



Contribution à la caractérisation des plantes envahissantes des marais de la rivière Ruvubu

Igirukwishaka J.B.¹, Bararunyeretse P.³, Habonayo R.² & Bangirinama F.¹

¹Ecole Normale Supérieure de Bujumbura, Département des Sciences Naturelles, Centre de Recherche en Sciences et de Perfectionnement professionnel (CRESP). B.P. 6983 Bujumbura-Burundi,

Emails: igiru2015@gmail.com; bangifre2003@yahoo.fr

²Université du Burundi, Faculté d'Agronomie et de Bio-Ingénierie (FABI), Centre de Recherche en Sciences des Productions Animales, Végétales et Environnementales (CRAVE). B.P. 2940. Bujumbura, Burundi. E-mails:

richard.habonayo@ub.edu.bi

³Université du Burundi, Faculté des Sciences, Centre de Recherche en Sciences naturelles et Environnement. B.P. 2700 Bujumbura. E-mail : prudencebara@gmail.com

Auteur correspondant : igiru2015@gmail.com

Reçu: 31 mars 2023

Accepté: 28 août 2023

Publié : 6 septembre 2023

RESUME

Les invasions biologiques constituent la deuxième source de destruction des écosystèmes terrestres et aquatiques. Néanmoins, les connaissances sur les taxons envahissants, leur niveau de prolifération et les zones affectées restent lacunaires au Burundi. Afin d'apporter des connaissances utiles aux gestionnaires des plantes envahissantes, une étude a été conduite dans les marais de l'une des plus importantes rivières du Burundi, la rivière Ruvubu. L'objectif étant de : (i) Faire un inventaire floristique ; (ii) mettre en relief la diversité des plantes envahissantes du site prospecté et (iii) déterminer un gradient floristique des plantes envahissantes. L'approche systématique basée sur des relevés phytosociologiques a été utilisée pour établir la richesse floristique. La détermination des plantes envahissantes a nécessité la combinaison du taux de recouvrement moyen et des caractéristiques biologiques de la plasticité spécifique envahissante des espèces dominantes. Les résultats ont fait état de 161 espèces réparties dans 125 genres et 54 familles. La combinaison du taux de recouvrement moyen des espèces avec les caractéristiques de la plasticité envahissante a permis de retenir 13 espèces envahissantes avérées et sept autres espèces de plantes envahissantes potentielles. Les plantes envahissantes retenues se répartissent dans six familles botaniques dont deux (Poaceae et Asteraceae) sont les plus représentées regroupant à elles seules 69,23% des espèces envahissantes. Le gradient floristique des plantes envahissantes retenues augmente de l'amont vers l'aval de la rivière.

Mots clés : Diversité, Plasticité envahissante, Degré d'envahissement, Gradient floristique, Burundi

ABSTRACT

Biological invasions are the second most important source of destruction of terrestrial and aquatic ecosystems. However, knowledge on invasive taxa, their level of proliferation and the areas affected is still lacking in Burundi. In order to provide useful knowledge to invasive plant managers, a study was conducted in the marshes of one of the most important rivers in Burundi, Ruvubu river. The objectives were to (i) make a floristic inventory; (ii) highlight the diversity of invasive plants in the surveyed site and (iii) determine a floristic gradient of invasive plants. The systematic approach based on phytosociological surveys was used to establish the floristic richness. The determination of invasive plants required the combination of the average cover rate and the biological characteristics of the invasive specific plasticity of the dominant species. The results showed 161 species in 125 genera and 54 families. The combination of the average species cover rate with the characteristics of invasive plasticity allowed the selection of 13 proven invasive species and seven other potential invasive plant species. The selected invasive plants are distributed in six botanical families of which two (Poaceae and Asteraceae) are the most represented, accounting for 69.23% of the invasive species. The floristic gradient of the selected invasive plants increases from the upstream to the downstream of the river.

Keywords: Diversity, invasive specific plasticity, degree of invasion, Floristic gradient, Burundi

1. INTRODUCTION

Les plantes envahissantes causent des dommages et ont des potentialités de détruire l'environnement, la santé ou la production agricole. Les nombreux impacts causés par les plantes envahissantes sont principalement liés à leurs capacités d'adaptation, de reproduction et de dispersion qui les avantagent par rapport aux espèces indigènes (Abram & Moffat, 2018; Akodéwou *et al.*, 2019). L'expansion des espèces envahissantes dans un milieu se fait toujours au détriment des autres espèces indigènes. Par leur capacité d'occupation du milieu, les plantes envahissantes étouffent et neutralisent les autres espèces, en réduisant aussi bien leur densité que leur diversité (Natacha *et al.*, 2009). Elles peuvent modifier le fonctionnement des écosystèmes et les caractéristiques de l'environnement abiotique (Osawa *et al.*, 2013). Elles sont à l'origine d'une nouvelle répartition plus homogène des espèces. Cette nouvelle répartition est si importante que certains scientifiques parlent d'une nouvelle ère d'évolution dénommée « Homogéocène » (Jacques *et al.*, 2006; Jean-François *et al.*, 2012). Or, l'homogénéisation biotique a un impact négatif sur la capacité des communautés à fournir des services écosystémiques multiples. En effet, toutes les espèces ne fournissent pas les mêmes services avec la même intensité (Van Der Plas *et al.*, 2016). Néanmoins, les connaissances sur les taxons envahissants, leur niveau de prolifération et les zones affectées restent lacunaires au Burundi. Cela illustre que le gestionnaire burundais de la biodiversité manque encore des outils de référence pour une lutte préventive et curative des plantes envahissantes.

Quelques études sur les plantes envahissantes ont été déjà faites au Burundi (Nzigidahera, 2017; Habonayo *et al.*, 2019). Cependant il a été remarqué que, ce sont les aires protégées, surtout le parc national de la Rusizi, celui de la Kibira, la réserve naturelle forestière de Bururi et le paysage aquatique protégé de Bugesera qui ont été beaucoup ciblés par rapport au reste du pays.

Il est reconnu que les espaces humides sont particulièrement vulnérables aux invasions biologiques surtout végétales (Joy & Kercher, 2004). Or ces espaces avec leurs biodiversités relatives, sont particulièrement intéressants dans la mesure où ils présentent des fonctions écologiques et socio-économiques particulières (MEEATU, 2014). Au Burundi, ce sont les marais qui constituent les zones humides. Ces marais occupent 117993 hectares soit environ 4,24% du territoire national et sont actuellement beaucoup perturbés par les activités anthropiques surtout l'agriculture (Bizuru, 2005). En plus, ces espaces perturbés revêtent un rôle important vis-à-vis des

invasions de plantes exotiques. Ils interviennent en effet au premier plan dans les flux d'espèces envahissantes entre les différents compartiments du paysage (Groupe espèces envahissantes, 2011). Il est donc nécessaire, dans le cadre d'une démarche systémique, de les intégrer dans l'analyse des invasions de plantes au sein des milieux naturels.

Cette étude est menée dans l'une des zones les moins ou non prospectées du Burundi (Masabo & Nindorera, 2019), les marais de la rivière Ruvubu. Cette dernière draine plus d'un quart des eaux du Burundi et est l'affluent le plus méridional du fleuve Nil. Elle prend ses sources dans les montagnes de la crête Congo-Nil et fait partie du bassin de la haute Akagera. Les écosystèmes des marais du Burundi restent mal connus dans leur ensemble (Bizuru, 2005); et les marais de la rivière Ruvubu n'échappent pas à cette situation.

L'objectif global de la présente recherche est de contribuer à la connaissance des plantes envahissantes présentes dans les marais de la rivière Ruvubu. Spécifiquement, le travail a consisté à : (i) Faire un inventaire floristique ; (ii) mettre en relief la diversité des plantes envahissantes du site prospecté et en fin (iii) déterminer un gradient floristique des plantes envahissantes de l'amont à l'aval.

2. METHODOLOGIE

2.1. Milieu d'étude

La rivière Ruvubu fait partie du grand bassin du fleuve Nil, étant donné que le réseau hydrologique du Burundi comprend deux grands bassins hydrologiques : le bassin du Congo et le bassin du Nil, le plus long fleuve du continent et qui prend sa source méridionale au Burundi (MEEATU, 2014).

La plus grande partie (plus d'un quart) des eaux burundaises qui approvisionnent le Nil est drainée par la Ruvubu, cours d'eau le plus important au Burundi et l'affluent le plus méridional de ce fleuve (Bizuru, 2005). Au Burundi, avec ses 285 km, la Ruvubu reçoit de nombreux affluents dont les principales sont la Kinyankuru, la Ndurumu, la Nyakigezi, la Mubarazi, la Ruvyironza, la Nyabaha et la Kayongozi. La plupart de ces cours d'eau prennent leur source sur la crête Congo-Nil. La Ruvubu passe par trois régions naturelles écologiquement différentes qui sont Buyenzi, Kirimiro et Bweru (APRN/BEPB, 2012). Le bassin versant de la Ruvubu représente 10200 km² et les marais de la Ruvubu sont en grande partie inondés et occupés par des marécages permanents (Bizuru, 2005; Masharabu, 2011). La figure 1 situe la rivière Ruvubu et la zone

d'étude. Cette dernière s'étale sur 20 ponts se trouvant sur la rivière Ruvubu avant son entrée dans le parc national de la Ruvubu. Le premier pont se trouve sur la route nationale n°1 (RN1) et joint les collines Camizi de la commune Matongo et Gitwa de la commune Kayanza toutes de la province Kayanza ; et le dernier pont se trouve sur la route nationale n°12 (RN12) et joint les collines Kiryama de la commune Shombo en province Karusi et Gisagara de la commune Giheta en province Gitega.

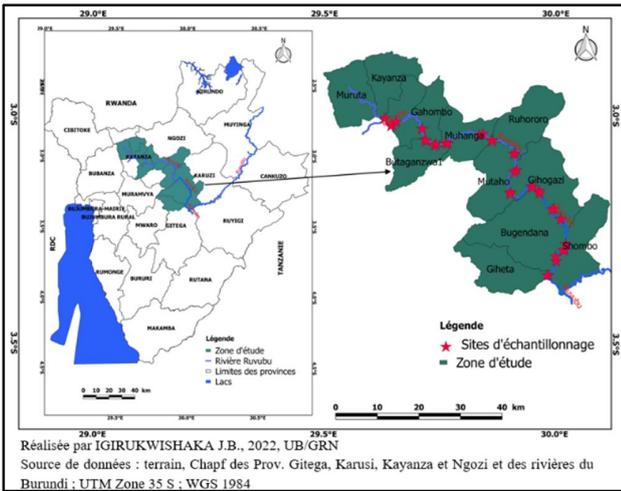


Fig.1 : Localisation de la rivière Ruvubu et zone d'étude

2.2. Collecte de données

La démarche phytosociologique dans la collecte des données a été privilégiée. L'échantillonnage a été fait sur 38 relevés phytosociologiques répartis en 19 sites d'espaces semi-naturels aux environs des ponts traversant la rivière Ruvubu. Le choix de tels sites a été motivé par leur forte perturbation suite à leur accessibilité rendue facile par la présence des ponts (Rejmánek *et al.*, 2013). La récolte a été effectuée en utilisant la technique d'aire minimale (Bangirinama *et al.*, 2010; Meddour, 2011) et les limites des relevés ont été fixées de manière à éviter les zones de contact entre phytocénoses différentes. Lors du présent travail, l'on a considéré une aire minimale variant entre 32 m² et 64 m² selon la diversité des espèces présentes sur une surface à relever et selon leur degré d'homogénéité.

Sur le terrain, des spécimens de toutes les espèces recensées ont été récoltés et mis en herbier. La détermination des noms scientifiques des espèces a été faite de façon préliminaire par la mise à profit des connaissances des guides. On a ensuite consulté les ouvrages de Merlier & Montegut (1982) ; Reekmans &

Niyongere (1983); Troupin (1978, 1983, 1985, 1988) ; LeBorgeois & Merlier (1995); Fischer & Killmann (2008) ; Habiyaemye & Nzigidahera (2016) et Nzigidahera *et al.* (2020). De plus, les échantillons ont été comparées aux collections de l'herbarium de la faculté des sciences à l'Université du Burundi.

2.3. Traitement des données

L'analyse de la flore a porté sur l'établissement de la composition du milieu en espèces (richesse spécifique) et sur le calcul des indices de diversité : diversité de Shannon (H), de Simpson (D) et de régularité (équitabilité) de Piélou (E). En effet, L'indice de Shannon (H) est, selon Ramade (2009), relativement indépendant de la taille de l'échantillon . Il est donné par l'expression :

$$H = \frac{\sum(n_i)}{N} \log_2 \frac{n_i}{N} \text{ ou } H = - \sum p_i \log_2 p_i$$

avec $\left\{ \begin{array}{l} n_i : \text{l'abondance de l'espèce} \\ N : \text{nombre total d'espèces} \\ p_i : \text{l'abondance proportionnelle} \\ \text{de chaque espèce} \end{array} \right.$

L'indice de Shannon est nul lorsqu'il y a une seule espèce et sa valeur maximale est égale à $\log_2 N$ lorsque toutes les espèces ont la même abondance (Dajoz, 2006). L'indice de Simpson est un indice de dominance. D'une part, la valeur 1 est atteinte s'il y a une seule espèce présente (N=1) c'est-à-dire qu'il y a dominance complète. D'autre part, on obtient des valeurs qui tendent vers 0 s'il y a un grand nombre d'espèces (absence de dominance). Cet indice est donné par le rapport :

$$D = \frac{\sum(n_i)^2}{N} \text{ ou } D = \sum(p_i)^2 \text{ avec}$$

$\left\{ \begin{array}{l} N : \text{l'ensemble de toutes les valeurs d'importance} \\ \text{définie} \\ n_i : \text{la valeur d'importance de chacun des constituants} \\ \text{de chaque espèce} \\ p_i : \text{probabilité de chacune des parties de l'ensemble ou} \\ \text{abondance relative de chaque espèce.} \end{array} \right.$

La diversité de cet indice de Simpson est donnée par son indice réciproque (1-D) de sorte qu'un indice élevé reflète une diversité élevée.

L'indice d'équitabilité ou de régularité reflète la stabilité des espèces. Il mesure le degré de diversité atteint par un peuplement par rapport à sa valeur maximale et permet de comparer deux groupements qui n'ont pas le même nombre d'espèces. Il utilise lui aussi, de façon non directe, le rapport n_i/N et sa valeur maximale est égale à 1. Il est obtenu par :

$$E = \frac{H}{\log_2 N}$$

L'utilisation de ces trois indices de manière concomitante permet une étude plus complète des informations concernant la structure des communautés (Grall & Coic, 2006).

L'analyse de la flore a également fait recours à des descripteurs non taxonomiques (types biologiques, types de diaspores, types phytogéographiques). En effet, pour les types biologiques (TB), le système de Raunkiaer (1934) tel que modifié par Lebrun (1947) a été utilisé. C'est un système utilisé par d'autres auteurs (Bangirina, 2010; Bizuru, 2005; Hakizimana *et al.*, 2012; Masharabu, 2011; Nduwimana, 2014) et reconnaît les phanérophytes (Ph), les chaméphytes (Ch), les hémichryptophytes (Hc), les Thérophytes (Th), Géophytes (Gé) et les Hydrophytes (Hy).

Pour les types phytogéographiques, le système de Lebrun (1947) modifié par (White 1979, 1983) a été utilisé. Ce système a été utilisé dans les travaux réalisés au Burundi (Bangirina, 2010; Bizuru, 2005; Hakizimana *et al.*, 2012; Masharabu, 2011; Nduwimana, 2014) où on reconnaît les espèces à large distribution sur le globe terrestre (Cos), espèces pantropicales (Pan); espèces paléo-tropicales (Pal); espèces afrotropicales (Afr trop); espèces plurirégionales africaines (Plur Afr); espèces montagnardes (Mo), les espèces de liaisons (Li Mo-SZ, Li G-Mo); espèces soudano-zambéziennes (SZ).

Pour les types de diaspores, la reproduction sexuée a été considérée. Les diaspores concernées sont les fruits ou les graines. Le système utilisé de classification est celui de Dansereau & Lems (1957) qui reconnaît les Sarcobores (sarco), les Desmochores (Desmo), les Sclérochores (Scléro), les ptérochores (ptéro), les pogonochores (Pogo), les ballochors (Ballochors), les Barochors (Baro) et les Hydrochors (Hy).

Pour ces descripteurs non taxonomiques, il a été établi les spectres pondérés. Le spectre pondéré (SP) en % est le rapport de la somme des valeurs de recouvrement (Ri) de toutes les espèces (U) présentant le trait de vie sur la somme des valeurs de recouvrement de toutes les espèces (N).

$$SP = \frac{\sum_{i=1}^u R_i}{\sum_i^N R_i} \cdot 100$$

Pour l'individualisation des groupements, le logiciel MVSP (Multi Variate Statistical Package) a été utilisé. Ce dernier effectue une ségrégation des relevés en se basant sur l'affinité entre eux et en caractérisant les groupements formés par les espèces et leur indice

d'abondance-dominance. La classification hiérarchique ascendante est réalisée suivant l'indice de dissimilarité de Bray-Curtis.

La détermination des espèces envahissantes a nécessité la combinaison de trois critères : le taux de recouvrement moyen, la fréquence des espèces et les caractéristiques biologiques de la plasticité spécifique envahissante des espèces dominantes (Blanfort *et al.*, 2009; Braun-blancquet, 1932; Van Kleunen *et al.*, 2010). L'analyse des caractéristiques biologiques de la plasticité spécifique envahissante a concerné les espèces présumées envahissantes selon leur taux de recouvrement moyen (2%) et de la fréquence (60%) des espèces dominantes.

La caractérisation d'une invasion biologique doit se référer à un certain nombre de critères. Les caractéristiques prises dans ce travail sont groupées en huit catégories. Il s'agit de : 1° reproduction sexuée (par fleur entomogame ou fleur bisexuée) ; 2° reproduction asexuée ou végétative (par feuille, bouture, rhizome, stolon) ; 3° dissémination (anémochorie, zoochorie, hydrochorie,...) ; 4° banque de graines (fruits par tige \geq 10, graines par fruit \geq 10) ; 5° taille de graines (> ou < à la taille d'éleusine) ; 6° résistance aux intempéries (présence d'épines ou de poils, réserve de l'eau, résistance au feu, goût amer) ; 7° durée de vie (annuelle ou pluriannuelle) ; 8° absence ou présence de prédateurs (Van Kleunen *et al.*, 2010).

Une espèce aura le maximum de chances d'être envahissante lorsque toutes les caractéristiques de ces catégories sont présentes. Elle aura le minimum de chance si une des caractéristiques de chaque catégorie est présente mais en soulignant qu'une caractéristique absente dans une catégorie peut être remplacée par une caractéristique d'une autre catégorie (Bavumiragiye & Niyonkuru, 2018). Dans ce cas, l'espèce peut avoir un nombre de caractéristiques supérieur ou égal à 8 indépendamment des catégories de caractéristiques.

3. RESULTATS

3.1. Composition floristique du milieu

Le bilan floristique fait état de 161 espèces réparties dans 125 genres et 54 familles. Les Dicotylédones sont les mieux représentées (70,18%). Les Monocotylédones représentent 26,70% tandis que les Ptéridophytes sont faiblement représentées (3,10%). Le tableau 1 montre la répartition des plantes inventoriées en taxons supérieurs.

Les familles les plus représentées en espèces sont, par ordre décroissant, les Poaceae avec 29 espèces soit 17,39%, les Asteraceae avec 24 espèces soit 14,91%, les Fabaceae avec 17 espèces soient 10,56%, les Cyperaceae

avec 8 espèces soit 4,97%, les Malvaceae avec 6 espèces soit 3,73% et les Euphorbiaceae avec 5 espèces soit 3,11% d'espèces inventoriées.

Tableau 1: Répartition des plantes inventoriées dans les marais de la rivière Ruvubu en taxons supérieurs

Sous-embranchement	Classes	Effectifs		
		Familles	Genres	Espèces
Pteridophyta	Filicopsida	4 (7,40%)	4 (3,2%)	5 (3,10%)
	Liliopsida	8 (14,81%)	28 (22,4%)	43 (26,70%)
Magnoliophyta	Magnoliopsida	42 (77,77%)	93 (74,4%)	113 (70,18%)
Totaux		54 (100%)	125 (100%)	161 (100%)

Les résultats du calcul du spectre pondéré des types biologiques (Fig.2) placent les chaméphytes en première position avec 33,73% de tous les types biologiques, suivis des thérophytes (19,70%) et des géophytes (16,93%), ensuite viennent les phanérophytes (15,78%) et hémicryptophytes (13,77%). En dernier lieu viennent les hydrophytes (0,096%).

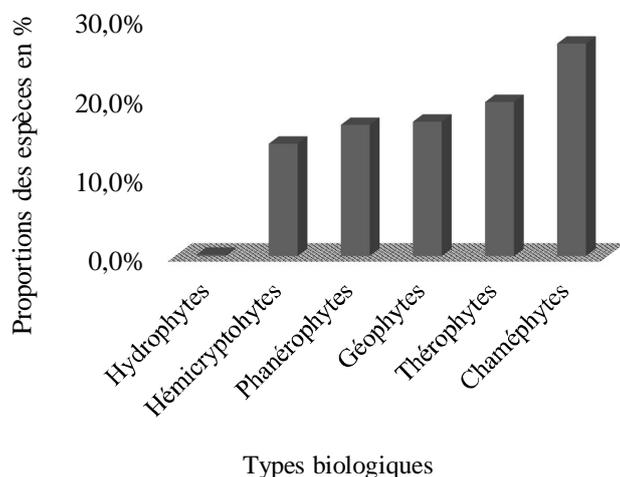


Fig. 2: Spectre pondéré des types biologiques

L'analyse des types de diaspores (Fig.3) a montré que les anémochores (pogonochores, ptérochores et sclérochores) sont à 56,37%, les autochores (ballochores et barochores) à 23,49% et les zoochores (sarcochores et desmochores) à 20%.

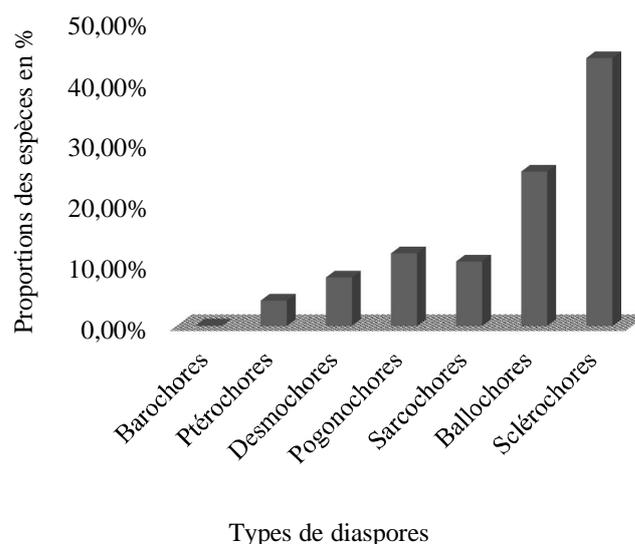


Fig. 3: Spectre pondéré des types de diaspores

L'observation des types phytogéographiques (Fig.4) fait remarquer que les espèces largement répandues (Cos, Pan, Pal, Subcos, Afr-Am) sont les plus abondantes avec 62,04%. Elles sont suivies des espèces plurirégionales africaines (Plur Afr, Afro-Trop, Afr-Mal) avec 19,42% et des espèces à distribution régionale (Mont, SG, SZ) avec 11,70%. Il vient ensuite les espèces introduites américaines (5,30%) et enfin les espèces de liaison (L.SZ-G, LSZ-Mo) avec 1,54% des espèces inventoriées.

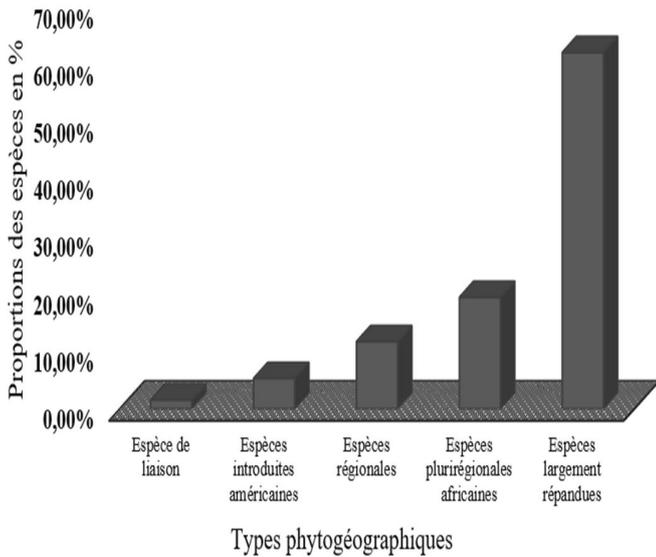


Fig. 4: Spectre pondéré des types phytogéographiques

Le calcul des indices de diversité de Shannon (H) et d'Equitabilité (E) a montré des valeurs de H égale à 5,94 et une valeur de E égale à 0,99. Ces valeurs sont relativement élevées car supérieures à la moitié de leurs valeurs maximales qui sont respectivement de 7,33 et de 1. S'agissant de l'indice de diversité de Simpson, sa valeur trouvée est de 0,98 (Tableau 1).

Tableau 2 : Valeurs des indices de diversité floristique des plantes inventoriées

Indices de diversité	H	1-D	E
Valeur	5,94	0,98	0,99

La classification hiérarchique montre une séparation de quatre groupements par communauté végétale (Fig.5). Les groupements ont une dissemblance située entre 30 à 40%. La reconstitution des quatre groupements montre que le groupement à *Ageratum conyzoides* L. et *Oplismenus burmanni* (Retz.) P.Beauv. (G1) constitué de 13 relevés possède 83 espèces. Le groupement à *Centella asiatica* (L.) Urb. et *Galinsonga parviflora* Cav. (G2) constitué de 9 relevés possède 67 espèces. Le groupement à *Centella asiatica* (L.) Urb. et *Cynodon dactylon* (L.) Pers. (G3) constitué de 6 relevés possède 77 espèces. Et le groupement à *Pennisetum trachyphyllum* Pilg. et *Nephrolepis undulata* (Afzel. ex Sw.) J. Sm. (G4) possède 10 relevés avec 92 espèces.

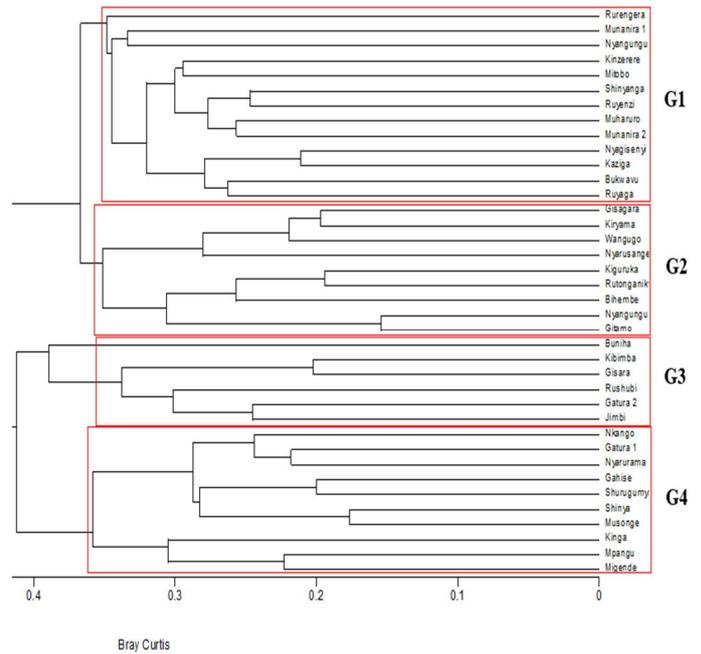


Fig. 5: Hiérarchisation des groupements

3.2. Espèces végétales envahissantes déterminées

La figure 6 illustre les résultats de la combinaison du taux de recouvrement moyen (2% et plus) et de la fréquence (60% et plus) des espèces dominantes. Treize espèces affichant le caractère envahissant ont été identifiées. Il s'agit des espèces du tableau 3 avec leurs taux de recouvrement moyen et fréquence respectifs.

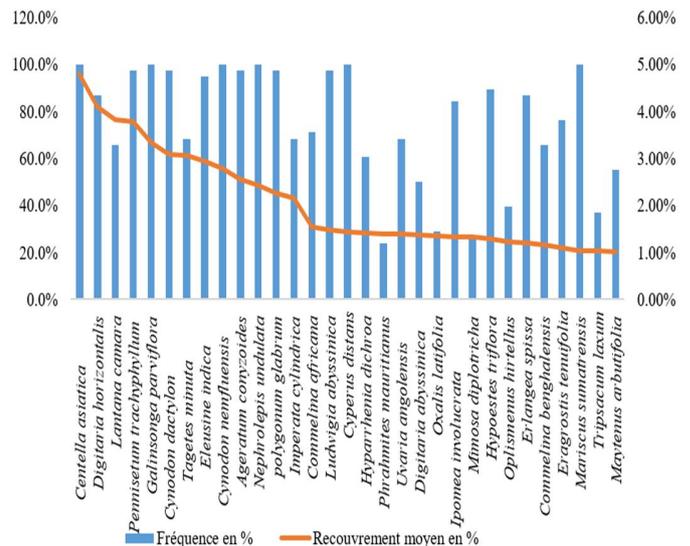


Fig. 6 : Taux de recouvrement moyen et fréquence des espèces présumées envahissantes

Tableau 3. Espèces présumées envahissantes

Espèces	Recouvrement	Fréquence
<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb.	4,79%	100
<i>Digitaria horizontalis</i> Willd.	4,10%	85
<i>Lantana camara</i> L.	3,82%	67,5
<i>Pennisetum trachyphyllum</i> Pilg.	3,79%	97,5
<i>Galinsonga parviflora</i> Cav.	3,35%	100
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	3,09%	97,5
<i>Tagetes minuta</i> L.	3,07%	65
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	2,93%	92,5
<i>Cynodon nemfluensis</i> Vanderyst.	2,80%	97,5
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	2,55%	92,5
<i>Nephrolepis undulata</i> (Afzel. ex Sw.) J. Sm.	2,43%	100
<i>Polygonum glabrum</i> Willd.	2,26%	97,5
<i>Imperata cylindrica</i> (L.) Beauv.	2,17%	70

L'analyse des caractéristiques biologiques des 13 espèces présumées envahissantes fait remarquer que leur plasticité spécifique envahissante est élevée. La plasticité de 12 espèces d'entre elles dépassent 70% (Tableau 4).

Tableau 4. Analyse des caractéristiques biologiques de la plasticité spécifique envahissante des espèces présumées envahissantes

Espèces	Recouvrement	Fréquence
<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb.	4,79%	100
<i>Digitaria horizontalis</i> Willd.	4,10%	85
<i>Lantana camara</i> L.	3,82%	67,5
<i>Pennisetum trachyphyllum</i> Pilg.	3,79%	97,5
<i>Galinsonga parviflora</i> Cav.	3,35%	100
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	3,09%	97,5
<i>Tagetes minuta</i> L.	3,07%	65
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	2,93%	92,5
<i>Cynodon nemfluensis</i> Vanderyst .	2,80%	97,5
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	2,55%	92,5
<i>Nephrolepis undulata</i> (Afzel. ex Sw.) J. Sm.	2,43%	100
<i>Polygonum glabrum</i> Willd.	2,26%	97,5
<i>Imperata cylindrica</i> (L.) Beauv.	2,17%	70

L'association du taux de recouvrement moyen, de la fréquence et des caractéristiques biologiques de la plasticité spécifique envahissante montre que 13 espèces peuvent être qualifiées d'espèces envahissantes dans les marais de la rivière Ruvubu. Il s'agit de *Centella asiatica*, *Digitaria horizontalis*, *Lantana camara*, *Pennisetum trachyphyllum*, *Galinsonga parviflora*, *Cynodon dactylon*, *Tagetes minuta*, *Eleusine indica*, *Cynodon nemfluensis*,

Ageratum conyzoides, *Nephrolepis undulata*, *Polygonum glabrum* et *Imperata cylindrica*.

En plus, certaines espèces affichent des signes d'invasion si l'on considère ces critères séparément. Tenant compte du taux de recouvrement des espèces dans leurs sites respectifs, *Oxalis latifolia* (3,35%), *Mimosa diplotricha* (4,34%), *Mimosa pigra* (3,43%), *Xanthium strumarium* (4,98%), *Panicum maximum* (5,23%), *Acanthospermum australe* (3,74%), *Kyllinga erecta* (2,55%), *Phragmites mauritanus* (5,40%) et *Paspalum notatum* (5,20%) semblent plus recouvrant dans leurs milieux respectifs bien qu'elles ne soient pas fréquentes dans toute la zone d'étude. Cependant parmi celles-ci, 2 espèces (*Kyllinga erecta* et *Phragmites mauritanus*) sont rejetées car elles sont des espèces caractéristiques des marais ou des zones inondées.

Bien que leur fréquence ne soit pas élevée, les espèces *Oxalis latifolia* (28,95%), *Mimosa diplotricha* (26,32%), *Mimosa pigra* (10,53%), *Xanthium strumarium* (39,47%), *Panicum maximum* (13,16%), *Acanthospermum australe* (23,68%) et *Paspalum notatum* (7,89%) sont des espèces potentiellement envahissantes dans la zone.

En analysant le gradient floristique des plantes envahissantes retenues selon les sites de relevés, la tendance de la courbe montre que nombre de plantes envahissantes augmente de l'amont vers l'aval de la rivière (Fig.7).

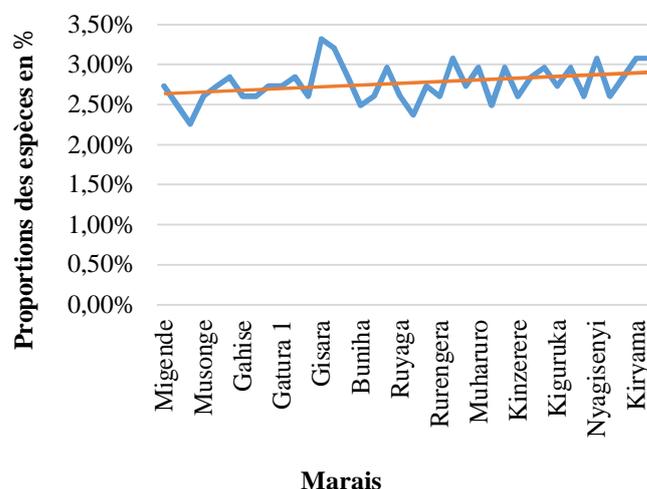


Fig. 7 : Gradient floristique des espèces envahissantes retenues suivant les sites de relevés

L'analyse des familles représentatives des espèces envahissantes (Fig.8) montre que ces espèces se répartissent en six familles (Poaceae, Asteraceae, Apiaceae, Nephrolepidaceae, Polygonaceae et

Verbenaceae) avec la prédominance des Poaceae (46,15%) et des Asteraceae (23,08%) sur les autres (7,69% chacune).

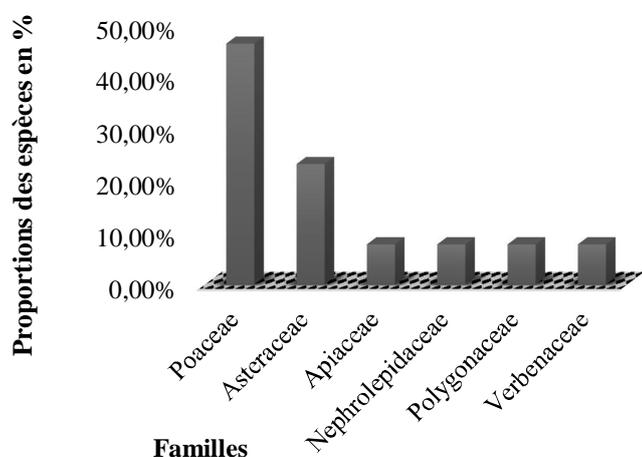


Fig. 8: Richesse spécifique des familles les plus représentées en espèces envahissantes

Quant aux types phytogéographique (Fig.9), toutes les 13 espèces envahissantes retenues se répartissent en espèces paléo-tropicales (70%), en espèces afro-tropicales (23,33%), en espèces montagnardes et américaines avec 3,33% pour chaque type.

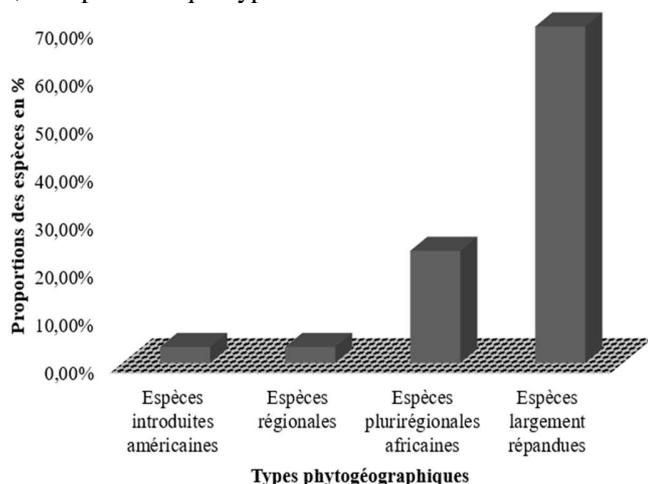


Fig. 9: Spectre brut des types phytogéographiques des espèces envahissantes retenues

Les résultats du calcul du spectre brut des types biologiques des espèces envahissantes (Fig.10) placent les chaméphytes en première position avec 38,71% de tous les types biologiques, suivis des géophytes et des hémicryptophytes (19,35%) pour chaque type. Les thérophytes (12,90%) et les phanérophytes (9,68%) viennent respectivement en quatrième et cinquième positions.

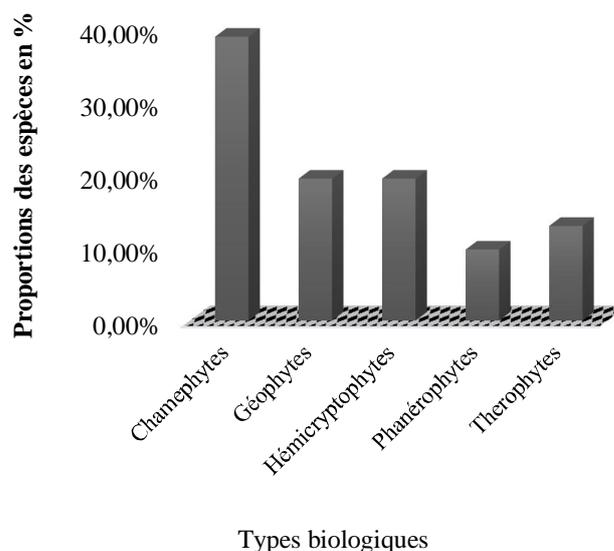


Fig. 10: Spectre brut des types biologiques des espèces envahissantes retenues

Pour la multiplication sexuée, la plupart des espèces envahissantes retenues se disséminent par le vent à plus de 60% (Sclérochores : 50,00% et Pogonochores : 10,71%) et par la plante elle-même (Ballochores) à 28,57% ou encore par les animaux à 10% (Sarcochores : 7,14% et Desmochores : 3,57%) (Fig.11).

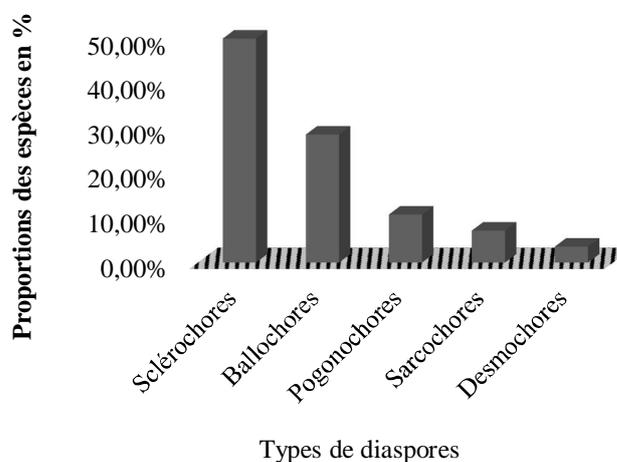


Fig. 11: Spectre brut des types de diaspores des espèces envahissantes retenues

4. DISCUSSION

4.1. Composition floristique

Les résultats ont montré que la classe des dicotylédones domine les marais de la rivière Ruvubu avec 113 espèces réparties en 93 genres et 42 familles. Parallèlement, la classe des Monocotylédones est représentée par 43 espèces réparties en 28 genres et 8 familles. Quant aux

Ptéridophytes, ils sont moins représentés avec 5 espèces appartenant en 4 genres et familles. La prédominance des deux classes d'angiospermes serait lié à leur pouvoir colonisateur élevé que celui des gymnospermes et des ptéridophytes comme l'ont constaté Bangirinama et ses collaborateurs (2008). Ces auteurs soulignent la plasticité végétative et reproductrice des angiospermes due à une activité méristématique bien supérieure à celle des autres groupes. De tels résultats coïncident avec ceux du bilan de la flore vasculaire du Burundi fait par Bigendako (Bigendako, dans Bizuru, 2005) et d'autres auteurs ayant travaillé sur la flore du Burundi (Dushimirimana *et al.*, 2010; Masharabu, 2011; Masharabu *et al.*, 2014; Nduwimana *et al.*, 2021).

La famille des Poaceae est plus représentée dans les marais de la Ruvubu (17,39%) suivie des Asteraceae (14,91%) et des Fabaceae (10,56%). La prédominance de ces trois familles s'expliquerait par leur mode de dissémination avec des individus produisant un nombre élevé de diaspores et surtout leur plasticité écologique leur permettant de répondre aux modifications de l'environnement (Bangirinama *et al.*, 2008). Ces résultats corroborent ceux trouvés par Bavumiragiye & Niyonkuru (2018) ayant travaillé dans la vallée de la rivière Murembwe.

Les résultats montrent que la famille des Cyperaceae n'est pas importante dans les marais de la Ruvubu bien qu'elle soit plus adaptée en milieu humide (Dushimirimana *et al.*, 2010). De plus, les Rubiaceae, les Orchidaceae, les Euphorbiaceae et les Lamiaceae sont moins importantes ou absentes alors que ces familles sont importantes dans l'ensemble de la flore du Burundi (Bizuru, 2005; Dushimirimana *et al.*, 2010). Ceci traduirait une tendance régressive de la végétation suite à une empreinte anthropique de plus en plus accrue dans les marais de la Ruvubu.

Les résultats du calcul du spectre pondéré des types biologiques ont montré une abondance élevée des chaméphytes (33,73%). Cette tendance chaméphytique caractérisant les régions humides mais froides s'expliquerait par le fait que la plus grande partie des marais étudiés sont de haute altitude. Les chaméphytes adoptent la stratégie de tolérance au stress, le stress pouvant être souvent d'ordre trophique, hydrique ou d'incendies destructrices (Masharabu, 2011). L'importance des chaméphytes s'explique par leur tolérance au facteur hydrique étant donné que notre zone d'étude est inondée en période pluvieuse. Les thérophytes y sont présentes à 19,70%. Ce sont des plantes annuelles qui passent la mauvaise saison sous forme des graines ou de spores. En effet, les marais de la rivière Ruvubu sont

dominés par les deux familles (Poaceae et Asteraceae) qui sont en grande partie des plantes annuelles (Bangirinama *et al.*, 2008). L'abondance des chaméphytes et des thérophytes a confirmé le caractère herbacé de la zone d'étude du fait de sa dégradation et de sa perturbation par des cultures répétitives

L'analyse des types de diaspores a montré que les marais de la Ruvubu sont dominés par des plantes anémochores (pogonochores, ptérochores, sclérochores). Ces résultats corroborent les résultats des études menées dans des milieux similaires (Bizuru, 2005; Masharabu, 2011). En effet, l'anémochorie constitue une stratégie principale de dissémination pour les plantes des milieux ouverts (Nduwimana *et al.*, 2021), comme les marais de la rivière Ruvubu.

Dans les marais de la Ruvubu, les espèces largement répandues dominent la flore. L'analyse des résultats des types phytogéographiques montre que les espèces largement répandues représentent 62,04%, suivies des espèces plurirégionales africaines (19,42%) contre 11,07% des espèces à distribution régionale. Ceci témoigne que les marais de la rivière Ruvubu sont perturbés, ce qui aurait entraîné la disparition des espèces de la région parallèlement à l'installation des espèces venant d'autres régions. Les actions anthropiques constituent le moteur de ladite perturbation comme l'ont conclu Dushimirimana *et al.* (2010) dans les marais de Nyamuswaga.

Les résultats de l'inventaire floristique (161 espèces) et ceux du calcul des indices de diversité ($H = 5,94$; $D = 0,98$ et $E = 0,99$) permettent de conclure que la diversité spécifique des marais de la rivière Ruvubu est relativement élevée. Ces résultats corroborent ceux trouvés par Bizuru (2005) dans les marais de montagne.

Cette diversité spécifique serait imputable à la diversité des biotopes existant dans les marais de la rivière Ruvubu. En effet les marais de la rivière Ruvubu se trouvent à des altitudes différentes. En outre, les sites de relevés se situent à proximité des ponts, aux environs des routes traversant la rivière. Ces endroits étant beaucoup fréquentés et par conséquent perturbés suite à leur accessibilité, ils peuvent servir de portes d'entrée à de nouvelles espèces.

La classification ascendante hiérarchique a permis de reconnaître quatre groupements au niveau la zone d'étude. Elle permet de voir que les espèces se rangent suivant le gradient altitudinal. En effet, l'altitude décroît dans le sens d'écoulement de la rivière Ruvubu et on constate que le groupement des relevés se fait suivant qu'ils ont des diversités spécifiques plus proches. Ces dernières se constituent, elles-mêmes, suivant qu'elles sont à des altitudes plus proches. Ainsi, le groupement G4 associe les

relevés se trouvant à une altitude qui se situe entre 1690 m et 1565 m (dans les marais des communes Kayanza, Gatara, Butaganzwa et Gahombo). Le groupement G3 associe les relevés se trouvant à une altitude qui se situe entre 1539 m et 1525 m (dans les marais des communes Muhanga et Ruhororo). Le groupement G1 associe les relevés se trouvant à une altitude qui se situe entre 1503 m et 1461 m (dans les marais des communes Ruhororo, Mutaho et Gihogazi). Le groupement G2 associe les relevés se trouvant à une altitude qui se situe entre 1452 m et 1411 m (dans les marais des communes Bugendana, Gihogazi, Shombo et Giheta).

Cependant, la richesse spécifique diminue dans l'ordre de ces groupements : G4-G3-G1-G2. Ce constat est similaire à ce qu'a remarqué Bizuru (2005) dans les marais du Burundi. Cet auteur a remarqué que les marais de montagne présentent une plus grande diversité spécifique. Tassin *et al.*, (2004) avait montré que dans les zones montagneuses, la végétation est souvent sous forme de zones écologiques discontinues se succédant lorsque l'on progresse le long d'un gradient altitudinal.

4.2. Espèces envahissantes déterminées

La combinaison des critères (taux de recouvrement moyen et les caractéristiques biologiques de la plasticité spécifique envahissante) des espèces dominantes a permis de retenir 13 espèces pouvant être qualifiées d'espèces envahissantes dans les marais de la rivière Ruvubu. Il s'agit de *Centella asiatica*, *Digitaria horizontalis*, *Lantana camara*, *Pennisetum trachyphyllum*, *Galinsoga parviflora*, *Cynodon dactylon*, *Tagetes minuta*, *Eleusine indica*, *Cynodon nemfluensis*, *Ageratum conyzoides*, *Nephrolepis undulata*, *Polygonum glabrum* et *Imperata cylindrica*. Nzigidahera, (2017) avait déjà identifié certaines d'elles lorsqu'il établissait la situation des espèces envahissantes au Burundi. Il s'agissait de *Centella asiatica*, *Lantana camara*, *Galinsoga parviflora*, *Cynodon dactylon*, *Tagetes minuta*, *Ageratum conyzoides* et *Imperata cylindrica*. D'autres espèces sont déjà citées dans d'autres localités du Burundi. C'est le cas de *Cynodon dactylon* trouvée envahissante en ville de Bujumbura par Ndayisaba (2018) et de *Eleusine indica* et de *Ageratum conyzoides* rapportées par Bavumiragiye & Niyonkuru (2018) dans les vallées de la rivière Murembwe. Les espèces *Tagetes minuta*, *Ageratum conyzoides*, *Lantana camara*, *Eleusine indica*, *Galinsoga parviflora*, etc. sont rapportées même ailleurs comme envahissantes (OSS, 2020).

Les plantes envahissantes dominantes se répartissent dans six familles botaniques dont deux (Poaceae et Asteraceae) sont les plus représentées et regroupent à elles seules 69,23 % des espèces envahissantes. Akodéwou *et al.* (2019), qui

avaient fait un constat similaire pour ces deux familles, justifient leur grande part dans la richesse des espèces envahissantes par le fait de leur capacité importante de dispersion et de leur grande plasticité écologique.

Les espèces *Oxalis latifolia*, *Mimosa diplotricha*, *Mimosa pigra*, *Xanthium strumarium*, *Panicum maximum*, *Acanthospermum australe* et *Paspalum notatum* sont des espèces montrant un caractère envahissant dans leurs milieux respectifs du site prospecté. Elles sont déjà citées dans d'autres régions du Burundi (Nzigidahera, 2017; Bavumiragiye & Niyonkuru, 2018) comme espèces envahissantes et ailleurs comme des plantes envahissantes potentielles (Osawa *et al.*, 2013; UICN/PACO, 2013; Benghabrit *et al.*, 2018; Akodéwou *et al.*, 2019).

L'analyse des types phytogéographiques des espèces envahissantes retenues montre que toutes ces dernières sont espèces largement répandues ; ce qui explique leur grand pouvoir de colonisation. En plus, elles figurent, toutes, parmi les espèces exotiques. S'installant souvent sur des terrains perturbés, elles peuvent être indicatrices de cette perturbation (Lisan, 2014). Par leur prolifération inquiétante (selon la plasticité spécifique envahissante observée) au détriment des espèces locales, elles produisent des changements significatifs de composition, de structure et par conséquent de fonctionnement des écosystèmes (Bousquet *et al.*, 2016).

L'analyse de types de diaspores confirme la plasticité spécifique envahissante des espèces retenues comme envahissantes. Ces espèces se caractérisent par une adaptation à la dissémination par le vent dans un milieu ouvert comme les marais de la rivière Ruvubu et à de longues distances (Dushimirimana *et al.*, 2010). Ce mode de dissémination anémochore justifie cette grande richesse des Poaceae et d'Asteraceae. Ces dernières se composent d'espèces dont les graines sont de petite taille et plus légères (Bangirinama *et al.*, 2008). A cela s'ajoute l'adaptation à la reproduction asexuée dont disposent les espèces envahissantes.

Les résultats sur les formes de vie ont montré que les chaméphytes constituent la forme de vie particulièrement abondante (38,71%) pour les espèces envahissantes retenues dans les marais. Cette forme constitue une adaptation pour pouvoir résister aux conditions défavorables du milieu conquis. Selon Masharabu (2011), les chaméphytes sont tolérants au stress. Pour le cas des marais de la rivière Ruvubu, le stress est en grande partie d'ordre hydrique surtout avec les périodes de crue en saison pluvieuse et d'étiage en saison sèche.

Le gradient floristique des plantes envahissantes retenues selon différents relevés augmente de l'amont vers l'aval de

la rivière. Les espèces envahissantes ont une plasticité écologique plus élevées par rapport aux autres et s'installent facilement et rapidement (Natacha *et al.*, 2009). En conséquence, elles empêchent le développement des autres espèces. Par contre, la richesse spécifique augmente dans le sens opposé du sens d'écoulement de la rivière. Certaines espèces comme *Aspilia pluriseta*, *Vernonia lasiopus*, *Sphaeranthus suaveolens*, *Setaria pumila*, *Microglossa pyrifolia*, *Hypoestes triflora*, *Gynandropsis gynandra*, *Guizotia scabra*, *Euphorbia tirucalli*, *Emilia caespitosa*, *Drymaria cordata*, *Crassocephalum vitellinum*, *Cassia corymbosa* et *Asplenium onopteris* fréquentes dans les relevés situés en amont de la rivière sont rares voire absentes dans les relevés situés en aval. Cette situation expliquerait, en plus de l'effet altitude, la diminution de la richesse spécifique en aval de la rivière.

5. CONCLUSION

Le présent travail avait pour objectif global de contribuer à la connaissance des plantes envahissantes présentes dans les marais de la rivière Ruvubu. A son terme, la composition floristique et les plantes envahissantes des marais de la rivière Ruvubu ont été mises en évidence. Ainsi, 13 plantes envahissantes ont été retenues et se répartissent dans six familles botaniques dont les Poaceae et les Asteraceae sont les plus représentées, regroupant à elles seules 69,23 % des espèces envahissantes. Le gradient floristique des plantes envahissantes mise en exergue augmente de l'amont vers l'aval de la rivière.

La connaissance des plantes envahissantes des marais de la rivière Ruvubu ne suffit pas pour la lutte préventive et curative des invasions biologiques au Burundi ; d'autres recherches sont indispensables pour avoir une base de données suffisante sur les espèces végétales envahissantes au Burundi. Cela permettra d'élaborer des stratégies visant des actions efficaces et concrètes de gestion des espèces envahissantes en tenant compte de la diversité écologique et biologique des écosystèmes burundais.

6. REFERENCES

Abram, P. K., & Moffat, C. E. (2018). Rethinking biological control programs as planned invasions. *Current Opinion in Insect Science*, 423, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2018.01.011>

Akodéwou, A., Johan, O., Sêmihinva, A., Laurent, G., Koffi, A., & Gond, V. (2019). Problématique des plantes envahissantes au sud du Togo (Afrique de l'Ouest) : apport de l'analyse systémique paysagère et de la télédétection. *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment*, 23(2), 88–103.

APRN/BEPB. (2012). Etude de référence environnementale et socio-économique en colline Rabi-ro, sous-colline Taba, en commune Mutumba, province de Karusi, 28 p.

Bangirinama, F. (2010). Processus de la restauration écosystémique au cours de la dynamique post-culturelle au Burundi: mécanismes, caractérisation et séries écologiques, Thèse de doctorat. Université Libre de Bruxelles. 200 p.

Bangirinama, F., Bigendako, M. J., & Lejoly, J. (2008). Ecologie du paysage et diversité végétale de la zone environnante de la forêt de Mpotsa (Burundi). *Revue de l'Université Du Burundi-Série Sciences Exactes*, 23, 71–89.

Bangirinama, F., Bigendako, M. J., Lejoly, J., Noret, N., de Cannière, C., & Bogaert, J. (2010). Les indicateurs de la dynamique post-culturelle de la végétation des jachères dans la partie savane de la réserve naturelle forestière de Kigwena (Burundi). *Plant Ecology and Evolution*, 143(2), 138–147. <https://doi.org/10.5091/plecevo.2010.386>

Bavimiragiye, F., & Niyonkuru, D. (2018). Contribution à l'étude des espèces végétales envahissantes au Burundi: cas de la vallée de la rivière Murembwe en commune Rumonge. ENS de Bujumbura, 49 p.

Ben-ghabrit, S., Bouhache, M., Birouk, A., & Bon, M.-C. (2018). Quand les plantes exotiques envahissantes menacent l'agriculture et les écosystèmes. Onzième Congrès de l'Association Marocaine de Protection Des Plantes, May, 33 p.

Bizuru, E. (2005). Etude de la flore et de la végétation des marais du Burundi (Thèse de D). Université Libre de Bruxelles, 298 p.

Blanfort, V., Fabre, J., Huguein, J., Balent, G., & Daures, S. (2009). Elevage bovin, plantes envahissantes et biodiversité des forêts sèches de Nouvelle-Calédonie. Seizièmes rencontres autour des recherches sur les ruminants, Paris les 2 et 3 décembre 2009. INRA. Paris : Institut de l'élevage, 237-240.

Bousquet, T., Waymel, J., Zambettakis, C., & Geslin, J. (2016). Liste des plantes vasculaires invasives de Basse-Normandie. DREAL de Normandie / Région de Normandie. Villers-Bocage : Conservatoire botanique national de Brest, 28 p. + annexes.

Braun-blanquet, J. (1932). Plant sociology: The study of plant communities. Ed. Mac Gray Hill, New York, London, 439 p.

Canton du Valais. (2017). Gestion des néophytes

- envahissantes en Valais : Bilan et plan d'action 2017-2020. Sion. 44 p. inédit.
- Dajoz, R. (2006). Précis d'écologie (DUNOD (ed.); 8ème édition, 630 p.
- Dansereau, P., & Lems, K. (1957). The grading of dispersal types in plant communities and their ecological significance. *Contribution de l'Institut de Botanique de l'Université de Montréal*, 71, 1–52.
- Dushimirimana, S., Masharabu, T., Bizuru, E., & Bigendako, M. J. (2010). Flore et végétation naturelle des marais de Nyamuswaga, Burundi. *Bulletin Scientifique de l'INECN*, 8, 10–15.
- Fischer E, & Killmann D. (2008). Plants of Nyungwe Park-Rwanda (ORTPN). University of Koblenz-Landau, 780 p.
- Grall, J., & Coic, N. (2006). Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier. Rapport de travail. LEMAR. 2005, 90 p.
- Groupe espèces envahissantes. (2011). Plantes envahissantes pour les milieux naturels de Nouvelle-Calédonie. Agence pour la prévention et l'indemnisation des calamités agricoles ou naturelles. Nouméa. 224 p.
- Habiyaremye, F. M., & Nzigidahera, B. (2016). Habitats du Parc National de la Kibira (Burundi)-Lexique des plantes pour connaître et suivre l'évolution des forêts du secteur Rwegura. Institut royal des Sciences naturelles de Belgique. 144 p.
- Habonayo, R., Azihou, A. F., Dassou, G. H., Hitimana, M., & Cossi, A. (2019). Effet de la liane envahissante *Sericostachys scandens* Gilg & Lopr. (Amaranthaceae) sur la structure spatiale et le recrutement des espèces végétales ligneuses du Parc National de la Kibira au Burundi [Effect of the invasive liana *Sericostachys scandens*. *International Journal of Innovation and Scientific Research*, 44(2), 159–170.
- Hakizimana, P., Bangirinama, F., Masharabu, T., Habonimana, B., De Cannière, C., & Bogaert, J. (2012). Caractérisation de la végétation de la forêt dense de Kigwena et de la forêt claire de Rumonge au Burundi. *Bois & Forêts Des Tropiques*, 312, 43–52. <https://doi.org/10.19182/bft2012.312.a20502>
- Jacques, T., Christophe, L., Serge, M., Vincent, B., Stéphane, B., Thomas, L. B., Julien, T., & Jean-Noël, R. (2006). Bilan des connaissances sur les conséquences écologiques des invasions de plantes à l'île de la Réunion (archipel des Mascareignes, océan indien). *Rev. Écol. (Terre Vie)*, 61, 35–52.
- Jean-François, A., Olivier, R., Charlotte, J., Bruno, M., & VIRGINIE, S. (2012). Étude sur les plantes exotiques envahissantes sur des Espaces Naturels Sensibles en Essonne – Cartographie et préconisation de gestion- Office de Génie Écologique, 104 p.
- Joy B., Z., & Kercher, S. (2004). Causes and Consequences of Invasive Plants in Wetlands: Opportunities, Opportunists, and Outcomes. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 23:5, 431–452. <https://doi.org/10.1080/07352680490514673>
- LeBorgeois T, Grard, P., & Merlier, H. (1995). Adventrop, une base de connaissance interactive des adventices en Afrique soudano-sahélienne. *Agriculture et Développement*, 8, 51–55.
- Lebrun, J. P. (1947). La végétation de la plaine alluviale au Sud du lac Edouard. Institut des Parcs Nationaux du Congo Belge, Exploration du Parc National Albert. Mission Lebrun (1937-1938). Fascicule 1: 472-800. Bruxelles.
- Lisan, B. (2014). Les plantes invasives à Madagascar. Version V1.0. Madagascar. 185 p.
- Masabo, O., & Nindorera, D. (2019). Etude de suivi de la perception de la biodiversité basée sur les indicateurs choisis en accord avec le 1er objectif d'Aichi. OBPE. 75 p.
- Masharabu, T., Manirakiza, O., Ndayishimiye, J., & Bangirinama, Frédéric Havyarimana, F. (2014). Diversité et conservation des plantes ligneuses autochtones en paysage anthropisé: cas de la Zone Kabuye en Commune Matongo (Burundi). *Bulletin Scientifique de l'Institut National Pour l'environnement et La Conservation de La Nature*, 13: 35-42.
- Masharabu, T. (2011). Flore et végétation du Parc National de la Ruvubu au Burundi: diversité, structure et implications pour la conservation. Thèse de doctorat. Université Libre de Bruxelles, 224 p.
- Meddour, R. (2011). La méthodologie phytosociologique sigmatiste ou Braun-blauqueto-tuxenienne, Tizi Ouzou. (inédit), 40 p.
- MEEATU. (2014). Atlas des quatre sites Ramsar- Localisation et Ressources, Bujumbura. 42 p.
- Merlier H, & Montegut J. (1982). Adventices tropicales: Flore aux stades plantule et adulte de 123 espèces africaines ou pantropicales, MRE-France. 490 p.
- Natacha, T., R. Louis, O., Mamounata, B., & Sita, G. (2009). Dynamique de l'évolution et impact d'une plante envahissante au Burkina Faso: *Hyptis suaveolens* (L.) Poit. *Annales Université de Lomé* (Togo), Tome

XVIII(série Sciences), 97–115.

Ndayisaba, S. (2018). Etude des plantes herbacées exotiques envahissantes de la ville de Bujumbura déjà installées dans la nature, mémoire, ENS. 50 p.

Nduwimana, A. (2014). Caractérisation du paysage naturel de la Malagarazi (Burundi) et approche de Conservation durable de sa biodiversité. École doctorale Sciences de la nature et de l'Homme - Évolution et écologie (Paris), 269 p.

Nduwimana, A., Habonayo, R., Ndayizeye, B., & Hitimana, M. (2021). Phytosociological analysis of the vegetation of the Vyanda natural forest reserve in southwestern Burundi. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, 15(August), 1325–1337.

Nzigidahera, B. (2017). Situation des espèces envahissantes au Burundi, Bujumbura, 76 p.

Nzigidahera, B., Habiyaremye, F. M., Mbarushimana, D., Masabo, O., Bisthoven, L. J. De, & Habonimana, B. (2020). Habitats du Parc national de la Ruvubu (Burundi) -État actuel et guide au suivi de leur dynamique à l'aide d'un lexique des plantes (H. F. Muhashy (ed.)). Institut royal des Sciences naturelles de Belgique (IRSNB), 245 p.

Osawa, T., Mitsushashi, H., & Niwa, H. (2013). Many alien invasive plants disperse against the direction of stream flow in riparian areas. *Ecological Complexity*, 15, 26–32. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2013.01.009>

OSS. (2020). Espèces exotiques envahissantes (EEE) terrestres au Maghreb arabe: Etat des lieux et perspectives pour une stratégie sous régionale (Algérie, Libye, Mauritanie, Maroc et Tunisie), 148 p.

Ramade, F. (2009). Éléments D'Écologie - Écologie appliquée: action de l'Homme sur la biosphère (7^e Edition). Dunod, 789p.

Raunkiaer C. (1934). The life forms of plants and statistical plant geography. University Press, London. 632 p.

Reekmans, M., & Niyongere, L. (1983). Lexique vernaculaire des plantes vasculaires du Burundi. U.B., 58 p.

Rejmánek, M., Richardson, D. M., & Pyšek, P. (2013). Plant Invasions and Invasibility of Plant Communities. *Vegetation Ecology*, 2, 387–424.

<https://doi.org/10.1002/9781118452592.ch13>

Tassin, J., Derroire, G., & Jean-Noël, R. (2004). Gradient altitudinal de la richesse spécifique et de l'endémicité de la flore ligneuse indigène à l'île de La Réunion (archipel des Mascareignes). *Acta Botanica Gallica*, 151:2, 181–196. <https://doi.org/10.1080/12538078.2004.10516033>

Troupin, G. (1978). Flore du Rwanda: les spermatophytes (vol. 1). Musée Royal de l'Afrique Centrale, 413 p.

Troupin, G. (1983). Flore du Rwanda : spermatophytes (Vol. 2). Musée Royal de l'Afrique Centrale, 603 p.

Troupin, G. (1985). Flore du Rwanda : spermatophytes (Vol.3). INRS, 729 p.

Troupin, G. (1988). Flore du Rwanda : spermatophytes (Vol.4). Musée Royal Afrique Centrale, 651 p.

UICN/PACO. (2013). Plantes invasives affectant les aires protégées d'Afrique de l'Ouest : gestion pour la réduction des risques pour la biodiversité. UICN, Gland, Suisse et Ouagadougou, Burkina Faso, 84 p.

Van Der Plas, F., Manning, P., Soliveres, S., Allan, E., Scherer-Lorenzen, M., Verheyen, K., Wirth, C., Zavala, M. A., Ampoorter, E., Baeten, L., Barbaro, L., Bauhus, J., Benavides, R., Benneter, A., Bonal, D., Bouriaud, O., Bruelheide, H., Bussotti, F., Carnol, M., ... Schlesinger, W. H. (2016). Biotic homogenization can decrease landscape-scale forest multifunctionality. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113(13), 3557–3562. <https://doi.org/10.1073/pnas.1517903113>

Van Kleunen, M., Weber, E., & Fischer, M. (2010). A meta-analysis of trait differences between invasive and non-invasive plant species. *Ecology Letters*, 13(2), 235–245. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01418.x>

White, F. (1979). The Guineo-Congolian Region and Its Relationships to Other Phytochoria. *Bulletin Du Jardin Botanique National de Belgique*, 49, No. 1/, 11-55. <https://doi.org/10.2307/3667815>

White, F. (1983). Vegetation of Africa: A Descriptive Memoir to Accompany the Unesco/AETFAT/UNSO Vegetation Map of Africa (Unesco (ed.)). UNESCO/AETFAT/UNSO, ORSTOM-UNESCO, 356 p.