nkuku, K. C., Bogaert, J., & Munyemba, K. F., 2019. Tree diversity and structure on green space of urban and peri-urban zones: The case of Lubumbashi City in the Democratic Republic of Congo. *Urban Forestry & Urban Greening*, 41, 67-74.
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.03.008>
- Useni, S. Y., Malaisse, F., Cabala, K. S., Munyemba, K. F., & Bogaert, J., 2017. Le rayon de déforestation autour de la ville de Lubumbashi (Haut-Katanga, RD Congo): Synthèse. *Tropicultura*, 35(3).
<https://hdl.handle.net/2268/227665>
- Useni, S. Y., Malaisse, F., Cabala Kaleba, S., Kalumba Mwanke, A., Yamba, A. M., Nkuku Khonde, C., Bogaert, J., & Munyemba Kankumbi, F., 2019. Tree diversity and structure on green space of urban and peri-urban zones: The case of Lubumbashi City in the Democratic Republic of Congo. *Urban Forestry & Urban Greening*, 41, 67-74.
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.03.008>
- Useni, S. Y., Sambiéni, K. R., Maréchal, J., Ilunga wa Ilunga, E., Malaisse, F., Bogaert, J., & Munyemba, K. F., 2018. Changes in the Spatial Pattern and Ecological Functionalities of Green Spaces in Lubumbashi (the Democratic Republic of Congo) in Relation With the Degree of

- Urbanization. *Tropical Conservation Science*, 11. <https://doi.org/10.1177/1940082918771325>
- Useni, S.Y., Boisson, S., Kaleba, S. C., Khonde, C. N., Malaisse, F., Halleux, J.-M., Bogaert, J., & Kankumbi, F. M., 2019. Dynamique de l'occupation du sol autour des sites miniers le long du gradient urbain-rural de la ville de Lubumbashi, RD Congo. *BASE*, 24(1), 14-27. <https://doi.org/10.25518/1780-4507.18306>
- Van Ranst, E., Baert, G., Ngongo, M., & Mafuka, P., 2010. *Carte Pédologique de La Région de Lubumbashi, Échelle 1 :60.000. Gent, Belgique ; Lubumbashi ; Kinshasa, RD Congo : UGent ; Hogent ; UNILU ; UNIKIN.*
- Van Ranst, E., Verloo, M., Demeyer, A., & Pauwels, M. J., 1999. *Manual for the Soil Chemistry and Fertility Laboratory-Analytical Methods for Soils and Plants, Equipment, and Management of Consumables.* NUGI 835.
- Varvel, G. E., 2006. Soil Organic Carbon Changes in Diversified Rotations of the Western Corn Belt. *Soil Science Society of America Journal*, 70(2), 426-433. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0100>
- Vermeiren, K., Van Rompaey, A., Loopmans, M., Serwajja, E., & Mukwaya, P., 2012. Urban growth of Kampala, Uganda: Pattern analysis and scenario development. *Landscape and Urban Planning*, 106(2), 199-206. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.03.006>
- Vogel, H.-J., Eberhardt, E., Franko, U., Lang, B., Ließ, M., Weller, U., Wiesmeier, M., & Wollschläger, U., 2019. Quantitative Evaluation of Soil Functions: Potential and State. *Frontiers in Environmental Science*, 7, 164. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00164>
- Vohra, K., Vodonos, A., Schwartz, J., Marais, E. A., Sulprizio, M. P., & Mickley, L. J., 2021. Global mortality from outdoor fine particle pollution generated by fossil fuel combustion: Results from GEOS-Chem. *Environmental Research*, 195, 110754. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.110754>
- Vrain, P., 2003. Ville durable et transports : automobile, environnement et comportements individuels. *Innovations*, 18(2), 91. <https://doi.org/10.3917/inno.018.0091>
- Vranken, I., 2010. Pollution et contamination des sols aux métaux lourds dues à l'industrie métallurgique à Lubumbashi: Empreinte écologique, impact paysager, pistes de gestion. *Université Libre de Bruxelles*, 118.
- Wallace, J. M., & Hobbs, P. V., 2006. *Atmospheric Science: An Introductory Survey: Vol. 92.* Elsevier.
- Walter, C., Bispo, A., Chenu, C., Langlais, A., & Schwartz, C. C., 2015. Les services écosystémiques des sols: du concept à sa valorisation. *Cahiers Demeter*, 15, 53-68. <https://shs.hal.science/halshs-01137484v1>

- Wang, H., Liu, X., Wu, C., & Lin, G., 2024. Regional to global distributions, trends, and drivers of biogenic volatile organic compound emission from 2001 to 2020. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 24(5), 3309-3328. <https://doi.org/10.5194/acp-24-3309-2024>
- Wang, T., & Xu, J., 2022. Nonlinear analysis on the influence of rainfall: A new way to eliminate air pollution. *Process Safety and Environmental Protection*, 167, 565-575. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.09.041>
- Wardle, D. A., Bardgett, R. D., Klironomos, J. N., Setälä, H., van der Putten, W. H., & Wall, D. H., 2004. Ecological Linkages Between Aboveground and Belowground Biota. *Science*, 304(5677), 1629-1633. <https://doi.org/10.1126/science.1094875>
- Welcome, N. M., Mutombo, E. K., Kitambala, M. M., Kambuyi, V. K., Banza, B. I., Kayemb, F. C., Mulamba, E. L., Kabumana, D. T., Kihuya Edouard, N., Kimpanga Célestin, M., & Simbi Jean-baptiste, L., 2020. Impact du transport routier sur le dépôt et le transfert du plomb et du zinc dans le sol sur la route Lubumbashi-Likasi (RD Congo). *researchgate.net* MN Welcome, KM Emery, MK Marsi, KK Victor, IB Bienvenue, CK François, LM Emmanuel *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 2020•*researchgate.net*, 31(1), 56-66. https://www.researchgate.net/profile/Marsi-Mbayo/publication/348014239_Impact_du_transport_routier_sur_le_depot_et_le_transfert_du_plomb_et_du_zinc_dans_le_sol_sur_la_route_Lubumbashi-Likasi_RD_Congo_Impact_of_road_transport_on_the_deposit_and_transfer_of_lead_and_zinc_i/links/5feceb70a6fdccdc81adce7/Impact-du-transport-routier-sur-le-depot-et-le-transfert-du-plomb-et-du-zinc-dans-le-sol-sur-la-route-Lubumbashi-Likasi-RD-Congo-Impact-of-road-transport-on-the-deposit-and-transfer-of-lead-and-zinc.pdf
- Wilson, J. G., Kingham, S., Pearce, J., & Sturman, A. P., 2005. A review of intraurban variations in particulate air pollution: Implications for epidemiological research. *Atmospheric Environment*, 39(34), 6444-6462. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.07.030>
- Wise, E., & Comrie, A. C., 2005. Meteorologically adjusted urban air quality trends in the Southwestern United States. *Atmospheric Environment*, 39(16), 2969-2980. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.01.024>
- Wolch, J. R., Byrne, J., & Newell, J. P., 2014. Urban green space, public health, and environmental justice: The challenge of making cities 'just green enough'. *Landscape and Urban Planning*, 125, 234-244. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.017>
- Wolters, V., 2001. Biodiversity of soil animals and its function. *European Journal of Soil Biology*, 37(4), 221-227. [https://doi.org/10.1016/S1164-5563\(01\)01088-3](https://doi.org/10.1016/S1164-5563(01)01088-3)

- World Health Organization., 2005. WHO air quality guidelines global update 2005: Report on a Working Group Meeting, Bonn, Germany, 18–20 October 2005. In *In WHO air quality guidelines global update 2005: report on a working group meeting, Bonn, Germany, 18–20 October 2005*.
- WRB., 2022. *World Reference Base for Soil Resources. International Soil Classification System for Naming Soils and Creating Legends for Soil Maps. International Union of Soil Sciences (IUSS), International Union of Soil Sciences (IUSS)* (4th éd.). Vol. itio. Vienna.
- Wright, C., Nthusi, V., & Pant, P., 2023. Initiating activities to tackle the health impacts from air pollution in East Africa: bringing together research, policy and practice. *Clean Air Journal*, 33(1), 1-2. <https://doi.org/10.17159/caj/2023/33/1.16000>
- Wu, H., Wu, D., Lu, X., & Yin, X., 2010. Spatial distribution of ant mounds and effects on soil physical properties in wetlands of the Sanjiang plain, China. *Acta Ecologica Sinica*, 30(5), 270-275. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2010.08.009>
- Wu, Q., Huang, Y., Irga, P., Kumar, P., Li, W., Wei, W., Shon, H. K., Lei, C., & Zhou, J. L., 2024. Synergistic control of urban heat island and urban pollution island effects using green infrastructure. *Journal of Environmental Management*, 370, 122985. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.122985>
- Xiong, J., Li, J., Gao, F., & Zhang, Y., 2023. City Wind Impact on Air Pollution Control for Urban Planning with Different Time-Scale Considerations: A Case Study in Chengdu, China. *Atmosphere*, 14(7), 1068. <https://doi.org/10.3390/atmos14071068>
- Xu, R., Ye, T., Yue, X., Yang, Z., Yu, W., Zhang, Yiwen, Bell, M. L., Morawska, L., Yu, P., Zhang, Yuxi, Wu, Y., Liu, Y., Johnston, F., Lei, Y., Abramson, M. J., Guo, Y., & Li, S., 2023. Global population exposure to landscape fire air pollution from 2000 to 2019. *Nature*, 621(7979), 521-529. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06398-6>
- Yang, S., Lu, X., Peng, Y., Wang, Z., Yang, X., & Wang, X., 2024. Microplastic Emission from Soil-Air Interface. *Environmental Science & Technology Letters*, 11(11), 1207-1213. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.4c00189>
- Yang, W., Lin, W., Li, Y., Shi, Y., & Xiong, Y., 2025. Estimating the seasonal and spatial variation of urban vegetation's PM2.5 removal capacity. *Environmental Pollution*, 369, 125800. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.125800>
- Yeakley, J. A., 2020. Urban Soils. In *The Routledge Handbook of Urban Ecology* (2nd Edition, p. 237-247). Routledge. <https://www.researchgate.net/profile/Alan->

- [Yeakley/publication/347443437_Urban_soils/links/6852b60c11be4823_fbd3d92/Urban-soils.pdf](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.03.009)
- Yin, S., Shen, Z., Zhou, P., Zou, X., Che, S., & Wang, W., 2011. Quantifying air pollution attenuation within urban parks: An experimental approach in Shanghai, China. *Environmental Pollution*, 159(8-9), 2155-2163. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.03.009>
- Zghaid, M., Noack, Y., Bounakla, M., & Benyaich, F., 2009. Pollution atmosphérique particulaire dans la ville de Kenitra (Maroc) [Atmospheric particulate pollution in Kenitra (Morocco)]. *Poll Atmos*, 51(203), 313-324.
- Zhang, B., Jiao, L., Xu, G., Zhao, S., Tang, X., Zhou, Y., & Gong, C., 2018. Influences of wind and precipitation on different-sized particulate matter concentrations (PM_{2.5}, PM₁₀, PM_{2.5-10}). *Meteorology and Atmospheric Physics*, 130(3), 383-392. <https://doi.org/10.1007/s00703-017-0526-9>
- Zhang, F.-Y., Cai, C.-Y.-M., Zhong, J.-L., Huang, F., Li, X., Li, X.-Y., Liu, W., & Wang, Q., 2024. [Impacts of Urbanization on Soil Aggregate Stability and Organic Carbon Content in Urban Greenspaces: A Case Study of Nanchang City, Jiangxi Province]. *Huan jing ke xue= Huanjing kexue*, 45(11), 6538-6545. <https://doi.org/10.13227/j.hjcx.202312268>
- Zhang, G. L., 2005. Ecological services of urban soils in relation to urban ecosystem and environmental quality. *Science and Technology Review*, 23(3), 16-19.
- Zhang, J., Li, S., Sun, X., Tong, J., Fu, Z., & Li, J., 2019. Sustainability of Urban Soil Management: Analysis of Soil Physicochemical Properties and Bacterial Community Structure under Different Green Space Types. *Sustainability*, 11(5), 1395. <https://doi.org/10.3390/su11051395>
- Zhao, D., Li, F., & Wang, R., 2012. The effects of different urban land use patterns on soil microbial biomass nitrogen and enzyme activities in urban area of Beijing, China. *Acta Ecologica Sinica*, 32(3), 144-149. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2012.04.005>
- Zirbes, L., Collin, C., Dufey, J., Tu, P. K., Duyet, N., Francis, F., Lebailly, P., Haubruge, E., & Brostaux, et Y., 2009. Mise en relation de la diversité des vers de terre et des caractéristiques du sol de Thua Thien Hue (Centre Vietnam). *Tropical Conservation Science*, 2(3), 282-298. https://doi.org/10.1177/19400829090020030_2
- Zoma, V., Kiemdé, A., & Kabran, G. E. G., 2022. *Les métropoles africaines. Enjeux et défis de développement* (Vol. P63). GRIN Verlag.
- Zuñiga-Palacios, J., Zuria, I., Castellanos, I., Lara, C., & Sánchez-Rojas, G., 2021. What do we know (and need to know) about the role of urban habitats as ecological traps? Systematic review and meta-analysis.

Science of The Total Environment, 780, 146559.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146559>

Annexes

Annexe 1 : Effet de l'occupation du sol, de site et de leurs interactions sur les propriétés physiques et chimiques des sols dans les espaces vers étudiés à Lubumbashi

Table A1. Physical and chemical properties of soils (mean±sd) according to land use and sites in the Urban green spaces of Lubumbashi. Interaction land cover*site (Anova 2) (N=192) (1/2). SBD: Soil bulk density, CEC: Cation Exchange Capacity, BS: Bare Soil, VS/ Vegetated Soil, ARB : Arboretum de la Faculté des Science Agronomiques, SA : Complexe Safina-Salama, ZOO : jardin Zoologique de Lubumbashi, CHL : Cercle Hippique de Lubumbashi, CJ : Cité des Jeunes, POL : Faculté de Polytechnique.

Site	Land cover	SBD	Clay	Silt	Sand	pH _{H2O}	pH _{KCl}	CEC
ARB	BS	1.44±0.02	43.5±0.58	15.5±0.58	41.0±0.58	5.19±0.01	4.25±0.29	8.65±0.06
	VS	1±0.02	30.5±0.58	32.7±0.58	37.0±0.58	6.63±0.29	5.3±0.23	5.85±0.06
	<i>Mean ARB</i>	<i>1.22±0.24_a b</i>	<i>37±6.97_a</i>	<i>24±9.1_{ab}</i>	<i>39±1.69_{ab}</i>	<i>5.91±0.79_a b</i>	<i>4.78±0.61_a b</i>	<i>7.25±1.5_b</i>
CHL	BS	1.34±0.02	28.0±0.58	10±0	62.0±0.58	4.41±0.47	3.95±0.06	17±0.58
	VS	0.95±0.03	40.2±0.58	25.7±0.58	34.0±0.58	5.38±0.16	4.5±0.46	39.2±0.35
	<i>Mean CHL</i>	<i>1.15±0.21_b</i>	<i>34.1±4.31_b</i>	<i>17.8±7.76_b</i>	<i>48.0±2.2_{ab}</i>	<i>4.89±0.61_b</i>	<i>4.23±0.42_b</i>	<i>28.1±11.87_a</i>
CJ	BS	1.11±0.02	16.0±0.58	18.5±0.58	65.5±0.58	5.13±0.04	4.25±0.29	22.7±0.23
	VS	1.08±0.06	28.8±0.58	35.1±0.58	36.0±0.58	7.18±0.01	6.25±0.29	32.35±0.64
	<i>Mean CJ</i>	<i>1.1±0.04_b</i>	<i>22.4 ±9.64_b</i>	<i>24±8.97_{ab}</i>	<i>50.5±16.58_a</i>	<i>6.15±1.1_{ab}</i>	<i>5.25±1.1_a</i>	<i>27.53±5.18_a</i>
<u>POL</u>	BS	1.42±0.02	31.0±0.58	10.2±0	58.7±0.58	5.41±0.38	5±0.23	17.95±0.17

Evaluation des services écosystémiques de régulation rendus par EVU

Site	Land cover	SBD	Clay	Silt	Sand	pH _{H2O}	pH _{KCl}	CEC
	VS	1.42±0.02	44.2±0.58	24.5±0.58	31.2±0.58	7.26±0.44	5.85±0.29	44.25±0.29
	<i>Mean POL</i>	<i>1.42±0.02a</i>	<i>38±6.97a</i>	<i>17.8±7.76b</i>	<i>47.3±10.17a_b</i>	<i>6.34±1.06a</i>	<i>5.43±0.51a</i>	<i>31.1±14.06a</i>
	BS	0.94±0.02	25.5±0.58	25.0±0.58	49.5±0.58	4.74±0.11	4.15±0.06	8.2±0.12
SA	VS	1.33±0.2	20±0	39.7±0	39.7±0	5.93±0.97	4.8±0.81	10.6±0.12
	<i>Mean SA</i>	<i>1.13±0.25b</i>	<i>22.75±2.96_b</i>	<i>32.3±6.16a</i>	<i>44.6±3.49ab</i>	<i>5.33±0.9ab</i>	<i>4.48±0.63a_b</i>	<i>9.4±1.29b</i>
	BS	1.56±0.02	21.1±1.15	16.8±0	62.0±0.58	5.41±0.47	4.7±0.23	18.8±0.58
ZOO	VS	1.3±0.01	37.5±0	30.6±0.58	31.8±0.58	6.38±0.16	4.65±0.75	40.75±0.87
	<i>Mean ZOO</i>	<i>1.43±0.14a</i>	<i>29.3±3.82a_b</i>	<i>23.7±10.43a_b</i>	<i>46.9±2.2a</i>	<i>5.89±0.61a_b</i>	<i>4.68±0.51a_b</i>	<i>29.78±11.75_a</i>
	P-value Site	p<0.001	p<0.001	p<0.001	p<0.001	p<0.001	p<0.001	p<0.001
P-value Land cover	p<0.001	p<0.001	p<0.001	p<0.001	p<0.001	p<0.001	p<0.001	
P-value Site*land cover	p<0.001	p<0.001	p<0.001	p<0.001	p<0.001	p<0.001	p<0.001	

Table A1. Physical and chemical properties of soils (mean±sd) according to land use and sites in the Urban green spaces of Lubumbashi. Interaction land cover*site (Anova 2) (N=192) (2/2). OC: Organic Carbon, OM: Organic Matter, C/N: Carbon-Nitrogen ratio, ARB : Arboretum de la Faculté des Science Agronomiques, SA : Complexe Safina-Salama, ZOO : jardin Zoologique de Lubumbashi, CHL : Cercle Hippique de Lubumbashi, CJ : Cité des Jeunes, POL : Faculté de Polytechnique

Site	Land cover	OC	OM	N tot	C/N	P Available	K tot	Cu tot	Mn tot
ARB	BS	1.25±0.06	2±0	0.19±0.01	6.7±0.12	0.47±0.04	161.5±0.58	165.5±0.58	282±2.31
	VS	2.4±0.12	4.5±0.58	0.17±0.01	14.55±1.21	2.56±0.07	138±5.64	293±102.77	536±39.26
	<i>Mean ARB</i>	<i>1.83±0.6</i>	<i>3.25±1.3</i>	<i>0.18±0.01</i>	<i>10.63±4.27</i>	<i>1.51±1.12b</i>	<i>1500.25±125.28c</i>	<i>229.25±95.77c</i>	<i>409±138.19b</i>
CHL	BS	1.35±0.06	2.5±0.58	0.16±0.02	8.7±0.58	9.25±0.75	426.5±17.4	175±33.49	148±84.29
	VS	4.25±0.06	13.5±1.73	0.36±0.02	11.95±0.75	37.78±0.77	477±18.98	98.5±60.62	309.5±222.28
	<i>Mean CHL</i>	<i>2.8±1.55b</i>	<i>8±6ab</i>	<i>0.26±0.11ab</i>	<i>10.33±1.84b</i>	<i>23.51±15.26a</i>	<i>451.75±29.15b</i>	<i>136.75±61.05c</i>	<i>228.75±177.97a</i>
CJ	BS	1.75±0.06	2.5±0.58	0.18±0.01	9.95±0.64	3.7±0.23	137.5±2.89	112.5±25.98	1228±40.41
	VS	4.4±0.35	7.5±0.58	0.29±0.01	15.4±1.5	16.79±0.33	149±2.09	145.5±16.54	589±20.78
	<i>Mean CJ</i>	<i>3.08±1.44b</i>	<i>5±2.73b</i>	<i>0.23±0.06ab</i>	<i>12.68±3.1b</i>	<i>10.24±7ab</i>	<i>143.25±64.63c</i>	<i>783±725.04c</i>	<i>908.5±342.85b</i>
POL	BS	1.8±0.12	2.5±0.58	0.17±0.01	10.85±0.29	2.17±0.01	177.5±1.73	112.5±38.68	148±84.29

Evaluation des services écosystémiques de régulation rendus par EVU

Site	Land cover	OC	OM	N tot	C/N	P Available	K tot	Cu tot	Mn tot
	VS	3.55±0.06	6.5±0.58	0.24±0.01	15.1±0.12	7.29±0.14	201.5±2.89	98.5±60.62	355±274.82
	<i>Mean POL</i>	2.68±0.94b	4.5±2.2b	0.2±0.04b	12.98±2.28b	4.73±2.74b	189.5±12.17c	105.5±47.67c	251.5±218.3b
	BS	5.15±0.06	7.5±0.58	0.3±0.01	17.4±0.12	20.65±0.64	450±17.21	2863±121.36	452.5±263.85
SA	VS	11.7±0.58	19.5±1.73	0.32±0.01	37.1±1.15	19.37±0.66	691.25±18.78	2615±133.3	154±75.06
	<i>Mean SA</i>	8.43±3.52a	13.5±6.52a	0.31±0.01a	27.25±10.56a	20.01±0.91a	570.63±175.26a	2739±1192.64b	303.25±240.22b
	BS	1.15±0.06	2.5±0.58	0.16±0.01	7.4±0.12	9.01±0.12	427.5±16.74	8559±151.27	353.5±57.16
ZOO	VS	4.15±0.06	7.5±0.58	0.36±0.01	11.65±0.06	38.78±0.77	478.75±12.92	5984±336.18	490±26.56
	<i>Mean ZOO</i>	2.65±1.6b	5±2.73b	0.26±0.11ab	9.53±2.27b	23.89±15.92a	455.12±294.52b	7271.5±2596.76a	421.75±83.82b
P-value Site		p<0.001	p<0.001	p<0.001	p<0.001	p<0.001	p<0.001	p<0.001	p<0.001
P-value Land cover		p<0.001	p<0.001	p<0.001	p<0.001	p<0.001	p<0.001	p=0.513	p=0.454
P-value Site*land cover		p<0.001	p<0.001	p<0.001	p<0.001	p<0.001	p<0.001	p=0.036	p<0.001

Annexe 2 : Relation entre la macrofaune du sol (MFS) et les propriétés édaphiques dans les espaces verts étudiés à Lubumbashi

La matrice de corrélation (Figure A2) met en évidence des associations positives marquées entre les différents groupes de macrofaune du sol, indiquant une réponse écologique convergente aux conditions édaphiques. Les paramètres liés à la matière organique (carbone organique, matière organique, azote total) présentent de fortes corrélations positives avec la capacité d'échange cationique et plusieurs nutriments disponibles, définissant un gradient de fertilité du sol. La structure du sol est positivement associée aux fractions fines (limon, argile) et négativement au sable et à la densité apparente, traduisant l'influence de la texture et de la compaction sur l'organisation structurale.

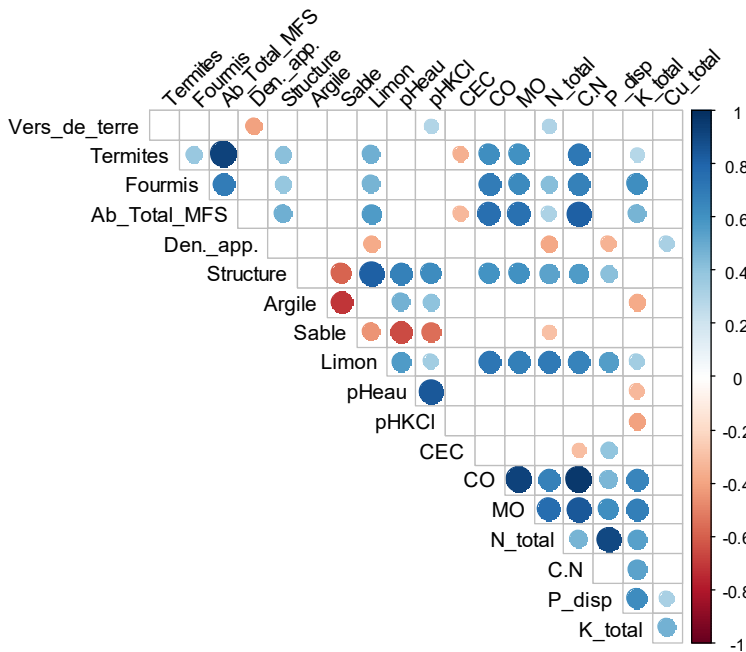


Figure A2. Matrice de corrélation entre les paramètres biologiques (abondance de la MFS), physiques et chimiques des sols des EVU étudiés.

Annexe 3 : Abondance de la macrofaune du sol suivant les occupations des sols dans les espaces verts étudiés à Lubumbashi

La figure A3 présente les résultats relatifs à l'abondance totale de la MFS et celles de trois principaux groupes taxonomiques étudiés dont : le vers de terre, les termites et les fourmis sous l'effet du changement de l'occupation du sol. Dans tous les six sites étudiés, l'abondance de la MFS est plus élevée dans les sols végétalisés que dans les sols nus. Pour les fourmis, la plus grande diminution de l'abondance dans le sol nu comparativement au sol végétalisé est observée à SA, ZOO et POL. En comparant les sols végétalisés, les fourmis sont plus abondantes à SA et moins abondantes à CJ. En comparant les sols nus, les fourmis sont plus abondantes à SA et ARB et moins abondantes à CHL. Pour les vers de terre, la plus grande diminution de l'abondance dans le sol nu comparativement au sol végétalisé est observée à CHL et CJ. En comparant les sols végétalisés, les vers de terre sont plus abondants à CHL et moins abondants au ZOO. En comparant les sols nus, les vers de terre sont plus abondants à ARB et moins abondants au ZOO. Pour les termites, la plus grande diminution de l'abondance dans le sol nu comparativement au sol végétalisé est observée à SA et ARB. En comparant les sols végétalisés, les termites sont plus abondants à SA et ARB et moins abondants au ZOO et CJ. En comparant les sols nus, les fourmis sont plus abondantes à ARB et moins abondantes à CHL et CJ.

Sur l'ensemble des sites, les termites constituent le groupe taxonomique le plus important (61% de la population totale de la MFS), pendant que les vers de terre sont les moins représentés (3% de la population totale de la MFS).

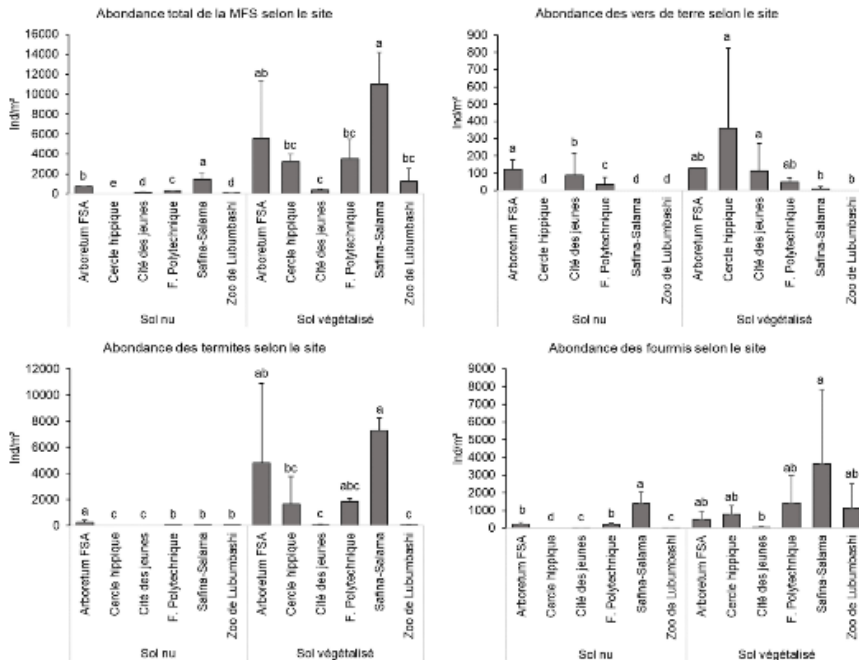


Figure A3. Effet du site sur l'abondance de la macrofaune du sol, les vers de terre, les fourmis et les termites dans les espaces verts urbains de Lubumbashi.

Annexe 4. Régression linéaire multiple entre les concentrations de PM_{2,5} et PM₁₀ et les pourcentages d'occupation du sol (végétation, bâti, sol nu)

Les modèles de régression multiple (Figure A4) montrent des relations positives entre les variables d'occupation du sol et les concentrations de PM_{2,5}, PM₁₀. Les coefficients estimés sont de magnitude très proche au sein de chaque modèle, ce qui suggère un effet global de la structure de l'occupation du sol. Toutefois, ces variables étant compositionnelles (leur somme étant constante), elles présentent une colinéarité structurelle qui ne permet pas de distinguer statistiquement l'effet propre de chaque composante. Les résultats doivent donc être interprétés comme une tendance globale plutôt que comme des effets différentiels significatifs entre classes d'occupation du sol.

Les équations :

Equation1 : $PM_{2.5} = -80354.8 + 804.0 * \text{Bâtis} + 803.9 * \text{Sol_nu} + 803.9 * \text{Végétation}$
Equation2 : $PM_{10} = -109619 + 1097 * \text{Bâtis} + 1097 * \text{Sol_nu} + 1097 * \text{Végétation}$

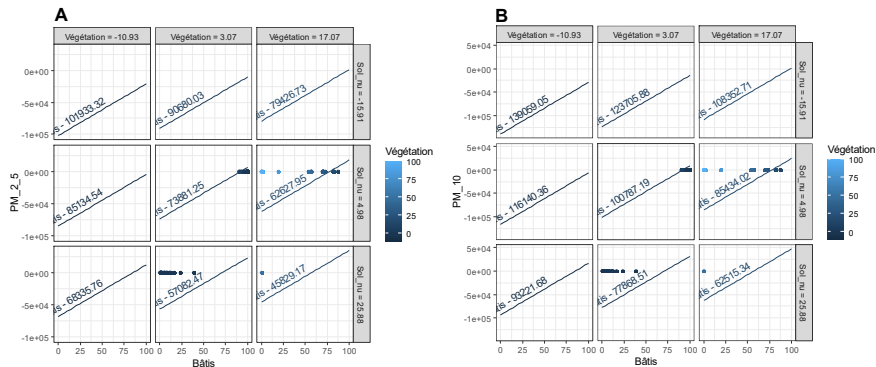


Figure A4-1. Régression linéaire multiple entre les concentrations de particules fines (PM_{2,5} et PM₁₀) et les pourcentages d'occupation du sol (végétation, bâti, sol nu) dans la ville de Lubumbashi.

Annexe 5 : Paramètres de correction des données et installation des capteurs fixes

Ces relations linéaires observées entre les concentrations de PM_{2,5} et PM₁₀ mesurées par le capteur 7 et celles des capteurs secondaires s'inscrivent directement dans la démarche de **calibrage par colocalisation** décrite précédemment (chapitre 5). En effet, le positionnement simultané des capteurs dans des conditions environnementales identiques a permis d'évaluer leur cohérence météorologique et d'identifier les écarts de sensibilité individuels. Les coefficients de détermination élevés et les pentes proches de l'unité obtenus lors des régressions confirment l'efficacité de cette approche et valident le choix du capteur 7 comme **capteur de référence**. Les équations de régression issues de cette phase de colocalisation ont ainsi été utilisées pour corriger et standardiser les mesures des capteurs secondaires, garantissant l'homogénéité et la comparabilité des données exploitées dans les analyses spatio-temporelles ultérieures.

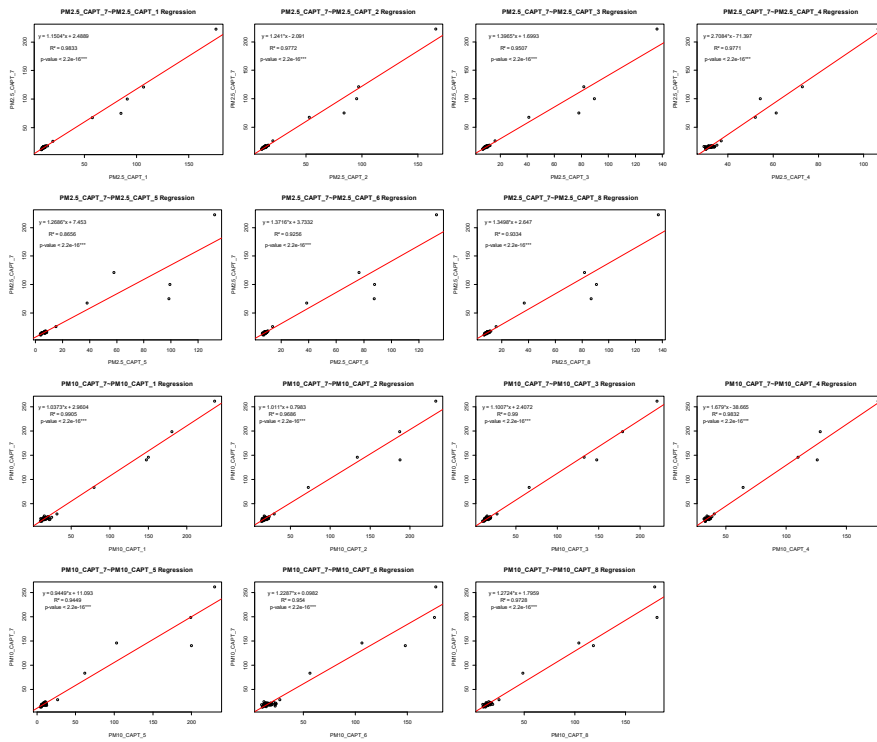


Figure A5-1. Résultats des régressions linéaires de PM2,5 et PM10 entre le capteur de référence (capteur 7) et les capteurs secondaires (1, 2, 3, 4, 5, 6 et 8) utilisées pour la standardisation des données lors du calibrage par colocalisation.

Capteurs installés sur la trajectoire passant par l'espace vert du Jardin zoologique de Lubumbashi.



Figure A5-2 : installation du capteur à l'entrée du vent passant par le jardin zoologique de Lubumbashi.



Figure A5-3 : installation du premier capteur à l'intérieur de l'espace vert du jardin zoologique de Lubumbashi.



Figure A5-4 : installation du deuxième capteur à l'intérieur de l'espace vert du jardin zoologique de Lubumbashi.



Figure A5-5 : installation capteur à sortie du vent passant par l'espace vert du jardin zoologique de Lubumbashi.

Capteurs installés sur la trajectoire passant par l'espace vert de la concession de salésiens de Don Bosco SAFINA



Figure A5-6 : installation du capteur à l'entrée du vent passant par l'espace vert de SAFINA.



Figure A5-7 : installation du premier capteur à l'intérieur de l'espace vert de SAFINA.



Figure A5-8 : installation du deuxième capteur à l'intérieur de l'espace vert de SAFINA.



Figure A5-9 : installation du capteur à sortie du vent passant par l'espace vert de SAFINA.

Annexe 6 : Critères de classification des espaces verts de Lubumbashi

Tableau A-6. Synthèse des critères d'application pour Lubumbashi (en se référant de l'arbre de décision d'André et al, 2014).

Catégorie	Description morphologique	Exemple d'utilisation de sol à Lubumbashi
Urbain	Densité bâtie élevée, bâti continu, activités économiques intenses, peu d'espaces verts	Centre-ville, zones commerciales et industrielles denses (Lubumbashi, Kenya, Ruashi)
Périurbain	Transition entre ville et campagne, bâti discontinu, mosaïque d'usages, végétation présente	Quartiers en expansion ou non planifiés (Kampemba, Katuba).
Rural	Dominance d'activités agricoles ou naturelles, bâti très dispersé, forte présence végétale	Périphéries de la ville et zones agricoles (Kasapa, Kapolowe, périphérie de la commune Annexe)

Annexe 7 : Projection des points de prélèvement des concentrations de PM_{2,5} et PM₁₀ sur la carte d'occupation des sols dans la ville de Lubumbashi

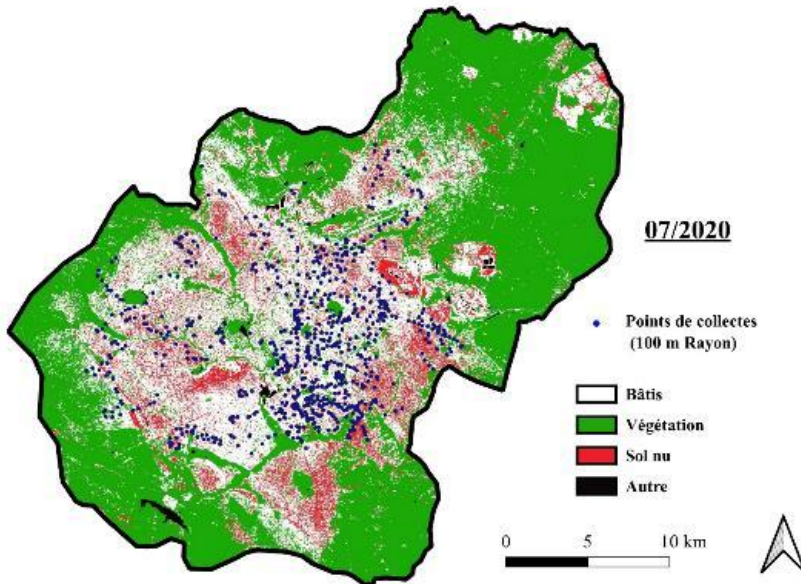


Figure A-7. Carte des classes d'occupation des sols des points de prélèvement des concentrations de PM_{2.5} et PM₁₀ dans la ville de Lubumbashi.

Annexe 8 : Localisation des espaces verts des Lubumbashi préalablement identifiés pour cette étude ajouter à ceux de Useni et al. (2019).

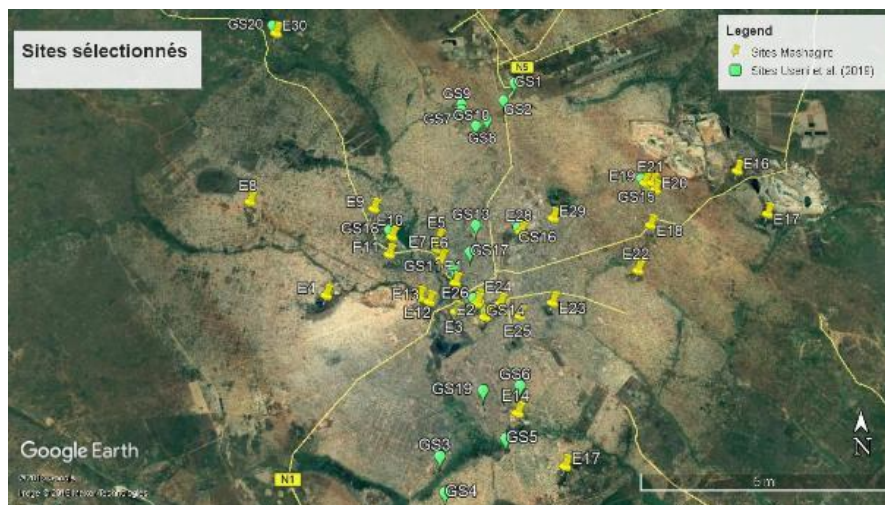


Figure A8-1. Espaces arborés identifiés dans la ville de Lubumbashi.

Tableau A8-2 : Coordonnées géographiques des espaces verts identifiés dans la ville de Lubumbashi.

Auteur	Code du site	Latitude	Longitude
Useni et al., 2019	GS1	11°36'08.4"S	27°29'42.8"E
Useni et al., 2019	GS2	11°36'31.5"S	27°29'29.3"E
Useni et al., 2019	GS3	11°43'20.1"S	27°28'13.7"E
Useni et al., 2019	GS4	11°43'56.3"S	27°28'19.1"E
Useni et al., 2019	GS5	11°43'0.20"S	27°29'24.2"E
Useni et al., 2019	GS6	11°42'07.0"S	27°29'40.9"E
Useni et al., 2019	GS7	11°36'43.8"S	27°28'38.5"E
Useni et al., 2019	GS8	11°36'57.0"S	27°29'09.1"E
Useni et al., 2019	GS9	11°36'36.0"S	27°28'38.6"E
Useni et al., 2019	GS10	11°37'04.0"S	27°28'55.8"E
Useni et al., 2019	GS11	11°39'56.5"S	27°28'27.5"E
Useni et al., 2019	GS12	11°40'31.6"S	27°28'50.8"E
Useni et al., 2019	GS13	11°39'06.9"S	27°28'54.4"E

Auteur	Code du site	Latitude	Longitude
Useni et al., 2019	GS14	11°40'46.8"S	27°29'04.4"E
Useni et al., 2019	GS15	11°38'10.9"S	27°32'09.4"E
Useni et al., 2019	GS16	11°39'09.9"S	27°29'43.0"E
Useni et al., 2019	GS17	11°39'38.4"S	27°28'47.5"E
Useni et al., 2019	GS18	11°39'12.4"S	27°27'14.5"E
Useni et al., 2019	GS19	11°42'12.0"S	27°29'00.5"E
Useni et al., 2019	GS20	11°34'50.4"S	27°24'43.3"E
Mashagirot, 2020	E1	11°40'9.36"S	27°28'27.21"E
Mashagirot, 2020	E2	11°40'47.86"S	27°29'0.14"E
Mashagirot, 2020	E3	11°40'41.80"S	27°28'27.54"E
Mashagirot, 2020	E4	11°40'23.24"S	27°26'1.69"E
Mashagirot, 2020	E5	11°39'18.44"S	27°28'8.04"E
Mashagirot, 2020	E6	11°39'42.45"S	27°28'11.13"E
Mashagirot, 2020	E7	11°39'30.22"S	27°28'6.21"E
Mashagirot, 2020	E8	11°38'33.58"S	27°24'27.83"E
Mashagirot, 2020	E9	11°38'42.21"S	27°26'52.87"E
Mashagirot, 2020	E10	11°39'15.63"S	27°27'14.41"E
Mashagirot, 2020	E11	11°39'36.39"S	27°27'11.65"E
Mashagirot, 2020	E12	11°40'25.64"S	27°27'46.85"E
Mashagirot, 2020	E13	11°40'30.67"S	27°27'57.95"E
Mashagirot, 2020	E14	11°42'31.31"S	27°29'34.49"E
Mashagirot, 2020	E15	11°43'25.69"S	27°30'23.63"E
Mashagirot, 2020	E16	11°37'56.02"S	27°34'0.40"E
Mashagirot, 2020	E17	11°38'48.54"S	27°34'30.09"E
Mashagirot, 2020	E18	11°39'2.11"S	27°32'13.13"E
Mashagirot, 2020	E19	11°38'11.10"S	27°32'10.00"E
Mashagirot, 2020	E20	11°38'19.94"S	27°32'21.95"E
Mashagirot, 2020	E21	11°38'11.12"S	27°32'18.94"E
Mashagirot, 2020	E22	11°39'55.28"S	27°31'55.13"E
Mashagirot, 2020	E23	11°40'31.70"S	27°30'16.52"E
Mashagirot, 2020	E24	11°40'33.07"S	27°29'17.71"E
Mashagirot, 2020	E25	11°40'46.54"S	27°29'39.04"E
Mashagirot, 2020	E26	11°40'28.91"S	27°28'53.64"E
Mashagirot, 2020	E27	11°40'32.58"S	27°28'51.44"E
Mashagirot, 2020	E28	11°39'10.21"S	27°29'42.96"E
Mashagirot, 2020	E29	11°38'53.81"S	27°30'20.94"E

Annexe 9 : Espaces verts urbain susceptibles de rendre les services écosystémiques de régulation, de soutien et culturel



Figure A9. Espaces verts urbain susceptibles de rendre les services écosystémiques de régulation, de soutien et culturel.

Annexe 10 : Service écosystémique rendu par l'espace vert du Jardin zoologique de Lubumbashi



Figure A10. Service écosystémique rendu par l'espace vert du Jardin zoologique de Lubumbashi : habitat d'espèce.

Annexe 11 : Evaluation des services écosystémiques de régulation rendus par les sols



Figure A11. Evaluation des services écosystémiques de régulation rendus par les sols dans les espaces verts urbains de Lubumbashi : étude de la macrofaune du sol.

Annexe 12 : Circulation urbaine dans la ville de Lubumbashi



Figure A12. Activités anthropiques au centre-ville de Lubumbashi.

Annexe 13 : Impact des activités anthropiques sur la qualité de l'air à Lubumbashi



Figure A13. Impact des activités anthropiques sur la qualité de l'air dans la ville de Lubumbashi, **A** : circulation automobile, <https://www.congodurable.net/wp-content/uploads/2017/05/Pollution-automobile-Lubumbashi.png> , **B** : combustion des déchets urbains, <https://habarirdc.net/wp-content/uploads/2024/09/pollution-rdc.jpg>.

Annexe 14 : Impact de la dégradation de la végétation sur la qualité du sol à Lubumbashi



Figure A14. Impact de la dégradation de la végétation sur la qualité du sol dans la ville de Lubumbashi, **A** : structure et texture du sol ; **B** : inondation due au sol nu et à la mauvaise gestion des déchets urbains dans la ville de Lubumbashi, https://photos.radiookapi.net/picture/20230317175335042318_IMG-20230317-WA0066.jpg?imgmax=500.

Annexe 15 : Script des analyses statistiques utilisées dans le cadre de cette étude

1. Anova à un facteur (avec le package Agricolae)

```

setwd("C:/DATAR/TP_Statistique")
getwd()
#Importation des données (fichier texte)
Grace=read.table("GraceChim.txt",h=T,sep="\t")
#ou mportation des données (fichier excel avec extention xlsx)
library(readxl)
Grace = read_excel("GraceChim.xlsx")
detach(Grace)
attach(Grace)
Grace
View(Grace)
summary(Grace)
names(Grace)
facSite=as.factor(Site)
r=aov(Cu~facSite)
r=aov(Mn~facSite)
r=aov(K~facSite)
r=aov(Ph~facSite)
r=aov(limon~facSite)
anova(r)
#Test de Tukey avec agricolae
TukeyHSD(r)
library(agricolae)
out=HSD.test(r,"facSite",group=TRUE,console=TRUE,main="TP\nDealt
with different facSite")
qqnorm(residuals(r))
qqline(residuals(r))
hist(residuals(r))
boxplot(pHeau~facNature,xlab="Nature",ylab="pHeau")
bartlett.test(Rendement~facTraitement)
kruskal.test(Rendement~facTraitement)

```

2. Anova à deux facteurs

```

setwd("G:/hp_hewlett-
packard_OCE/DATAR/Grace/anova_deux_fateurs_MFS")
getwd()

```

```
#ou importation des données (fichier excel avec extention xlsx)
library(readxl)
Grace = read_excel("BD_pca_20230612.xlsx")
detach(Grace)
attach(Grace)
Grace
View(Grace)
summary(Grace)
names(Grace)
res.aov <- Grace %>% anova_test(Vers_de_terre~Site*Occupation)
res.aov
model <- lm(Vers_de_terre~Occupation*Site, data = Grace)
Grace %>%
group_by(Occupation) %>%
anova_test(Vers_de_terre~Site, error = model)
model <- lm(Vers_de_terre~Site*Occupation, data = Grace)
Grace %>%
group_by(Site) %>%
anova_test(Vers_de_terre~Occupation, error = model)
# comparaisons par paires (Bon script)
pwc <- Grace %>%
pairwise_t_test(Vers_de_terre~Site,
p.adjust.method = "bonferroni")
pwc
model <- lm(Vers_de_terre~Occupation*Site, data = Grace)
Grace %>%
emmeans_test(Vers_de_terre~Site, p.adjust.method = "bonferroni",
model = model)
# Visualisation : Boxplots avec p-values
pwc <- pwc %>% add_xy_position(x = "Site")
bxp +
stat_pvalue_manual(pwc) +
labs(subtitle = get_test_label(res.aov, detailed = TRUE),
caption = get_pwc_label(pwc))
```

3. Test-t de student

```
setwd("C:/DATAR/Grace/P_Physique")
getwd()
chimique=read.table("CH.txt",h=T,sep="\t")
detach(chimique)
attach(chimique)
View(chimique)
```

```

names(chimique)
facCode=as.factor(Code)
t.test(Densité_apparente~facCode)
t.test(Structure~facCode)
t.test(X._Argile~facCode)
t.test(X._Limon~facCode)
t.test(X._Sable~facCode)

```

4. PCoA

```

setwd("C:/DATAR/Grace/PCoA")
getwd()
Grace=read.table("BD_PCoA.txt",h=T,sep="\t")
detach(Grace)
attach(Grace)
summary(Grace)
names(Grace)
View(Grace)
label_objets <- rownames(Grace)
label_variables <- Grace [,3:20]
data = label_variables
View(data)
library(ecodist)
library(ape)
library(vegan)
d14=sqrt(vegdist(data, method="bray"))
pcoa_species <- cmdscale(d14,
                        add= TRUE, # pour éviter les valeurs propres négatives
                        eig= TRUE) # pour obtenir les valeurs propres
pcoa_species
# Calcul des valeurs propres
valeurs_propres = round(pcoa_species$eig/sum(pcoa_species$eig)*100,
                        digits = 2)
valeurs_propres
# Histogramme des valeurs propres
barplot(valeurs_propres, main="Valeurs propres", col = "White", las=2)
abline(h=mean(valeurs_propres), col="red") # moyenne des valeurs propres
legend("topright", "Moyenne des valeurs propres",
      lwd=1, col=2, bty="n")
pcoa1 = pcoa_species$points[,1]
pcoa2 = pcoa_species$points[,2]
coordo = data.frame(pcoa1, pcoa2, row.names= label_objets)
ordiplot(pcoa_species, type="n")

```

```

abline(h=0, lty=3); abline(v=0, lty=3)
points(pcoa1, pcoa2, pch=Grace$symb, cex=0.7, col="black", bg="black")
text(pcoa1, pcoa2, pch=Grace$Site, cex=0.8, label = Grace$Site)
ordispider(pcoa_species, groups = Grace$Occupation, label = T, cex=0.8)
#CALCUL CORRELATION
# recupere les coordonnees des stations (lignes) sur les axes Dim1 et Dim2
de la PCoA
coordolig = data.frame(scores(pcoa_species))
# calcul de la correlation
correlation = data.frame(cor(data, coordolig))
correlation2 <- subset(correlation, Dim1 > 0.10|Dim1 < -0.10|Dim2 >
0.10|Dim2 < -0.10)
# representation du cercle des correlations
par(mfrow=c(1,1))
par(mar = c(4, 4, 1, 1)) # redéfinir les marges c(bottom, left, top, right)
a <- seq(0,2*pi,length=100)
plot( cos(a), sin(a),
      type = 'l', lty = 3,
      xlab = 'PCoA1', ylab = 'PCoA2')
points(correlation2$Dim1, correlation2$Dim2,pch=20, cex = 2)
position <- ifelse(correlation2$Dim1 < 1, 2, 4)
text(correlation2$Dim1, correlation2$Dim2,rownames(correlation2),
col='black',cex = F, offset = F, pos = position)
abline(h=0, lty=3) # axe horizontal (lty = type de la ligne)
abline(v=0, lty=3) # axe vertical (lty = type de la ligne)
Corrélation
cor <- cor (data)
corrplot(cor)
symnum (cor)
par (mfrow = c(1,1))
panel.cor_simple <- function(x, y, digits=2, prefix="", cex.cor)
{
  usr <- par("usr"); on.exit(par(usr))
  par(usr = c(0, 1, 0, 1))
  r <- cor(x, y)
  txt <- format(c(r, 0.123456789), digits=digits)[1]
  txt <- paste(prefix, txt, sep="")
  if(missing(cex.cor)) cex <- 0.8/strwidth(txt)
  test <- cor.test(x,y)
  # borrowed from printCoefmat
  Signif <- symnum(test$p.value, corr = FALSE, na = FALSE,
    cutpoints = c(0, 0.001, 0.01, 0.05, 0.1, 1),

```

```

        symbols = c("***", "**", "*", ".", " ")
        text(0.5, 0.5, txt, cex = cex * abs(r))
        text(.8, .8, Signif, cex=cex, col=2)
    }
    pairs (data,lower.panel=panel.smooth, upper.panel=panel.cor_simple)
    corrplot(cor, method = "number", type="upper")

```

5. PCA (Analyse en Composantes Principales)

```

#Création du chemin d'accès
setwd("D:/Thèse_Grace/2022-2023_Grace_et_al_chimique-
EV/2023_Parametre_physiques/pca_20230612")
getwd()
#Packages
library(ggplot2)
library(factoextra)
library(FactoMineR)
#Importation des données (fichier texte)
Gracepca = read.table("BD_Brute_Grace_EV-Physique-PCA.txt",
h=T,sep="\t") #pour le fichier texte
#ou mportation des données (fichier csv)
Gracepca = read.csv("BD_Brute_Grace_EV-Physique-PCA.csv",
sep=";",dec=".", header = TRUE) #pour le fichier CSV
#ou mportation des données (fichier excel avec extention xlsx)
library(readxl)
Gracepca = read_excel("BD_pca_20230612.xlsx")
detach(Gracepca)
attach(Gracepca)
Gracepca
summary(Gracepca)
names(Gracepca)
View(Gracepca)
data <- (Gracepca[,4:8])
View(data)
#pca
#Paramètres physiques
iris.pca <- PCA(Gracepca[,4:7], graph = T)
iris.pca
#Paramètre physique suivant les sites
pca <- fviz_pca_biplot (iris.pca,
        col.ind = Gracepca$Site, palette = "jco",
        addEllipses = F, label = "var",
        col.var = "black", repel = TRUE,

```

```
      legend.title = "Sites",
title = "Physical characteristics according to sites")
pca
#Paramètre physique suivant le sol
fviz_pca_biplot (iris.pca,
                 col.ind = Gracepca$Land_cover, palette = "jco",
                 addEllipses = T, label = "var",
                 col.var = "black", repel = TRUE,
                 legend.title = "Land cover",
title = "Physical characteristics according to land cover")
#Paramètres chimiques
iris.pca2 <- PCA(Gracepca[,9:19], graph = T)
iris.pca2
#P. chimique suivant les sites
fviz_pca_biplot (iris.pca2,
                 col.ind = Gracepca$Site, palette = "jco",
                 addEllipses = T, label = "var",
                 col.var = "black", repel = TRUE,
                 legend.title = "Sites",
title = "Chemical characteristics according to sites")
#P. chimique suivant le sol
fviz_pca_biplot (iris.pca2,
                 col.ind = Gracepca$Land_cover, palette = "jco",
                 addEllipses = T, label = "var",
                 col.var = "black", repel = TRUE,
                 legend.title = "Land cover",
title = "Chemical characteristics according to land cover")
```

6. Régression linéaire simple

```
setwd("D:/Thèse_Grace/2023_Grace_et_al_Capt_Mobiles/Traitement_2023
0809")
getwd()
#Importation des données (fichier excel avec extension xlsx)
library(readxl)
buf200 <- read_excel("buff_200_BD_capt_mob.xlsx")
detach(buf200)
attach(buf200)
summary(buf200)
names(buf200)
View(buf200)
data=(buf200[,-2])
View(data)
```

```

#Packages
install.packages("DAAG")
install.packages("ggplot2")
library(DAAG)
library(ggplot2)
#Régression
Captreg=lm(PM_2.5~Mean_NDVI, data=data)
plot(PM_2.5~Mean_NDVI, data=data, main="PM 2.5 and NDVI
Regression",
      xlab = "Mean NDVI", ylab = "PM 2.5 (µg/m3)")
abline(Captreg, col="red", lwd = 2)
text(x=0.55, y=1200, "y = -100.46*x + 83.419")
text(x=0.55, y=1100, "R² = 0.0085")
text(x=0.55, y=1000, "p-value < 0.001")
Captreg=lm(Temperature~Mean_NDVI, data=data)
plot(Temperature~Mean_NDVI, data=data, main="Temperature and NDVI
Regression",
      xlab = "Mean NDVI", ylab = "Temperature (°C)")
abline(Captreg, col="red", lwd = 2)
text(x=0.55, y=47, "y = 3.5378*x + 28.373")
text(x=0.55, y=45, "R² = 0.0044")
text(x=0.55, y=43, "p-value < 0.001")

```

7. Régression exponentielle sur les données transformées au logarithme

```

#Importation des données (fichier excel avec extention xlsx)
library(readxl)
buf200 <- read_excel("buff_200_BD_capt_mob.xlsx")
detach(buf200)
attach(buf200)
summary(buf200)
names(buf200)
View(buf200)
#Calculer la régression
Reg=lm(log (Temperature)~Mean_NDVI, data=buf200)
summary(Reg)
Reg
# Initialiser un ggplot
a <- ggplot(buf200, aes(x = Mean_NDVI, y = log (PM_2.5)))
b <- ggplot(buf200, aes(x = Mean_NDVI, y = log (PM_10)))
c <- ggplot(buf200, aes(x = Mean_NDVI, y = log (Temperature)))
d <- ggplot(buf25, aes(x = Mean_NDVI, y = log (PM_10)))
#Ajouter la courbe de régression linéaire

```

```
c + geom_point(aes(shape = Code, color = Code)) +
  scale_color_manual(values = c("black", "green", "#00AFBB", "#E7B800",
"#FC4E07"))+
  geom_smooth(method=loess, col="blue", lwd=2, se=TRUE,
fullrange=TRUE, level=0.95)+
  scale_x_continuous("NDVI Buffer 200") +
  scale_y_continuous("Log [PM 10 (µg/m3)]")+
  theme_test()
#Différencier les points suivant la valeur
c + geom_point(aes(shape = Code, color = Code, size = PM_10)) +
  scale_color_manual(values = c("skyblue", "green", "#00AFBB",
"#E7B800", "#FC4E07"))+
  scale_size("PM 10", range = c(1, 6), breaks = c(9,100, 500, 1000, 1266,
2000))+
  geom_smooth(method=loess, col="blue", lwd=2, se=TRUE,
fullrange=TRUE, span = 0.1, level=0.95)+
  scale_x_continuous("NDVI Buffer 200") +
  scale_y_continuous("Log [PM 10 (µg/m3)]")+
  theme_test()
#Temperature
#Méthode simple
c + geom_point(aes(shape = Code, color = Code)) +
  scale_color_manual(values = c("black", "green", "#00AFBB", "#E7B800",
"#FC4E07"))+
  geom_smooth(method=loess, col="blue", lwd=2, se=TRUE,
fullrange=TRUE, level=0.95)+
  scale_x_continuous("NDVI Buffer 200") +
  scale_y_continuous("Log [Temperature (°C)]")+
  theme_test()
#Différencier les points suivant la valeur
c + geom_point(aes(shape = Code, color = Code, size = Temperature)) +
  scale_color_manual(values = c("skyblue", "green", "#00AFBB",
"#E7B800", "#FC4E07"))+
  scale_size("T°", range = c(1, 5), breaks = c(17, 27, 37, 48))+
  geom_smooth(method=loess, col="blue", lwd=2, se=TRUE,
fullrange=TRUE, span = 0.1, level=0.95)+
  scale_x_continuous("NDVI Buffer 200") +
  scale_y_continuous("Log [Temperature (°C)]")+
  theme_test()
```

8. Corrélation de Pearson

#Matrice Préliminaires

```

setwd("C:/DATAR/MFS")
getwd()
Div=read.table("Div.txt",h=T,sep="\t")
detach(Div)
attach(Div)
Div
summary(Div)
names(Cor)
View(Div)
data <- (Cor[,2:23])
View(data)
#Packages
library(Hmisc)
library(rcorr)
library(corrplot)
#Matrice de corrélation de Pearson (avec p-value)
rcorr(as.matrix(data[,1:23]))
res2 <- rcorr(as.matrix(data))
#Graphique de Corrélation
corrplot(res2$r, type="upper", order="hclust", tl.col="black", tl.srt=45)
corrplot(res2$r, type="upper", p.mat = res2$P, sig.level = 0.05, insig =
"blank", tl.col="black", tl.srt=45, diag = FALSE)
corrplot(res2$r, method="color", type="upper", addCoef.col = "black")
corrplot(res2$r, method = "number", type="upper")
#Corrélation avec graphique de régression et histogramme
library(PerformanceAnalytics)
chart.Correlation(data, histogram=TRUE, pch=19)
chart.Correlation(data, histogram=FALSE, pch=50)

```

9. Anova 1 à mesures répétées, avec Test-t de student apparié (post-hoc)

```

setwd("C:/Users/Lenovo/Downloads/Traitement_du_05102025/Anova_1_mesures_repetees_20250605")
getwd()
#Import data (texte file)
data =read.table("GraceChim.txt",h=T,sep="\t")
#Import data (excel file avec extension xlsx)
library(readxl)
data <- read_excel("bd_pluie.xlsx")
detach(data)
attach(data)
data
View(data)

```

```
summary(data)
names(data)
#Instal packages
library(tidyverse)
library(ggpubr)
library(rstatix)
#Convert column in factor
data <- data %>%
  convert_as_factor(Capt_FR, Heure_2_FR)
head(data)
#Get average and standard deviation
Average <- data %>%
  group_by(Capt_FR) %>%
  get_summary_stats(PM_10_SAFINA, type = "mean_sd")
Average
#Verification boxplot
bxp <- ggboxplot(data, x = "Capt_FR", y = "PM_10_SAFINA", add =
"point")
bxp
#Anova 1 (repeated measures)
res.aov <- anova_test(data = data, dv = PM_10_SAFINA, wid =
Heure_2_FR, within = Capt_FR)
get_anova_table(res.aov)
#Tests post-hoc
pwc <- data %>%
  pairwise_t_test(
    PM_10_SAFINA ~ Capt_FR, paired = TRUE,
    p.adjust.method = "bonferroni")
pwc
# Visualisation : Barplot with sd and p-values
p <- pwc <- pwc %>% add_xy_position(x = "Capt_FR")
ggplot(data = Average, aes(x=Capt_FR, y=mean))+
  geom_bar(stat="identity", color="black",
    position=position_dodge())+
  geom_errorbar(aes(ymin= mean-sd, ymax= mean+sd), width=.2,
    position=position_dodge(0.9))+
  stat_pvalue_manual(pwc, tip.length = 0.02, hide.ns = TRUE) +
  theme_bw() +
  theme(panel.grid.major = element_blank(), panel.grid.minor =
element_blank(),
  legend.position = "top") +
  labs(title=" ", x="Emplacements capteurs", y = "PM 10 Safina (µg/m3)",
```

```

  subtitle = get_test_label(res.aov, detailed = TRUE), caption =
get_pwc_label(pwc))+
  ylim(0, 240)
# Visualisation : Boxplots with p-values
pwc <- pwc %>% add_xy_position(x = "Capt_FR")
bxp +
  stat_pvalue_manual(pwc) +
  labs(subtitle = get_test_label(res.aov, detailed = TRUE), caption =
get_pwc_label(pwc))
#add y limits
+ ylim(0, 60)

```

10. Identification et suppression des Outliers

```

setwd("C:/Users/Lenovo/Downloads/Traitement_du_05102025/Saison_seche")
getwd()
#Importation des donn2es (fichier Excel avec extension xlsx)
library(readxl)
data = read_excel("BD_SAISON_SECHE_ZOO_SAFINA.xlsx")
detach(data)
attach(data)
data
View(data)
summary(data)
names(data)
#Use box plot
box_plot <- boxplot(data$PM_2.5_ZOO)$out
mtext(paste("Outliers: ", paste(box_plot, collapse = ", ")))
#Identify rows containing outliers
out_ind <- which(data$PM_2.5_ZOO %in% c(box_plot))
out_ind
data[out_ind, ]
#Remove outliers
outliers <- boxplot(data$PM_2.5_ZOO, plot=FALSE)$out
outliers
#New database
data2 <- data[-which(data$PM_2.5_ZOO %in% outliers),]
boxplot(data2$PM_2.5_ZOO)$out
#Si après il existe encore quelques données aberrantes, repeter l'opération
jusqu'à l'élimination complète des outlayers
#Export new database from R to CSV format
write.csv(data2, file = "my_data.csv")

```

11. Shapiro–Wilk Test in

```
setwd("C:/Users/Lenovo/Downloads/Traitement_du_05102025/Saison_seche")
getwd()
#ou mportation des données (fichier excel avec extension xlsx)
library(readxl)
data = read_excel("BD_SAISON_SECHE_ZOO_SAFINA.xlsx")
detach(data)
attach(data)
data
View(data)
summary(data)
names(data)
# 1. Install the required packages
install.packages("dplyr")
# Loading the package
library(dplyr)
# Perform the Shapiro-Wilk test
test_result_normal <- shapiro.test(data)
# Print the results
print(test_result_normal)
# 2. Create a sample dataset from a non-normal distribution (e.g., Poisson,
should fail the test)
set.seed(123)
non_normal_data <- rpois(n=100, lambda=3)
# Perform the Shapiro-Wilk test
test_result_non_normal <- shapiro.test(non_normal_data)
# Print the results
print(test_result_non_normal)
```