

Les murs comme habitats analogues aux affleurements rocheux : Analyse comparative des communautés de plantes vasculaires

Auteur : Van den Abeele, Mazarine

Promoteur(s) : Monty, Arnaud; Mahy, Grégory

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

Diplôme : Master en bioingénieur : gestion des forêts et des espaces naturels, à finalité spécialisée

Année académique : 2024-2025

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/24431>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.

LES MURS COMME HABITATS ANALOGUES AUX AFFLEUREMENTS ROCHEUX : ANALYSE COMPARATIVE DES COMMUNAUTÉS DE PLANTES VASCULAIRES

MAZARINE VAN DEN ABEELE

TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES ESPACES NATURELS

ANNÉE ACADEMIQUE 2024-2025

(CO)-PROMOTEUR(S) : PR. GRÉGORY MAHY ET PR. ARNAUD MONTY, DÉPARTEMENT BIODIVERSITÉ
ECOSYSTÈME ET PAYSAGE, ULIÈGE

Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteure et de l'autorité académique de Gembloux Agro-Bio Tech.

Le présent document n'engage que son auteure.

LES MURS COMME HABITATS ANALOGUES AUX AFFLEUREMENTS ROCHEUX : ANALYSE COMPARATIVE DES COMMUNAUTÉS DE PLANTES VASCULAIRES

MAZARINE VAN DEN ABEELE

TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES ESPACES NATURELS

ANNÉE ACADEMIQUE 2024-2025

(CO)-PROMOTEUR(S) : PR. GRÉGORY MAHY ET PR. ARNAUD MONTY, DÉPARTEMENT BIODIVERSITÉ
ECOSYSTÈME ET PAYSAGE, ULIÈGE

Remerciements

Je tiens d'abord à remercier mes co-promoteurs, les professeurs Grégory Mahy et Arnaud Monty, pour leur disponibilité, leur confiance et l'accompagnement qu'ils m'ont accordé tout au long de ce travail de fin d'études.

Je suis particulièrement reconnaissante à Justine Martoglio, dont les conseils avisés, le suivi attentif et la présence sur le terrain ont été d'une aide précieuse.

Ma gratitude s'adresse également à Sébastien Steels, qui m'a accompagnée sur le terrain et dont le soutien pratique a été indispensable.

Je tiens à remercier l'Unité Biodiversité, Écosystème et Paysage de Gembloux Agro-Bio Tech, dont Benjamin et Samuel, pour leurs conseils méthodologiques et techniques.

Mes remerciements s'adressent aussi au reste du corps académique pour son encadrement. Merci aux professeurs Cédric Vermeulen et Yves Brostaux, sans oublier l'ensemble de l'unité statistique, qui ont pris le temps de répondre à mes questions.

Je n'oublie pas mes collègues de promotion : merci pour chaque moment de soutien mutuel entre Tfistes. Merci à mes amis Laurine, Xavier, Raphaëlle, Antoine et Natacha pour leurs avis pertinents ou leurs messages de soutien.

Une pensée particulière à mes petites créatures de la forêt Marine, Camille, et Céleste pour leurs encouragements chaleureux et leurs relectures.

Je suis profondément reconnaissante envers ma famille, pour son amour, sa patience et ses encouragements durant mes années d'études.

Enfin, je souhaite remercier mon meilleur ami Robin, véritable compagnon de route, sans qui Monsieur Frodon n'aurait pu atteindre la montagne du destin. Merci pour ton amitié fidèle et indéfectible, Monsieur Sam.

Résumé

L'urbanisation modifie profondément les écosystèmes, mais certains éléments bâtis, tels que les murs, peuvent héberger une biodiversité significative et présenter des similarités avec les affleurements rocheux naturels. Dans cette étude, un protocole de relevés destiné à la science citoyenne a été testé à travers 185 relevés comparant les communautés de plantes vasculaires et les conditions environnementales de trois types de structures en Wallonie : murs urbains hors friches (62 relevés), murs de friches post-industrielles (62) et affleurements rocheux naturels (61). Les relevés incluaient la composition floristique, le recouvrement et diverses variables environnementales (matériau, orientation, Sky View Factor, rayonnement potentiel, degré d'urbanité). Des analyses univariées, multivariées et d'espèces indicatrices ont permis de caractériser la diversité alpha et bêta. Les résultats mettent en évidence des différences significatives de composition et d'espèces indicatrices entre types de structures, remettant en cause l'hypothèse d'une analogie entre murs et affleurements rocheux naturels. Pour évaluer l'effet observateur, 73 relevés doublés ont été réalisés sur chaque type de structure par trois opérateurs. L'effet inter-observateur souligne la nécessité d'un encadrement méthodologique pour fiabiliser les données issues de programmes participatifs.

Mots-clés: Murs, Affleurements rocheux, Habitats analogues, *Novel ecosystems*, Friches industrielles, Biodiversité urbaine, Effet inter-observateur.

Abstract

Urbanization profoundly alters ecosystems, yet certain built structures, such as walls, can host significant biodiversity and share similarities with natural rock outcrops. In this study, a survey protocol designed for citizen science was tested through 185 surveys comparing vascular plant communities and environmental conditions across three types of structures in Wallonia: walls outside brownfields (62 surveys), brownfield walls (62), and natural rock outcrops (61). The surveys recorded floristic composition, cover, and various environmental variables (material, orientation, Sky View Factor, potential direct radiation, and degree of urbanization). Univariate, multivariate, and indicator species analyses were used to characterize alpha and beta diversity. Results revealed significant differences in composition and indicator species among structures, challenging the hypothesis of an analogy between walls and rock outcrops. To assess observer effect, 73 duplicate surveys were conducted for each type of structure by three operators. The inter-observer effect highlighted the need for methodological guidance to ensure the reliability of data collected in participatory programs.

Keywords: Walls, Rock outcrops, *Habitat analogues*, Novel ecosystems, Industrial brownfields, Urban biodiversity, Inter-observer effect.

Table des matières

| | |
|--|----|
| Remerciements..... | 2 |
| Résumé..... | 3 |
| Abstract..... | 3 |
| Table des figures..... | 6 |
| Table des tableaux..... | 7 |
| 1. INTRODUCTION..... | 8 |
| 1.1. Contexte..... | 8 |
| 1.2. État de l'art de la littérature..... | 9 |
| 1.2.2. Éléments d'écologie des habitats urbains..... | 10 |
| 1.2.3. Écologie des habitats verticaux..... | 11 |
| 1.2.4. Science participative et effet observateur | 12 |
| 1.3. Objectifs et hypothèses | 13 |
| 2. MATÉRIEL ET MÉTHODE | 14 |
| 2.1. Caractérisation des communautés végétales..... | 14 |
| 2.1.1. Définition des habitats étudiés..... | 14 |
| 2.1.2. Zone d'étude..... | 15 |
| 2.1.3. Unités d'échantillonnage..... | 15 |
| 2.1.4. Variables environnementales | 17 |
| 2.1.5. Protocole de relevé floristique | 19 |
| 2.1.6. Analyses statistiques | 23 |
| 2.2. Quantification de l'effet observateur..... | 27 |
| 2.2.1. Analyses statistiques | 27 |
| 3. RÉSULTATS | 29 |
| 3.1. Données collectées..... | 29 |
| 3.2. Description des variables environnementales..... | 29 |
| 3.3. Caractérisation des communautés | 32 |
| 3.3.1. Diversité α (diversité locale)..... | 32 |
| 1.1.2. Diversité β (composition floristique) | 34 |
| 1.2. Analyse de l'effet inter-observateur | 37 |
| 1.1. Richesse spécifique et indices de dissimilarité..... | 38 |
| 1.2. Identification des taxons problématiques | 39 |
| 2. DISCUSSION..... | 40 |
| 2.1. Synthèses des résultats clés de l'étude..... | 40 |
| 2.2. Comparaison des murs et des affleurements rocheux naturels..... | 41 |
| 2.2.1. Diversité en espèces | 41 |
| 2.2.2. Conditions environnementales | 42 |

| | | |
|--------|---|----|
| 2.2.3. | Distinction des murs en friche..... | 43 |
| 2.3. | Analyse de l'effet inter-observateur..... | 44 |
| 2.4. | Perspectives..... | 45 |
| 3. | CONCLUSION | 46 |
| | Contribution de l'étudiante | 47 |
| 4. | BIBLIOGRAPHIE | 48 |
| 5. | ANNEXES | 53 |

Table des figures

| | |
|---|----|
| Figure 1. Carte de la zone étude, délimitée par un trait rouge. Les zones en couleurs correspondent aux zones bioclimatiques : en orange la zone Hesbigno-Brabançonne et en jaune la zone Sambre-et-Meuse et Condroz..... | 15 |
| Figure 2. Mesure du Sky View Factor modifié | 18 |
| Figure 3. Illustration de la mesure de distance permettant de valider les conditions de verticalité de la structure. (a) Mesure à hauteur de poitrine (b) Mesure aux pieds..... | 19 |
| Figure 4. Mur constitué de matériaux hétérogènes. La portion sélectionnée, en contact avec le sol, doit être d'une hauteur de 1m30 et d'une largeur de 1m. | 20 |
| Figure 5. Mur situé dans une zone ponctuellement inondée. | 20 |
| Figure 6. Variation brusque d'orientation avec dans un cas deux surfaces d'inventaire différentes (en haut) et une seule (en bas) (a). Variation maximale d'orientation de 90° (b)..... | 21 |
| Figure 7. Délimitation de la surface du relevé (en vert). La zone hors cadre est exclue car elle a une hauteur inférieure à 1m30. La ligne rouge représente la limite des 30cm sous laquelle l'inventaire s'arrête..... | 21 |
| Figure 8. Surfaces horizontales où s'accumule de la terre de manière significative..... | 22 |
| Figure 9. Mesure du Sky View Factor (SVF). (a) Vue du dessus, mesure selon les trois directions : De face à la perpendiculaire, à gauche et à droite selon un angle de $\pm 45^\circ$. (b) Détermination de l'angle entre la verticale et le sommet de l'obstacle..... | 23 |
| Figure 10. Carte de répartition des relevés floristiques par type de structure, réalisés par l'opératrice principale dans la zone d'étude..... | 29 |
| Figure 11. Distribution des variables environnementales par type de structure..... | 30 |
| Figure 12. Répartition des relevés selon le matériau par type de structure..... | 31 |
| Figure 13. Matrice de corrélation des variables environnementales (test de Pearson). | 31 |
| Figure 14. Analyse en composantes principales (ACP) sur les variables environnementales PDIR, SVF, longueur, Urbanité et recouvrement en bryophytes, pour les trois types de structures. | 32 |
| Figure 15. Courbes d'accumulation par type de structure en fonction du nombre de relevé..... | 33 |
| Figure 16. Boxplots des indices de richesse et diversité locale A) Richesse spécifique B) Indice de Shannon C) Indice de Simpson D) Indice d'équitabilité de Piélou. Des lettres identiques indiquent l'absence de différence significative entre les moyennes, tandis que des lettres différentes indiquent une différence significative..... | 34 |
| Figure 17. PCoA basée sur la composition floristique (distance de Bray-Curtis) par type de structure. Les ellipses représentent les intervalles de confiance à 80 %.Les flèches indiquent les gradients des variables environnementales quantitatives (Urbanité, SVF, PDIR et Bryophytes : recouvrement en bryophytes). Centroïdes représentés par les triangles de couleurs..... | 35 |
| Figure 18. Variabilité inter-opérateurs dans l'inventaire floristique. (a) Richesse spécifique vue par l'opératrice principale selon les binômes formés (A : Op. 1-2, B : Op. 1-3, C : Op. 1-4). (b) Différence relative de richesse. Les valeurs négatives signifient que l'opérateur secondaire a vu moins d'espèces par rapport à l'opératrice principale. (c) Taux de pseudo-turnover (% de différence de composition spécifique). (d) Indice de Bray-Curtis (dissimilarité tenant compte des abondances). Des lettres identiques indiquent l'absence de différence significative entre les moyennes, tandis que des lettres différentes indiquent une différence significative..... | 39 |

Table des tableaux

| | |
|---|----|
| Tableau 1. Listes des variables environnementales mesurées et calculées a posteriori..... | 17 |
| Tableau 3. Liste des espèces indicatrices pour les trois types de structure ($p < 0,5$). Niveau de significativité : $p \leq 0,001$ (***) ; $p \leq 0,01$ (**) ; $p < 0,5$ (*)..... | 36 |
| Tableau 4. Les espèces les plus fréquentes dans les trois types de structures. Seuls les espèces présentes dans minimum 10% des relevés sont reprises. Les espèces communes aux trois types de structures sont en gris foncé et les espèces communes aux affleurements naturels et à un seul type de mur en gris clair. | 37 |
| Tableau 5. Répartition des relevés par binôme d'observateurs pour les trois types de structures. Nombre de relevés par opérateur et proportion sur le total des relevé de l'opérateur..... | 38 |

1. INTRODUCTION

1.1. Contexte

L'urbanisation croissante modifie profondément les milieux, entraînant une réduction des espaces disponibles pour le vivant (Kowarik, 2011). Cette expansion s'accompagne d'une perte et d'une fragmentation des habitats (Z. Liu et al., 2016; Williams et al., 2015), limitant la connectivité entre les îlots de biodiversité restants (X. Liu et al., 2022). Les espèces se retrouvent alors isolées, confrontées à des barrières physiques entravant leur dispersion et à des milieux peu propices à leur installation en raison de filtres biogéographiques et abiotiques inhérents au milieu urbain (Kowarik, 2011).

Pourtant, certains espaces urbains peuvent accueillir une grande diversité biologique, y compris des espèces indigènes (Kowarik, 2011; Lundholm et Richardson, 2010). C'est notamment le cas des murs urbains, structures verticales qui, par leur morphologie, leur composition ou leur microclimat peuvent présenter des caractéristiques similaires à celles des falaises naturelles. La question se pose alors : dans quelle mesure ces murs peuvent-ils être considérés comme des milieux analogues aux falaises ? Autrement dit, ces structures anthropiques peuvent-elles jouer un rôle de substitution fonctionnelle aux habitats naturels de falaises ou d'affleurements rocheux (Lundholm et Richardson, 2010) ? Évaluer le caractère analogue des murs, c'est donc aussi interroger leur potentiel d'accueil pour la biodiversité, en lien avec les processus de sélection écologique à l'œuvre en ville.

C'est dans ce contexte que la science citoyenne apparaît comme un outil prometteur. En impliquant les citoyens dans la collecte de données, elle permet d'étendre celle-ci à large échelle et d'enrichir notre compréhension de la biodiversité urbaine. C'est par exemple le parti pris du programme FrichNat. Celui-ci vise à mieux comprendre le rôle des friches post-industrielles urbaines et périurbaines dans la conservation de la faune et de la flore en mobilisant les savoirs scientifiques et naturalistes à travers la science citoyenne (Claerebout et al., 2024).

Parmi ces milieux urbains et périurbains, les murs peuvent jouer un rôle en tant que supports pour la vie végétale. Cependant, la contribution réelle de ces habitats à la biodiversité reste encore largement méconnue.

1.2. État de l'art de la littérature

1.2.1. Filtres écologiques et *Novel ecosystem*

L'ensemble des espèces pouvant potentiellement coloniser un site dans une région donnée est appelé « pool régional d'espèces » (Cornell et Harrison, 2014). L'assemblage des communautés végétales que l'on va retrouver sur un site particulier résulte d'une sélection progressive opérée à partir de ce pool régional d'espèces, selon un modèle en cascade de filtres écologiques (Aronson et al., 2016; Cornell et Harrison, 2014; Lortie et al., 2004).

Trois grands types de filtres conditionnent l'installation d'une espèce sur un site : la dispersion, les facteurs abiotiques et les interactions biotiques. Le filtre de dispersion détermine si une espèce parvient physiquement jusqu'au site, en fonction de ses capacités de dissémination et des obstacles physiques présents dans le paysage. Viennent ensuite les facteurs abiotiques, qui regroupent les conditions physico-chimiques et environnementales locales du site, tels que le régime hydrique, ou encore le niveau trophique. Ces conditions n'autorisent que l'installation des espèces adaptées à cet habitat. Une fois présentes sur le site, les espèces doivent encore répondre aux interactions biotiques, c'est-à-dire aux contraintes et aux synergies liées aux autres espèces (comme la facilitation, la pollinisation ou le mutualisme), pour s'installer durablement (Cristofoli et Mahy, 2010; Pitz, 2018).

Afin de s'implanter dans une communauté, une espèce doit donc posséder des traits fonctionnels particuliers qui lui permettront de passer à travers la hiérarchie des filtres (Aronson et al., 2016). Ainsi, le pool d'espèces est filtré par les contraintes de l'environnement urbain. On peut donc s'attendre à ce que la composition floristique des murs urbains ne soit pas totalement analogue à celle des parois rocheuses situées dans des milieux moins urbanisés.

Ce processus de filtrage, particulièrement marqué en contexte urbain, conduit à l'émergence de communautés végétales originales. Ces communautés peuvent être interprétées à travers le concept des *novel ecosystem*. Un « *novel ecosystem* » est défini comme un "système de composants abiotiques, biotiques et sociaux (et leurs interactions) qui, en vertu de l'influence humaine, diffère de ceux qui ont prévalu historiquement, ayant tendance à s'auto-organiser et à manifester des qualités nouvelles sans gestion humaine intensive" (Hobbs et al., 2006). Les *novel ecosystem* sont donc composés d'assemblages d'espèces sans équivalent historique, résultant par exemple de la redistribution des espèces, du changement climatique ou de la transformation de l'usage des terres (Collier, 2013). Les zones urbaines peuvent ainsi être considérées comme telles. L'assemblage des espèces qui y sont présentes résulte de processus opérant à plusieurs échelles. Les activités humaines modifient en effet les conditions environnementales locales (sol, climat, structure des habitats, etc.), ce qui influence la biodiversité (Aronson et al., 2016). Les murs de pierre délimitant les champs, présents dans les paysages agricoles d'Irlande ou dans diverses régions d'Europe, sont par exemple considérés comme des *novel ecosystem* (Collier, 2013).

Si les *novel ecosystem* représentent des milieux profondément transformés, il existe des formes intermédiaires d'habitats anthropiques capables d'abriter des espèces indigènes, les *habitats analogues*. Les *habitats analogues* sont des environnements anthropiques qui, en raison de leur structure ou de leur fonctionnement, présentent des similitudes avec des habitats naturels et sont ainsi capables de soutenir des espèces indigènes. Ils s'inscrivent dans un continuum allant des

écosystèmes historiques, peu ou pas modifiés, aux *novel ecosystem*, en passant par des formes intermédiaires telles que les habitats analogues ou hybrides. Cette gradation reflète le degré de transformation écologique et d'intervention humaine dans les systèmes (Hobbs et al., 2006; Lundholm et Richardson, 2010).

1.2.2. Éléments d'écologie des habitats urbains

L'urbanisation entraîne donc, par effet de filtres écologiques, des modifications profondes dans la composition et la distribution des espèces végétales. Bien que certaines espèces indigènes puissent disparaître localement, et que les espèces indigènes soient généralement en déclin dans les villes, la richesse et l'uniformité globales des espèces végétales tendent à augmenter à grande échelle (Faeth et al., 2011). Les espèces les plus sensibles aux perturbations, notamment les espèces indigènes menacées ou inféodées à des habitats spécifiques (zones humides, sols pauvres en nutriments etc.), tendent également à disparaître ou à se raréfier dans les environnements urbains (Williams et al., 2015). À l'inverse, les conditions urbaines favorisent les espèces opportunistes, souvent généralistes, dotées de traits fonctionnels adaptés aux milieux perturbés : reproduction rapide, tolérance à la sécheresse, capacité de dispersion efficace, aptitude à coloniser des substrats alcalins et riches en nutriments, ou encore affinité pour des températures élevées (Williams et al., 2015). Au-delà de cette sélection passive exercée par l'environnement urbain, l'Homme intervient activement dans la composition des communautés végétales, en introduisant massivement des espèces, souvent non indigènes, à des fins ornementales (Faeth et al., 2011). Cela engendre l'augmentation de la proportion d'espèces exotiques dans la flore urbaine (Faeth et al., 2011; Kowarik, 2011; Williams et al., 2015). Il en résulte l'apparition de nouvelles combinaisons d'espèces, (Williams et al., 2015) formant des assemblages sans équivalent historique.

Dans ce contexte urbain, certains espaces délaissés comme les friches urbaines, semblent constituer des cas particuliers, tant par leur origine que par les dynamiques écologiques qu'ils peuvent abriter. Une friche urbaine est un espace, qu'il soit un terrain ou un bâtiment, qui a été abandonné, sous-utilisé ou négligé (Feng et Tung, 2020; Zheng et Masrabaye, 2023). Ces zones sont les vestiges d'anciennes activités industrielles ou économiques (Zheng et Masrabaye, 2023) et peuvent être des terrains en sursis, en attente de nouveaux projets ou simplement laissés à l'abandon (Lemoine, 2016; Zheng et Masrabaye, 2023).

Les friches sont des espaces éphémères, en constante évolution en raison des perturbations et du processus de succession végétale (Lemoine, 2016). Plusieurs travaux ont cependant mis en évidence que les friches urbaines peuvent héberger une biodiversité plus élevée que celle observée dans d'autres espaces verts en milieu urbain (Gauthier, 2018; Lemoine, 2016). Les études montrent également que les communautés d'espèces présentes dans les friches diffèrent de celles des squares et des jardins publics, avec un nombre limité d'espèces en commun (Lemoine, 2016). Par leur aspect « non entretenu », elles offrent des habitats à des espèces rares ou en déclin, absentes des espaces verts entretenus par l'Homme, souvent plus banalisés (Gauthier, 2018; Hunter, 2014; Lemoine, 2016). Ces espèces, majoritairement inféodées aux milieux naturels, peuvent trouver dans les friches urbaines des conditions favorables à leur maintien (Kowarik, 2011).

1.2.3. Écologie des habitats verticaux

Les milieux rocheux naturels sont couramment utilisés comme habitats de référence pour l'étude des murs, en raison de leur grande similarité écologique (Duchoslav, 2002; Segal, 1969). Ces deux types d'habitats partagent en effet de nombreuses caractéristiques physiques et environnementales, qui conditionnent fortement la composition floristique et les stratégies d'établissement des espèces qui y sont présentes (Lániková et Lososová, 2009; Segal, 1969).

D'une part, les milieux rocheux et les structures murales sont tous deux caractérisés par la présence d'un substrat minéral dur, roche siliceuse ou calcaire dans un cas, pierre, brique ou béton dans l'autre, et par une disponibilité très réduite en sol, en eau, en humus et en éléments nutritifs (Francis, 2011; Jim et Chen, 2010). Cette pauvreté en ressources rend ces habitats particulièrement contraignants pour la végétation et favorise l'installation d'espèces spécialisées ou tolérantes aux conditions extrêmes (Francis, 2011; Mróz et Rudecki, 2009; Segal, 1969).

D'autre part, la verticalité des parois, qu'elle soit naturelle ou artificielle, modifie profondément les paramètres microclimatiques. Elle influence notamment la répartition de la lumière, de l'humidité, du vent et de la température (Francis, 2011; Larson et al., 2000; Nyberg et al., 2025).

Dans un cas comme dans l'autre, la végétation s'établit majoritairement dans des microhabitats situés sur la structure verticale elle-même, comme les corniches, les crevasses, les anfractuosités (Duchoslav, 2002; Larson et al., 2000). Qu'il s'agisse de fissures naturelles dans les rochers ou d'interstices liés aux matériaux de construction, ces espaces permettent la rétention ponctuelle d'humidité et de substrats, facilitant ainsi l'ancrage des racines et l'installation des plantes vasculaires (Duchoslav, 2002; Larson et al., 2000; Segal, 1969). La flore murale est quant à elle largement conditionnée par la végétation située à proximité (Chen et al., 2020) et les matériaux utilisés ont généralement peu d'influence sur les espèces les plus fréquemment rencontrées dans ces habitats (Duvigneaud, 1995; Lisci et al., 2003). Les plantes vasculaires s'installent majoritairement dans les anfractuosités causées par les propriétés physiques des différents matériaux (Segal, 1969) et les dégradations du mortier, participant à la formation d'un substrat (Duchoslav, 2002).

Les bryophytes sont fréquentes sur les falaises, où elles ont été recensées dans la majorité des régions étudiées (Larson et al., 2000), ainsi que sur les murs (Francis, 2011). Généralement associées à des habitats frais et humides (Larson et al., 2000), leur présence sur les murs est conditionnée par un apport hydrique suffisant pour compenser le gradient de sécheresse (Francis, 2011). L'humidité constitue le principal facteur influençant leur richesse spécifique (Stefańska-Krzaczek et al., 2022a). En tant qu'organismes pionniers, elles colonisent les substrats nus, amorcent l'accumulation de matière organique et favorisent ainsi l'installation de plantes vasculaires (Francis, 2011; Larson et al., 2000).

Les milieux rocheux naturels jouent un rôle de refuge, à la fois pour des espèces strictement inféodées à ces habitats et pour d'autres dont les milieux naturels sont aujourd'hui fortement dégradés ou détruits (Múgica et al., 2024; Nyberg et al., 2025; Rafiee et al., 2022). En agissant comme une barrière naturelle contre les perturbations anthropiques, leur verticalité protège ces écosystèmes. Elle constitue cependant un obstacle à l'étude de leur diversité (Nyberg et al., 2025). Pour les murs, bien que l'entretien fréquent puisse les rendre transitoires, les murs anciens, notamment les ruines,

peuvent également agir comme des refuges, permettant à une flore spécifique de se développer et de persister sans perturbation (Francis, 2011). Cependant, bien que les murs puissent constituer des refuges temporaires ou accidentels pour certaines espèces rares ou menacées, les affleurements rocheux naturels hébergent généralement un plus grand nombre d'espèces appartenant à ces catégories. (Láníková et Lososová, 2009).

La similarité écologique des murs avec les affleurements rocheux (Duchoslav, 2002) peut donc justifier leur statut d'habitats analogues dans certaines études (Chen et al., 2020; Lundholm et Richardson, 2010).

Les murs présentent souvent une grande diversité végétale, bien que les espèces qui y poussent soient en général peu fréquentes et peu abondantes (Francis, 2011). En termes de richesse floristique, ils sont comparables à d'autres habitats urbains (Chen et al., 2020). Selon Francis (2011), les plantes retrouvées sur les murs sont majoritairement des espèces herbacées, des petites plantes annuelles ou des plantes vivaces. Il s'agit le plus souvent d'hémicryptophytes et de thérophytés d'après la classification de Raunkiaer. Les stratégies de Grime dominantes sont de type rudéral et compétiteur. Par ailleurs, entre 3 et 25 % de la flore des murs est constituée d'espèces néophytes non indigènes (Francis, 2011). Láníková et Lososová (2009) observent également une grande quantité d'espèces thermophiles, principalement exotiques sur les murs, en particulier dans les grandes villes. Les falaises présentent une végétation clairsemée de plantes inférieures (lichens, mousses, algues) et des espèces macroscopiques tolérantes ou évitant la dessiccation. Les fougères sont très communes sur les falaises. Les arbres ligneux quand ils sont présents y sont souvent de petite taille, déformés et peuvent parfois être exceptionnellement âgés (Larson et al., 2000).

La base des murs est quant à elle caractérisée par des conditions environnementales particulières. On y retrouve en effet une humidité généralement plus élevée ainsi qu'une disponibilité accrue en nutriments par rapport au reste de la structure verticale, ce qui en fait un milieu distinct du reste de la structure murale (Duchoslav, 2002). Le sommet des murs, souvent constitué de surfaces horizontales, favorise l'accumulation de substrats. Ces zones, soumises à des conditions écologiques particulières, abritent donc souvent une flore distincte de celles observées sur les parois verticales (Klimeš, 1986, cité par (Láníková et Lososová, 2009)).

1.2.4. Science participative et effet observateur

En 2016, Houllier et Merilhou-Goudard considéraient les « sciences participatives » comme l'ensemble des implications non-professionnelles dans la recherche. Les « sciences citoyennes » en constituent pour eux l'une des formes les plus courantes, souvent centrée sur la collecte de données par des amateurs au service de la recherche scientifique. Ils la différencient de la recherche participative et de la recherche communautaire qui impliquent une collaboration plus profonde et des objectifs de transformation sociale ou de résolution de problèmes spécifiques (Houllier et Merilhou-Goudard, 2016). Dans le cadre du projet FrichNat dans lequel s'intègre ce travail, les sciences participatives sont définies comme « des formes de production de connaissances scientifiques auxquelles des acteurs non scientifiques et non professionnels, en groupe ou en individuel, participent de façon active et délibérée, sans rémunération » (Claerebout et al., 2024).

Les citoyens, qu'ils soient néophytes ou naturalistes expérimentés, jouent ainsi un rôle central dans la collecte de données à large échelle ou sur le temps long. Leur engagement permet de produire des volumes importants d'informations, souvent à moindre coût, ce qui constitue un atout pour la recherche en écologie (Claerebout et al., 2024; Houllier et Merilhou-Goudard, 2016). Cette mobilisation contribue à pallier le déficit de moyens humains et financiers dédiés aux inventaires de la biodiversité, en renforçant la capacité d'observation du territoire (Claerebout et al., 2024).

Avant d'envisager une mobilisation à large échelle dans une démarche de science citoyenne, il apparaît nécessaire de tester, à plus petite échelle, la faisabilité et la fiabilité des protocoles de collecte. De plus, bien que cette méthode soit moins fiable que des techniques d'imagerie digitale, de nombreuses études en écologie végétale utilisent les méthodes d'estimations visuelles réalisées par des observateurs, pour des raisons techniques et économiques. Toutefois, afin de garantir la robustesse des analyses issues de ces relevés, il est indispensable d'estimer le degré d'incertitude lié à ces observateurs. En effet, les erreurs des observateurs sont l'une des principales sources d'imprécision constatée dans ce type d'études (Morrison, 2016). L'effet observateur global dans des relevés de végétation peut être dû à l'erreur inter-observateurs, c'est-à-dire entre deux observateurs, et l'erreur intra-observateur, pour un même observateur entre ses propres relevés. 92% des études évaluées par Morrison (2016) ont détecté des effets significatifs d'observateur. La majorité des études menées évaluent plus précisément l'effet inter-observateurs (Morrison, 2016). Un observateur peut être à l'origine de trois principaux types d'erreurs lors de la réalisation de relevés de végétation. L'erreur d'omission survient lorsqu'une espèce présente sur le terrain n'est pas détectée. Morrison (2016) estime que les observateurs omettent entre 10 et 30 % des espèces présentes. L'erreur d'identification, quant à elle, correspond à une mauvaise détermination d'une espèce observée, et se situe le plus souvent entre 5 et 10 %. Enfin, l'erreur d'estimation concerne les cas où l'observateur évalue de manière imprécise le taux de recouvrement d'une espèce. Ce type d'erreur est peu généralisable car il varie selon les espèces concernées (Archaux, 2009; Morrison, 2016).

1.3. Objectifs et hypothèses

Un protocole de relevés à destination des naturalistes est donc rédigé dans un cadre de sciences citoyennes. Il est prévu pour pouvoir s'intégrer dans le projet FrichNat, projet regroupant déjà sciences participatives et caractérisation de la biodiversité, et étudie donc également la spécificité des murs de friches (Claerebout et al., 2024).

Ce travail a pour premier objectif d'analyser le caractère analogue des murs urbains par rapport aux affleurements rocheux verticaux, considérés ici comme habitat de référence, à travers l'analyse des communautés de plantes vasculaires et des conditions environnementales associées. Pour ce faire, un protocole de relevés est appliqué afin d'évaluer la composition floristique des murs, en distinguant ceux situés en friche de ceux associés à des habitats urbains plus conventionnels. Ce protocole a été conçu pour être utilisable dans le cadre d'une future campagne de science citoyenne. Le second objectif est de vérifier s'il existe un effet inter-observateurs dans la mise en œuvre du protocole, dans le but de tester sa robustesse et sa pertinence pour une application participative à large échelle.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODE

2.1. Caractérisation des communautés végétales

2.1.1. Définition des habitats étudiés

La compréhension de l'écologie d'un habitat passe par sa définition. Cela est d'autant plus nécessaire dans le cadre de ce travail, qui vise à comparer des habitats naturels et artificiels pouvant présenter des traits écologiques similaires. C'est pourquoi une attention particulière est portée ici à la définition des types d'habitats étudiés.

Eunis définit le milieu "H3 - Falaises continentales, pavements rocheux et affleurements rocheux" comme les "Falaises, parois rocheuses et pavements rocheux sans végétation, à végétation clairsemée ou peuplée de Bryophytes ou de lichens, actuellement non adjacents à la mer et ne résultant pas d'une activité volcanique récente" (Davies et al., 2004). Les habitats de référence repris dans ce travail pour la comparaison avec les murs sont les rochers et falaises de types "H3.1 - Végétation des fentes de rochers siliceux" et "H3.2 - Végétation des fentes et crevasses des rochers calcaires." Ces habitats sont malheureusement peu définis au-delà de leur intitulé. Les affleurements rocheux sont définis comme des formations géologiques qui dépassent de la surface du terrain environnant (Fitzsimons et Michael, 2017). Le terme d'affleurements rocheux naturels sera donc retenu pour désigner cet habitat.

Un mur est défini comme l'ensemble des structures verticales artificielles, principalement constituées de matériaux minéraux (pierre, brique, béton). Ceux-ci peuvent accueillir une végétation spontanée. Afin de définir le critère de verticalité, une inclinaison maximale absolue de 20° par rapport à la verticale a été retenue. Ainsi, sont considérées comme verticales les structures présentant une inclinaison comprise entre 70° et 110°, en prenant l'horizontale (le sol) comme référence à 0°.

Pour ce travail, une friche est définie comme un espace anthropisé en état d'abandon ou de sous-utilisation, généralement issu d'anciens usages industriels, artisanaux, ou commerciaux. Elle se caractérise par une végétation spontanée se développant sur des substrats artificiels ou dégradés.

Le terme de structure sera désigné pour représenter les trois types d'habitats que sont les murs anthropiques en friche et hors friche et les affleurements rocheux naturels.

2.1.2. Zone d'étude

Afin de garantir une homogénéité des conditions bioclimatiques et un substrat géologique cohérent, la présente étude a été restreinte aux principales zones bioclimatiques Hesbigno-Brabançonne, et Sambre-et-Meuse et Condroz telles que définies dans le cadre de la typologie bioclimatique de Wallonie (SPW, 2025) (**Figure 1**).

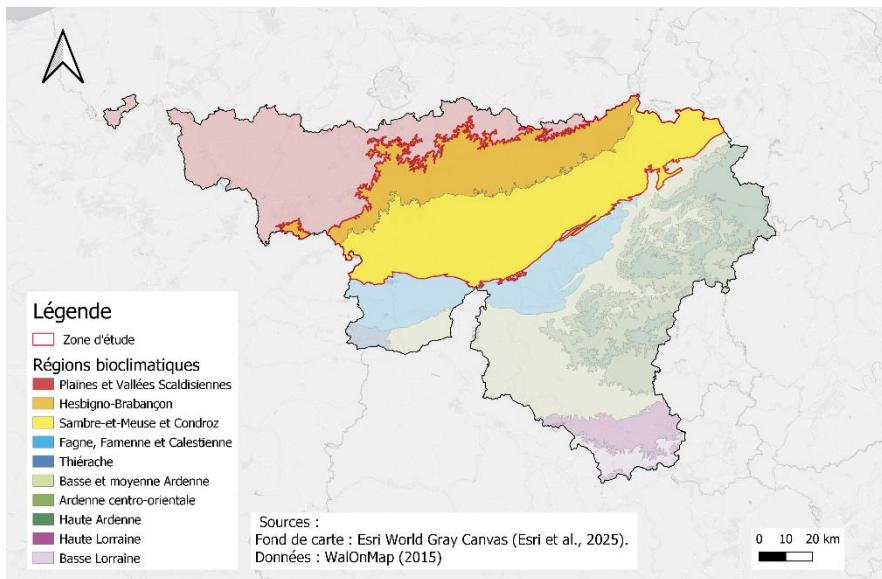


Figure 1. Carte de la zone étude, délimitée par un trait rouge. Les zones en couleurs correspondent aux zones bioclimatiques : en orange la zone Hesbigno-Brabançonne et en jaune la zone Sambre-et-Meuse et Condroz.

2.1.3. Unités d'échantillonnage

Les relevés ont été réalisés selon une répartition homogène sur l'ensemble de la zone d'étude, tout en tenant compte des contraintes liées aux conditions de terrain, à l'accessibilité des différents sites et aux trajets pour y accéder.

Trois types de structures différentes ont été étudiées dans le cadre de ce travail : les affleurements rocheux naturels, considérés comme milieu de référence ont ainsi été comparés aux murs en friche et aux murs hors friche tels que définis précédemment. Afin de limiter l'effet de corrélation spatiale, les relevés ont été effectués à une distance de 50 m minimum au sein d'une même catégorie de structure.

➤ Affleurements rocheux naturels

Les affleurements rocheux naturels ont été sélectionnés à partir de deux sources principales :

- les données fournies par le Club Alpin Belge, qui référencent de nombreux sites d'escalade présentant des massifs rocheux accessibles,
- la carte des versants supérieurs à 30 degrés disponible sur WalOnMap (SPW, 2025).

Une fois identifiés, les affleurements naturels ont également fait l'objet d'une analyse cartographique sur le logiciel QGIS Desktop 3.22.11 (Orthophotoplans 2020) ainsi qu'une évaluation de la pertinence de l'unité échantillonnée via l'outils Google Streetview et vues satellites, afin de déterminer s'ils

étaient suffisamment accessibles pour effectuer des relevés de terrain et présentaient une inclinaison a priori comprise entre 70° et 110° (Google, 2025; SPW, 2025).

En raison des contraintes géologiques belges, la majorité des affleurements rocheux naturels se situent dans partie sud de la zone d'étude, et à proximité des cours d'eau (SPW, 2025). Ils ont malgré cela été sélectionnés afin de constituer un échantillonnage représentatif et homogène du territoire étudié, en prenant en compte les contraintes logistiques liées aux déplacements.

➤ Murs en friche

Les sites de friches industrielles ont été sélectionnés à partir des données des sites à réaménager (SAR) de Wallonie, ainsi que celles du projet FrichNat (Cornier et al., 2025). Un premier tri a été conduit afin de s'assurer de la présence de bâtiments dans les friches issues de ces bases de données. La catégorie 21 "*buildings taller than 1 m, including houses, commercial and industrial buildings, and bridges*" du Land cover Lifewatch 2022 (LifeWatch, 2023) a été utilisée afin de déterminer le pourcentage de recouvrement en bâti dans chacune d'entre elles. Un seuil de 10% de recouvrement en bâti a été fixé afin de garantir la pertinence du choix des friches. Elle a été calculée grâce au logiciel QGIS Desktop 3.22.11.

Une fois identifiés, les sites ont fait l'objet d'une analyse préalable sur base cartographique (Orthophotoplans 2021 et Eté 2023, Google streetview, vues satellites) afin de déterminer leur accessibilité et de confirmer la présence de structures s'apparentant à des murs (Google, 2025; SPW, 2025).

La très grande majorité des friches industrielles se situent historiquement à proximité directe du tracé d'axes de transports navigables comme la Meuse et la Sambre. Certaines zones sont quant à elles plutôt dépourvues d'activité industrielle et présentent donc peu de friches. Prenant en compte cette contrainte, la sélection des friches a été effectuée afin de garantir au mieux une répartition spatiale homogène de celles-ci sur l'ensemble de la zone d'étude. Parmi les friches sélectionnées grâce aux données cartographiques, celles en cours de réhabilitation ou déjà réhabilitées ont été écartées, tout comme celles difficilement accessibles.

➤ Murs hors friche

Cette catégorie regroupe tous les murs présents dans un contexte urbain habité comme la ville, les villages ou les axes de jonction entre deux zones habitées. Dans le cadre de ce mémoire, les murs hors friche sont distincts des murs en friche tels que définis ultérieurement. Ils sont susceptibles d'être entretenus par l'humain mais dans une mesure permettant la recolonisation des espèces végétales. Comme ce type de murs se retrouve en abondance dans la zone d'étude, ils ont été sélectionnés selon l'opportunité des déplacements pour les friches industrielles et les affleurements naturels qui sont moins fréquents. Le choix de ces murs dépend donc des déplacements vers les différents sites de relevés de murs en friche et d'affleurements naturels.

2.1.4. Variables environnementales

Afin d'évaluer la composition floristique des murs et d'identifier les conditions favorisant le développement d'une végétation analogue à celle des affleurements rocheux naturels, plusieurs variables environnementales ont été prises en compte lors des relevés (**Tableau 1**). Les variables reprises ont parfois été transformées et n'ont donc pas toutes été utilisées brutes.

Tableau 1. Listes des variables environnementales mesurées et calculées a posteriori.

| Facteur | Description | Unité |
|-------------------------------|--|------------------------------------|
| Type | Les relevés sont pris selon trois types de structure : il peut s'agir d'affleurements rocheux naturels , de murs en friche et hors friche . | / |
| Localisation | Afin de garantir la reproductibilité des données et s'assurer de leur bonne répartition territoriale, les coordonnées GPS des différents relevés ont été systématiquement enregistrées et intégrées à la base de données. | Degré décimal (WGS84) |
| Matériaux | Les matériaux acceptés pour les murs sont: la pierre naturelle , le béton et la brique . Pour les affleurements rocheux : la roche naturelle . | / |
| Longueur du mur | La longueur du mur a été mesurée en pas, convertis en mètre. Elle a été utilisée afin de déterminer l'emplacement où prendre les mesures d'orientation et d'ombrage. | Mètres (m) |
| Orientation précise | L'orientation influence directement l'exposition à la lumière et les conditions microclimatiques. Elle a été mesurée à l'aide d'une boussole numérique sur smartphone afin de tester son effet sur les relevés floristiques. | Degrés (°) |
| Portion de ciel visible (SVF) | Le Sky View Factor (SVF) est mesuré en se plaçant dos au mur. Il permet d'évaluer la part du ciel visible depuis ce point, et ainsi d'estimer l'ouverture du site et la quantité de lumière potentiellement disponible pour la flore, en tenant compte de l'obstruction générée par le mur lui-même. | / |
| PDIR (Rad) | <p>Le rayonnement incident direct annuel potentiel (PDIR) correspond à la quantité d'énergie lumineuse maximale que peut recevoir une surface. Il est exprimé en $\text{MJ.cm}^{-2}.\text{an}^{-1}$ et varie en fonction de la latitude, de l'inclinaison et de l'orientation de la surface (McCune, 2007),</p> $\ln(\text{Rad}) = -1,467 + 1,582 \cdot \cos(L) \cdot \cos(S) - 1,5 \cdot \cos(A) \cdot \sin(S) \cdot \sin(L) - 0,262 \cdot \sin(L) \cdot \sin(S) + 0,607 \cdot \sin(A) \cdot \sin(S)$ <p>Formule de l'indice potentiel de rayonnement incident direct, où :</p> <p>Rad est le rayonnement solaire direct potentiel annuel ($\text{MJ.cm}^{-2}.\text{an}^{-1}$)</p> <p>L est la latitude (radians).</p> <p>S est la pente (radians).</p> <p>A est l'orientation (radians).</p> | $\text{MJ.cm}^{-2}.\text{an}^{-1}$ |

| | | |
|----------|---|---|
| | Comme les surfaces étudiées sont considérées comme verticales, l'inclinaison sera considérée comme équivalente à 90° par rapport à l'horizontale. | |
| Urbanité | L'urbanité est reprise pour chaque relevé afin de déterminer si l'imperméabilisation des sols a un impact sur le pool d'espèces rencontrées. Elle a été calculée grâce au logiciel QGIS Desktop 3.22.11 sur base de la localisation GPS des relevés, et se traduit en part de sol imperméable dans un rayon de 2 km autour du relevé (LifeWatch, 2023). | % |

Transformation et calcul de variables :

- **Sky View Factor**

Le Sky View Factor (SVF) a été calculé sur un angle de 180° au lieu des 360° habituels, car l'arrière du point d'observation est occulté par le mur lui-même (**Figure 2**).

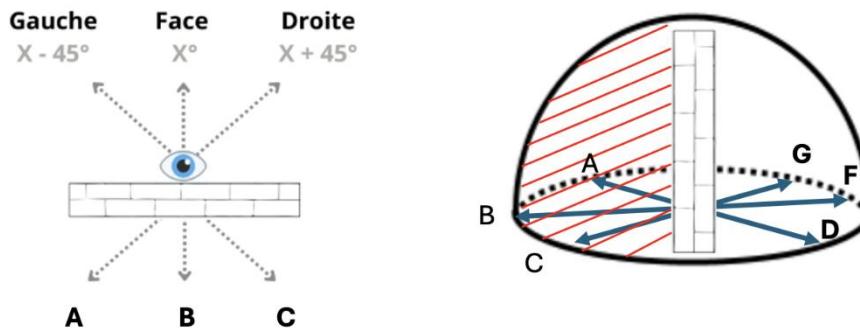


Figure 2. Mesure du Sky View Factor modifié

Il est défini comme : $SVF = \frac{G+F+D+A+B+C}{6 \times 90}$ où G , F et D représentent respectivement les ouvertures angulaires du ciel masqué à gauche, en face et à droite, exprimées en degrés. On estime que les mesures d'angle de A , B et C sont égales à 0 car ces directions ne présentent aucune ouverture de ciel (**Figure 2**).

La formule est donc simplifiée en $SVF = \frac{G+F+D}{540}$

Dans le cas présent, l'indice du Sky View factor sera donc compris entre 0 pour un ciel complètement obstrué et 0,5 pour un ciel complètement dégagé avec un mur ou un affleurement dans le dos.

- **PDIR**

Le PDIR est calculé à partir de l'orientation et de la latitude du point de relevés. Il est calculé grâce à la latitude et à l'orientation converties en radians, avec une approximation de la pente des structures à 90°.

● Variable urbanité

L'urbanité est une variable calculée *a posteriori* sur le logiciel QGIS Desktop 3.22.11. Les surfaces imperméables ont été extraites de la couche du Land cover Lifewatch 2022 en sélectionnant les catégories suivantes « 20 : Artificialized impervious surface, including roads, railroads and car parks » et « 21 : Buildings taller than 1 m, including houses, commercial and industrial buildings, and bridges ». À partir de ces données, un tampon de 2 km de rayon a été créé autour des coordonnées GPS de chaque relevé (English et al., 2022). Le pourcentage de surface imperméable a ensuite été calculé en rapportant la surface couverte par les catégories 20 et 21 à la surface totale du buffer.

2.1.5. Protocole de relevé floristique

Le protocole utilisé dans ce travail a été construit dans le cadre d'un projet pédagogique développé lors du cours "Projet de groupe", avec pour objectif l'élaboration d'un protocole scientifiquement validé pour une campagne de science citoyenne sur la flore des murs urbains.

2.1.5.1. Choix du mur ou de l'affleurement naturel

L'étape de choix du mur ou de l'affleurement naturel a pour objectif d'identifier une portion homogène de la structure à inventorier. Pour garantir cette homogénéité, l'ensemble des critères définis doivent être respectés sur toute la longueur de la portion sélectionnée. Si ces critères ne peuvent être appliqués sur une partie de la structure, celle-ci doit être exclue de l'inventaire. La mesure s'effectue au centre de la portion retenue. En cas d'hétérogénéité, il y a lieu de recommencer le processus de sélection jusqu'à identifier une section conforme aux critères d'homogénéité.

Sur le terrain, les observateurs doivent s'assurer de la **verticalité de la structure**, qui doit être comprise entre 70° et 110° en prenant l'horizontal (sol) comme axe à 0°. Soit une variation de 20° par rapport à un mur vertical (90°). Afin d'éviter les calculs d'angle sur le terrain, il est conseillé aux observateurs de mesurer une distance entre eux et la structure. La mesure se fait à une hauteur de 1m30 (hauteur de poitrine) à la perpendiculaire. Elle est comprise entre 0 et 47 cm. Dans le cas où la structure présente un angle entre 90° et 110°, lorsque le mur est penché vers l'opérateur, celui-ci prend la mesure à ses pieds. Pour cela, il s'assure d'être en contact avec le mur à 1m30, et mesure l'écart entre la pointe de ses pieds et le mur (**Figure 3**).

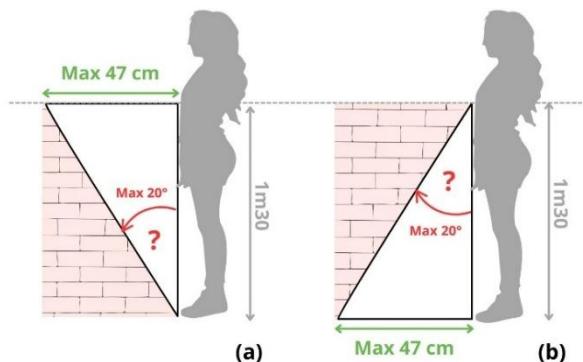


Figure 3. Illustration de la mesure de distance permettant de valider les conditions de verticalité de la structure. (a) Mesure à hauteur de poitrine (b) Mesure aux pieds.

La structure doit avoir des **dimensions minimales** de [1mx1m] pour être considérée comme un échantillon valide. Sa hauteur doit être supérieure à 1,30m, car les 30 centimètres en contact avec le sol ne seront pas pris en compte dans l'inventaire, afin de diminuer l'influence des colonisations et les enrichissements venues du sol.

Les **matériaux** acceptés sont, pour les murs : la pierre naturelle, le béton et la brique. Pour les affleurements rocheux : la roche naturelle. Les structures présentant d'autres types de matériaux (bois, torchis, métal, etc.) ne sont pas retenues. Le matériau constituant la structure doit être homogène au sein des dimensions minimales définies précédemment, soit [1mx1m] (**Figure 4**).



Figure 4. Mur constitué de matériaux hétérogènes. La portion sélectionnée, en contact avec le sol, doit être d'une hauteur de 1m30 et d'une largeur de 1m.

Pas de contact direct avec une source d'eau

Sont exclues les structures en **contact direct avec l'eau**, de manière permanente ou périodique, précipitations non comprises. Par exemple, les structures immergées par une rivière, un lac ou une source sont écartées tout comme les falaises suintantes (**Figure 5**).



Figure 5. Mur situé dans une zone ponctuellement inondée.

La structure ne doit montrer **aucun signe apparent d'entretien** récent, notamment des marques de nettoyage de végétation, comme du lierre arraché, ou de réparations, telles que des jointures refaites ou un sablage.

Au **minimum une espèce** doit avoir ses racines ancrées dans la partie verticale de la structure (c'est-à-dire qu'elle ne doit pas simplement être suspendue) pour que celle-ci soit acceptée comme un objet d'étude valide.

En milieu naturel et parfois même en zone urbaine, les structures observées ne sont pas nécessairement rectilignes. Par conséquent, l'homogénéité de la surface inventoriée est considérée comme respectée tant que celle-ci **ne présente pas une courbure supérieure ou égale à 90°** d'un bout à l'autre de la surface étudiée (**Figure 6**).

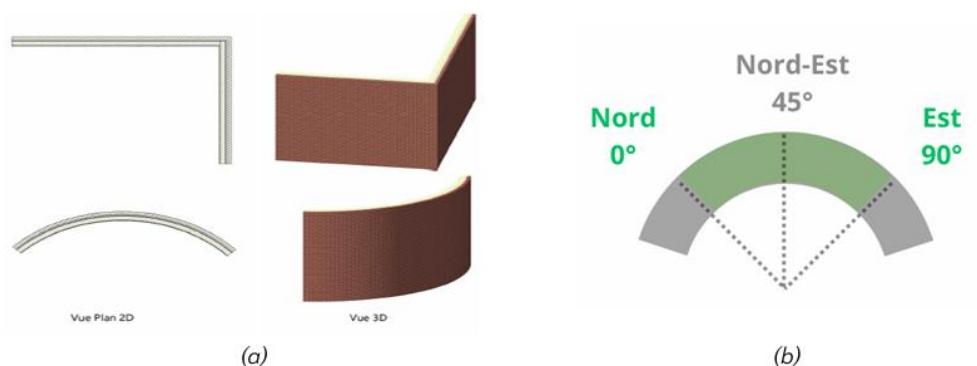


Figure 6. Variation brusque d'orientation avec dans un cas deux surfaces d'inventaire différentes (en haut) et une seule (en bas) (a). Variation maximale d'orientation de 90° (b)

2.1.5.2. Délimitation de la surface du relevé

La zone d'inventaire est comprise entre 0,30 et 2,30 m de hauteur à partir du pied de la structure (zone en contact avec le sol) (**Figure 7**). Cette hauteur maximale a été choisie afin d'être accessible pour les observateurs. Lorsque la structure est en contact avec le sol sur sa partie supérieure, 30 centimètres doivent également être soustraits à la surface totale. Les plantes présentes dans cette partie ne seront donc pas prises en compte dans l'inventaire. Le protocole ne prévoit pas de limites quant à la longueur de la structure mesuré tant qu'il correspond aux critères de sélection précédemment cités.

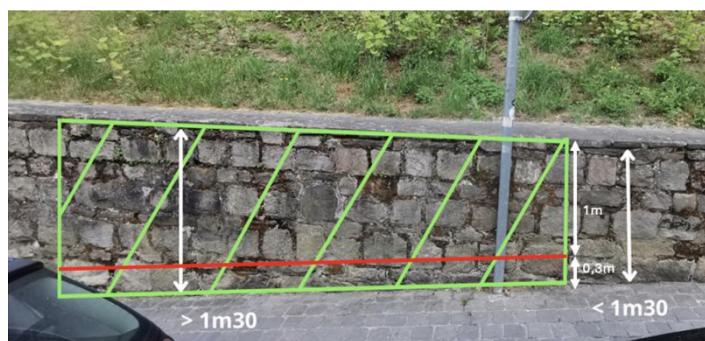


Figure 7. Délimitation de la surface du relevé (en vert). La zone hors cadre est exclue car elle a une hauteur inférieure à 1m30. La ligne rouge représente la limite des 30cm sous laquelle l'inventaire s'arrête.

2.1.5.3. Mesure des variables environnementales

La longueur de la surface inventoriée doit être mesurée, soit à l'aide d'un mètre ruban, soit en l'estimant par des pas, en considérant qu'un pas moyen correspond à 1 mètre. S'il existe, au sein des structures étudiées, des surfaces horizontales où s'accumulent de la terre de manière significative, elles seront exclues lors de l'inventaire (**Figure 8**).



Figure 8. Surfaces horizontales où s'accumule de la terre de manière significative.

Une fois la surface de la structure à inventorier définie, les données environnementales suivantes sont relevées en un point précis, au centre de la zone inventoriée, dos au mur.

- **Localisation** : Il est demandé à l'observateur de récolter les coordonnées GPS avec une application comme Google Maps, en Décimal Degrees (DD) (WGS84).
- **Matériau** : Le matériau du mur doit également être consigné.
- **Orientation précise** : L'orientation du mur doit être effectuée au milieu du mur, perpendiculairement à la structure à l'aide d'une boussole ou d'un outil équivalent. Il s'agit d'une mesure en degré.
- **Portion de ciel visible (SVF)** : La mesure du Sky View Factor modifié se fait en déterminant l'angle entre la verticale et le sommet de l'obstacle (**Figure 9b**), en trois points distincts à l'aide de l'application Clinometer version 3.0 (*Clinometer*, 2024). Cette mesure doit être effectuée perpendiculairement à la structure, ainsi que de part et d'autre selon un angle de + 45° et - 45° (**Figure 9a**).

L'observateur utilise l'application “Clinometer” pour viser le sommet des obstacles visibles (tels que des bâtiments ou des arbres). Il lit ensuite l'angle (A°) affiché par l'application, compris entre 90° s'il n'y a aucun obstacle, et 0° si le ciel n'est pas visible. Cet angle représente l'inclinaison entre l'horizontale et le sommet de l'obstacle (**Figure 9b**).

Relevé des données : L'observateur note les angles mesurés en degrés (indiqués par l'application Clinometer) par rapport aux obstacles dans chaque direction.

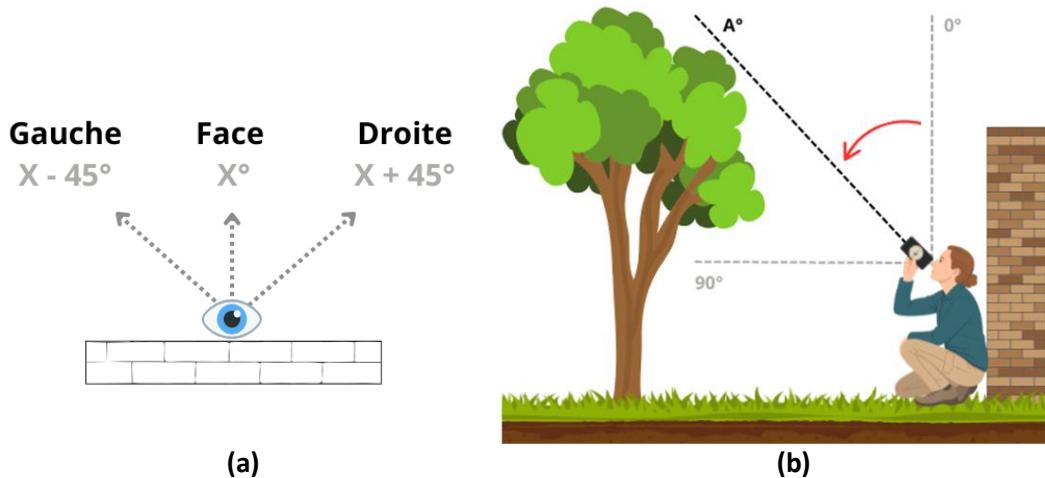


Figure 9. Mesure du Sky View Factor (SVF). (a) Vue du dessus, mesure selon les trois directions : De face à la perpendiculaire, à gauche et à droite selon un angle de $\pm 45^\circ$. (b) Détermination de l'angle entre la verticale et le sommet de l'obstacle

2.1.5.4. Relevé phytosociologique

Le **recouvrement de tous les bryophytes** est relevé en pourcentage, de manière indifférenciée entre espèces et sans nécessité d'identification. Une **liste exhaustive** des espèces végétales vasculaires présentes (plantes à graines et fougères) est établie, avec une identification au rang d'espèce. En cas d'incertitude, le genre suivi de "sp." peut être noté.

Les ouvrages ayant été utilisé pour l'identification sont :

- « *Flora Vegetativa* »: pour l'identification des espèces à partir des seuls caractères végétatifs (Stefan Eggenberg et Adrian Möhl, 2020).
- « *Nouvelle Flore de la Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du Nord de la France et des Régions voisines (Ptéridophytes et Spermatophytes)* » (Lambinon et Verloove, 2015).
- « *Flore écologique de Belgique et des régions limitrophes* » (Carbonnelle et al., 2019).

Ainsi que des applications permettant une identification par l'intermédiaire d'un smartphone :

- ObsIdentify version 5.1.1 (*ObsIdentify*, s. d.)
- Pl@ntnet version 3.23.4a (*Pl@ntnet*, s. d.)
- iNaturalist version 1.36.8(628) (*iNaturalist*, s. d.)

Pour chaque espèce identifiée, un **pourcentage de recouvrement** brute est attribué. Celui-ci correspond au rapport entre la surface projetée de l'espèce et la surface totale inventoriée. Le recouvrement total (pour l'ensemble des espèces présentes) peut excéder 100% en raison de la superposition des strates. Le recouvrement minimal est noté à 1%.

2.1.6. Analyses statistiques

Les relevés ont été encodés sur des fiches papier (**Annexe 1**). Ceux-ci ont été retranscrits dans un document Excel afin d'obtenir une base de données environnementale contenant les identifiants des

relevés et les facteurs environnementaux, ainsi que dans une base de données reprenant les espèces par relevé. Une matrice espèces × abondances a été construite à partir des relevés floristiques, chaque ligne correspondant à un relevé et chaque colonne à une espèce, avec comme valeur l'abondance estimée.

Les analyses ont été réalisées sous le logiciel RStudio version 2025.05.1 (Posit Software). Les packagages « vegan », « FactoMineR », « tidyverse », « FSA », « labdsv », « dplyr » et « car » ont été utilisés.

2.1.6.1. Description des variables environnementales

Une description générale des gammes de valeurs des variables a d'abord été dressée. Pour tester les différences de conditions environnementales entre les types de structure, une comparaison de moyenne a été réalisée pour cinq variables environnementales (PDIR, SVF, longueur, recouvrement en bryophytes, urbanité). Pour chaque variable, les moyennes ont été calculées, suivies d'un test de normalité (Shapiro-Wilk) et d'homogénéité des variances (Levene). Des transformations logarithmique, racine carrée et inverse ont été appliquées si nécessaire, puis les conditions d'application de l'ANOVA ont été réévaluées. Seule la variable longueur, après transformation logarithmique, a satisfait ces conditions : une ANOVA suivie d'un test post-hoc de Tukey a été réalisée. Pour les autres variables, les conditions n'étant pas remplies, un test de Kruskal-Wallis a été utilisé, suivi d'un test post-hoc de Dunn avec correction de Bonferroni en cas de significativité. Un seuil alpha corrigé de 0,0166 a été appliqué à l'ensemble des tests. La variable matériau dépend directement du type de structure : les affleurements naturels sont exclusivement rocheux, tandis que les murs sont constitués de matériaux anthropiques (brique, béton ou pierre naturelle). Par conséquent, la comparaison des proportions de matériaux a été restreinte aux seuls types de murs. Des tests exacts de Fisher, adaptés aux variables catégorielles avec de faibles effectifs, ont été utilisés pour comparer les fréquences des différents matériaux. Une correction de Bonferroni a été appliquée pour les comparaisons multiples. En raison de la faible occurrence du béton, le test exact a été utilisé pour toutes les modalités de manière systématique. Avant de réaliser une analyse en composantes principales (ACP), une matrice de corrélation a été construite afin de connaître les relations entre les différentes variables environnementales. Une première analyse a été réalisée afin d'évaluer la structure de la distribution des données environnementales. Pour cela, une analyse en composante principale (ACP) a été réalisée. L'ACP reprenant les trois types de structures a été réalisée sur cinq variables quantitatives : le PDIR, le Sky View Factor (SVF), la longueur de la structure, le degré d'urbanité et le recouvrement en bryophytes. La variable matériau a été exclue de l'analyse afin de préserver la lisibilité des résultats, car comme mentionné précédemment elle est fortement corrélée au type de structure. Son inclusion aurait donc artificiellement renforcé la séparation entre les groupes sans apporter d'information environnementale indépendante.

2.1.6.2. Diversité alpha

La diversité spécifique locale a été comparée entre les trois types de structures à l'aide de quatre indices : la richesse spécifique brute, l'indice de Shannon, l'indice de Simpson, et l'équitabilité de Piérou (**Tableau 3**). Les conditions d'application des tests paramétriques n'ayant pas été remplies, même après transformation des données, des tests de Kruskal-Wallis ont été utilisés, suivis de comparaisons post-hoc de Dunn avec correction de Bonferroni.

Les indices suivants ont été calculés :

- Richesse spécifique : $S = \text{nombre d'espèces total}$, mesure la diversité par le décompte du nombre d'espèces.
- Indice de Shannon : $H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln(p_i)$, avec p_i l'abondance relative d'une espèce i et S la richesse spécifique. Mesure la diversité en tenant compte à la fois du nombre d'espèces et de leur abondance relative. L'indice varie de 0, pour une seule espèce présente, à $\ln(S)$ lorsque les espèces ont la même abondance.
- Indice de Gini-Simpson : $D = 1 - \sum_{i=1}^S (p_i^2)$, avec p_i l'abondance relative d'une espèce i . Mesure la probabilité que deux individus tirés au hasard appartiennent à des espèces différentes. L'indice varie entre 0, pour un milieu homogène avec une seule espèce, à $1 - \frac{1}{S}$ pour un milieu hétérogène où les espèces ont la même abondance.
- Équitabilité de Piélou : $J' = \frac{H'}{\log S}$, où H' est indice de Shannon et S la richesse spécifique. Mesure l'équitabilité de la distribution des espèces. L'indice varie de 1, où toutes les espèces ont des abondances similaires, à 0 où une espèce domine.

Afin de comparer les moyennes des indices pour les trois types de structure, des tests de Shapiro-Wilk et Levene ont permis de vérifier les conditions pour l'ANOVA. En l'absence de normalité ou d'homogénéité des variances, les variables ont été transformées (log, racine carrée, inverse) et les conditions testée à nouveau. Les conditions n'étant pas remplies, des tests de Kruskal-Wallis et post-hoc de Dunn avec correction de Bonferroni ont été réalisés sur les moyennes des indices.

Afin d'évaluer l'exhaustivité de l'échantillonnage floristique, une courbe d'accumulation de la richesse en espèce par type de structure en fonction du nombre de relevés a été produite

2.1.6.3. Diversité bêta

Une matrice de distances de Bray-Curtis a été générée sur base des abondances brutes. Une ordination non contrainte de type PCoA a ensuite été réalisée. Les résultats ont été visualisés sous forme de nuage de points avec ellipses de confiance de 80%. Une analyse du coefficient de corrélation de Pearson a été réalisée pour les variables environnementales projetées, afin de connaître leur contribution à la variance des coordonnées de chaque axe. Après avoir vérifié la normalité des distances à chaque centroïde par un test de Shapiro-Wilk, et l'homogénéité des variances par un test de dispersion Betadisper, une analyse de la variance permutée (PERMANOVA) a été utilisée pour tester l'effet du type de structure sur la composition en espèces (Anderson, 2006; Anderson et al., 2006; Bacaro et al., 2012).

Une analyse des espèces indicatrices avec IndVal a été réalisée pour identifier les espèces associées significativement à un type de structure. L'écologie des espèces a été déterminée grâce à la *Nouvelle Flore de la Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du Nord de la France et des Régions voisines* (Lambinon et Verloove, 2015), la *Flore écologique de Belgique et des régions limitrophes* (Carbonnelle et al., 2019) ainsi que le *Guide d'interprétation de la flore indicatrice en forêt* (Claessens et al., 2021). La liste dressée a été comparée à celle de l'arrêté du Gouvernement wallon du 15 septembre 2022 exécutant le décret du 2 mai 2019 relatif à la prévention et à la gestion de l'introduction et de la propagation des espèces exotiques envahissantes. Les espèces appartenant à la liste rouge régionale de l'IUCN ont été identifiée (SPW, 2010).

2.2. Quantification de l'effet observateur

Afin d'évaluer l'intérêt de fournir le protocole établi dans le cadre d'une campagne participative de relevés à destination des naturalistes, trois observateurs secondaires ont été sélectionnés pour tester celui-ci, en fonction de leur profil :

- Observateur secondaire 1 : travaille dans le milieu académique en rapport avec les pratiques naturalistes et environnementales. Il pratique occasionnellement le naturalisme, notamment lors de missions de terrain réalisées dans le cadre de son emploi.
- Observateur secondaire 2 : possède une formation supérieure et une activité professionnelle dans le domaine académique, en lien direct avec l'écologie végétale. Il pratique régulièrement le naturalisme en amateur et dispose d'un bon niveau de connaissances botaniques.
- Observateur secondaire 3 : diplômé dans un domaine proche du sujet d'étude. Il ne pratique plus la botanique depuis la fin de ses études en 2018.

Les trois observateurs présentent ainsi une familiarité variable avec la botanique, mais disposent tous d'un socle commun de connaissances et d'une expérience naturaliste suffisante pour être considérés comme des observateurs avertis. Les différents observateurs ont été formés à ce protocole, et il a été rédigé dans l'optique d'être distribué dans une campagne de relevés réalisée par des naturalistes. Ce protocole permet de délimiter les surfaces d'échantillonnage, de guider les opérateurs dans les mesures environnementales réalisées ainsi que dans l'inventaire floristique.

La zone d'étude et les unités d'échantillonnage suivent les critères définis dans le chapitre caractérisation des communautés végétales. Cependant, les types de structures échantillonnées avec les observateurs secondaires dépendent des contraintes liées aux régions visitées lors des déplacements sur le terrain. Il n'a donc pas été possible de garantir un nombre équivalent de relevés par type de structures pour chaque observateur secondaire.

Lors des déplacements sur le terrain, l'observatrice principale a travaillé sur les mêmes structures que chacun des observateurs secondaires. Les observateurs secondaires ont quant à eux relevé des points distincts entre eux lors de campagnes d'échantillonnage différentes, afin de couvrir une surface plus étendue de la zone d'étude. La délimitation des surfaces inventoriées a été définie conjointement entre l'observatrice principale et chacun des observateurs secondaires. En revanche, les mesures environnementales ainsi que l'inventaire floristique ont été réalisés de manière indépendante.

2.2.1. Analyses statistiques

Les analyses portent sur la variabilité inter-opérateurs en termes de richesse spécifique détectée, de composition floristique et d'estimation de l'abondance. Cette variabilité a été quantifiée à l'aide des différences de richesse relative, des indices de pseudo-turnover et de dissimilarité de Bray-Curtis, calculés pour chaque paire de relevés associant un opérateur secondaire à l'opératrice principale.

Les taxons dont l'identification ne dépassait pas le niveau du genre ont été écartés préalablement aux analyses.

2.2.1.1.Richesse et composition floristique

Afin de vérifier si les sites relevés en binôme avec chaque opérateur secondaire présentaient une richesse floristique comparable, la moyenne de richesse spécifique relevée par l'opératrice principale a été comparée entre les binômes.

Les métriques suivantes ont été calculés :

- Le taux de pseudo-turnover : $T = \frac{A+B}{S_A+S_B}$, où A et B sont les espèces observées par l'un ou l'autre des opérateurs uniquement, et S_A et S_B les nombre d'espèces respectifs. Il correspond au pourcentage d'espèces manquées par un observateur et non par un autre.
- Distance de Bray-Curtis : $BC_{jk} = \frac{\sum_{k=1}^S |x_{ij} - x_{ik}|}{\sum_{k=1}^S (x_{ij} + x_{ik})}$, où x_{ij} est abondance de l'espèce i dans le relevé j et x_{ik} l'abondance de l'espèce i dans le relevé k . La somme porte sur toutes les espèces présentes dans le relevé. L'indice varie de 0, pour des communautés identiques (même composition et abondance), à 1 pour des communautés complètement différentes avec aucune espèce en commun. Il mesure la dissimilarité des communautés en tenant compte de leurs abondances spécifiques.

2.2.1.2.Approche par espèce

Afin d'identifier les espèces présentant des difficultés de détection ou d'identification, une matrice croisant les espèces avec les types d'erreurs observés a été établie. Elle recense les espèces pour lesquelles un ajout ou une omission a été constaté par rapport à la liste de l'opératrice principale. La nature exacte de l'erreur n'ayant pas pu être déterminée, les erreurs d'identification et d'omission ont été regroupées au sein d'une même catégorie d'espèces dites « problématiques ». Un échantillon de 12 espèces a été sélectionné, reprenant les espèces avec le plus d'erreurs. Un seuil arbitraire a été fixé à 5 erreurs minimum, pour des raisons de lisibilité des résultats.

3. RÉSULTATS

3.1. Données collectées

Un total de 185 relevés floristiques a été réalisé par l'opératrice principale dans le cadre de cette étude. Ces relevés sont répartis équitablement entre les trois types de structures étudiées : 62 relevés sur les murs hors friche, 62 sur les murs en friche et 61 sur les affleurements rocheux naturels, considérés comme milieux de référence (**Figure 10**).

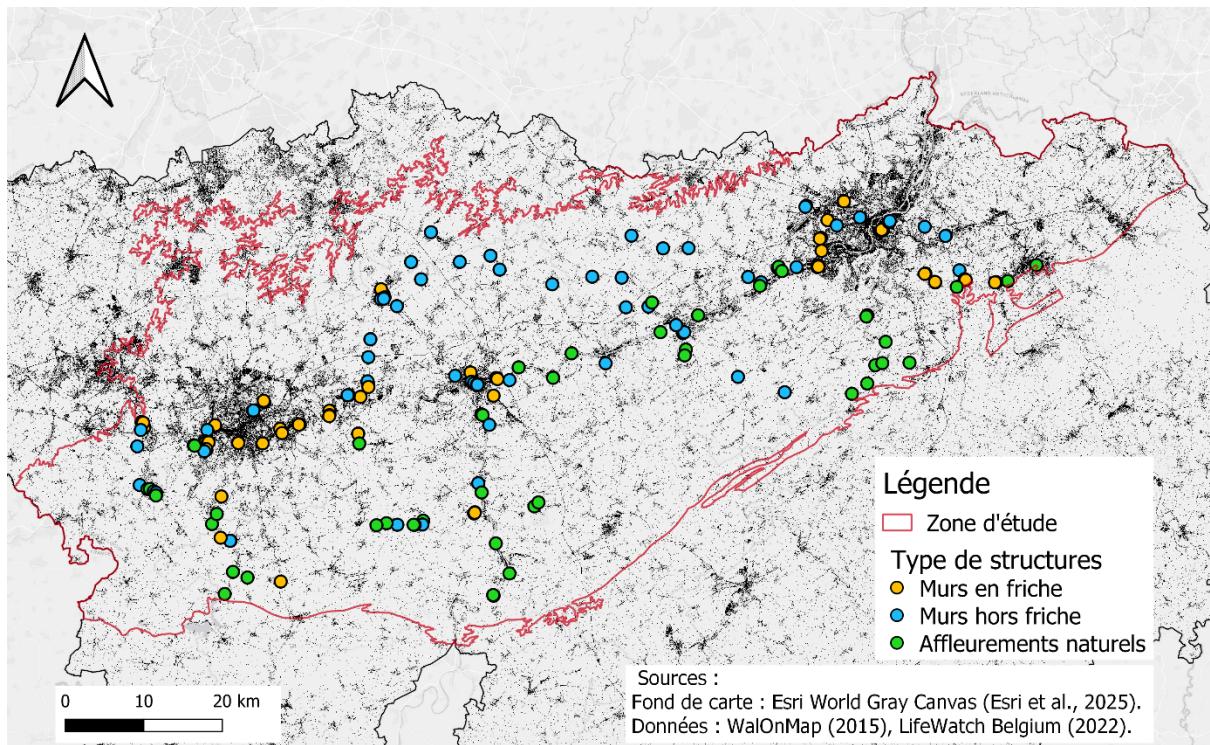


Figure 10. Carte de répartition des relevés floristiques par type de structure, réalisés par l'opératrice principale dans la zone d'étude.

3.2. Description des variables environnementales

La répartition des relevés selon les variables environnementales, tous types de structures confondus, se caractérise par une large amplitude de valeurs. La longueur des structures varie de 1 à 103 m, avec une moyenne de 14,86 ($\pm 14,55$) m et une médiane de 10 m. Leur SVF varie de 0 à 0,5, avec une moyenne de 0,26 ($\pm 0,14$) et une médiane de 0,29. Leur recouvrement en bryophytes varie de 0 à 95%, avec une moyenne de 5,76 ($\pm 14,27$) % et une médiane de 1 %. L'urbanité varie de 2,97 à 62,22 % avec une moyenne de 22,05 ($\pm 15,65$) % et une médiane de 18,22 %. Indiquant une distribution asymétrique pour ces quatre variables. Le PDIR varie de 0,051 à 0,7 avec une moyenne de 0,29 ($\pm 0,24$) % et une médiane de 0,18.

Les distributions des variables environnementales ont été présentées par type de structure (**Figure 11**). La moyenne du PDIR ne diffère pas significativement entre les trois types de structures (Kruskal-Wallis ; $\chi^2(2) = 2,58$; $p = 0,28$). Elle est de 0,26 ($\pm 0,13$) MJ.cm⁻².an⁻¹ pour les murs en friche, de 0,29 (\pm

$0,25)$ MJ.cm $^{-2}.$ an $^{-1}$ pour les murs hors friche et de $0,32 (\pm 0,18)$ MJ.cm $^{-2}.$ an $^{-1}$ pour les affleurements naturels.

La **longueur** diffère de manière très hautement significative entre les types de structures (ANOVA ; transformation logarithmique ; $F(2, 182) = 21,88$; $p < 0,001$). Les murs hors friche ($M = 23,6 ; \pm 19,0$) sont plus longs que ceux en friche ($M = 10,7 ; \pm 9,56$) et que les affleurements naturels ($M = 10,2 ; \pm 8,48$). Les comparaisons post-hoc (Tukey) montrent que les différences entre murs en friche et murs hors friche ou affleurements naturels sont très hautement significatives ($p < 0,001$), mais pas entre murs en friche et affleurements naturels ($p = 0,96$).

La proportion de ciel visible (**SVF**) varie significativement selon le type de structure (Kruskal-Wallis ; $\chi^2(2) = 12,12$; $p = 0,0023$). Elle est plus élevée dans les murs hors friche ($M = 0,31 ; \pm 0,10$) que dans les murs en friche ($M = 0,22 ; \pm 0,15$) et les affleurements naturels ($M = 0,25 ; \pm 0,15$). Le test post-hoc de Dunn (correction de Bonferroni) indique une différence hautement significative entre les murs en friche et hors friche ($p = 0,0018$), mais non significative entre les murs en friche et les affleurements naturels ($p = 0,65$) ainsi qu'entre les affleurements naturels et les murs hors friche ($p = 0,086$).

Le **recouvrement en bryophytes** varie très significativement entre les types de structures (Kruskal-Wallis ; $\chi^2(2) = 41,71$; $p < 0,001$). Il est plus élevé pour les affleurements naturels ($M = 13,6 ; \pm 22,6$) que pour les murs en friche ($M = 1,84 ; \pm 3,40$) et les murs hors friche ($M = 1,95 ; \pm 3,03$). Les comparaisons post-hoc de Dunn indiquent une différence très hautement significative entre les affleurements naturels et les murs de friche ($p < 0,001$), ainsi qu'entre les affleurements naturels et les murs hors friche ($p < 0,001$), mais non significative entre les murs en friche et hors friche ($p = 0,67$).

Le **degré d'urbanisation** varie de manière très hautement significative entre les types de structures (Kruskal-Wallis ; $\chi^2(2) = 28,58$; $p < 0,001$). Il est plus élevé autour des murs en friche ($M = 29,9 ; \pm 15,6$) que des murs hors friche ($M = 19,9 ; \pm 15,5$) ou des affleurements naturels ($M = 16,2 ; \pm 12,4$). Les tests post-hoc de Dunn montrent des différences très hautement significatives entre les murs en friche et hors friche ($p < 0,001$) et entre les murs en friche et les affleurements naturels ($p < 0,001$), mais pas entre affleurements naturels et murs hors friche ($p = 0,62$).

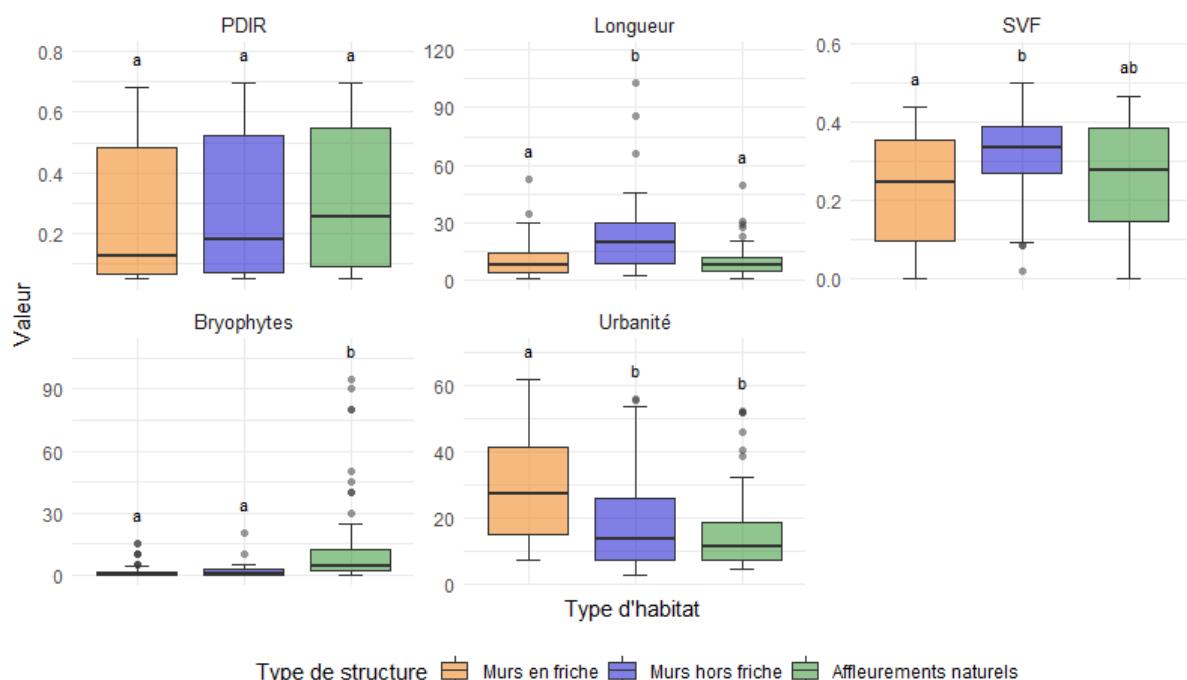


Figure 11. Distribution des variables environnementales par type de structure.

Les types de matériaux diffèrent significativement entre les murs en friche et ceux hors friche (test exact de Fisher, correction de Bonferroni). Les murs en friche sont constitués de brique en plus grande

proportion (66,1 %) que les murs hors friche (37,1 %), avec une différence hautement significative ($p = 0,0064$). Les murs en friche sont constitués en moindre proportion de pierre naturelle (19,4 %) que les murs hors friche (59,7 %), avec une différence très hautement significative ($p < 0,001$). La proportion de béton ne diffère pas significativement ($p = 0,16$) entre murs hors friche (3,2 %) et en friche (14,5 %). Celui-ci est le matériau le moins rencontré, tous types de murs confondus (**Figure X**). Par définition, les affleurements naturels sont systématiquement rocheux.

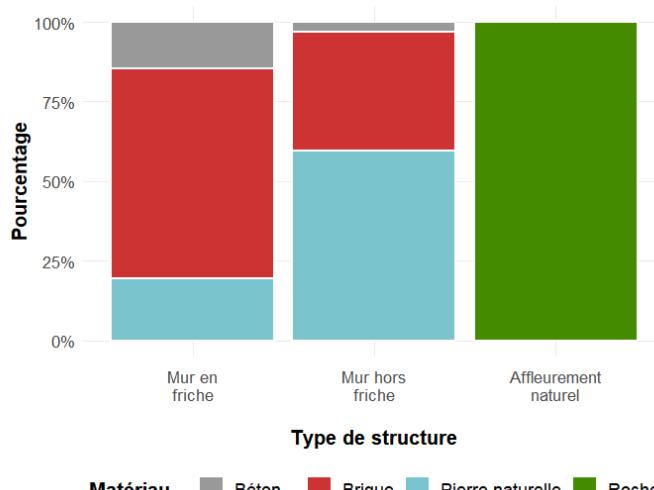


Figure 12. Répartition des relevés selon le matériau par type de structure.

D'après le graphique des corrélations entre variables environnementales (**Figure 13**), le matériau est positivement corrélé au recouvrement en bryophytes et négativement à l'urbanité. Le SVF est positivement corrélé à la longueur de la structure. L'urbanité présente une légère corrélation négative avec le recouvrement en bryophytes.

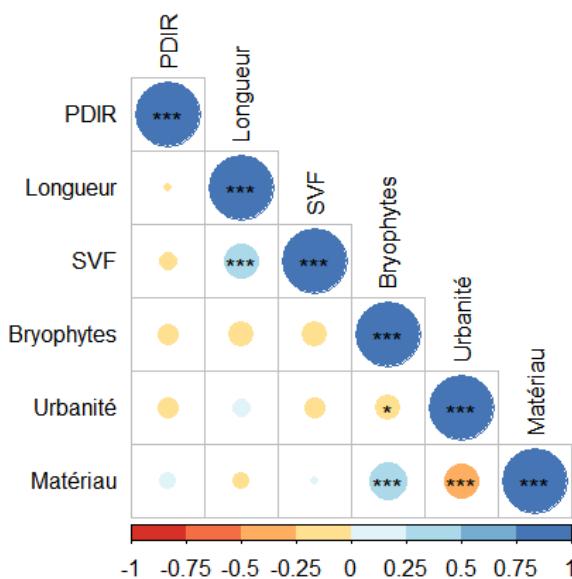


Figure 13. Matrice de corrélation des variables environnementales (test de Pearson).

Une analyse en composantes principales (ACP) a été réalisée afin de visualiser la structure du jeu de données selon les principales variables environnementales quantitatives mesurées sur le terrain ou calculées à posteriori (**Figure 14**).

Sur base des valeurs propres, 3 axes ont été retenus. Ces axes expliquent 72,3 % de la variabilité du jeu de données (axe 1 = 28,2 %, axe 2 = 22,4 %, axe 3 = 21,7 %). L'axe 1 est fortement corrélé positivement aux variables Longueur et SVF et négativement au facteur recouvrement en bryophytes. L'axe 2 est positivement corrélé à la variable Urbanité. L'axe 3 est fortement lié à la variable SVF.

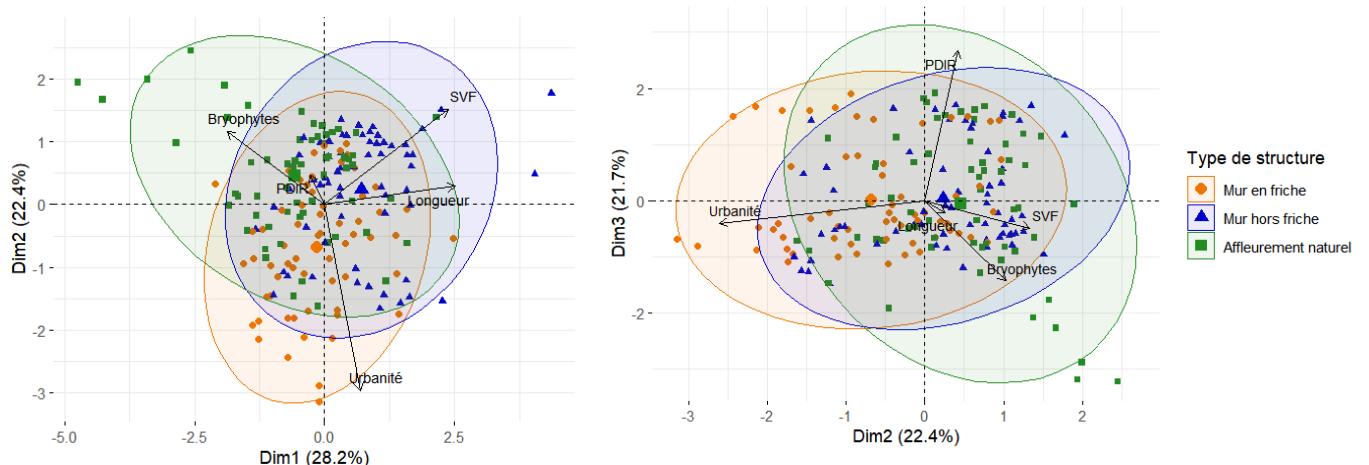


Figure 14. Analyse en composantes principales (ACP) sur les variables environnementales PDIR, SVF, longueur, Urbanité et recouvrement en bryophytes, pour les trois types de structures.

Les ellipses se recouvrent fortement, ce qui traduit peu de différence entre les distributions des variables environnementales pour les trois types de structure. Les affleurements naturels (en vert) présentent une ellipse dont le recouvrement s'étend davantage au troisième cadran du graphique, en association avec un recouvrement élevé en bryophytes. Les murs hors friche (en bleu) et les affleurements naturels se distinguent en partie selon l'axe 1. Les murs hors friche dans le premier quadrant, avec des valeurs plus élevées de longueur et de Sky View Factor (SVF), et les affleurements naturels dans le deuxième quadrant, avec des valeurs plus importantes de recouvrement en bryophytes. Les murs de friches (en orange) présentent une répartition plus diffuse et intermédiaire. Dans l'ensemble, les murs se différencient légèrement des affleurements selon le gradient d'urbanité.

3.3. Caractérisation des communautés

3.3.1. Diversité α (diversité locale)

3.3.1.1. Courbes d'accumulation

Pour l'ensemble des relevés, un total de 236 espèces différentes ont été recensées. La richesse cumulée n'était pas équitable selon le type de structure : 91 espèces pour les murs en friche, 128 pour les murs hors friche et 185 pour les affleurements naturels (**Figure 15**). Elles distinguent nettement

les trois types de structures pour un même échantillonnage, les affleurements naturels comptabilisant le plus grand nombre d'espèces différentes. Les courbes d'accumulations de la richesse spécifique cumulée en fonction du nombre de relevés indiquent une absence de plateau, suggérant que l'échantillonnage n'a pas permis de capter l'ensemble de la diversité potentielle pour chaque type de structure.

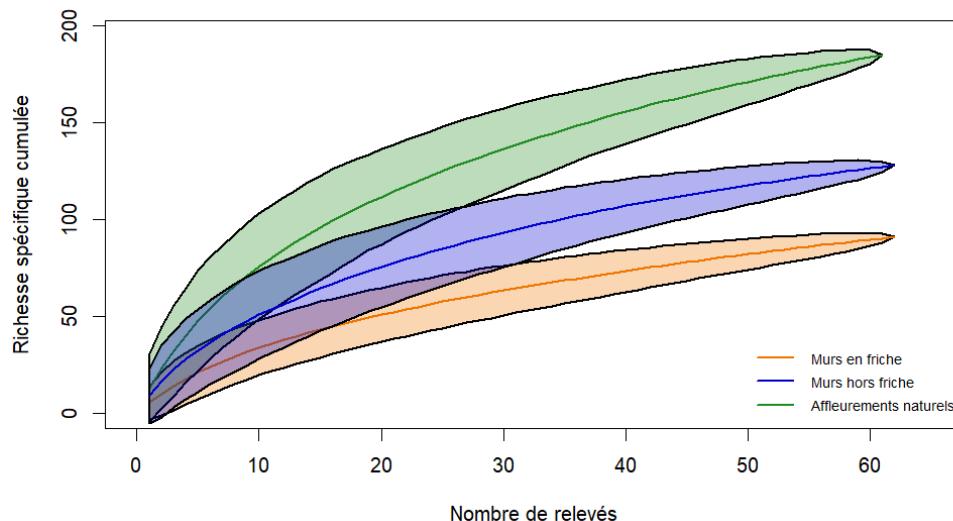


Figure 15. Courbes d'accumulation par type de structure en fonction du nombre de relevé.

1.1.1.1. Comparaison de la richesse spécifique brute et des indices de diversité entre les types de structures

Les résultats des comparaisons de moyennes pour la richesse spécifique brute et les indices de diversité entre types de structures sont illustrés dans la **Figure 16**.

La moyenne de la **richesse spécifique brute** diffère de manière très hautement significative entre les types de structures (Kruskal-Wallis ; $\chi^2(2) = 33,59$; $p < 0,001$). Elle est plus élevée dans les affleurements naturels ($M = 13,00$; $\pm 8,38$) que dans les murs hors friche ($M = 9,37$; $\pm 7,38$) et les murs en friche ($M = 5,65$; $\pm 4,38$). Les comparaisons post-hoc de Dunn avec correction de Bonferroni indiquent une différence très hautement significative entre affleurements naturels et murs en friche ($p < 0,001$), hautement significatives entre murs hors friche et murs en friche ($p = 0,0080$), et significative entre affleurements naturels et murs hors friche ($p = 0,0152$).

La moyenne de l'indice de **Shannon** diffère également de manière très hautement significative entre les types de structures (Kruskal-Wallis ; $\chi^2(2) = 27,83$; $p < 0,001$). Les affleurements naturels présentent en moyenne l'indice le plus élevé ($M = 2,07$; $\pm 0,73$), suivis des murs hors friche ($M = 1,60$; $\pm 0,90$) et des murs en friche ($M = 1,17$; $\pm 0,85$). Les tests post-hoc de Dunn avec correction de Bonferroni montrent une différence très hautement significative entre affleurements naturels et murs en friche ($p < 0,001$), significative entre murs hors friche et murs en friche ($p = 0,038$) et entre affleurements naturels et murs hors friche ($p = 0,016$).

Pour la moyenne de l'indice de **Simpson**, les différences entre types de structures sont également très hautement significatives (Kruskal-Wallis ; $\chi^2(2) = 23,50$; $p < 0,001$). Les affleurements naturels présentent les valeurs les plus élevées ($M = 0,79$; $\pm 0,17$), suivis des murs hors friche ($M = 0,65$; $\pm 0,31$) et des murs en friche ($M = 0,53$; $\pm 0,33$). Les comparaisons post-hoc de Dunn avec correction de

Bonferroni indiquent une différence très hautement significative entre affleurements naturels et murs en friche ($p < 0,001$) et significative entre affleurements naturels et murs hors friche ($p = 0,026$), mais non significatives entre murs hors friche et murs en friche ($p = 0,077$).

La moyenne de l'**équitabilité de Piélou** ne diffère pas significativement entre les types de structures (Kruskal-Wallis ; $\chi^2(2) = 4,31$; $p = 0,12$). Les moyennes varient 0,67 ($\pm 0,36$) pour les murs en friche à 0,87 ($\pm 0,13$) pour les affleurements naturels, avec 0,73 ($\pm 0,33$) pour les murs hors friche.

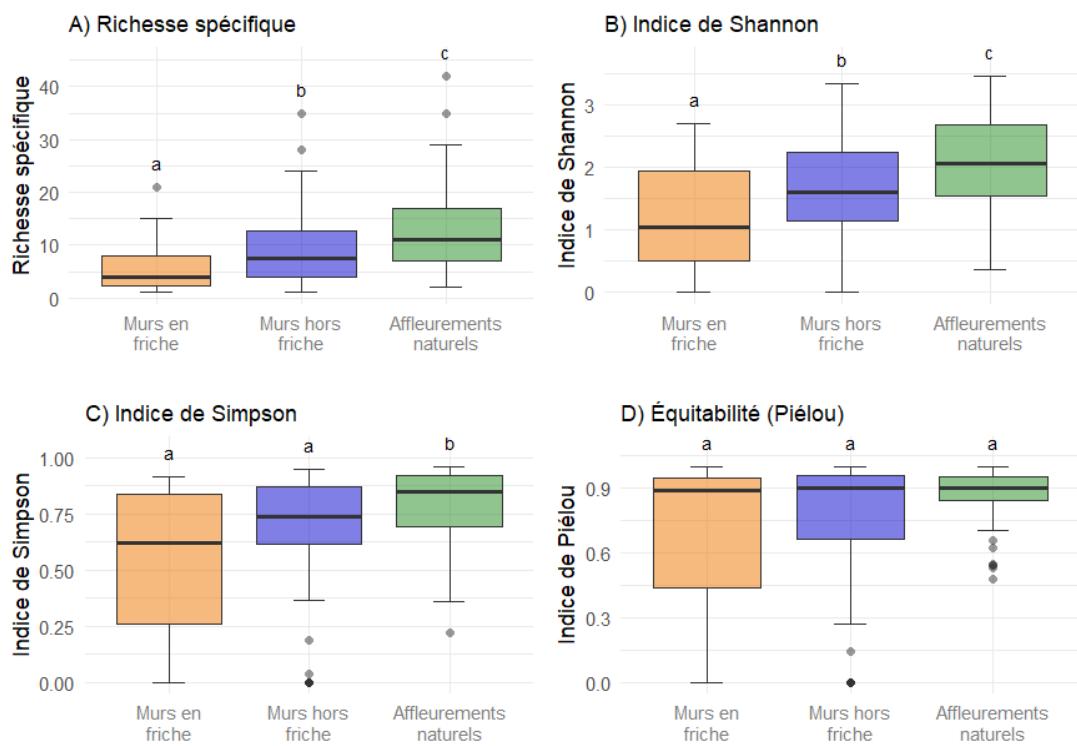


Figure 16. Boxplots des indices de richesse et diversité locale A) Richesse spécifique B) Indice de Shannon C) Indice de Simpson D) Indice d'équitabilité de Piélou. Des lettres identiques indiquent l'absence de différence significative entre les moyennes, tandis que des lettres différentes indiquent une différence significative.

1.1.2. Diversité β (composition floristique)

1.1.2.1. Ordination non contrainte : PcoA

Une analyse en coordonnées principales (PCoA), basée sur la distance de Bray-Curtis, a été réalisée afin de visualiser les différences de composition floristique entre les trois types de structures. Sur base des valeurs propres, 3 axes ont été retenus. Un histogramme des valeurs propres est présenté en **Annexe 2**. Ces axes expliquent 25,98 % de la variabilité du jeu de données (axe 1 = 12,61 % ; axe 2 = 7,24 % ; axe 3 = 6,13 %). Les relevés tendent à se regrouper selon leur type de structure, les centroïdes de chaque groupe étant distincts dans l'espace multivarié (**Figure 17**). L'axe 1 sépare les murs hors friche des deux autres types de structure. L'axe 2 sépare les trois types de structure, distinguant les

murs des affleurements naturels. L'axe 1 et 3 sépare peu les murs de friches des affleurements naturels. Les murs hors friche se distinguent des deux autres types de structure selon les trois axes.

La projection des variables environnementales montre une contribution plus importante du SVF et du recouvrement en bryophytes à la structuration floristique comme l'indique la longueur des flèches et

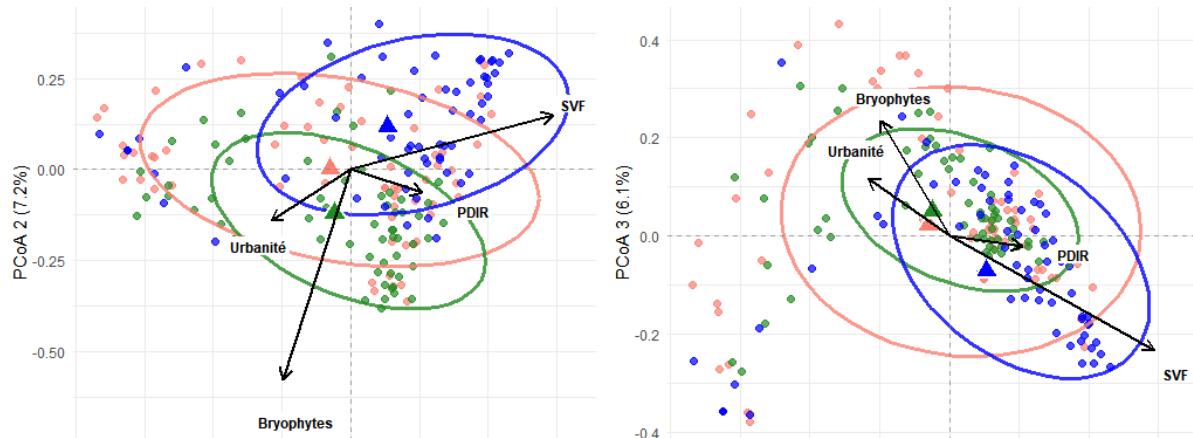


Figure 17. PCoA basée sur la composition floristique (distance de Bray-Curtis) par type de structure. Les ellipses représentent les intervalles de confiance à 80 %. Les flèches indiquent les gradients des variables environnementales quantitatives (Urbanité, SVF, PDIR et Bryophytes : recouvrement en bryophytes). Centroïdes représentés par les triangles de couleurs.

leurs proximités aux axes. L'axe 1 est corrélé positivement et de manière significative au SVF (Pearson ; $r = 0,199$; $p = 0,0065$). De manière non significative ($p > 0,05$), il est corrélé positivement au PDIR, et négativement à l'urbanité et au recouvrement en bryophytes. L'axe 2 est corrélé négativement de manière hautement significative au recouvrement en bryophytes (Pearson ; $r = -0,26$; $p < 0,001$). De manière non significative ($p > 0,05$), il est positivement corrélé au SVF, et négativement à l'urbanité et au PDIR. Les corrélations de l'axe 3, non significatives ($p > 0,05$), sont positives pour le SVF et le PDIR et négative pour le recouvrement en bryophytes et l'urbanité.

Le test de dispersion (betadisper) ayant indiqué une variance intra-groupe homogène ($F(2,182) = 2,6$; $p = 0,078$), validant l'hypothèse de dispersion équivalente entre groupes, une analyse PERMANOVA pu être réalisée. Elle a confirmé l'effet significatif du type de structure sur la composition floristique ($F(2,182) = 6,30$; $R^2 = 0,065$; $p = 0,001$). Des comparaisons post-hoc ont montré que chacun des trois types de structure différait de manière très hautement significative des deux autres ($p < 0,001$).

1.1.2.2. Espèces indicatrices

L'analyse IndVal (De Cáceres et Legendre 2009) a permis d'identifier 32 espèces indicatrices pour les affleurements naturels, 4 pour les murs hors friche et 2 pour les murs en friche ayant une p-valeur inférieure à 0,5 (**Tableau 3**). Leur écologie est détaillée dans l'**Annexe 3**. Parmi les espèces indicatrices des affleurements rocheux, 17 sont observées, entre autres, sur des habitats rocheux (rochers et rocallies). Les autres sont des espèces de pelouses et prairies sèches, ou des espèces plus généralistes, présentes en forêt ou dans des milieux rudéraux. Onze sont indiquées comme pouvant également se retrouver sur les « vieux murs ». Dont *Cerastium tomentosum*, espèce ornementale naturalisée. Elles sont majoritairement calciphiles à calcicoles. Quatre bénéficient d'un statut de protection au niveau régional selon l'IUCN : *Festuca pallens* et *Lactuca perennis* sont classées « Vulnérable » (VU), *Parietaria judaica* est « En danger » (EN) et *Scabiosa columbaria* est « En danger critique » (CR) (SPW, 2010).

Au sein des espèces présentes sur les murs hors friche, seul *Asplenium ruta-muraria* est une espèce indigène spécialiste des substrats rocheux. *Cymbalaria muralis* et *Centranthus ruber* sont des espèces néophytes ornementales naturalisées, pouvant se retrouver sur des rochers. *Convolvulus sepium* retrouvée en milieux plus frais, montre un caractère rudéral (terrils et terrains vagues).

Les murs en friche comptent deux espèces rudérales : *Betula pendula*, pionnier à large amplitude écologique, et *Buddleja davidii*, espèce exotique envahissante citée dans l'Annexe 4 de l'Arrêté du Gouvernement wallon du 15 septembre 2022.

Tableau 2. Liste des espèces indicatrices pour les trois types de structure ($p < 0,5$).
Niveau de significativité : $p \leq 0,001$ (***) ; $p \leq 0,01$ (**) ; $p < 0,5$ (*)

| Murs en friche | | Murs hors friche | | Affleurements naturels | |
|-------------------------|--------------------|-------------------------------|--------------------|--------------------------------|--------------------|
| Espèces indicatrices | Valeur indicatrice | Espèces indicatrices | Valeur indicatrice | Espèces indicatrices | Valeur indicatrice |
| <i>Buddleja davidii</i> | 0,584 (***) | <i>Asplenium ruta-muraria</i> | 0,732 (***) | <i>Poa nemoralis</i> | 0,55 (**) |
| <i>Betula pendula</i> | 0,443 (***) | <i>Cymbalaria muralis</i> | 0,658 (***) | <i>Sedum album</i> | 0,55 (***) |
| | | <i>Centranthus ruber</i> | 0,297 (*) | <i>Campanula rotundifolia</i> | 0,444 (***) |
| | | <i>Convolvulus sepium</i> | 0,284 (**) | <i>Origanum vulgare</i> | 0,395 (**) |
| | | | | <i>Geum urbanum</i> | 0,36 (**) |
| | | | | <i>Alliaria petiolata</i> | 0,357 (*) |
| | | | | <i>Plantago lanceolata</i> | 0,341 (**) |
| | | | | <i>Teucrium scorodonia</i> | 0,329 (***) |
| | | | | <i>Arabidopsis arenosa</i> | 0,328 (**) |
| | | | | <i>Acer pseudoplatanus</i> | 0,327 (**) |
| | | | | <i>Festuca pallens</i> | 0,314 (**) |
| | | | | <i>Asplenium scolopendrium</i> | 0,294 (*) |
| | | | | <i>Lamium galeobdolon</i> | 0,286 (**) |
| | | | | <i>Acer campestre</i> | 0,286 (**) |
| | | | | <i>Scabiosa columbaria</i> | 0,286 (**) |
| | | | | <i>Sesleria caerulea</i> | 0,286 (**) |
| | | | | <i>Silene nutans</i> | 0,286 (**) |
| | | | | <i>Fraxinus excelsior</i> | 0,279 (*) |
| | | | | <i>Parietaria judaica</i> | 0,279 (*) |
| | | | | <i>Dactylis glomerata</i> | 0,276 (*) |
| | | | | <i>Daucus carota</i> | 0,272 (*) |
| | | | | <i>Leucanthemum vulgare</i> | 0,256 (*) |
| | | | | <i>Ribes uva-crispa</i> | 0,256 (*) |
| | | | | <i>Rosa canina</i> | 0,256 (**) |
| | | | | <i>Melica uniflora</i> | 0,256 (*) |
| | | | | <i>Seseli libanotis</i> | 0,256 (**) |
| | | | | <i>Melica ciliata</i> | 0,24 (*) |
| | | | | <i>Rumex scutatus</i> | 0,222 (*) |
| | | | | <i>Arabis hirsuta</i> | 0,222 (*) |
| | | | | <i>Echium vulgare</i> | 0,222 (*) |
| | | | | <i>Cerastium tomentosum</i> | 0,222 (*) |
| | | | | <i>Lactuca perennis</i> | 0,222 (*) |

Le **Tableau X** présente les espèces les plus fréquentes pour chaque type de structure. Parmi elles, dix sont communes aux trois types. 18 espèces sont communes aux affleurements et aux murs tout type confondu, soit la moitié des espèces recensées sur les affleurements naturels. La grande majorité de ces espèces communes ne sont pas spécialistes des substrats rocheux, excepté *Asplenium ruta-muraria* et *Asplenium trichomanes*. *Hedera helix* est l'espèce commune la plus fréquente.

Tableau 3. Les espèces les plus fréquentes dans les trois types de structures. Seuls les espèces présentes dans minimum 10% des relevés sont reprises. Les espèces communes aux trois types de structures sont en gris foncé et les espèces communes aux affleurements naturels et à un seul type de mur en gris clair.

| Murs en friche | | Murs hors friche | | Affleurements naturels | |
|-------------------------------|---------------|-------------------------------|---------------|--------------------------------|---------------|
| Espèces | Fréquence (%) | Espèces | Fréquence (%) | Espèces | Fréquence (%) |
| <i>Hedera helix</i> | 50,00 | <i>Asplenium ruta-muraria</i> | 67,74 | <i>Rubus fruticosus</i> | 60,66 |
| <i>Buddleja davidii</i> | 43,55 | <i>Hedera helix</i> | 54,84 | <i>Hedera helix</i> | 52,46 |
| <i>Geranium robertianum</i> | 32,26 | <i>Cymbalaria muralis</i> | 48,39 | <i>Geranium robertianum</i> | 44,26 |
| <i>Rubus fruticosus</i> | 29,03 | <i>Sonchus oleraceus</i> | 46,77 | <i>Poa nemoralis</i> | 44,26 |
| <i>Betula pendula</i> | 24,19 | <i>Chelidonium majus</i> | 43,55 | <i>Bromus sterilis</i> | 42,62 |
| <i>Asplenium ruta-muraria</i> | 22,58 | <i>Taraxacum officinale</i> | 37,10 | <i>Taraxacum officinale</i> | 42,62 |
| <i>Taraxacum officinale</i> | 17,74 | <i>Asplenium trichomanes</i> | 29,03 | <i>Sedum album</i> | 31,15 |
| <i>Poa nemoralis</i> | 16,13 | <i>Epilobium tetragonum</i> | 27,42 | <i>Sonchus oleraceus</i> | 31,15 |
| <i>Chelidonium majus</i> | 14,52 | <i>Epilobium parviflorum</i> | 20,97 | <i>Asplenium trichomanes</i> | 29,51 |
| <i>Cymbalaria muralis</i> | 12,90 | <i>Poa nemoralis</i> | 20,97 | <i>Chelidonium majus</i> | 26,23 |
| <i>Epilobium parviflorum</i> | 12,90 | <i>Erigeron sumatrensis</i> | 19,35 | <i>Clematis vitalba</i> | 21,31 |
| <i>Epilobium tetragonum</i> | 12,90 | <i>Lapsana communis</i> | 19,35 | <i>Alliaria petiolata</i> | 19,67 |
| <i>Picris hieracioides</i> | 12,90 | <i>Bromus sterilis</i> | 17,74 | <i>Campanula rotundifolia</i> | 19,67 |
| <i>Sonchus oleraceus</i> | 12,90 | <i>Hieracium murorum</i> | 17,74 | <i>Hypericum perforatum</i> | 19,67 |
| <i>Asplenium trichomanes</i> | 11,29 | <i>Geranium robertianum</i> | 16,13 | <i>Lactuca serriola</i> | 19,67 |
| | | <i>Urtica dioica</i> | 16,13 | <i>Origanum vulgare</i> | 19,67 |
| | | <i>Lactuca serriola</i> | 14,52 | <i>Galium aparine</i> | 18,03 |
| | | <i>Poa annua</i> | 14,52 | <i>Geum urbanum</i> | 16,39 |
| | | <i>Rubus fruticosus</i> | 14,52 | <i>Hieracium murorum</i> | 16,39 |
| | | <i>Cardamine hirsuta</i> | 12,90 | <i>Galium mollugo</i> | 14,75 |
| | | <i>Galium aparine</i> | 12,90 | <i>Lapsana communis</i> | 14,75 |
| | | | | <i>Plantago lanceolata</i> | 14,75 |
| | | | | <i>Polypodium vulgare</i> | 14,75 |
| | | | | <i>Acer pseudoplatanus</i> | 13,11 |
| | | | | <i>Arabidopsis arenosa</i> | 13,11 |
| | | | | <i>Asplenium ruta-muraria</i> | 13,11 |
| | | | | <i>Epilobium tetragonum</i> | 13,11 |
| | | | | <i>Poa compressa</i> | 13,11 |
| | | | | <i>Senecio inaequidens</i> | 13,11 |
| | | | | <i>Urtica dioica</i> | 13,11 |
| | | | | <i>Asplenium scolopendrium</i> | 11,48 |
| | | | | <i>Cardamine hirsuta</i> | 11,48 |
| | | | | <i>Dryopteris filix-mas</i> | 11,48 |
| | | | | <i>Picris hieracioides</i> | 11,48 |
| | | | | <i>Teucrium scorodonia</i> | 11,48 |

1.2. Analyse de l'effet inter-observateur

Parmi les 185 relevés effectués par l'opératrice principale, 73 ont été réalisés en double par trois opérateurs secondaires, afin d'étudier l'effet inter-observateur. Ces relevés ont été menés par paires indépendantes sur le terrain, chaque paire correspondant à deux relevés simultanés sur la même structure. L'opérateur 2 a réalisé 23 relevés : 15 affleurements naturels, 6 murs hors friche et 2 murs en friche. L'opérateur 3 a inventorié 13 murs en friche, 6 affleurements naturels et 4 murs hors friche, pour un total de 23 relevés également. Et l'opérateur 4 a effectué 27 relevés dont 13 murs en friche, 10 murs hors friche et 4 affleurements naturels. L'opératrice principale a réalisé 28 relevés sur des murs de friche, 25 sur des affleurements naturels et 10 sur des murs hors friche. Un total de 146 relevés a été considéré pour analyser l'effet inter-observateur (**Tableau 5**).

Tableau 4. Répartition des relevés par binôme d'observateurs pour les trois types de structures. Nombre de relevés par opérateur et proportion sur le total des relevé de l'opérateur.

| Opérateurs Secondaires (binôme) | Murs en friche | Murs hors friche | Affleurements naturels | Total |
|----------------------------------|---------------------|--------------------|------------------------|-----------|
| Opérateur 2 (binôme A) | 2 (8,7 %) | 6 (26,09 %) | 15 (65,22 %) | 23 |
| Opérateur 3 (binôme B) | 13 (56,52 %) | 4 (17,39 %) | 6 (26,09 %) | 23 |
| Opérateur 4 (binôme C) | 13 (48,15 %) | 10 (37,04 %) | 4 (14,81 %) | 27 |
| Opératrice (1) principale | 28 (38,36 %) | 20 (27,4 %) | 25 (34,25 %) | 73 |
| Total des relevés | 56 | 40 | 50 | 146 |

1.1. Richesse spécifique et indices de dissimilarité

Les moyennes de **richesse spécifique estimée par l'opératrice principale** lors des relevés en binôme diffèrent de manière hautement significative entre les combinaisons d'opérateurs (kruskal-Wallis ; $\chi^2(2) = 9,35$; $p = 0,0093$). La moyenne la plus élevée est observée pour le binôme A, formé avec l'opérateur 2 ($M = 10,1$ espèces ; $\pm 4,98$), suivie de celle du binôme C, formé avec l'opérateur 4 ($M = 8,52$ espèces ; $\pm 6,80$), puis de celle du binôme B, formé avec l'opérateur 3 ($M = 5,48$ espèces ; $\pm 4,46$) (**Figure 18**). Les comparaisons post-hoc de Dunn avec correction de Bonferroni indiquent une différence hautement significative entre l'opérateur 2 et l'opérateur 3 ($p = 0,0067$), mais non significative entre l'opérateur 2 et l'opérateur 4 ($p = 0,41$) ainsi qu'entre l'opérateur 3 et l'opérateur 4 ($p = 0,27$). La moyenne de la **différence de richesse relative** entre les relevés d'un opérateur secondaire et ceux de l'opératrice principale varie de manière très hautement significative selon l'opérateur (Kruskal-Wallis ; $\chi^2(2) = 15,14$; $p < 0,001$). Elle est la plus faible en valeur absolue pour l'opérateur 3 ($M = 0,39$ % ; $\pm 16,2$), suivie de celle de l'opérateur 2 ($M = -4,82$ % ; $\pm 13,4$) et de l'opérateur 4 ($M = -18,7$ % ; $\pm 17,4$). Les comparaisons post-hoc de Dunn avec correction de Bonferroni montrent une différence significative entre les opérateurs 2 et 4 ($p = 0,027$) et une différence très hautement significative entre les opérateurs 3 et 4 ($p < 0,001$), mais aucune différence significative entre les opérateurs 2 et 3 ($p = 0,82$). La moyenne du **taux de pseudo-turnover** diffère également de manière hautement significative entre les opérateurs (Kruskal-Wallis ; $\chi^2(2) = 11,55$; $p = 0,0031$). L'opérateur 2 présente la moyenne la plus élevée ($M = 20,1$ % ; $\pm 11,6$), suivi de l'opérateur 4 ($M = 16,7$ % ; $\pm 14,7$) et de l'opérateur 3 ($M = 7,25$ % ; $\pm 10,4$). Les comparaisons post-hoc de Dunn avec correction de Bonferroni indiquent une différence hautement significative entre les opérateurs 2 et 3 ($p = 0,0032$) et une différence significative entre les opérateurs 3 et 4 ($p = 0,040$), mais aucune différence significative entre les opérateurs 2 et 4 ($p = 1,0$). La moyenne de l'indice de **dissimilitié de Bray-Curtis** ne diffère pas significativement entre les opérateurs (Kruskal-Wallis ; $\chi^2(2) = 0,44$; $p = 0,80$). Les moyennes observées sont de 0,29 ($\pm 0,14$) pour l'opérateur 2, 0,27 ($\pm 0,13$) pour l'opérateur 3 et 0,31 ($\pm 0,19$) pour l'opérateur 4.

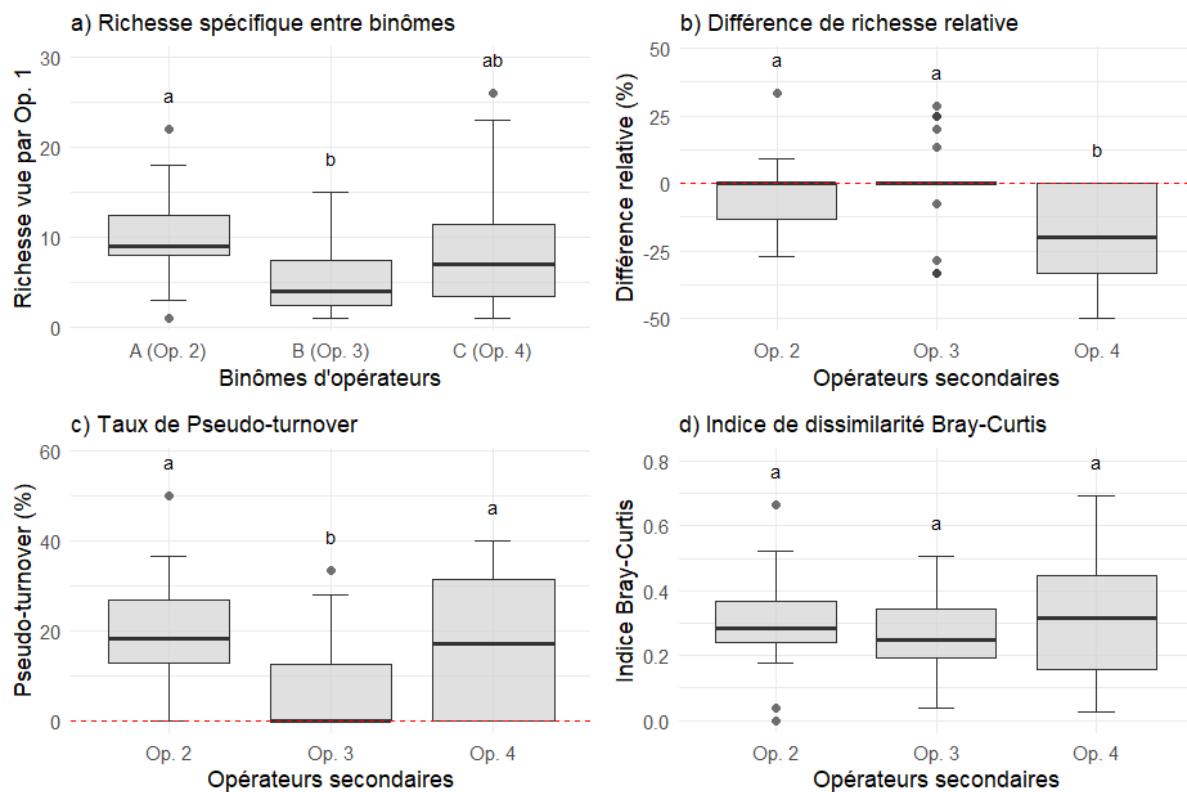


Figure 18. Variabilité inter-opérateurs dans l'inventaire floristique. **(a)** Richesse spécifique vue par l'opératrice principale selon les binômes formés (A : Op. 1-2, B : Op. 1-3, C : Op. 1-4). **(b)** Différence relative de richesse. Les valeurs négatives signifient que l'opérateur secondaire a vu moins d'espèces par rapport à l'opératrice principale. **(c)** Taux de pseudo-turnover (% de différence de composition spécifique). **(d)** Indice de Bray-Curtis (dissimilarité tenant compte des abondances). Des lettres identiques indiquent l'absence de différence significative entre les moyennes, tandis que des lettres différentes indiquent une différence significative.

1.2. Identification des taxons problématiques

Neuf plantes vasculaires ont été identifiées uniquement jusqu'au genre par les opérateurs secondaires, dont sept par l'opérateur 4. Les genres concernés sont *Festuca*, *Galium*, *Hypericum*, *Epilobium* (trois occurrences), *Poa*, *Verbascum* et *Dryopteris*. Ces taxons ont été exclus des analyses.

Parmi les taxons recensés par l'ensemble des observateurs sur tous les relevés, 92 espèces divergent entre opérateurs. Ce sont les cas de désaccord où une espèce a été identifiée par un opérateur et pas par l'autre. Ces désaccords peuvent donc correspondre à une erreur d'ajout ou d'omission. Les désaccords se concentrent sur les familles des *Asteraceae* (24,83 % des erreurs), des *Poaceae* (24,83 %), des *Onagraceae* (12,41%) et des *Geraniaceae* (10,34%). Au total, 81 genres sont concernés par ces désaccords, dont les principaux sont le genre *Poa* (12,9 %), *Epilobium* (9,2 %), *Geranium* (6,9 %), *Hieracium* (5,1 %), *Lactuca* (5,1 %).

Les 12 espèces les plus sujettes à erreurs sont : *Poa nemoralis* (6,45 %), *Epilobium tetragonum* (4,15 %), *Geranium robertianum* (3,69 %), *Epilobium parviflorum* (3,23 %), *Hieracium murorum*

(3,23 %), *Geranium purpureum* (3,23 %), *Lactuca serriola* (2,76 %), *Lactuca muralis* (2,30 %), *Poa compressa* (2,30 %), *Sonchus oleraceus* (2,30 %), *Anisantha sterilis* (2,30 %), *Poa annua* (2,30 %).

2.DISCUSSION

2.1. Synthèses des résultats clés de l'étude

Plusieurs variables environnementales ont une distribution asymétrique : les murs hors friche sont en moyenne plus longs, tandis que les murs en friche se trouvent dans des contextes plus urbanisés. L'exposition au ciel est plus importante pour les murs hors friche qu'en friche. Quant à eux, les affleurements naturels sont en moyenne plus recouverts de bryophytes. En termes de matériaux anthropiques, les murs en friche présentent une prédominance de brique et les murs hors friche de pierre. L'analyse en composantes principales illustre que les relevés présentent des conditions environnementales suffisamment comparables pour permettre une analyse cohérente de la composition floristique entre types de structures. Les affleurements naturels présentent la plus grande diversité floristique locale, suivis par les murs hors friche, puis les murs en friche. Les moyennes de la richesse spécifique et de l'indice de Shannon confirment cette tendance hiérarchique. L'indice de Simpson lui, indique que la probabilité de rencontrer deux espèces différentes est en moyenne plus élevée sur les affleurements que sur les murs. L'équitabilité (Piélou) est comparable entre types de structures. L'ordination non contrainte démontre l'effet significatif du type de structure sur la composition floristique, les distinguant deux à deux. Le premier axe, corrélé au SVF, traduit un gradient d'ouverture du milieu, et le second, corrélé au recouvrement en bryophytes, reflète un gradient d'humidité. Les trois types de structures présentent une diversité bêta statistiquement similaire d'après le test de dispersion (betadisper). Les affleurements naturels montrent une proportion d'espèces indicatrices nettement plus élevée que les autres types de structures, comprenant à la fois des espèces spécialisées et généralistes. Les espèces des murs hors friche sont des espèces plutôt généralistes à quelques exceptions près, et celles des murs de friches sont des espèces pionnières et rudérales.

La répartition des structures inventoriées n'était pas homogène entre binômes: le binôme A a inventorié davantage d'affleurements naturels alors que le binôme C en a inventorié le moins, et le binômes B a surtout inventorié des murs en friche. Lorsque l'opératrice principale est prise pour socle de comparaison pour la richesse spécifique observée entre les binômes, celle-ci n'est pas statistiquement équivalente : elle est la plus élevée pour le binôme A, intermédiaire pour le binôme C et plus pauvre pour le binôme B. La différence de richesse spécifique observée, entre un opérateur secondaire et l'opératrice principale se situe entre +0,39% ($\pm 16,2$) et -18,7% ($\pm 17,4$). L'opérateur 3 a recensé en moyenne davantage d'espèces que l'opératrice principale (+0,39%), tandis que les deux autres en ont recensé moins, en particulier l'opérateur 4 (-18,7%). Le taux de pseudo-turnover se situe entre 7,25% ($\pm 10,4$) et 20,1% ($\pm 11,6$). L'opérateur 3 ayant le taux le plus bas et l'opérateur 4 le plus élevé. L'indice de dissimilarité de Bray-Curtis reste en moyenne comparable entre les opérateurs, variant de 0,29 ($\pm 0,14$) à 0,31 ($\pm 0,19$). Les erreurs d'identification et d'omission concernent principalement des genres taxonomiquement complexes : *Hieracium* (Asteraceae), *Poa* (Poaceae), *Epilobium* (Onagraceae) et *Geranium* (Geraniaceae).

2.2. Comparaison des murs et des affleurements rocheux naturels

2.2.1. Diversité en espèces

Afin de répondre à la principale hypothèse de ce travail, le caractère analogue des murs va être discuté. Pour rappel, les **habitats analogues** sont des habitats localisés dans un environnement anthropique et subissant son influence, présentant des similarités structurelles et fonctionnelles avec l'habitat historique de référence, qui ont une capacité d'accueil de la flore indigène. Il peuvent en théorie se substituer à aux habitats de référence, comme refuge pour cette biodiversité indigène. Les résultats de cette étude se basent principalement sur l'analyse des communautés de plantes vasculaires pouvant coloniser les murs, en les comparant à celles des habitats de référence que sont les affleurements naturels. Ainsi, elle tente d'évaluer le potentiel d'accueil de ces structures anthropiques. L'analyse de ces communautés a été menée à travers la comparaison de la diversité alpha, à l'échelle d'un mur ou affleurement, et la diversité bêta, qui correspond au différences de composition entre plusieurs murs ou affleurements.

La diversité **alpha** s'est révélée plus importante pour les affleurements que pour les murs, comme le soutiennent la richesse spécifique brute et les indices de Shannon et Simpson. Ces résultats sont similaires à ceux de Láníková et Lososová (2009). Les murs de friche plus spécifiquement, sont moins riches en espèces et ont la plus faible diversité alpha d'après l'indice de Shannon. Cependant l'équitabilité en espèces est statistiquement équivalente selon l'indice de Piélou. Cela peut s'expliquer par le fait que la végétation colonisant les substrats verticaux est généralement clairsemée et concentrée dans des microhabitats spécifiques comme les fissures et anfractuosité (Duchoslav, 2002; Larson et al., 2000), ce qui limite la mise en évidence de dynamiques de compétition à l'échelle globale de la paroi. S'ajoute à cela le fait que les espèces très couvrantes, comme *Hedera helix*, sont des espèces fréquentes pour les trois types de structures (**Tableau X**). Sa fréquence élevée et relativement homogène dans les trois types de structures fait que son influence ne se traduit pas par une différenciation des patrons moyens de dominance mesurés par l'indice de Piélou. Ainsi, l'analyse des interactions compétitives gagnerait à être conduite à l'échelle des microhabitats plutôt qu'à celle de la structure entière.

La diversité **bêta** est équivalente entre les trois types de structures : selon l'ordination de la PcoA, la dispersion des relevés par rapport au centroïde est en moyenne statistiquement équivalente. Ces résultats diffèrent de ceux de Láníková et Lososová (2009) qui ont observé une plus grande diversité bêta pour les murs. Elles soutiennent malgré tout que le pool d'espèce urbain est implémenté par un grand nombre d'espèces, contribuant à l'ajout d'espèces inédites entre relevés (Faeth et al., 2011). Cette diversité inter-relevé n'est donc pas incompatible avec une plus faible diversité en espèces au sein des relevés. Ce phénomène s'illustre par le nombre d'espèces **indicatrices** des murs, bien inférieur à celui des affleurements naturels. Cela traduit que les murs sont avant tout colonisés par des espèces généralistes qu'on retrouve sur les trois structures. *A contrario*, un grand nombre d'espèces spécialistes des milieux rocheux ne s'y retrouvent pas (**Tableau 3**). Ce constat est confirmé par la liste des espèces fréquemment retrouvé sur les trois structures (**Tableau 4**) : elles partagent un grand nombre d'espèces ubiquistes, comme *Hedera helix* ou *Rubus fruticosus*. Les seules exceptions sont les

fougères *Asplenium ruta-muraria* et *Asplenium trichomanes*. De plus, les espèces protégées se retrouvent rarement sur les murs mais essentiellement sur les affleurements rocheux naturels, confirmant le constat de Láníková et Lososová (2009) (**Tableau 3**).

La diversité **gamma**, correspondant à la richesse en espèces cumulée pour l'ensemble des relevés par habitat, était plus élevée pour les affleurements naturels que les murs, comme dans l'étude de Láníková et Lososová (2009).

Ces résultats mettent en évidence la distinction entre les communautés des murs et de leur référence naturelle. Ils ne semblent donc pas être des habitats analogues des affleurements rocheux naturels.

Les raisons derrière cette distinction sont multiples. Comme dit précédemment, les habitats analogues sont localisés dans un environnement anthropique. La **dispersion** des espèces depuis le pool régional peut donc être entravée par le contexte urbanisé. Les murs sont colonisés par des espèces plus généralistes pour lesquelles la pression de propagules est plus forte en milieu urbanisé, contrairement aux spécialistes (Láníková et Lososová, 2009; Lundholm et Richardson, 2010).

Bien que la distinction avec les affleurements naturels ne soit pas significative statistiquement pour les murs hors friche, les murs de friche ont un contexte d'urbanité plus marqué. Les raisons de ces différences seront discutées plus bas dans la section sur la distinction des murs en friche.

Un autre critère que présente les habitats analogues est la similarité structurelle et fonctionnelle. Avec ce critère vient le **filtre abiotique** : les espèces doivent trouver les conditions favorables à leur établissement. Structurellement les murs sélectionnés présentent un profil vertical, et ils sont constitué dans un matériau dur, comme les affleurements naturels. Cependant leurs dimensions ne sont pas toujours équivalentes : les affleurements sont une masse compacte d'un seul tenant alors que les murs anthropiques sont construits par l'homme à son échelle. Cette distinction peut entraîner des variations thermiques plus marquées pour les murs (Láníková et Lososová, 2009). Ce qui nous amène à la similarité fonctionnelle : les murs doivent présenter des conditions microclimatiques similaires aux affleurements naturels. Les conditions de pH, d'humidité, de lumière, de température, de richesse en nutriments et microhabitats doivent être équivalentes.

2.2.2. Conditions environnementales

Dans cette étude, certains paramètres ont été quantifiés directement, et d'autres sont approximés, comme l'humidité, grâce à la présence des bryophytes. L'analyse des variables environnementales a permis de mettre en évidence que les communautés de plantes vasculaires des murs hors friche étaient davantage organisées selon un gradient d'ouverture du milieu. Leurs espèces sont davantage acclimatées à un environnement exposé au ciel et laissant passer la lumière. *A contrario*, les relevés effectués sur les affleurements naturels étaient souvent effectués dans un contexte plus fermé, avec de la végétation obstruant la vue, par exemple dans des contextes forestiers. La végétation présente sur les affleurements illustre davantage ce contexte, car on retrouve neuf espèces forestières, dont *Poa nemoralis*, *Geum urbanum* ou encore *Allaria petiolata* qui figurent parmi les espèces indicatrices. Ceux-ci sont quant à eux organisés selon un gradient de recouvrement en bryophytes. Cette variable a été interprétée comme proxy de l'humidité, cependant il convient d'y apporter certaines nuances. Bien que la majorité des bryophytes soient exigeantes en matière d'humidité, il existe des espèces

plus adaptées aux milieux secs (Stefańska-Krzaczek et al., 2022b). La présence de ce taxon amène à examiner les mécanismes de facilitation ainsi que le dernier type de filtre: le **filtre biotique**. Les bryophytes peuvent contribuer à rendre le substrat plus favorable à certaines espèces de plantes vasculaires, car elles permettent une accumulation de nutriments et la rétention d'eau (Lisci et al., 2003). Or, sur les milieux verticaux, le principal approvisionnement en eau se fait par les précipitations (Duchoslav, 2002; Francis, 2011). L'eau ruisselle le long des parois et est peu retenue, car le substrat y est rare. Toute précipitation non immédiatement absorbée par le matériau ou le substrat s'écoule rapidement sous l'effet de la gravité (Larson et al., 2000). Le rayonnement incident (PDIR) n'a pas permis de montrer de tendance significative, bien qu'il soit orienté dans la même direction que le gradient d'ouverture du milieu. On peut donc hypothétiser avec prudence qu'un gradient de température pourrait s'y combiner. En effet, comme le soutiennent Láníková et Lososová (2009), les espèces des murs sont souvent des espèces thermophiles. La richesse en nutriment et le pH n'ont pas été mesurées, cependant la présence des espèces plus généralistes sur les murs nous indique un possible enrichissement du milieu dû au contexte urbain (Williams et al., 2015). La présence d'espèces comme *Asplenium ruta-muraria* peut être un indicateur de mortier calcaire. Cette espèce est friande des substrats à pH élevé. Ce même pH élevé peut également représenter un frein à la colonisation d'autres espèces (Segal, 1969). En résumé, les murs restent des habitats extrêmes comme les affleurements rocheux, et bien qu'ils puissent s'en rapprocher, ils ne présentent pas des conditions abiotiques similaires, ce qui peut être un frein à l'établissement d'espèces spécialistes, rares et menacées (Láníková et Lososová, 2009).

2.2.3. Distinction des murs en friche

Les murs en friche, bien qu'ils restent des murs, ne supportent pas exactement les mêmes communautés que les murs hors friche. Comme mentionné précédemment, les murs de friche présentent la plus faible richesse spécifique et diversité **alpha** selon l'indice de Shannon. En revanche, elle est comparable à celle des murs hors friche selon l'indice de Simpson. Cette différence s'explique probablement par le fait que ce dernier pondère moins la contribution des espèces à faible abondance relative que ne le fait l'indice de Shannon. Ainsi, les relevés de murs hors friche comptabilisent en moyenne davantage d'espèces, dont certaines peu abondantes, moins prises en compte dans le calcul de Simpson. Grâce à la PCoA, il a pu être démontré qu'il existe un effet du type de structure sur la composition en espèces. Bien que leurs communautés soient appauvries et présentent une moindre diversité à l'échelle d'un mur, leur diversité **bêta**, mesurée comme la dispersion dans l'espace des distances de Bray-Curtis, est statistiquement similaire à celle des autres types de structure.

La position intermédiaire des relevés de murs en friche dans l'espace multivarié suggère des assemblages originaux, probablement liés à des dynamiques de colonisation récentes et à un contexte environnemental propre aux friches industrielles. Cette interprétation est appuyée par l'analyse IndVal, qui désigne comme espèces indicatrices *Buddleja davidii*, exotique envahissante, et *Betula pendula*, pionnière indigène à large amplitude écologique. Ce cortège reflète les caractéristiques de milieux soumis à une recolonisation spontanée après l'arrêt d'activités humaines, dominés par des taxons tolérants et opportunistes, aptes à exploiter des conditions hétérogènes et instables. Dans le cadre conceptuel de Hobbs et al. (2013), les deux types de murs étudiés se situent vers l'extrémité *novel ecosystems* du gradient allant des habitats analogues aux écosystèmes nouveaux, car ils

présentent des assemblages floristiques inédits par rapport aux affleurements rocheux naturels, tant en composition qu'en abondances relatives. Les murs en friche semblent toutefois soumis à des filtres écologiques supplémentaires, renforçant leur singularité. Ces particularités pourraient s'expliquer en partie par les différences d'échantillonnage et de contexte.

Historiquement, l'activité industrielle wallonne s'est concentrée autour des grands centres urbains, le long de cours d'eau. Les murs en friche industrielles sélectionnées présentent donc un environnement plus urbanisé que les murs hors friche, qui sont plus disséminés sur la zone d'étude. Les matériaux diffèrent également : les murs hors friche sont majoritairement construits en pierre naturelle, tandis que ceux en friche sont plus souvent en brique, un matériau souvent associé à des constructions plus récentes. Ces différences s'expliquent aussi par la nature des structures retenues : les murs hors friche se trouvaient souvent dans des contextes historiques (murs de cimetières ou d'églises), où l'ancienneté et la dégradation du matériau favorisent la recolonisation par les plantes (Lisci et al., 2003). La valeur moyenne plus faible du SVF observée pour les murs en friche pourrait découler du fait que certains ont été échantillonnés à l'intérieur de bâtiments dégradés et colonisés par la végétation, où la vue du ciel était quasi totalement obstruée, bien que la lumière puisse filtrer par quelque ouverture. Il est également possible que cette différence soit liée au contexte entourant les bâtiments, où la recolonisation arbustive était parfois marquée, bien que cette donnée n'ait pas été quantifiée.

2.3. Analyse de l'effet inter-observateur

Les résultats de cette étude appuient l'existence d'un effet inter-observateur. La richesse spécifique est très sensible aux erreurs d'omission et d'identification (Archaux, 2009; Morrison, 2016). Le taux de pseudo-turnover est une mesure qui permet de quantifier ces erreurs ensemble de façon indistincte. Les valeurs observées se situent dans la gamme classique reprise dans la littérature, qui est entre 10 et 30% (Morrison, 2016). L'indice de dissimilarité de Bray-Curtis semble moins varier selon l'observateur, laissant entendre que cet indice ne capte que peu de différences entre les observateurs. Cela suggère que les opérateurs captent de manière comparable la structure globale des communautés. Si l'effet inter-observateur est avéré, il n'est pas similaire selon l'observateur.

Il reflète à la fois le contexte inégal des relevés, mais aussi l'expérience variable des opérateurs en identification taxonomique. L'opérateur 3 qui est plus expérimenté en identification botanique a aussi réalisé la majorité de ses relevés dans des friches où la richesse en espèce est réduite, et les taxons moins spécifiques. Il a donc eu moins de probabilité de trouver des espèces rares que l'opérateur 2, qui lui a réalisé la majorité de ses relevés sur les affleurements naturels. Un autre aspect, lié à la détectabilité, peut expliquer l'effet inter-observateur : les espèces à très faible couverts sont plus manquées (Vittoz et Guisan, 2007). Selon Morrison (2016) il est moins marqué pour les espèces de grande taille, visibles et persistantes. Or les structures étudiées sont le plus couramment recouvertes de petites espèces annuelles et vivaces, peu couvrantes et discrètes (Francis, 2011; Larson et al., 2000; Segal, 1969) ce qui est un facteur courant d'erreur (Couvreur et al., 2015; Morrison, 2016).

Les analyses multivariées sont sensibles à l'effet observateur (Morrison, 2016). Ce constat soulève plusieurs implications pour la science citoyenne. Dans le cadre d'une campagne de relevés à grande

échelle, il faut considérer que plus le nombre d'observateurs augmente, plus la variabilité inter-observateurs est susceptible de croître (Morrison, 2016). Si cet effet est difficile à supprimer, il peut néanmoins être atténué. La première piste réside dans la formation des participants à un protocole standardisé, qui améliore à la fois la justesse et la précision des observations (Morrison, 2016). Une formation approfondie, associée à un suivi régulier et à des sessions collectives, permettrait de renforcer l'homogénéité entre observateurs et de les familiariser avec les taxons les plus complexes. L'établissement de listes ciblant les espèces particulièrement difficiles à reconnaître constituerait également un outil utile. Par ailleurs, l'implication de plusieurs observateurs sur une même unité d'échantillonnage présente un intérêt méthodologique : elle permet de combiner les listes d'espèces, de réduire l'influence des valeurs aberrantes et d'augmenter la probabilité de détecter les espèces discrètes ou rares. Cette approche gagne en fiabilité avec le nombre d'observateurs impliqués. Enfin, certaines familles posent des difficultés d'identification récurrentes. Les Poaceae, qui nécessitent souvent une flore spécialisée et l'usage d'une loupe, ou les Epilobium, aux critères subtils et aux nombreux hybrides, en sont des exemples typiques. Les Asteraceae du genre *Hieracium* sont également problématiques au stade végétatif, lorsqu'elles ne présentent qu'une rosette de feuilles. Dans ces cas, le recours à des flores spécialisées s'avère indispensable.

2.4. Perspectives

Plusieurs pistes pourraient être envisagées pour approfondir ce travail. Il serait d'abord pertinent de quantifier de manière stricte la contribution des espèces ornementales au pool floristique des murs, afin de vérifier de façon robuste les constats de Láníková et Lososová (2009) et de Francis (2011), qui soulignent l'importance des taxons introduits dans ces communautés. Une analyse plus fine à l'échelle du microhabitat, avec des relevés sur de plus petites surfaces, permettrait également de mieux saisir les contrastes de dominance, souvent masqués à l'échelle globale des structures. L'évaluation du recouvrement reste en effet délicate : la majorité des espèces présentent de faibles pourcentages, et les estimations deviennent plus incertaines sur de grandes longueurs. Restreindre la surface inventoriée ou adapter l'échelle d'abondance pourrait améliorer la précision. Morrison (2016) recommande l'usage du coefficient de variation pour identifier les espèces dont l'estimation du couvert pose problème. Dans cette étude, le faible nombre de répétitions n'a pas permis un calcul robuste, mais une étude de plus grande ampleur pourrait en tirer parti. Enfin, bien que les murs ne constituent pas des analogues parfaits des affleurements rocheux naturels, ils peuvent néanmoins abriter une biodiversité commune. Dans le cadre de l'écologie de la réconciliation, qui vise à intégrer la biodiversité dans les milieux anthropisés, ces structures pourraient être valorisées en diversifiant les microhabitats (anfractuosités, corniches, ouvertures), et ainsi jouer un rôle complémentaire de refuge pour la flore et la faune (Lundholm et Richardson, 2010).

3. CONCLUSION

En définitive, les communautés végétales des murs apparaissent constituées de quelques espèces de substrats rocheux largement répandues, mais surtout d'espèces généralistes et rudérales, auxquelles s'ajoutent plusieurs taxons exotiques naturalisés introduits à des fins ornementales ou accidentielles. Les espèces spécialistes et menacées y demeurent marginales. À l'inverse, les affleurements rocheux naturels abritent une proportion plus importante d'espèces spécialisées, dont certaines menacées, tout en accueillant également des taxons plus généralistes issus de milieux forestiers ou prairiaux. Par ailleurs, cette étude de cas a permis de mettre en évidence l'existence d'un effet inter-observateur non négligeable dans la réalisation de relevés floristiques. Ce constat est d'autant plus important si l'on envisage des campagnes à plus grande échelle impliquant un nombre plus important de participants aux profils variés, avec un niveau d'expertise naturaliste potentiellement hétérogène. Enfin, bien que les murs ne constituent pas des analogues parfaits des affleurements rocheux naturels, ils représentent des habitats anthropiques capables d'héberger une biodiversité ordinaire non négligeable. Leur rôle écologique pourrait être renforcé par une meilleure prise en compte des microhabitats (anfractuosités, corniches, substrats plus rugueux) favorisant l'installation d'espèces diversifiées. Ces résultats soulignent l'intérêt d'intégrer la dimension écologique des murs dans les réflexions sur la gestion et la valorisation de la biodiversité en milieu bâti.

Contribution de l'étudiante

L'étudiante a mené un travail bibliographique afin de cerner le contexte scientifique, les enjeux liés à la biodiversité urbaine et les concepts d'habitats analogues. Elle a ensuite synthétisé ces connaissances dans son mémoire. Elle a participé à l'application d'une méthodologie, pensée pour être transférable à des démarches de sciences participatives. Dans ce cadre, elle a réalisé 185 relevés floristiques répartis entre trois types de structures (62 murs hors friche, 62 murs en friche post-industrielles et 61 affleurements rocheux naturels) situés en Wallonie. Ces inventaires ont été complétés par la collecte de données environnementales (orientation, Sky View Factor, PDIR, degré d'urbanité, matériau, etc.), conformément au protocole établi, et adaptés avec aux conditions rencontrées sur le terrain.

Au total, elle a recensé plusieurs centaines d'espèces de plantes vasculaires et documenté la variabilité des communautés végétales selon les types de structures. Elle a conduit des analyses statistiques multivariées, et a mis en forme ses résultats sous différents supports visuels (graphiques, cartes, tableaux) afin d'en permettre une interprétation. Son travail a également intégré une évaluation de l'effet inter-observateur à travers 73 relevés doublés réalisés avec trois observateurs ayant différents bagages naturalistes, soulignant la pertinence et les limites d'une approche en sciences citoyennes.

Enfin, elle a interprété l'ensemble de ces résultats, en les confrontant à la littérature scientifique existante, et en discutant les convergences et divergences observées.

4. BIBLIOGRAPHIE

- Anderson, M. J. (2006). Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*, 62(1), 245-253. <https://doi.org/10.1111/j.1541-0420.2005.00440.x>
- Anderson, M. J., Ellingsen, K. E., et McArdle, B. H. (2006). Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, 9(6), 683-693. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00926.x>
- Archaux, F. (2009). Could we obtain better estimates of plot species richness from multiple-observer plant censuses? *Journal of Vegetation Science*, 20(4), 603-611. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.01079.x>
- Aronson, M. F. J., Nilon, C. H., Lepczyk, C. A., Parker, T. S., Warren, P. S., Cilliers, S. S., Goddard, M. A., Hahs, A. K., Herzog, C., Katti, M., La Sorte, F. A., Williams, N. S. G., et Zipperer, W. (2016). Hierarchical filters determine community assembly of urban species pools. *Ecology*, 97(11), 2952-2963. <https://doi.org/10.1002/ecy.1535>
- Bacaro, G., Gioria, M., et Ricotta, C. (2012). Testing for differences in beta diversity from plot-to-plot dissimilarities. *Ecological Research*, 27(2), 285-292. <https://doi.org/10.1007/s11284-011-0899-z>
- Carbonnelle, S., Leurquin, J., Jacquemart (biologiste)., A.-L., et Descamps, C. (2019). *Flore écologique de Belgique suivant la classification APG IV : (Ptéridophytes et Spermatophytes)*. Erasme.
- Chen, C., Mao, L., Qiu, Y., Cui, J., et Wang, Y. (2020). Walls offer potential to improve urban biodiversity. *Scientific Reports*, 10(1), 9905. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-66527-3>
- Claerebout, Cornier B, de Montpellier G, Mahy G, Monty A, et Vermonden C. (2024). *Guide méthodologique pour la réalisation d'inventaires biologiques participatifs* (Cercles des Naturalistes de Belgique, ULiège Gembloux Agro-Bio Tech, Axe Biodiversity, Ecosystems, Landscapes).
- Claessens, H., Prévot, C., et Lisein, J. (2021). *Guide d'interprétation de la flore indicatrice en forêt*. Forêt.Nature.
- Clinometer. (2024). Plaincode. <https://www.plaincode.com/products/clinometer/>
- Collier, M. J. (2013). Field Boundary Stone Walls as Exemplars of 'Novel' Ecosystems. *Landscape Research*, 38(1), 141-150. <https://doi.org/10.1080/01426397.2012.682567>
- Cornell, H. V., et Harrison, S. P. (2014). What Are Species Pools and When Are They Important? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 45(Volume 45, 2014), 45-67. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091759>
- Cornier, B., Monty, A., Jacquemin, J., Teller, J., et Mahy, G. (2025). *FrichNat : La science participative révèle la biodiversité des friches industrielles wallonnes*. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/334598>

- Couvreur, J.-M., Fiévet, V., Smits, Q., et Dufrêne, M. (2015). Evaluation of the “observer effect” in botanical surveys of grasslands. *BASE*. https://popups.uliege.be/1780-4507/index.php?id=11978&etfbclid=IwY2xjawJrTzZleHRuA2FlbQIxMAABHtB2HtHWO2NFQTFSLrAc1Zl2wOlW5yiHay66xajwgGKxdxxYDAnFcBzFdCn1_aem_9_WJ4Sv8TrAUkAGaRv74yg
- Cristofoli, S., et Mahy, G. (2010). *Restauration écologique : Contexte, contraintes et indicateurs de suivi*.
- Davies, C., Moss, D., et Hill, M. (2004). *EUNIS habitat classification revised 2004*.
- Duchoslav, M. (2002). Flora and vegetation of stony walls in East Bohemia (Czech Republic). *Preslia*, 74(1), Article 1.
- Duvigneaud, J. (1995). Les ruines et les vieux murs. In *Le Grand Livre de la Nature en Wallonie* (Editions Casterman, p. 138-142).
- English, J., Barry, K. E., Wood, E. M., et Wright, A. J. (2022). The effect of urban environments on the diversity of plants in unmanaged grasslands in Los Angeles, United States. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.921472>
- Esri. (2025). *World Light Gray Canvas* [basemap]. Esri, HERE, Garmin, FAO, NOAA, USGS, © OpenStreetMap contributors, and the GIS User Community. Disponible via ArcGIS Online : http://services.arcgisonline.com/ArcGIS/rest/services/Canvas/World_Light_Gray_Base/MapServer
- Faeth, S. H., Bang, C., et Saari, S. (2011). Urban biodiversity : Patterns and mechanisms. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223, 69-81. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05925.x>
- Feng, S.-J., et Tung, C.-E. (2020). A Study of Ecological Restoration Indicators of the Brownfields of Shuinandong, Taiwan. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 581(1), 012043. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/581/1/012043>
- Fitzsimons, J. A., et Michael, D. R. (2017). Rocky outcrops : A hard road in the conservation of critical habitats. *Biological Conservation*, 211, 36-44. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.11.019>
- Francis, R. A. (2011). Wall ecology : A frontier for urban biodiversity and ecological engineering. *Progress in Physical Geography*, 35(1), 43-63. <https://doi.org/10.1177/0309133310385166>
- Gauthier, C. (2018). *Contribution de la compensation écologique à un modèle économique de renaturation des friches urbaines et périurbaines*. Les services de l’État dans la Somme.
- Google. (2025). *Google Street View*. https://www.google.com/maps/@50.5536691,4.6982046,6440m/data=!3m1!1e3?entry=ttu&etg_ep=EgoYMDI1MDgxMy4wIKXMDSoASAFQAw%3D%3D

- Hobbs, R. J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J. S., Bridgewater, P., Cramer, V. A., Epstein, P. R., Ewel, J. J., Klink, C. A., Lugo, A. E., Norton, D., Ojima, D., Richardson, D. M., Sanderson, E. W., Valladares, F., Vilà, M., Zamora, R., et Zobel, M. (2006). Novel ecosystems : Theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*, 15(1), 1-7. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00212.x>
- Houllier, F., et Merilhou-Goudard, J.-B. (2016). *Les sciences participatives en France* (p. 63 p.) [Report]. <https://doi.org/10.15454/1.4606201248693647E12>
- Hunter, P. (2014). Brown is the new green : Brownfield sites often harbour a surprisingly large amount of biodiversity. *EMBO Reports*, 15(12), 1238-1242. <https://doi.org/10.15252/embr.201439736>
- iNaturalist*. (s. d.). iNaturalist. Consulté 10 août 2025, à l'adresse <https://www.inaturalist.org/>
- Jim, C. Y., et Chen, W. Y. (2010). Habitat effect on vegetation ecology and occurrence on urban masonry walls. *Urban Forestry et Urban Greening*, 9, 169-178. <https://doi.org/doi:10.1016/j.ufug.2010.02.004>
- Kowarik, I. (2011). Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution*, 159(8), 1974-1983. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.022>
- Lambinon, J., et Verloove, F. (2015). *Nouvelle flore de la Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du nord de la France et des régions voisines : Ptéridophytes et spermatophytes*. Edition du Jardin botanique Meise.
- Láníková, D., et Lososová, Z. (2009). Rocks and Walls : Natural Versus Secondary Habitats. *Folia Geobotanica*, 44(3), 263-280. <https://doi.org/10.1007/s12224-009-9045-x>
- Larson, D. W., Kelly, P. E., et Matthes, U. (2000). *Cliff ecology : Pattern and process in cliff ecosystems*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511525582>
- Lemoine, G. (2016). *Flores et pollinisateurs des villes et des friches urbaines... Entre nature temporaire et biodiversité en mouvement*.
- LifeWatch. (2023). *Land Cover 2022*. <https://geoportail.wallonie.be/catalogue/15f1cd24-dae0-40c6-9938-b72cae9f1e7d.html>
- Lisci, M., Monte, M., et Pacini, E. (2003). Lichens and higher plants on stone : A review. *International Biodeterioration et Biodegradation*, 51(1), 1-17. [https://doi.org/10.1016/S0964-8305\(02\)00071-9](https://doi.org/10.1016/S0964-8305(02)00071-9)
- Liu, X., Yang, G., Que, Q., Wang, Q., Zhang, Z., et Huang, L. (2022). How Do Landscape Heterogeneity, Community Structure, and Topographical Factors Contribute to the Plant Diversity of Urban Remnant Vegetation at Different Scales? *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(21), 14302. <https://doi.org/10.3390/ijerph192114302>

- Liu, Z., He, C., et Wu, J. (2016). The Relationship between Habitat Loss and Fragmentation during Urbanization : An Empirical Evaluation from 16 World Cities. *PLOS ONE*, 11(4), e0154613. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154613>
- Lortie, C. J., Brooker, R. W., Choler, P., Kikvidze, Z., Michalet, R., Pugnaire, F. I., et Callaway, R. M. (2004). Rethinking plant community theory. *Oikos*, 107(2), 433-438. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.13250.x>
- Lundholm, J. T., et Richardson, P. J. (2010). Habitat analogues for reconciliation ecology in urban and industrial environments. *Journal of Applied Ecology*, 47(5), 966-975.
- McCune, B. (2007). Improved estimates of incident radiation and heat load using non-parametric regression against topographic variables. *Journal of Vegetation Science*, 18(5), 751-754. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2007.tb02590.x>
- Morrison, L. W. (2016). Observer error in vegetation surveys : A review. *Journal of Plant Ecology*, 9(4), 367-379. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtv077>
- Mróz, L., et Rudecki, A. L. (2009). Comparison of Chemical Composition of Two Co-Occurring Chasmophytes, *Asplenium ruta-muraria* L. (Pteridophyta) and *Cymbalaria muralis* Gaer., Mey. et Scher. (Spermatophyta) from Habitats Differing in Air Pollution.
- Múgica, A., Miranda, H., et García, M. (2024). Survival patterns and population stability of cliff plants suggest high resistance to climatic variability. *Basic and Applied Ecology*, 80, 128-134. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2024.09.009>
- Nyberg, B., Walsh, S. K., et Rønsted, N. (2025). The global conservation status of plants growing on cliffs and rocky outcrops. *Basic and Applied Ecology*, 82, 18-27. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2024.11.002>
- ObsIdentify*. (s. d.). Observations.be. Consulté 10 août 2025, à l'adresse <https://observations.be/apps/obsidentify/>
- Pitz, C. (2018). *Restauration écologique en carrière, habitats analogues et résistances aux invasions végétales*. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/229449>
- PI@ntnet. (s. d.). PI@ntNet. Consulté 10 août 2025, à l'adresse <https://plantnet.org/>
- Rafiee, F., Ejtehadi, H., Farzam, M., Zare, H., et Bashirzadeh, M. (2022). Changes in plant biodiversity facets of rocky outcrops and their surrounding rangelands across precipitation and soil gradients. *Scientific Reports*, 12(1), 9022. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-13123-2>
- Segal, S. (1969). *Ecological Notes on Wall Vegetation*. <https://doi.org/10.1007/978-94-017-6232-8>
- SPW. (2010). *Plantes protégées et menacées de Wallonie—Version du 25 mars 2025* consulté via Wayback Machine. La biodiversité en Wallonie.

- <http://observatoire.biodiversite.wallonie.be/especies/flore/LR2010/liste.aspx>
- SPW. (2025). *WalOnMap, Géoportal de la Wallonie*. <https://geoportail.wallonie.be/walonmap>
- Stefan Eggenberg et Adrian Möhl. (2020). *Flora Vegetativa* (3e édition).
- Stefańska-Krzaczek, E., Swacha, G., Żarnowiec, J., Raduła, M. W., Kącki, Z., et Staniaszek-Kik, M. (2022a). Central European forest floor bryophytes : Richness, species composition, coexistence and diagnostic significance across environmental gradients of forest habitats. *Ecological Indicators*, 139, 108954. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108954>
- Stefańska-Krzaczek, E., Swacha, G., Żarnowiec, J., Raduła, M. W., Kącki, Z., et Staniaszek-Kik, M. (2022b). Central European forest floor bryophytes : Richness, species composition, coexistence and diagnostic significance across environmental gradients of forest habitats. *Ecological Indicators*, 139, 108954. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108954>
- Vittoz, P., et Guisan, A. (2007). How reliable is the monitoring of permanent vegetation plots? A test with multiple observers. *Journal of Vegetation Science*, 18(3), 413-422. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2007.tb02553.x>
- Williams, N. S. G., Hahs, A. K., et Vesk, P. A. (2015). Urbanisation, plant traits and the composition of urban floras. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 17(1), 78-86. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2014.10.002>
- Zheng, B., et Masrabaye, F. (2023). Sustainable brownfield redevelopment and planning : Bibliometric and visual analysis. *Heliyon*, 9(2). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e13280>

5. ANNEXES

Annexe 1. Formulaire de collecte de données sur le terrain.

FORMULAIRE DE COLLECTE DE DONNÉES SUR LE TERRAIN



Agro-Bio Te

Localisation (5 décimales)

Commune et code postal :

Latitude : 50,

Longitude :

Orientation (en degré)

Longueur du mur (distance en mètres)

RELEVÉS FLORISTIQUES

Bryophytes

Non

Oui

% Recouvrement :

NOM :
PRÉNOM :
DATE : / /

Matériaux

- Brique
- Béton
- Pierre naturelle (mur)
- Roche

Remarque :

Ombrage (Sky view factor en degré)

Gauche : Face : Droite :

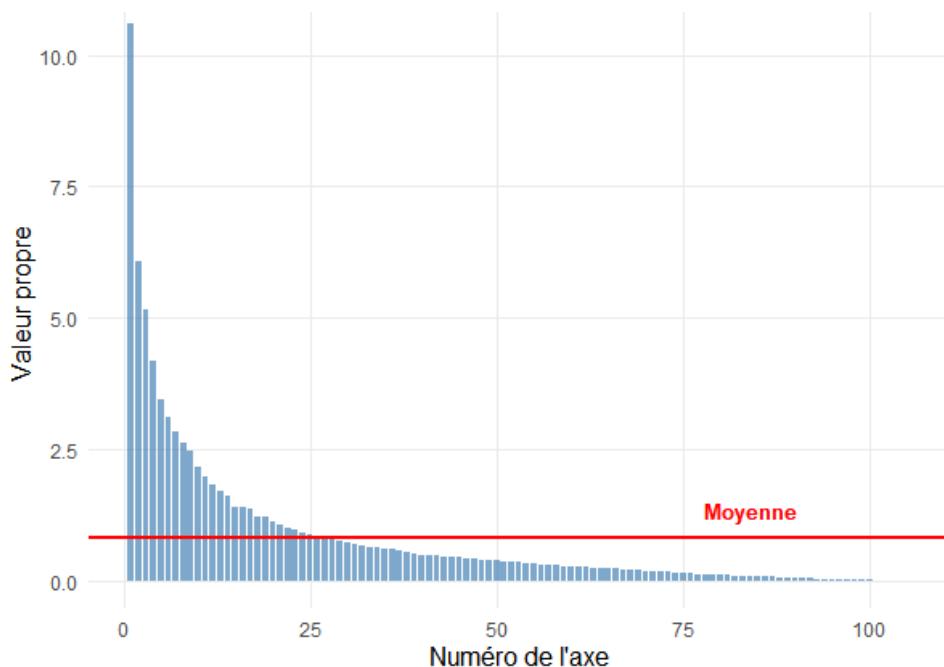
....

NOM LATIN

% Recouvrement

RELEVÉS FLORISTIQUES

Annexe 2. Histogrammes des valeurs propres de la PcoA.



Annexe 3. Ecologie des espèces indicatrices. Le statut dans la région du Mosan est entre parenthèses pour la Flore écologique de Belgique.

| Affleurements rocheux naturels | | | | |
|--------------------------------|--------------------|-------------------------|--------------|--|
| Espèces indicatrices | Valeur indicatrice | Niveau de signification | Statut Mosan | Ecologie de l'espèce |
| <i>Poa nemoralis</i> | 0,55 | 0,002 (**) | C-AC | Forêts sur sols neutres à calcarifères, rochers ombragés, haies, vieux murs, chemins creux |
| <i>Sedum album</i> | 0,55 | 0,001 (***) | AC | Rochers secs, vieux murs, pelouses sèches |
| <i>Campanula rotundifolia</i> | 0,444 | 0,001 (***) | C-AC | Pelouses sèches, sols filtrants, parfois rochers et vieux murs |
| <i>Origanum vulgare</i> | 0,395 | 0,002 (**) | C | Calcophile; lisière forestière, taillis et thalus herbeux, friches, vieux murs, berges de rivières |
| <i>Geum urbanum</i> | 0,36 | 0,003 (**) | C | Bois, sols frais et fertiles, talus, friches, clairières forestières |
| <i>Alliaria petiolata</i> | 0,357 | 0,030 (*) | C | Haies, talus frais, bois rudéralisés, lisières forestières |
| <i>Plantago lanceolata</i> | 0,341 | 0,004 (**) | CC | Prairies, bords de chemin, pelouses sèches |
| <i>Teucrium scorodonia</i> | 0,329 | 0,001 (***) | C-AC | Bois, lisières |
| <i>Arabidopsis arenosa</i> | 0,328 | 0,002 (**) | AC(R) | Rochers, éboulis et sables calcarifères, pelouses sèches, coupes forestières et chemins empierreés |
| <i>Acer pseudoplatanus</i> | 0,327 | 0,009 (**) | C-AR | Bois, haies, talus, sites rudéralisés |
| <i>Festuca pallens</i> | 0,314 | 0,002 (**) | AC-AR(R) | Rochers calcaires (fentes), vieux murs |
| <i>Asplenium scolopendrium</i> | 0,294 | 0,019 (*) | AC-R | Forêts de ravins sur substrats calcarifères, talus ombragés, vieux murs et puits (ombrage!) |

| | | | | |
|-----------------------------|-------|------------|----------|---|
| <i>Lamium galeobdolon</i> | 0,286 | 0,006 (**) | AC | Bois à humus non ou peu acides, coupes et lisières forestières, talus frais |
| <i>Acer campestre</i> | 0,286 | 0,006 (**) | C | Bois, taillis, haies, lisières forestières; calcicole |
| <i>Scabiosa columbaria</i> | 0,286 | 0,008 (**) | AC(C) | Pelouses et prairies sèches, parfois rochers; calcicole |
| <i>Sesleria caerulea</i> | 0,286 | 0,004 (**) | AC-AR(R) | Pelouses sèches, rochers, bois clairs; sols calcarifères secs |
| <i>Silene nutans</i> | 0,286 | 0,006 (**) | AC | Rochers et pelouses sèches, forêts thermophiles sur des substrats calcarifères ou siliceux |
| <i>Fraxinus excelsior</i> | 0,279 | 0,030 (*) | C-AC | Bois frais et humides, berges de cours d'eaux, haies; sols argileux, alluviaux ou calcarifères |
| <i>Parietaria judaica</i> | 0,279 | 0,034 (*) | R | Rochers, vieux murs, décombres et sites rudéralisés, berges des canaux |
| <i>Dactylis glomerata</i> | 0,276 | 0,038 (*) | CC-C | Prairies, bords de chemins, coupes et chemins forestiers |
| <i>Daucus carota</i> | 0,272 | 0,012 (*) | C-AC | Prairies, talus, friches, pelouses, terrains vagues, bord de chemins |
| <i>Leucanthemum vulgare</i> | 0,256 | 0,012 (*) | C-AC | Prairies, bords de chemins, friches, talus, coupes et lisières forestières, pelouses |
| <i>Ribes uva-crispa</i> | 0,256 | 0,007 (**) | C | Frênaies sur alluvions, forêts de ravin sur colluvions grossières, haies, dunes boisées, rochers calcaires |
| <i>Rosa canina</i> | 0,256 | 0,012(*) | C-AC | Haies, fourrés, bois |
| <i>Melica uniflora</i> | 0,256 | 0,01(**) | AC | Forêts sur sols neutres à calcarifères, à humus doux, plutôt secs |
| <i>Seseli libanotis</i> | 0,256 | 0,014 (*) | AC(R) | Rochers, pelouses, éboulis calcaires, friches, bois clairs; Thermophile et calciphile |
| <i>Melica ciliata</i> | 0,24 | 0,036 (*) | AC-AR(R) | Rochers, pelouses arides et rocailleuses, friches, parfois vieux murs, surtout substrat calcarifère |
| <i>Rumex scutatus</i> | 0,222 | 0,037 (*) | AC-AR(R) | Rochers, éboulis de carrières, terrils de schistes houillers, vieux murs, ballast des voies ferrées; souvent sur substrats calcarifères |
| <i>Arabis hirsuta</i> | 0,222 | 0,034 (*) | AC(R) | Rochers, pelouses sèches, dunes, vieux murs, coupes forestières; substrats calcarifères |
| <i>Echium vulgare</i> | 0,222 | 0,031 (*) | C-AC | Pelouses sèches et rudéralisées, rocallles et éboulis calcaires, friches, dunes fixées, ballast des voies ferrées; calciphile |
| <i>Cerastium tomentosum</i> | 0,222 | 0,034 (*) | AC | Cultivé pour l'ornement dans les jardins. Fréquemment subspontanné ou naturalisé : Vieux murs, talus, rocallles, dunes rudéralisées. Espèce Néophyte. |
| <i>Lactuca perennis</i> | 0,222 | 0,034 (*) | AR | Rochers, pelouses sèches, surtout sur calcaire ou sur craie |

Murs hors friche

| Espèces indicatrices | Valeur indicatrice | Niveau de signification | Statut Mosan | Ecologie de l'espèce |
|-------------------------------|--------------------|-------------------------|--------------|--|
| <i>Asplenium ruta-muraria</i> | 0,732 | 0,001 (***) | C-AC | Vieux murs, rochers secs, éboulis (large amplitude de lumière) |
| <i>Cymbalaria muralis</i> | 0,658 | 0,001 (***) | AC | Fentes des vieux murs à ciment calcaire, rarement rochers et rocallles calcaires. Espèce Néophyte ancienne originaire d'Italie (XIX ^e s). |

| | | | | |
|---------------------------|-------|------------|-------|---|
| <i>Centranthus ruber</i> | 0,297 | 0,022 (*) | AC-AR | Rochers, vieux murs, éboulis, terrils; espèce plutôt calciphile et thermophile, naturalisées depuis longtemps. Cultivée pour l'ornement dans les jardins ou les "pelouses fleuries". Espèce Néophyte (introduction XIX ^e s). |
| <i>Convolvulus sepium</i> | 0,284 | 0,010 (**) | C-AC | Aulnaies, saussaies, bord des eaux, haies fraîches, terrains vagues frais |

Murs en friche

| Espèces indicatrices | Valeur indicatrice | Niveau de signification | Statut Mosan | Ecologie de l'espèce |
|-------------------------|--------------------|-------------------------|--------------|--|
| <i>Buddleja davidii</i> | 0,584 | 0,001 (***) | AC-R | Cultivé pour l'ornement dans les parcs et jardins. Souvent subsistant ou naturalisé; terrains vagues, ruines, bord de chemins, ballast de voies ferrées, fourrés. Espèce Néophyte envahissante (introduction d'Asie, XX ^e s). |
| <i>Betula pendula</i> | 0,443 | 0,001 (***) | CC-C | Forêts, taillis et landes sur des sols pauvres, acides, terrils, vieux murs; pionnier sur sols fertiles ou calcarifères |