International Journal of Progressive Sciences and Technologies (IJPSAT)
ISSN: 2509-0119.
© 2026 Scholar AI LLC.
https://ijpsat.org/

Vol. 59 No. 2 October 2026, pp. 749-769

Profils D'invasion Végétale Et Perte De L'intégrité Ripicole Dans Un Bassin Versant En Urbanisation Rapide : Aperçu De La Rivière Lukunga A Kinshasa, République Démocratique Du Congo

Priscille Bofuluki Unyan[1], Edouard Sisa Mbungu[2,3], Rombeau Ndombe Tamasala[4], Déogratias Schie'Nkung'Mutambel'Hity[5], Jean-Claude Kamb Tshijik[2]

[1]Institut Supérieur Pédagogique de la Gombe (ISP-Gombe). Section des Sciences exactes. Département de Biologie et techniques appliquées. BP 3580 Kinshasa I (RDC)

E-mail : priscillebofuluki@gmail.com

[2]Université Nationale Pédagogique (UPN). Faculté des Sciences et technologies, Département de Biologie. Laboratoire d'Hydrobiologie et écologie. BP 8815 Kinshasa I (RDC)

[3]Université Nationale Pédagogique (UPN). Centre de Recherches Interdisciplinaires de l'Université Nationale Pédagogique (UPN). Unité de Recherche Environnement. BP 8815 Kinshasa I (RDC).

[4]Université Nationale Pédagogique (UPN). Faculté des Sciences et technologies, Département de Biologie, Laboratoire d'écologie et gestion des ressources végétales, B.P. 8815 Kinshasa I, RD Congo.

[5]Université Nationale Pédagogique (UPN). Faculté des Sciences et technologies, Département de Biologie, Laboratoire biotechnologie et génétique moléculaire, B.P. 8815 Kinshasa I, RD Congo.

Corresponding authors: Priscille Bofuluki Unyan

(cc) BY

Résumé

Résumé de l'étude

Cette recherche évalue la dégradation écologique des bandes riveraines de la rivière Lukunga (bassin de 57,3 km², Kinshasa) soumise à une urbanisation rapide. L'étude combine des mesures édaphiques, une évaluation de l'intégrité ripicole par l'Indice de Qualité de la Bande Riveraine (IQBR) et des relevés floristiques sur six stations (St1 à St6) durant la saison pluvieuse 2026.

Le sol a présenté une variabilité spatiale significative (H = 21,6 ; p < 0,05), avec un pH neutre à faiblement acide (6,78 ±0,24), une humidité élevée (59,4 ±7,36) et une fertilité oscillant entre 98,0 et 156,3 µS/cm.

- **Intégrité ripicole (IQBR) : La couverture forestière d'origine a totalement disparu (0%). La végétation est dominée par la strate herbacée ($74{,}25\%$), tandis que les arbustes sont marginalisés ($1{,}75\%$). L'IQBR moyen de 49 traduit une capacité écologique « Moyenne », mais chute à 25 (« Faible ») à la station St6 en raison d'une forte artificialisation ($82{,}5\%$ d'infrastructures).**
- **Profils d'invasion : La déforestation et l'anthropisation favorisent la prolifération d'espèces rudérales, agricoles (Pennisetum purpureum, Commelina diffusa) et d'exotiques envahissantes (Chromolaena odorata, Ageratum conyzoides, Ricinus communis). L'étude met en évidence la perte d'intégrité des habitats riverains et préconise une gestion intégrée axée sur le reboisement d'espèces ligneuses indigènes.**

Mots-clés : Écosystèmes riverains, IQBR, Espèces exotiques envahissantes, Hydrosystèmes tropicaux, Kinshasa, Rivière Lukunga.

1. Introduction

Les zones riveraines (riparian zones) constituent des interfaces écologiques essentielles entre les écosystèmes aquatiques et terrestres. Elles assurent de multiples fonctions écologiques, notamment la stabilisation des berges, la filtration des sédiments et des nutriments, la régulation du microclimat, le maintien des cycles hydrologiques et la conservation de la biodiversité (Naiman & Décamps, 1997 ; Richardson *et al*., 2007 ; Sisa *et al.,* 2025). Par leur structure végétale complexe, elles servent notamment d'habitats, de corridors écologiques et de refuges pour une grande diversité de plantes, d'invertébrés, de poissons, d'amphibiens, d'oiseaux et de mammifères (Gregory *et al*., 1991 ; Sweeney & Newbold, 2014 ; Kamb *et al*., 2022). La qualité écologique des bandes riveraines est ainsi reconnue comme un déterminant majeur de l'intégrité fonctionnelle des cours d'eau et constitue un indicateur important de leur état de conservation (Naiman *et al.,* 2005).

Cependant, à l'échelle mondiale, les écosystèmes riverains figurent parmi les milieux les plus dégradés sous l'effet combiné de l'expansion urbaine, de l'agriculture intensive, de la déforestation, de l'exploitation des ressources naturelles et des changements climatiques (Dudgeon et al., 2006 ; Vörösmarty *et al.,* 2010). Ces perturbations favorisent la fragmentation des habitats, la simplification de la structure végétale et la diminution de la résilience écologique des cours d'eau (Allan, 2004). L'un des effets les plus préoccupants de cette dégradation est l'installation et la prolifération d'espèces végétales envahissantes, dont les impacts sur le fonctionnement des écosystèmes sont aujourd'hui largement documentés (Pyšek & Richardson, 2010 ; Vilà *et al*., 2011).

Les invasions biologiques représentent actuellement l'une des principales causes de perte de biodiversité à l'échelle mondiale, aux côtés des changements d'usage des terres et des changements climatiques (IPBES, 2023). Les espèces végétales exotiques envahissantes modifient profondément la composition floristique en réduisant la richesse spécifique des communautés indigènes, altérant les processus biogéochimiques et modifiant les interactions écologiques au sein des écosystèmes riverains (Hejda *et al*., 2009 ; Richardson *et al*., 2007). Les corridors fluviaux sont particulièrement vulnérables à ces invasions en raison de leur forte connectivité écologique, de la dispersion hydrochorique des propagules et des perturbations fréquentes liées aux crues et aux activités humaines (Tickner *et al*., 2001; Richardson *et al*., 2007).

Les bassins versants situés dans les grandes agglomérations africaines connaissent aujourd'hui une urbanisation parmi les plus rapides au monde. Cette croissance urbaine s'accompagne généralement d'une occupation anarchique des berges, d'une artificialisation des sols, d'une augmentation des rejets domestiques et industriels ainsi que d'une dégradation accélérée des habitats riverains (UN-Habitat, 2022). Malgré ces transformations profondes, les connaissances scientifiques relatives aux invasions végétales dans les écosystèmes riverains urbains d'Afrique centrale demeurent très limitées comparativement à celles disponibles en Europe, en Amérique du Nord ou en Asie (Richardson *et al.,* 2007 ; Pyšek *et al*., 2020). Cette insuffisance de données constitue un obstacle majeur à la mise en œuvre de stratégies efficaces de restauration écologique et de gestion intégrée des bassins versants.

La République Démocratique du Congo abrite l'un des plus importants réservoirs de biodiversité tropicale au monde. Néanmoins, les milieux riverains situés à proximité des grands centres urbains, notamment dans la ville-province de Kinshasa, subissent une pression anthropique croissante résultant de l'expansion démographique, de l'exploitation agricole des plaines inondables, de l'extraction de matériaux, des dépôts de déchets solides et liquides ainsi que de la destruction de la végétation naturelle (Mpoyi *et al*., 2013 ; Musibono *et al.,* 2022). Ces pressions favorisent la disparition progressive des communautés végétales indigènes au profit d'espèces rudérales et exotiques souvent opportunistes, susceptibles de modifier durablement la structure et les fonctions écologiques des bandes riveraines.

Parmi les principaux cours d'eau traversant la ville province de Kinshasa, la rivière Lukunga constitue un bassin versant particulièrement représentatif de ces dynamiques environnementales. Son bassin est soumis à une urbanisation rapide caractérisée par une forte densité de population, une imperméabilisation croissante des surfaces, des occupations informelles des berges et une dégradation importante de la qualité des eaux. Plusieurs études récentes ont déjà mis en évidence la détérioration des caractéristiques physicochimiques de la rivière, la perte de qualité écologique ainsi que la dégradation progressive de ses habitats aquatiques (Sisa *et al*., 2025). Toutefois, les modifications de la composition floristique des bandes riveraines, les profils d'invasion végétale et leurs relations avec la perte d'intégrité ripicole restent encore très peu documentés.

International Journal of Progressive Sciences and Technologies (IJPSAT)
ISSN: 2509-0119.
© 2026 Scholar AI LLC.
https://ijpsat.org/
Vol. 59 No. 2 October 2026, pp. 749-769

La compréhension des relations entre l'invasion des espèces végétales et la dégradation des habitats riverains représente pourtant un enjeu majeur pour la conservation des écosystèmes urbains tropicaux. Les espèces envahissantes peuvent constituer des indicateurs précoces de perturbation écologique et fournir des informations essentielles sur le niveau de dégradation des bandes riveraines (Richardson *et al*., 2007 ; Catford *et al*., 2012). L'identification des profils d'invasion permet également d'orienter les priorités de restauration écologique, de renforcer la surveillance environnementale et d'améliorer les politiques de gestion durable des bassins versants urbains.

Dans ce contexte, la présente étude vise à analyser les profils d'invasion végétale le long de la rivière Lukunga et à évaluer leur relation avec la perte d'intégrité des bandes riveraines dans un bassin versant soumis à une urbanisation rapide. Plus spécifiquement, l'étude cherche à (i) caractériser la composition floristique des communautés riveraines, (ii) identifier les espèces exotiques et envahissantes dominantes, (iii) évaluer le niveau d'intégrité des bandes riveraines à l'aide d'un indice écologique adapté et (iv) examiner les relations entre les invasions végétales, les gradients de perturbation anthropique et l'état écologique des habitats riverains. Les résultats attendus fourniront des connaissances nouvelles sur les mécanismes de dégradation des écosystèmes riverains urbains en Afrique centrale et contribueront à l'élaboration de stratégies de restauration écologique fondées sur des données scientifiques.

2. Matériel et méthodes

2.1. Zone d'étude

Cette étude a été réalisée dans le bassin versant de la rivière Lukunga,qui est localisé dans la partie ouest et sud-ouest de la ville de Kinshasa (figure 1), au sein d'une zone de collines caractérisée par un relief accidenté. Il est l'un des importants du bassin des vallées encaissées de la capitale congolaise et situé entre 15°11'0" et l5°17'0" de longitude est d'une part, et d'autre part, entre 4°20'0" et 4°27'0" de latitude sud et couvre près de 57,3 Km^2 de superficie. La rivière Lukunga, longue près de 11,7 Km, prend sa source dans la vallée de Matadi-Mayo, dans la commune de Mont-Ngafula, à une altitude d'environ 380 m, puis traverse plusieurs quartiers, notamment la cité Mama Mobutu, la colline de l'Université Pédagogique Nationale (UPN), Tshikapa, Malueka, Ngombe Lutendele et Pompage, avant de se jeter dans le fleuve Congo (Mbadu, 2001 ; Ntombi *et al*., 2006 ; 2009 ; Kamb, 2013 ; Makanzu *et al.,* 2014). Son réseau hydrographique est alimenté par plusieurs affluents, dont les rivières Bikela, Kinkusa, Binza et Mangungu. Un canal artificiel, initialement aménagé en terre puis revêtu de béton, longe également la rivière sur près de 275 m afin de dériver une partie des eaux vers les installations de la REGIDESO.

Sur le plan géologique, le bassin repose sur un substrat schisto-gréseux appartenant à la série de l'Inkisi (Van Caillie, 1987). Cette formation affleure notamment au niveau des sources situées au pied de la colline de la cité Mama Mobutu ainsi que dans plusieurs zones d'érosion telles que Masikita, Marine et Matadi-Mayo (Mbadu, 2001). Les formations géologiques sont recouvertes d'une couche de sable fin, de couleur jaunâtre à brunâtre, dont l'épaisseur varie selon les secteurs. Cette couverture sableuse est particulièrement observable dans les zones érosives de Mataba à Binza Delvaux, de la cité Mama Mobutu et de Matadi Kibala.

International Journal of Progressive Sciences and Technologies (IJPSAT)
ISSN: 2509-0119.
© 2026 Scholar AI LLC.
https://ijpsat.org/
Vol. 59 No. 2 October 2026, pp. 749-769

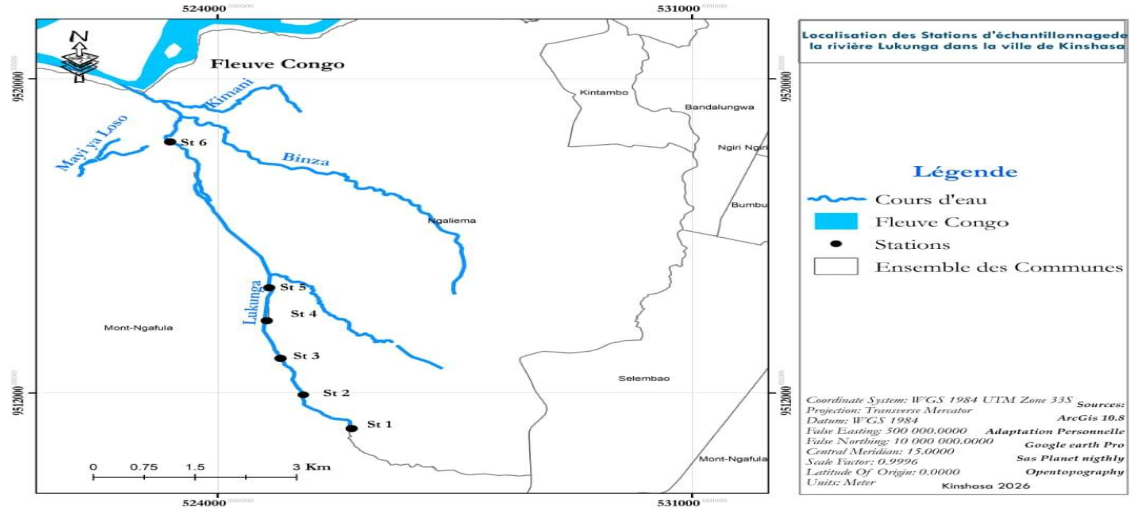


Figure 1. Localisation du bassin versant de la rivière Lukunga et les stations d'étude (OSM, 2024)

Selon la classification climatique de Köppen, le bassin de la Lukunga appartient au type climatique Aw4, correspondant à un climat tropical chaud de savane, caractérisé par des températures moyennes mensuelles supérieures à 18 °C tout au long de l'année et par une alternance d'une saison sèche (mi-mai à mi-septembre) et d'une saison pluvieuse (mi-septembre à mi-mai) (Crabbe, 1975 ; Bultot & Griffiths, 1971).

Toutefois, les changements climatiques observés ces dernières années dans la région de Kinshasa tendent à modifier progressivement cette répartition saisonnière, soulignant la nécessité de réactualiser les connaissances climatiques du bassin afin de mieux appréhender les enjeux environnementaux et hydrologiques actuels.

Les formations végétales originelles étaient dominées par une mosaïque de forêts galeries, de savanes arborées et de zones humides. Cependant, plusieurs décennies d'urbanisation ont profondément modifié ces paysages au profit d'habitats fragmentés dominés par des espèces rudérales, des cultures maraîchères et des plantes exotiques envahissantes.

2.2. Choix des stations d'étude

Six stations d'étude ont été sélectionnées le long du gradient longitudinal de la rivière Lukunga afin de représenter différents niveaux de perturbation issues des activités anthropique. Les stations ont couvert les parties amont, intermédiaire et aval du bassin versant.

Le choix des stations a reposé sur plusieurs critères dont : le degré d'urbanisation ; le type d'occupation des terres ; l'accessibilité des berges ; la représentativité des habitats riverains et la présence de perturbations anthropiques visibles (déboisement, agriculture, dépôts de déchets, constructions, extraction de sable). Les coordonnées géographiques de chaque station ont été enregistrées à l'aide d'un GPS Garmin eTrex avec une précision inférieure à 5 m.

2.3. Mesure des paramètres physicochimiques du sol

Les propriétés physicochimiques du sol de la bande riveraine ont été mesurées *in situ* au niveau de chaque station d'échantillonnage afin d'évaluer les conditions édaphiques susceptibles d'influencer la composition floristique et l'installation des espèces végétales envahissantes.

Les mesures ont été réalisées dans la couche superficielle du sol (0–10 cm) à l'aide d'un analyseur multiparamètre portable adapté aux sols de marque 6-in-1 intelligent Soil Tester. Les paramètres suivants ont été mesurés ; le pH, l'humidité du sol (%), la température du sol (°C), la luminosité, l'humidité de l'air (%) et la fertilité de sol (µS/cm). Les mesures ont été réalisées entre 08

h 00 et 11 h 00, afin de limiter les variations journalières liées aux conditions météorologiques. Les appareils ont été calibrés conformément aux recommandations du fabricant avant chaque campagne de terrain.

2.4. Inventaire de la végétation riveraine

Les relevés floristiques ont été effectués pendant la saison pluvieuse 2026 afin de prendre en compte les variations saisonnières de la végétation.

Dans chaque station, deux transects perpendiculaires au cours d'eau ont été installés à chaque berge. Sur chaque transect, des placettes de 10 × 10 m ont été utilisées pour les arbres et arbustes, tandis que des quadrats de 1 × 1 m ont servi à inventorier les espèces herbacées.

Toutes les espèces végétales présentes ont été recensées. Pour chacune d'elles, les informations suivantes ont été collectées : présence/absence ; abondance relative ; couverture végétale (%) ; forme biologique et origine biogéographique (espèce indigène ou exotique).

Les spécimens non identifiés sur le terrain ont été récoltés, pressés puis déterminés au laboratoire de biologie de l'Université Pédagogique nationale à l'aide des flores de Lebrun et Stork (1991–2015), de la *Flore d'Afrique Centrale* et des collections de l'Herbier National de l'Université de Kinshasa. La nomenclature botanique a été vérifiée selon les bases taxonomiques Plants of the World Online (POWO) **et** World Flora Online**.**

2.5. Évaluation de l'intégrité des bandes riveraines

L'Indice de Qualité de la Bande Riveraine (IQBR) est une méthode d'évaluation rapide qui permet d'évaluer le degré d'intégrité écologique et l'état de conservation des écosystèmes riverains (Dupont-Hébert *et al.,* 2010). Cet indice repose sur l'analyse de plusieurs composantes du milieu riverain considérées comme représentatives de sa structure et de son fonctionnement écologique. Parmi celles-ci figurent les strates arborée, arbustive et herbacée, les zones de déboisement, les pelouses, les superficies cultivées, les sols dénudés, les affleurements rocheux ainsi que les aménagements et infrastructures d'origine anthropique (Saint-Jacques et Richard, 1998).

Chaque composante se voit attribuer un coefficient de pondération reflétant son importance écologique au sein de l'écosystème riverain. La valeur finale de l'IQBR traduit ainsi la capacité de la bande riveraine à assurer diverses fonctions écologiques essentielles, telles que la protection des berges contre l'érosion, la filtration des polluants, la régulation des écoulements de surface, ainsi que le maintien des habitats favorables à la faune et à la flore aquatiques et terrestres (Saint-Jacques et Richard, 1998).

Dans le cadre de cette étude, six stations d'observation ont été sélectionnées le long de la rivière Lukunga à la suite d'une reconnaissance préalable du bassin versant. Pour chaque station, les bandes riveraines des rives gauche et droite ont été évaluées séparément. Les proportions de recouvrement des différentes composantes du milieu ont été estimées visuellement sur le terrain, de manière à ce que leur somme atteigne 100 %. Les données recueillies ont ensuite été compilées afin de caractériser l'état écologique de chaque station (Saint-Jacques et Richard, 1998).

L'Indice de Qualité de la Bande Riveraine a été calculé selon la formule proposée par le Comité du Bassin de la Jacques-Cartier (CBJC, 2010) :

$$IQBR = \frac{[\sum(\%i.Pi)]}{10}$$

Où :

- $(\%i)$ représente le pourcentage de recouvrement de la composante i ;
- (Pi) correspond au coefficient de pondération attribué à cette composante ;
- i désigne chacune des composantes prises en compte dans l'évaluation.

Les valeurs obtenues ont ensuite été interprétées à l'aide de la grille de classification du CBJC (2010), permettant d'évaluer la capacité écologique et le niveau de fonctionnalité des bandes riveraines étudiées.

Tableau 1. Classification de la qualité écologique des bandes riveraines selon l'IQBR (CBJC, 2010)

Valeur de l'IQBR	**Niveau de capacité écologique**
≤ 19	Très faible
20 – 46	Faible
47 – 58	Moyenne
59 – 74	Bonne
75 – 100	Excellente

2.6. Identification des espèces envahissantes

Le statut des espèces végétales a été déterminé à partir de la littérature scientifique internationale (Pyšek *et al.,* 2020 ; Richardson *et al.,* 2007 ; CABI, 2024 ; IUCN ISSG).

Chaque espèce a été classée en : espèce indigène ; espèce introduite ; espèce naturalisée ; espèce exotique envahissante. Une attention particulière a été portée aux espèces reconnues pour leur forte capacité de colonisation des milieux riverains perturbés.

2.7. Analyse des données

La richesse floristique a été estimée par le nombre total d'espèces recensées. La diversité des communautés végétales a été évaluée à l'aide des indices suivants : indice de Shannon–Wiener (H') ; indice d'équitabilité de Pielou (J) ; indice de Simpson (1−D). La similarité floristique entre stations a été estimée à l'aide de l'indice de Jaccard.

Les relations entre les espèces envahissantes et la qualité des bandes riveraines ont été explorées par une Analyse en Composantes Principales (ACP) et une Analyse Canonique des Correspondances (CCA), afin d'identifier les gradients écologiques expliquant les variations de la composition floristique.

Une classification hiérarchique ascendante (CAH), basée sur la distance de Bray-Curtis, a été réalisée pour identifier les profils de végétation et les groupes de stations présentant des caractéristiques similaires.

Les différences de diversité et d'intégrité écologique entre les stations ont été testées à l'aide d'une analyse de variance (ANOVA) lorsque les conditions de normalité et d'homoscédasticité étaient satisfaites ; dans le cas contraire, le test non paramétrique de Kruskal-Wallis a été appliqué. Les relations entre le score d'intégrité ripicole et les variables floristiques ont été évaluées par le coefficient de corrélation de Spearman. Le seuil de significativité a été fixé à $p < 0,05$.

L'ensemble des analyses statistiques a été réalisé avec PAST version 4.03 (Hammer *et al*., 2001), tandis que les cartes ont été produites sous ArcGIS 10.8.

3.Résulats

3.1 Paramètres physico-chimiques du sol

Les variations de valeurs de paramètres physico-chimiques du sol de la bande riveraine de la Lukunga en saison pluvieuse 2026 sont repris dans le tableau 2.

International Journal of Progressive Sciences and Technologies (IJPSAT)
ISSN: 2509-0119.
© 2026 Scholar AI LLC.
https://ijpsat.org/
Vol. 59 No. 2 October 2026, pp. 749-769

Tableau 2. Variations de valeurs de paramètres physico-chimiques du sol de la bande riveraine de la Lukunga en saison pluvieuse 2026

Station	***Paramètres du sol***			
	Temp du sol (°C)	Fertilité (µS/cm)	pH	Humidité sol(%)
St 1	27,65	104,5	7,1	55
St 2	27,95	118	6,9	62,65
St 3	32,1	152,65	6,65	62,65
St 4	31,35	124,45	6,4	65,45
St 5	28,25	156,3	6,65	65,8
St 6	27,1	98	7	45
Moyenne	29,1±1,9	125,6±22,1	6,78±0,24	59,4±7,36

Les paramètres physicochimiques du sol ont présenté une variabilité spatiale notable entre les stations d'échantillonnage de la rivière Lukunga. La température du sol variait de 27,1 °C à la station 6 à 32,1 °C à la station 3, avec une moyenne de 29,1 ± 1,9 °C. Cette variation reflète probablement les différences locales de couverture végétale, de degré d'ombrage et d'exposition au rayonnement solaire le long de la bande riveraine.

La conductivité électrique, utilisée comme indicateur de la fertilité apparente du sol, a enregistré des valeurs comprises entre 98,0 µS/cm (station 6) et 156,3 µS/cm (station 5), pour une moyenne de 125,6 ± 22,1 µS/cm. Cette variabilité suggère une distribution hétérogène des éléments minéraux et des sels solubles, susceptible d'influencer la composition et la dynamique des communautés végétales riveraines.

Le pH du sol est demeuré relativement stable, oscillant entre 6,4 (station 4) et 7,1 (station 1), avec une moyenne de 6,78 ± 0,24. Ces valeurs indiquent des sols faiblement acides à neutres, conditions généralement favorables au développement d'une grande diversité d'espèces végétales, y compris certaines espèces exotiques envahissantes.

L'humidité du sol variait de 45,0 % (station 6) à 65,8 % (station 5), avec une moyenne de 59,4 ± 7,36 %**.** Les niveaux relativement élevés d'humidité observés dans la majorité des stations témoignent de la proximité de la nappe alluviale et des conditions hydrologiques caractéristiques des milieux riverains, favorisant le maintien de communautés végétales hygrophiles.

Le test non paramétrique de Kruskal-Wallis a révélé des différences statistiquement significatives entre les stations pour l'ensemble des paramètres physicochimiques du sol **(**$H = 21,6$; $p < 0,05$**)**. Ces résultats mettent en évidence une hétérogénéité édaphique marquée au sein de la bande riveraine de la rivière Lukunga, susceptible de contribuer à la structuration de la végétation riveraine et à la distribution des espèces envahissantes le long du gradient de perturbation anthropique. Cette variabilité environnementale constitue un facteur déterminant dans l'interprétation des profils d'invasion végétale et de la perte d'intégrité écologique des habitats riverains.

International Journal of Progressive Sciences and Technologies (IJPSAT)
ISSN: 2509-0119.
© 2026 Scholar AI LLC.
https://ijpsat.org/
Vol. 59 No. 2 October 2026, pp. 749-769

3.2 Composition et qualité de la bande riveraine

Tableau 3. Composition et qualité de la bande riveraine de la rivière Lukunga en 2026

Composantes de la bande riveraine (en %)	***Stations***						***Moyenne***
	St 1	**St 2**	**St 3**	**St 4**	**St 5**	**St 6**	
Forêt	0	0	0	0	0	0	0
Arbustes	0,5	10	0	0	0	0	1,75±4
Herbes	95	72,5	98	75	90	15	74,25±31
Culture	0	7,5	0	15	0	0	4,25±6,3
Friches Pelouse	0	0	0	0	0	2,5	0,42±1
Sol nu	4,5	0	2	10	10	0	4,4±4,6
Socle Rocheux	0	0	0	0	0	0	0
Infrastru	0	10	0	0	0	82,5	15,42±33
IQBR	57	54	57	48	54	25	49
Capacité de la bande	Moyenne	Moyenne	Moyenne	Moyenne	Moyenne	Faible	Moyenne

L'analyse de la structure de la végétation riveraine a révélé une forte anthropisation de la bande riveraine de la rivière Lukunga, caractérisée par une simplification marquée de sa composition végétale. Aucune couverture forestière ni affleurement rocheux n'ont été observés dans les stations prospectées, les deux composantes présentant une fréquence moyenne de 0 %**.** Cette absence traduit une disparition quasi complète des formations riveraines naturelles, probablement consécutive à l'expansion urbaine et aux multiples perturbations anthropiques affectant le bassin versant.

La strate arbustive était très peu développée, avec des taux de recouvrement variant de 0 à 10 %**,** pour une moyenne de 1,75 ± 4,0 %**.** Les arbustes n'ont été observés de manière notable qu'à la station 2, témoignant d'une forte fragmentation de cette composante structurale de la végétation.

La strate herbacée constituait l'élément dominant de la bande riveraine. Son recouvrement variait entre 15 % (station 6) et 98 % (station 3), avec une moyenne de 74,25 ± 31,0 %**.** Cette prédominance des herbacées reflète une ouverture importante du milieu, généralement associée aux perturbations récurrentes et aux processus de colonisation par des espèces pionnières et rudérales.

Les surfaces occupées par les cultures demeuraient relativement limitées, avec des proportions comprises entre 0 et 15 % et une moyenne de 4,25 ± 6,3 %**,** traduisant une utilisation agricole localisée de certaines portions de la bande riveraine. Les friches et pelouses étaient faiblement représentées, avec une couverture moyenne de 0,42 ± 1,0 %**,** tandis que les sols nus occupaient des superficies comprises entre 0 et 10 %**,** correspondant à une moyenne de 4,4 ± 4,6 %**.** Ces zones dénudées témoignent de perturbations localisées résultant notamment du piétinement, de l'érosion des berges ou des travaux d'aménagement.

Les infrastructures représentaient la composante anthropique la plus variable entre les stations. Leur recouvrement était nul dans la majorité des sites, mais atteignait 82,5 % à la station 6, pour une moyenne globale de 15,42 ± 33,0 %**.** Cette forte variabilité met en évidence un gradient d'artificialisation des berges, certaines stations étant fortement urbanisées tandis que d'autres conservent encore une couverture végétale relativement continue.

International Journal of Progressive Sciences and Technologies (IJPSAT)
ISSN: 2509-0119.
© 2026 Scholar AI LLC.
https://ijpsat.org/
Vol. 59 No. 2 October 2026, pp. 749-769

3.3 Composition floristique de la bande riveraine de la rivière Lukunga

Tableau 4. Composition et distribution floristique de la bande riveraine de la rivière Lukunga

Classe	Ordre	Famille	Espèce	St1	St2	St3	St4	St5	St6
Liliopsida	Poales	Poaceae	*Pennisetum purpureum* Schumach.[1]	1	1	1	0	1	1
Liliopsida	Poales	Cyperaceae	*Cyperus articulatus* L.	1	0	0	0	1	0
Liliopsida	Commelinales	Commelinaceae	*Commelina diffusa* Burm.f.	1	1	0	1	1	1
Liliopsida	Poales	Poaceae	*Pennisetum glaucum* (L.) R.Br.[3]	1	0	0	0	0	0
Liliopsida	Poales	Poaceae	*Bambusa vulgaris* Schrad. ex J.C.Wendl.	1	1	0	0	0	1
Liliopsida	Alismatales	Araceae	*Colocasia esculenta* (L.) Schott	1	1	1	0	1	1
Liliopsida	Arecales	Arecaceae	*Cocos nucifera* L.	1	1	0	0	0	0
Liliopsida	Poales	Cyperaceae	*Cyperus papyrus*	1	0	0	0	0	0
Liliopsida	Poales	Poaceae	*Zea mays*	1	1	0	1	0	0
Liliopsida	Poales	Poaceae	*Panicum maximum*	1	1	0	0	1	1
Liliopsida	Poales	Poaceae	*Eleusine indica*	1	1	0	0	1	1
Liliopsida	Zingiberales	Cannaceae	*Canna indica* L.	0	1	0	0	0	0
Liliopsida	Zingiberales	Musaceae	*Musa paradisiaca* L.	0	1	1	1	0	0
Liliopsida	Zingiberales	Costaceae	*Costus hirtus* Maas	0	0	0	1	0	0
Liliopsida	Poales	Cyperaceae	*Cyperus articulatus* L.	0	0	0	1	1	0
Liliopsida	Arecales	Arecaceae	*Elaeis guineensis* Jacq.	0	1	1	0	0	0
Liliopsida	Zingiberales	Costaceae	*Costus afer* Ker Gawl.	0	0	1	0	0	0
Liliopsida	Zingiberales	Cannaceae	*Canna alata* Roscoe[2]	0	0	0	0	1	0
Magnoliopsida	Caryophyllales	Portulacaceae	*Portulaca oleracea*	1	1	0	0	0	0
Magnoliopsida	Fabales	Fabaceae	*Crotalaria retusa*[1]	1	0	0	0	0	0
Magnoliopsida	Solanales	Convolvulaceae	*Ipomoea batatas*	1	1	0	1	0	1
Magnoliopsida	Solanales	Convolvulaceae	*Ipomoea aquatica*	1	0	1	0	1	0
Magnoliopsida	Malpighiales	Euphorbiaceae	*Ricinus communis*	1	1	0	0	0	0
Magnoliopsida	Gentianales	Rubiaceae	*Mitracarpus hirtus*	1	0	1	0	0	0
Magnoliopsida	Asterales	Asteraceae	*Chromolaena odorata*	1	1	0	0	0	0

Magnoliopsida	Fabales	Fabaceae	*Pueraria phaseoloides*	1	0	1	0	1	0
Magnoliopsida	Fabales	Fabaceae	*Arachis hypogaea*	1	0	0	0	0	0
Magnoliopsida	Caryophyllales	Amaranthaceae	*Amaranthus viridis*	1	1	0	1	0	0
Magnoliopsida	Solanales	Solanaceae	*Solanum melongena*	1	0	0	0	0	0
Magnoliopsida	Fabales	Fabaceae	*Vigna unguiculata*	1	0	0	0	1	0
Magnoliopsida	Malpighiales	Phyllanthaceae	*Phyllanthus niruri*	1	0	0	1	1	0
Magnoliopsida	Sapindales	Anacardiaceae	*Mangifera indica*	1	1	0	0	0	0
Magnoliopsida	Asterales	Asteraceae	*Ageratum conyzoides*	1	1	0	0	0	0
Magnoliopsida	Brassicales	Caricaceae	*Carica papaya*	1	1	0	0	0	0
Magnoliopsida	Fabales	Fabaceae	*Mucuna pruriens* (L.) DC.	0	1	0	0	1	0
Magnoliopsida	Malpighiales	Euphorbiaceae	*Manihot glaziovii* Müll.Arg.	0	1	0	0	0	0
Magnoliopsida	Malvales	Malvaceae	*Urena lobata* L.	0	1	1	1	1	1
Magnoliopsida	Cucurbitales	Cucurbitaceae	*Luffa cylindrica* (L.) M.Roem.	0	1	0	0	0	0
Magnoliopsida	Fabales	Fabaceae	*Psophocarpus scandens* (Endl.) Verdc.	0	1	0	0	0	0
Magnoliopsida	Solanales	Solanaceae	*Solanum lycopersicum* L.	0	1	0	0	0	0
Magnoliopsida	Fabales	Fabaceae	*Dichrostachys cinerea* (L.) Wight & Arn.	0	1	0	0	0	0
Magnoliopsida	Sapindales	Burseraceae	*Dacryodes edulis* (G.Don) H.J.Lam	0	1	0	0	0	0
Magnoliopsida	Fabales	Fabaceae	*Acacia auriculiformis* A.Cunn. ex Benth.[1]	0	1	0	1	0	0
Magnoliopsida	Vitales	Vitaceae	*Cissus aralioides* (Welw. ex Baker) Planch.	0	1	0	0	0	0
Magnoliopsida	Malvales	Malvaceae	*Sida acuta* Burm.f.	1	0	0	0	0	0
Magnoliopsida	Zygophyllales	Zygophyllaceae	*Tribulus terrestris* L.	1	0	0	0	0	0
Magnoliopsida	Caryophyllales	Amaranthaceae	*Dysphania ambrosioides* (L.) Mosyakin & Clemants	1	0	0	0	0	0
Magnoliopsida	Oxalidales	Oxalidaceae	*Oxalis acetosella* L.[2]	1	0	0	0	0	0
Magnoliopsida	Asterales	Asteraceae	*Bidens pilosa* L.	1	0	0	0	0	0

Magnoliopsida	Cucurbitales	Cucurbitaceae	*Cucurbita maxima* Duchesne	1	0	0	0	0	0
Magnoliopsida	Solanales	Solanaceae	*Capsicum frutescens* L.	1	0	0	0	0	0
Magnoliopsida	Malpighiales	Phyllanthaceae	*Maprounea africana* Müll.Arg.	0	1	0	0	0	0
Magnoliopsida	Asterales	Asteraceae	*Crassocephalum latifolium* (Benth.) S.Moore	0	1	0	0	0	1
Magnoliopsida	Sapindales	Rutaceae	*Citrus aurantiifolia* (Christm.) Swingle	1	0	0	0	0	0
Magnoliopsida	Asterales	Asteraceae	*Struchium sparganophorum* (L.) Kuntze	1	1	1	1	1	1
Magnoliopsida	Fabales	Fabaceae	*Calopogonium mucunoides* Desv.	0	1	0	1	1	0
Magnoliopsida	Caryophyllales	Amaranthaceae	*Amaranthus blitum* L.	0	1	0	0	0	0
Magnoliopsida	Asterales	Asteraceae	*Tithonia diversifolia* (Hemsl.) A.Gray	0	0	1	0	0	0
Magnoliopsida	Fabales	Fabaceae	*Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit	0	0	1	1	0	0
Magnoliopsida	Caryophyllales	Amaranthaceae	*Amaranthus hybridus* L.	0	0	1	0	0	1
Magnoliopsida	Brassicales	Caricaceae	*Carica papaya* L.	0	0	0	1	0	0
Magnoliopsida	Malvales	Malvaceae	*Sida rhombifolia* L.	0	0	0	1	0	0
Magnoliopsida	Gentianales	Rubiaceae	*Mitracarpus hirtus* (L.) DC.	0	0	0	1	1	0
Magnoliopsida	Asterales	Asteraceae	*Chromolaena odorata* (L.) R.M.King & H.Rob.	0	0	0	1	0	0
Magnoliopsida	Asterales	Asteraceae	*Ageratum conyzoides* L.	0	0	0	1	0	0
Magnoliopsida	Fabales	Fabaceae	*Crotalaria micans* Link	0	0	0	1	0	0
Magnoliopsida	Malpighiales	Euphorbiaceae	*Manihot esculenta* Crantz	0	0	0	1	0	0
Magnoliopsida	Malvales	Malvaceae	*Hibiscus sabdariffa* L.	0	0	0	1	0	1
Magnoliopsida	Asterales	Asteraceae	*Conyza sumatrensis* (Retz.) E.Walker	0	0	0	1	0	0
Magnoliopsida	Asterales	Asteraceae	*Acmella uliginosa* (Sw.) Cass.	0	0	0	1	1	0
Magnoliopsida	Fabales	Fabaceae	*Cajanus cajan* (L.)	0	0	0	1	0	0

International Journal of Progressive Sciences and Technologies (IJPSAT)
ISSN: 2509-0119.
© 2026 Scholar AI LLC.
https://ijpsat.org/
Vol. 59 No. 2 October 2026, pp. 749-769

			Millsp.						
Magnoliopsida	Malpighiales	Euphorbiaceae	*Croton eluteria* (L.) W.Wright[1]	0	0	0	1	0	0
Magnoliopsida	Fabales	Fabaceae	*Mimosa pudica* L.	0	0	0	1	1	0
Magnoliopsida	Malvales	Malvaceae	*Hibiscus acetosella* Welw. ex Hiern	0	0	0	1	0	0
Magnoliopsida	Malvales	Malvaceae	*Triumfetta cordifolia* A.Rich.	0	0	0	0	1	0
Magnoliopsida	Caryophyllales	Polygonaceae	*Persicaria senegalensis* (Meisn.) Soják	0	0	0	0	1	0
Magnoliopsida	Asterales	Asteraceae	*Crassocephalum latifolium* (Benth.) S.Moore	0	0	0	0	0	1
Magnoliopsida	Solanales	Solanaceae	*Solanum scabrum* Mill.	0	0	0	0	0	1
Polypodiopsida	Polypodiales	Dennstaedtiaceae	*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn	0	0	1	0	0	0

L'inventaire floristique de la bande riveraine de la rivière Lukunga a permis de recenser 73 espèces végétales distinctes, appartenant à 25 familles botaniques, 18 ordres et 3 classes (Tableau 4). La classe des Magnoliopsida (dicotylédones) est largement dominante avec 55 espèces (75,3 % de la flore inventoriée), suivie des Liliopsida (monocotylédones) avec 17 espèces (23,3 %). La classe des Polypodiopsida est représentée par une seule espèce de fougère (*Pteridium aquilinum*), soit 1,4 % de l'ensemble des espèces recensées.

Les Fabales a été l'ordre les plus diversifiés avec 11 espèces, suivis des Asterales (10 espèces), des Poales (8 espèces) et des Malpighiales (7 espèces). Les ordres Solanales et Malvales comptent chacun 5 espèces, tandis que les autres ordres sont représentés par une à trois espèces seulement.

La richesse floristique a été dominée par quelques familles caractéristiques des milieux riverains fortement anthropisés. Les Fabaceae a constitué la famille la plus représentée avec 11 espèces (15,1 %), suivies des Asteraceae (10 espèces ; 13,7 %), des Poaceae (6 espèces ; 8,2 %), des Malvaceae (6 espèces ; 8,2 %) et des Euphorbiaceae (4 espèces ; 5,5 %). Les familles Cyperaceae, Amaranthaceae, Solanaceae et Convolvulaceae présentant une richesse intermédiaire, tandis que les autres familles ont été représentées par une ou deux espèces.

International Journal of Progressive Sciences and Technologies (IJPSAT)
ISSN: 2509-0119.
© 2026 Scholar AI LLC.
https://ijpsat.org/
Vol. 59 No. 2 October 2026, pp. 749-769

3.4 Richesse spécifique

Tableau 5. Richesse spécifique des stations d'étude dans la Lukunga

Station	*Nombre d'espèces*	*Pourcentage du total (%)*
St1	36	49,3
St2	34	46,5
St3	14	19,1
St4	27	36,9
St5	20	27,3
St6	13	17,8
Total inventorié	73	100

L'analyse de la richesse spécifique au niveau du bassin de la Lukunga révèle un total cumulé de 73 espèces réparties de manière hétérogène le long du profil longitudinal des stations d'échantillonnage (Tableau 5). La diversité spécifique maximale est observée au niveau de la station St1 avec 36 espèces (soit 49,3 % du total inventorié), suivie de près par la station St2 (34 espèces, 46,5 %). Les stations St4 (27 espèces, 36,9 %) et St5 (20 espèces, 27,3 %) affichent une biodiversité modérée Cependant, les stations St6 (13 espèces, 17,8 %) et St3 (14 espèces, 19,1 %) présentent les plus faibles effectifs d'espèces.

3.5 Indices de diversité

Tableau 6. Variations indiciaires de diversité des espèces végétales recensées dans la Lukunga

Indice	***Stations***					
	St1	St2	St3	St4	St5	St6
Dominance_D	0,03	0,03	0,07	0,04	0,05	0,08
Simpson_1-D	0,97	0,97	0,93	0,96	0,95	0,92
Shannon_H	3,58	3,53	2,64	3,3	3	2,57
Equitability_J	1	1	1	1	1	1

Les indices de diversité (tableau 7) ont indiqué une faible dominance spécifique dans l'ensemble des stations, les valeurs de l'indice de dominance de Simpson (D) variant entre 0,03 (St1 et St2) et 0,08 (St6). L'indice de diversité de Simpson (1−D) a présenté des valeurs élevées comprises entre 0,92 et 0,97, révélant une diversité floristique globalement importante dans toutes les stations. Les valeurs les plus élevées sont observées aux stations St1 et St2 (0,97), tandis que St6 (0,92) a présenté la diversité la plus faible. L'indice de Shannon-Weaver (H') a varié de 2,57 à 3,58, confirmant une diversité spécifique modérée à élevée. Les stations St1 (H' = 3,58) et St2 (H' = 3,53) ont été les plus diversifiées, alors que St6 (H' = 2,57) et St3 (H' = 2,64) ont présenté une diversité relativement plus faible. Par ailleurs, l'indice d'équitabilité de Pielou (J = 1) est identique dans toutes les stations, indiquant une répartition très homogène des individus entre les espèces présentes et l'absence d'une forte domination d'une ou de quelques espèces.

International Journal of Progressive Sciences and Technologies (IJPSAT)
ISSN: 2509-0119.
© 2026 Scholar AI LLC.
https://ijpsat.org/
Vol. 59 No. 2 October 2026, pp. 749-769

3.6 Similarité de Jaccard

Tableau 7 Similarité entre les stations étudiées dans la rivière Lukunga

Stations	***Stations***					
	St1	**St2**	**St3**	**St4**	**St5**	**St6**
St1	0					
St2	0,51	0				
St3	0,76	0,75	0			
St4	0,68	0,64	0,76	0		
St5	0,57	0,67	0,59	0,62	0	
St6	0,67	0,57	0,63	0,75	0,58	0

Le tableau 8 met en évidence une forte similarité floristique entre les stations étudiées, les coefficients de Jaccard variant de 0,51 à 0,76. La similarité la plus élevée est observée entre les couples St1–St3 et St3–St4 (J = 0,76), suivis du couple St4–St6 (J = 0,75), traduisant une composition floristique très proche entre ces stations.

Des similarités également élevées sont observées entre St2–St3 (0,75), St1–St4 (0,68) et St2–St5 (0,67), suggérant que plusieurs espèces sont partagées entre ces secteurs de la rivière.

Cependant, la valeur la plus faible (J = 0,51) est enregistrée entre St1 et St2, indiquant une plus grande différenciation floristique entre ces deux stations, bien qu'elles demeurent modérément similaires.

3.7 Espèces végétales envahissantes

Tableau 9. Espèces végétales envahissantes recensées sur la bande riveraine de la rivière Lukunga

N°	Espèce	Famille	Origine	Statut d'invasion	Stations	Fréquence (%)
1	*Chromolaena odorata*	Asteraceae	Amérique tropicale	Espèce exotique envahissante (CABI, UICN)	St1, St2, St4	50
2	*Tithonia diversifolia*	Asteraceae	Amérique centrale	Espèce exotique envahissante	St3	16,7
3	*Leucaena leucocephala*	Fabaceae	Amérique centrale	Espèce exotique envahissante	St3, St4	33,3
4	*Acacia auriculiformis*	Fabaceae	Australie – Papouasie	Espèce exotique envahissante dans plusieurs pays tropicaux	St2, St4	33,3
5	*Mimosa pudica*	Fabaceae	Amérique tropicale	Espèce exotique envahissante	St4, St5	33,3
7	*Ageratum conyzoides*	Asteraceae	Amérique tropicale	Espèce naturalisée à fort potentiel invasif	St1, St2, St4	50
8	*Bidens pilosa*	Asteraceae	Amérique	Adventice invasive	St1	16,7

			tropicale			
9	*Conyza sumatrensis*	Asteraceae	Asie	Espèce envahissante des milieux perturbés	St4	16,7
10	*Amaranthus hybridus*	Amaranthaceae	Amérique tropicale	Adventice invasive	St3, St6	33,3
11	*Amaranthus viridis*	Amaranthaceae	Amérique tropicale	Espèce rudérale envahissante	St1, St2, St4	50
12	*Pennisetum purpureum*	Poaceae	Afrique tropicale	Espèce très compétitive en milieux perturbés	St1, St2, St3, St5, St6	83,3
13	*Eleusine indica*	Poaceae	Afrique (pantropicale)	Mauvaise herbe invasive des zones urbaines	St1, St2, St5, St6	66,7
14	*Commelina diffusa*	Commelinaceae	Pantropicale	Espèce colonisatrice des berges	St1, St2, St4, St5, St6	83,3
15	*Struchium sparganophorum*	Asteraceae	Afrique tropicale	Espèce opportuniste des milieux fortement perturbés	Toutes les stations	100

Le tableau met en évidence la présence de plusieurs espèces envahissantes et rudérales dans la bande riveraine de la rivière Lukunga. Parmi elles, *Struchium sparganophorum* est l'espèce la plus fréquente, observée dans toutes les stations (100 %), suivie de *Pennisetum purpureum* et *Commelina diffusa*, présentes dans 83,3 % des stations. D'autres espèces reconnues pour leur caractère envahissant, telles que *Chromolaena odorata*, *Ageratum conyzoides*, *Leucaena leucocephala*, *Acacia auriculiformis* et *Mimosa pudica*, sont également bien représentées. La forte occurrence de ces espèces traduit une perturbation importante de la bande riveraine, probablement liée à l'urbanisation, aux activités agricoles et à la dégradation du couvert végétal naturel. Ces résultats indiquent que la flore riveraine de la rivière Lukunga est largement dominée par des espèces opportunistes, caractéristiques des milieux fortement anthropisés.

International Journal of Progressive Sciences and Technologies (IJPSAT)
ISSN: 2509-0119.
© 2026 Scholar AI LLC.
https://ijpsat.org/
Vol. 59 No. 2 October 2026, pp. 749-769

3.8 Corrélation entre les composantes de la bande riveraine, les caractéristiques du sol et les espèces végétales

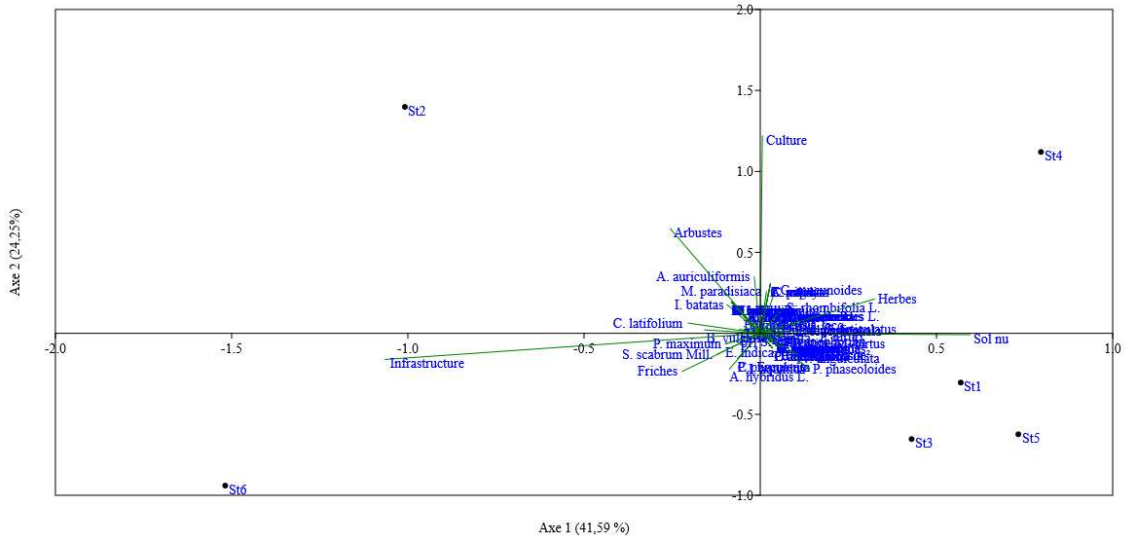


Figure 2. Corrélation entre les composantes de la bande riveraine, les caractéristiques du sol et les espèces végétales de la rivière Lukunga

L'analyse en composantes principales (ACP) a montré que les deux premiers axes expliquent 65,84 % de la variabilité totale des données, dont 41,59 % pour l'axe 1 (PC1) et 24,25 % pour l'axe 2 (PC2). Cette proportion a indiqué que les deux premiers axes résument convenablement les relations entre les composantes de la bande riveraine, les paramètres édaphiques et la composition floristique.

L'axe 1 est principalement structuré par l'opposition entre les infrastructures (–0,718), qui ont présenté la contribution négative la plus importante, et les sols nus (0,402), suivis des herbes (0,218). Cette distribution traduit un gradient d'anthropisation où les secteurs fortement aménagés se sont opposés aux espaces ouverts dominés par une végétation herbacée et des surfaces de sol exposées. Les friches (–0,150) et les arbustes (–0,172) ont été également associés au côté négatif de cet axe, mais avec une influence moins marquée.

L'axe 2 est dominé par les cultures (0,628), qui ont représenté la variable la plus discriminante, suivies des arbustes (0,333). Cette organisation suggère que les milieux agricoles et les zones arbustives ont constitué un second gradient écologique, indépendant du degré d'artificialisation décrit par le premier axe.

Les caractéristiques physico-chimiques du sol (température, fertilité, pH et humidité) ont présenté des coefficients très faibles sur les deux axes ($|r| < 0,05$), indiquant qu'elles ont contribué peu à la structuration des communautés végétales dans cette analyse. Ainsi, les variations de la composition floristique semblent davantage liées à la structure de la bande riveraine et aux usages du sol qu'aux propriétés édaphiques mesurées.

Concernant les espèces végétales, la majorité a présenté des coordonnées proches de l'origine du plan factoriel, traduisant une faible contribution individuelle aux deux axes principaux. Quelques espèces ont montré néanmoins une légère association avec les milieux ouverts ou cultivés, notamment *Cyperus articulatus* et *Phyllanthus niruri* sur l'axe 1 positif, ainsi que *Acacia auriculiformis*, *Carica papaya*, *Chromolaena odorata*, *Zea mays* et *Musa paradisiaca*, qui sont faiblement corrélées au gradient représenté par l'axe 2. Toutefois, les faibles valeurs des coordonnées ont indiqué que ces associations sont restées limitées.

Dans l'ensemble, cette ACP à mis en évidence que la structure de la bande riveraine, notamment la présence d'infrastructures, de cultures, de sols nus et de formations herbacées, constitue le principal facteur expliquant la distribution des espèces végétales,

International Journal of Progressive Sciences and Technologies (IJPSAT)
ISSN: 2509-0119.
© 2026 Scholar AI LLC.
https://ijpsat.org/
Vol. 59 No. 2 October 2026, pp. 749-769

tandis que les caractéristiques physico-chimiques du sol exercent une influence relativement faible. Ces résultats suggèrent que les activités anthropiques et les modifications de l'occupation du sol jouent un rôle prépondérant dans l'organisation de la végétation riveraine étudiée.

3.7 Classification Ascendante Hiérarchique

L'analyse du dendrogramme issu de la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) met en évidence la structuration des six stations d'étude en fonction de la composition et de la similitude de leur flore floristique. À un niveau de coupure situé autour d'une distance de 2,5, le dendrogramme individualise deux grands ensembles (ou clusters principaux) :

- Groupe I (St3, St5, St1, St4) **:** Ce groupe rassemble la majorité des stations et témoigne d'une affinité floristique progressive le long du profil. Le sous-groupe St3-St5**, p**résente la plus forte similitude floristique de l'échantillonnage, se regroupant à la plus faible distance (environ 1,45). Cela indique un cortège végétal très homogène entre ces deux sites. La station St1 vient se greffer à ce noyau (distance environ 1,8), suivie par St4 (distance environ 2,15), traduisant une transition graduelle dans la composition spécifique au sein de ce groupe.
- Groupe II (St2, St6) **:** ces deux stations se regroupent directement à une distance d'environ 2,4. Elles se distinguent nettement du premier ensemble, ce qui indique un cortège d'espèces végétales particulier ou des conditions micro-environnementales très distinctes de celles des autres stations.

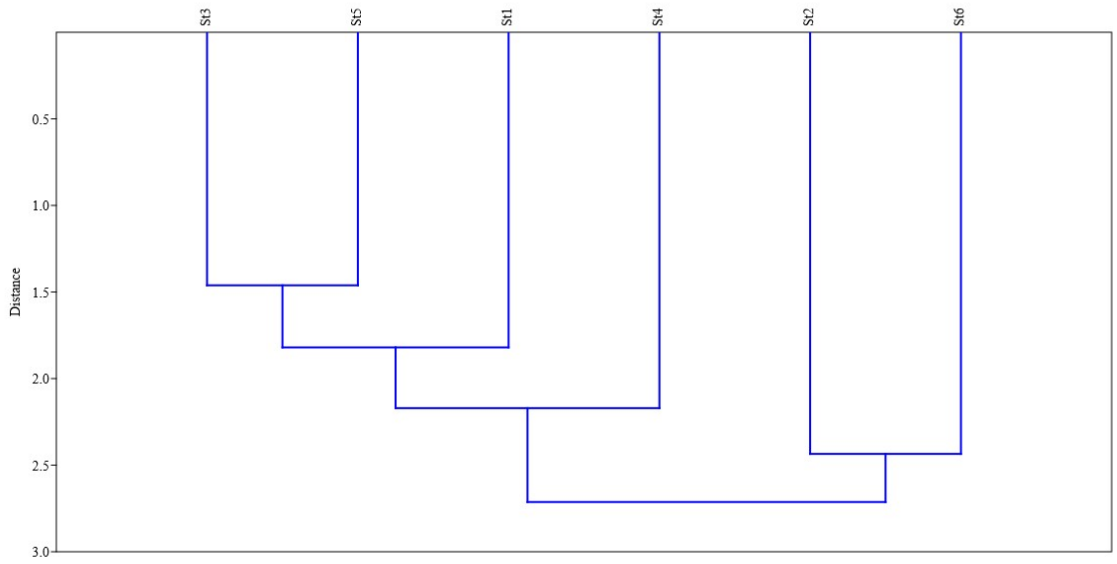


Figure 3. Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) des stations d'étude

La forte proximité entre St3 et St5 explique des contraintes écologiques similaires (type de substrat, humidité des berges, niveau d'exposition ou degré de pression anthropique comparable).

La séparation précoce du bloc {St2, St6} par rapport au reste du bassin met en avant une singularité floristique. Cette dissemblance peut s'expliquer par un faciès d'écoulement différent, un niveau d'altération du milieu spécifique, ou la présence d'espèces pionnières/opportunistes adaptées à des conditions particulières.

International Journal of Progressive Sciences and Technologies (IJPSAT)
ISSN: 2509-0119.
© 2026 Scholar AI LLC.
https://ijpsat.org/
Vol. 59 No. 2 October 2026, pp. 749-769

4. Discussion

Les résultats obtenus montrent que les sols de la bande riveraine de la rivière Lukunga présentent une variabilité spatiale des paramètres physico-chimiques, traduisant l'influence combinée des facteurs naturels et des perturbations anthropiques. La température du sol, comprise entre 27,1 et 32,1 °C**,** est caractéristique des sols tropicaux exposés à un fort rayonnement solaire. Les températures les plus élevées observées dans les stations les plus ouvertes peuvent être attribuées à la disparition du couvert arboré, qui augmente directement l'absorption du rayonnement solaire par le sol. Plusieurs études ont montré que la suppression de la végétation riveraine entraîne une élévation de la température du sol, modifiant les processus biologiques, la décomposition de la matière organique et les cycles biogéochimiques (Gregory *et al.,* 1991 ; Naiman et Décamps, 1997 ; Sweeney & Newbold, 2014).

La conductivité électrique du sol (98 à 156,3 µS/cm) révèle une fertilité relativement faible à modérée, avec une hétérogénéité spatiale liée aux différences d'occupation des sols. Les valeurs les plus élevées pourraient résulter de l'accumulation locale de matières organiques, des apports agricoles ou domestiques et des dépôts issus du ruissellement urbain. Dans les bassins versants fortement urbanisés, les intrants anthropiques enrichissent fréquemment les sols riverains en ions dissous, entraînant une augmentation de leur conductivité électrique (Paul & Meyer, 2001 ; Walsh et al., 2005). Cette situation est également rapportée dans plusieurs cours d'eau urbains d'Afrique tropicale où les sols riverains reçoivent continuellement des apports de déchets organiques et de sédiments contaminés (Dudgeon *et al.,* 2006).

Le pH du sol, variant de 6,4 à 7,1, indique des sols légèrement acides à neutres, favorables au développement de nombreuses espèces végétales tropicales. Cette gamme de pH est généralement considérée comme optimale pour la disponibilité des éléments nutritifs majeurs et pour l'activité microbienne du sol (Brady & Weil, 2017). Des valeurs similaires ont été rapportées dans plusieurs forêts-galeries africaines où les processus de minéralisation et les apports alluviaux maintiennent un équilibre chimique relativement stable (Naiman *et al.,* 2005).

L'humidité du sol (45 à 65,8 %) traduit des conditions hydriques globalement favorables, bien que les stations les plus urbanisées présentent des teneurs plus faibles. Cette diminution peut être expliquée par l'imperméabilisation des surfaces, la réduction du couvert végétal et l'augmentation du ruissellement de surface, phénomènes fréquemment observés dans les bassins versants urbanisés (Sweeney & Newbold, 2014 ; Richardson *et al.,* 2007). Les bandes riveraines bien conservées jouent normalement un rôle essentiel dans la régulation de l'humidité du sol grâce à l'ombrage et au maintien de la matière organique (Naiman et Décamps, 1997).

Le test de Kruskal-Wallis a révélé des différences significatives entre les stations ($H = 21,6$; $p < 0,05$), confirmant une forte hétérogénéité édaphique le long de la rivière Lukunga. Cette variabilité spatiale est probablement liée aux gradients d'urbanisation, aux pratiques agricoles riveraines et aux modifications de l'occupation des terres. Selon Walsh et al. (2005), l'hétérogénéité des propriétés des sols constitue l'une des principales conséquences de l'expansion urbaine dans les écosystèmes riverains.

L'analyse de la structure de la bande riveraine met en évidence une dégradation avancée de la végétation ripicole, caractérisée par l'absence complète de couverture forestière et de formations rocheuses naturelles sur l'ensemble des stations. Cette disparition du couvert forestier constitue l'un des indicateurs les plus marquants de la perte d'intégrité écologique des corridors riverains. Les forêts riveraines assurent normalement des fonctions essentielles, notamment la stabilisation des berges, la filtration des polluants, la régulation thermique des cours d'eau et le maintien de la biodiversité (Gregory *et al*., 1991 ; Naiman et Décamps, 1997 ; Sweeney & Newbold, 2014). Leur disparition traduit donc une altération profonde des fonctions écologiques de la rivière Lukunga.

La très faible représentation des arbustes (1,75 %) confirme également cette dégradation. Les arbustes constituent généralement une zone intermédiaire entre les arbres et la végétation herbacée, jouant un rôle majeur dans la protection des berges contre l'érosion et dans le maintien de la connectivité écologique (Richardson *et al.,* 2007). Leur rareté suggère une pression anthropique continue, notamment liée au défrichement, à l'agriculture périurbaine et aux constructions.

À l'inverse, les herbes représentent la composante dominante de la végétation riveraine avec une couverture moyenne de 74,25 %**.** Cette dominance des formations herbacées est typique des milieux fortement perturbés où les espèces pionnières colonisent rapidement les espaces ouverts. Les communautés herbacées rudérales présentent généralement une forte capacité de régénération après les perturbations, mais assurent moins efficacement les fonctions écologiques des formations forestières (Décamps *et al.,* 2004 ; Dudgeon *et al.,* 2006).

Les cultures occupent également une proportion non négligeable de la bande riveraine, traduisant l'utilisation agricole des berges. Cette situation est fréquemment observée dans les métropoles africaines où les plaines alluviales sont exploitées pour le maraîchage en raison de leur fertilité élevée (Kominoski *et al*., 2013). Toutefois, cette pratique favorise le compactage des sols, la réduction de la végétation naturelle et l'augmentation des apports en nutriments et en pesticides vers les cours d'eau (Paul & Meyer, 2001).

La présence importante des infrastructures, atteignant localement 82,5 % de couverture, illustre l'intensité de l'urbanisation le long de la rivière Lukunga. L'occupation des bandes riveraines par les habitations, les routes et les ouvrages divers constitue aujourd'hui l'une des principales causes de la dégradation des écosystèmes aquatiques urbains (Walsh *et al.,* 2005 ; Meyer *et al.,* 2005). L'urbanisation réduit la largeur fonctionnelle des zones tampons, augmente le ruissellement des eaux pluviales et accélère l'érosion des berges, contribuant ainsi à la détérioration de la qualité des eaux.

Dans l'ensemble, les résultats montrent que la bande riveraine de la rivière Lukunga correspond à un écosystème fortement anthropisé, dominé par les formations herbacées, les cultures et les infrastructures, au détriment des formations forestières naturelles. Cette configuration traduit une perte importante de l'intégrité écologique et confirme les effets négatifs de l'urbanisation rapide sur les corridors riverains, comme cela a été largement documenté dans les régions tropicales et subtropicales (Naiman *et al.,* 2005 ; Richardson *et al*., 2007 ; Sweeney & Newbold, 2014).

Références

[1]. Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 35*, 257–284.

[2]. Brady, N. C., & Weil, R. R. (2017). *The nature and properties of soils* (15th ed.). Pearson.

[3]. Bultot, F. (1971). *Atlas climatique du bassin congolais: Deuxième partie, Les composantes du bilan d'eau*. Institut National pour l'Étude Agronomique du Congo (INEAC).

[4]. CABI. (2024). *Invasive Species Compendium*. CAB International. https://www.cabi.org/isc/

[5]. Catford, J. A., Jansson, R., & Nilsson, C. (2012). Reducing redundancy in invasion ecology. *Diversity and Distributions, 18*(1), 10–20.

[6]. Crabbe, M. (1975). *Le climat de Kinshasa : D'après les observations centrées sur la période 1931–1970*. Service météorologique, Département des Transports et Communications.

[7]. Décamps, H., Pinay, G., Naiman, R. J., Petts, G. E., McClain, M. E., Hillbricht-Ilkowska, A., Hanley, T. A., Holmes, R. M., Quinn, J., Gibert, J., Planty-Tabacchi, A. M., Schiemer, F., Tabacchi, E., & Zalewski, M. (2004). Riparian zones: Where biogeochemistry meets biodiversity in management practice. *Polish Journal of Ecology, 52*(1), 3–18.

[8]. Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A. H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews, 81*(2), 163–182. https://doi.org/10.1017/S1464793105006950

[9]. Esri. (2020). *ArcGIS Desktop 10.8* [Computer software]. Esri.

[10]. Gregory, S. V., Swanson, F. J., McKee, W. A., & Cummins, K. W. (1991). An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience, 41*(8), 540–551.

[11]. Hammer, Ø., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica, 4*(1), 9 pp.

[12]. Hejda, M., Pyšek, P., & Jarošík, V. (2009). Impact of invasive plants on native species richness. *Journal of Ecology, 97*(3), 393–403.

[13]. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. (2023). *Thematic assessment report on invasive alien species and their control*. IPBES Secretariat.

[14]. International Union for Conservation of Nature, Species Survival Commission, Invasive Species Specialist Group. (n.d.). *Invasive Species Specialist Group*. https://www.iucn.org/our-union/commissions/group/iucn-ssc-invasive-species-specialist-group

[15]. Kamb Tshijik, J.-C. (2013). *Étude de la structure et de la dynamique des peuplements des macroinvertébrés benthiques d'un système lotique : Cas de la rivière Lukunga, Kinshasa/R.D. Congo* [Mémoire de DEA, Université Pédagogique Nationale].

[16]. Kamb Tshijik, J.-C., Sisa, E. M., Kiamfu Pwema, V., Mutambel'Hytis, D. S. N., & Lohaka Djonga, J. (2022). Evaluation of the state of riparian ecosystems in the city of Kinshasa by the quality of riparian strips: The case of the Bumbu River (DR Congo). *International Journal of Science and Research Archive, 6*(1), 113–124. https://doi.org/10.30574/ijsra.2022.6.1.0104

[17]. Kominoski, J. S., Marczak, L. B., & Richardson, J. S. (2013). Riparian forest composition affects stream ecosystem functioning. *Freshwater Science, 32*(2), 389–404.

[18]. Lebrun, J.-P., & Stork, A. L. (1991–2015). *Énumération des plantes à fleurs d'Afrique tropicale / Tropical African flowering plants: Ecology and distribution* (Vols. 1–10). Conservatoire et Jardin botaniques de la Ville de Genève.

[19]. Makanzu Imwangana, F. (2014). *Étude de l'érosion ravinante à Kinshasa : Dynamisme pluvio-morphogénique et développement d'un outil de prévision* [Thèse de doctorat, Université de Kinshasa].

[20]. Meyer, J. L., Paul, M. J., & Taulbee, W. K. (2005). Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. *Journal of the North American Benthological Society, 24*(3), 602–612.

[21]. Mpoyi, K. A., et al. (2013). *Urban expansion and landscape transformation in Kinshasa*. *Landscape and Urban Planning, 107*, 95–105.

[22]. Musibono, D. E., et al. (2022). *Urban environmental degradation in Kinshasa*. *Environmental Challenges, 8*, 100565.

[23]. Naiman, R. J., & Décamps, H. (1997). The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics, 28*, 621–658.

[24]. Naiman, R. J., Décamps, H., & McClain, M. E. (2005). *Riparia: Ecology, conservation, and management of streamside communities*. Elsevier.

[25]. Ntombi Mwen Kabeya, M., Makanzu Imwangana, F. (2006). Réponse du bilan hydrométrique à la dégradation spécifique du bassin versant de la Lukunga à Kinshasa. *Annales de la Faculté des Sciences, 1*, 67–77.

[26]. Ntombi Mwen Kabeya, M., Pangu, S., Mukunayi, N., Kisangala, M., Ntombi, M. M., & Makanzu Imwangana, F. (2009). Les ressources en eau et les changements climatiques en cours en République Démocratique du Congo. In J. Endundo (Ed.), *Seconde communication nationale à la Convention-Cadre des Nations Unies sur les changements climatiques*. Ministère de l'Environnement, Conservation de la Nature et Tourisme de la République Démocratique du Congo.

[27]. Naiman, R. J., & Décamps, H. (1997). The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics, 28*, 621–658.

[28]. OpenStreetMap contributors. (2024). *OpenStreetMap* [Data set]. OpenStreetMap Foundation. https://www.openstreetmap.org/

[29]. Paul, M. J., & Meyer, J. L. (2001). Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics, 32*, 333–365.

[30]. Pyšek, P., & Richardson, D. M. (2010). Invasive species, environmental change and management. *Annual Review of Environment and Resources, 35*, 25–55.

[31]. Pyšek, P., Hulme, P. E., Simberloff, D., Bacher, S., Blackburn, T. M., Carlton, J. T., Dawson, W., Essl, F., Foxcroft, L. C., Genovesi, P., Jeschke, J. M., Kühn, I., Liebhold, A. M., Mandrak, N. E., Meyerson, L. A., Pauchard, A., Pergl, J., Roy, H. E., Seebens, H., van Kleunen, M., Vilà, M., Wingfield, M. J., & Richardson, D. M. (2020). Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews, 95*(6), 1511–1534. https://doi.org/10.1111/brv.12627

[32]. Richardson, D. M., Holmes, P. M., Esler, K. J., Galatowitsch, S. M., Stromberg, J. C., Kirkman, S. P., Pyšek, P., & Hobbs, R. J. (2007). Riparian vegetation: Degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions, 13*(1), 126–139. https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2006.00314.x

[33]. Saint-Jacques, N., & Richard, Y. (1998). Développement d'un indice de qualité de la bande riveraine : Application à la rivière Chaudière et mise en relation avec l'intégrité biotique du milieu aquatique. Dans *Le bassin de la rivière Chaudière : L'état de l'écosystème aquatique-1996* (pp. 6.1–6.41). Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction des écosystèmes aquatiques.

[34]. Sisa Mbungu, E., Kamb Tshijik, J.-C., Lohaka Djonga, J., Kiamfu Pwema, V., Mutambel'Hity, S. N. D., Munganga Gikug, J., & Akatumbila, A. (2025). Biodiversity of odonates (dragonflies and damselflies) in the riparian strip of the Kimpoko River in Kinshasa/DR Congo. *Journal of Entomology and Zoology Studies, 13*(4), 7–14. https://doi.org/10.22271/j.ento.2025.v13.i4a.9533

[35]. Sweeney, B. W., & Newbold, J. D. (2014). Streamside forest buffer width needed to protect stream water quality, habitat, and organisms: A literature review. *Journal of the American Water Resources Association, 50*(3), 560–584. https://doi.org/10.1111/jawr.12203

[36]. Tickner, D. P., Angold, P. G., Gurnell, A. M., & Mountford, J. O. (2001). Riparian plant invasions: Hydrogeomorphological control and ecological impacts. *Progress in Physical Geography, 25*(1), 22–52.

[37]. UN-Habitat. (2022). *World cities report 2022: Envisaging the future of cities*. United Nations Human Settlements Programme.

[38]. Vilà, M., Espinar, J. L., Hejda, M., Hulme, P. E., Jarošík, V., Maron, J. L., Pergl, J., Schaffner, U., Sun, Y., & Pyšek, P. (2011). Ecological impacts of invasive alien plants: A meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters, 14*(7), 702–708. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x

[39]. Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S. E., Sullivan, C. A., Reidy Liermann, C., & Davies, P. M. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature, 467*(7315), 555–561. https://doi.org/10.1038/nature09440

[40]. Walsh, C. J., Roy, A. H., Feminella, J. W., Cottingham, P. D., Groffman, P. M., & Morgan II, R. P. (2005). The urban stream syndrome: Current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society, 24*(3), 706–723.

[41]. World Flora Online. (2026). *World Flora Online*. https://www.worldfloraonline.org/

[42]. Plants of the World Online. (2026). *Plants of the World Online*. Royal Botanic Gardens, Kew. https://powo.science.kew.org/