
Les facteurs déterminants des invasions végétales en friches industrielles urbaines et péri-urbaines wallonnes

Auteur : Defacqz, Jeremy

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

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

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

Année académique : 2022-2023

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/18274>

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 FACTEURS DÉTERMINANTS DES INVASIONS VÉGÉTALES EN FRICHES INDUSTRIELLES URBAINES ET PÉRI-URBAINES WALLONNES

JEREMY DEFACQZ

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

ANNÉE ACADÉMIQUE 2022-2023

(CO)-PROMOTEUR(S): PR. GRÉGORY MAHY, PR. ARNAUD MONTY

Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique de Gembloux Agro-Bio Tech¹.

Le présent document n'engage que son auteur.

¹ Dans ce cas, l'autorité académique est représentée par les promoteurs membres du personnel enseignant de GxABT, Pr. Grégory Mahy et Pr. Arnaud Monty.

LES FACTEURS DÉTERMINANTS DES INVASIONS VÉGÉTALES EN FRICHES INDUSTRIELLES URBAINES ET PÉRI-URBAINES WALLONNES

JEREMY DEFACQZ

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

ANNÉE ACADÉMIQUE 2022-2023

(CO)-PROMOTEUR(S): PR. GRÉGORY MAHY, PR. ARNAUD MONTY

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier mes promoteurs, le Pr. Grégory Mahy et le Pr. Arnaud Monty pour leur encadrement et leur aide précieuse tout au long de ce travail de fin d'études. Je remercie également toute l'unité Biodiversité et Paysage de Gembloux Agro-Bio Tech dans laquelle ce TFE s'est déroulé.

Je remercie aussi M. Benjamin Cornier, le Pr. Jaques Teller (LEMA Uliège) et M. Julian Jacquemin (LEMA Uliège) qui m'ont apporté leur aide dans le cadre du projet Frichnat.

Je remercie toutes les personnes qui ont accepté de m'accompagner sur le terrain : Merci à Chloé Dagnelie, Nina Leclef, Justine Martoglio et Timothée Reyniers.

Finalement, merci à toutes les personnes qui m'ont apporté leur aide, aussi bien intellectuellement que moralement, le long de ces années d'études. Merci aux équipes de la Bière de l'Abbaye de Gembloux 2019 et 2020 pour m'avoir donné une si belle expérience du travail en équipe.

Résumé - Les friches industrielles sont des habitats perturbés dans un contexte anthropique très important, pourtant encore très peu étudiées. Les milieux perturbés ou ayant été régulièrement perturbés sont particulièrement sensibles aux invasions végétales. En tout, 1.411 observations floristiques d'invasives sont recensées dans des bases de données opportunistes pour les friches industrielles répertoriées dans les agglomérations de Charleroi, Liège et Mons.

La présente étude a échantillonné 479 quadrats de 20m² répartis entre 9 sites à Charleroi et 9 sites à Liège, afin de mesurer l'occurrence, le recouvrement et la densité à l'hectare de 139 espèces végétales invasives listées sur les listes noires, d'alerte et de surveillance de Belgique, des pays limitrophes et de la liste de surveillance Européenne. Les espèces invasives avec l'occurrence la plus élevée sont *Buddleja davidii* (32,6% de quadrats envahis), *Senecio inaequidens* (15,9%), *Robinia pseudoacacia* (10,2%), les espèces du genre *Cenothera* (9,0%), et *Fallopia japonica* (7,7%).

La densité de voies de communications dans un rayon de pression directe (100m) influence positivement la richesse spécifique en invasives des sites. Pour chacune des espèces les plus courantes, les variables paysagères ont été testées sur l'occurrence à l'aide d'une régression de type « stepwise ». La distance au plus proche cours d'eau influence négativement l'occurrence en *Buddleja davidii* du site, montrant une allure exponentielle inverse. Le temps d'abandon influence l'occurrence en *Cenothera* du site, plus importante sur les friches abandonnées depuis entre 10 et 20 ans. Le temps d'abandon a aussi une influence sur l'occurrence en *Robinia pseudoacacia*, plus importante sur les friches abandonnées depuis moins de 10 ans ou plus de 50 ans. Les écotopes les plus envahis sont les écotopes « sol nu » (dont 68,24% des quadrats sont envahis). Le substrat le plus envahi est le gravier (dont 76,54% des quadrats sont envahis).

Abstract - Industrial wastelands are disturbed habitats within a highly anthropized landscape, and yet they remain understudied. Environments that have been disturbed or regularly disturbed are particularly susceptible to plant invasions. In total, 1.411 floristic observations of invasive species were gathered from opportunistic geodatabases for all industrial wastelands catalogued in Charleroi, Liège and Mons's urban areas.

This survey sampled 479 plots of 20m², displaced in 9 sites in Charleroi and 9 sites in Liège, to record occurrence, cover, and density of 139 invasive species from Belgium and neighboring countries's blacklist, alert list and monitoring list, and Europe's monitoring list. The invasive species with the higher occurrence are *Buddleja davidii* (32,6% of invaded plots) *Senecio inaequidens* (15,9%), *Robinia pseudoacacia* (10,2%), species of the genus *Cenothera* (9,0%), and *Fallopia japonica* (7,7%).

Communication routes density in a direct pressure radius (100m) influences positively sites's species richness of invasives. For each of the most occurring species, landscape variables were tested on the occurrence with a "stepwise" type regression. Distance to the nearest stream influences negatively *Buddleja davidii's* occurrence, showing an inverse exponential curve. Time since abandonment influences *Cenothera's* occurrence, higher for wasteland abandoned for a period of 10 to 20 years. Time since abandonment influences also *Robinia pseudoacacia's* occurrence, higher for wastelands abandoned for less than 10 years or more than 50 years. Most invaded ecotopes are "bare soils" ecotopes (of which 68,24% of plots are invaded). The most invaded substrate is gravel (of which 76,54% of plots are invaded).

Table des figures

Figure 1	Observations floristiques fournies par le DEMNA et par le site GBIF pour l'ensemble des SAR répertoriés pour l'agglomération de Mons, terrils et carrières exclus.	Page 14
Figure 2	Observations floristiques fournies par le DEMNA et par le site GBIF pour l'ensemble des SAR répertoriés pour l'agglomération de Charleroi, terrils et carrières exclus.	Page 15
Figure 3	Observations floristiques fournies par le DEMNA et par le site GBIF pour l'ensemble des SAR répertoriés pour l'agglomération de Liège, terrils et carrières exclus.	Page 15
Figure 4	Courbe de raréfaction des espèces invasives pour les agglomérations de Charleroi, Liège, et Mons sur base des observations de GBIF et du DEMNA en vue d'estimer la richesse spécifique.	Page 17
Figure 5	Fréquences cumulées du nombre d'observations d'invasives (GBIF et DEMNA) en fonction du nombre de SAR (terrils et carrières exclus) pour les agglomérations de Liège, Charleroi et Mons.	Page 17
Figure 6	Fréquences cumulées du nombre d'observations floristiques totales (GBIF et DEMNA) en fonction du nombre de SAR (terrils et carrières exclus) pour les agglomérations de Liège, Charleroi et Mons.	Page 18
Figure 7	Distributions des données d'observations des géodatabase (GBIF et DEMNA) par espèce invasive et par agglomération, pour les agglomérations de Charleroi, Liège et Mons.	Page 19
Figure 8	Graphique de la richesse spécifique en invasives des friches en fonction de la densité de voies de communication en pression directe (DV100).	Page 24
Figure 9	Occurrence (pourcentage de quadrats envahis) de <i>Buddleja davidii</i> en fonction de la proximité au plus proche cours d'eau du site.	Page 25
Figure 10	Occurrence (pourcentage de quadrats envahis) d' <i>Ænothera spp</i> en fonction du temps depuis abandon du site en catégorie de temps d'abandon.	Page 25
Figure 11	Occurrence (pourcentage de quadrats envahis) de <i>Robinia pseudoacacia</i> en fonction du temps depuis abandon du site en catégorie de temps d'abandon.	Page 26

Table des tableaux

Tableau 1	Caractéristiques descriptives des sites inventoriés, renseignés selon leur nom de filière.	Page 11
Tableau 2	Description des variables explicatives selon leur échelle d'analyse et leur caractère quantitatif ou qualitatif.	Page 12
Tableau 3	Synthèse de la richesse spécifique en plantes exotiques envahissantes et du nombre d'observations provenant de GBIF et du DEMNA à différentes échelles, selon l'agglomération.	Page 16
Tableau 4	Valeurs de densité en individus/ha (Mean + SE), de recouvrement en pourcent (Mean + SE, maximum) et d'occurrence (en pourcent de quadrats envahis) pour l'agglomération de Liège, de Charleroi et au total (sur base des données de terrain).	Page 21
Tableau 5	Matrice des corrélations réalisées entre les variables explicatives paysagères quantitatives, valeurs de R ² .	Page 23
Tableau 6	Tests réalisés pour vérifier l'indépendance de la variable paysagère « Abandon » aux autres variables paysagère conservées.	Page 23
Tableau 7	Moyennes des recouvrements (en pourcent) des cinq espèces les plus courantes pour chaque catégorie d'écotopes.	Page 27
Tableau 8	Indice de sélection <i>Bquad i</i> pour les cinq espèces avec l'occurrence totale la plus élevée en fonction de la catégorie d'écotope <i>i</i> .	Page 27
Tableau 9	Moyennes des recouvrements (en pourcent) des cinq espèces les plus courantes pour chaque substrat.	Page 28
Tableau 10	Indice de sélection <i>Bquad i</i> pour les cinq espèces avec l'occurrence totale la plus élevée en fonction de la catégorie de substrat <i>i</i> .	Page 28

1 TABLE DES MATIERES

1.	Introduction.....	3
1.1.	Contexte	3
1.2.	Questions de recherche	5
2.	Matériel et Méthode	5
2.1.	Liste des plantes invasives étudiées.....	5
2.2.	Identification des friches à étudier.....	5
2.3.	Etat des connaissances sur les invasions végétales en friches industrielles wallonnes.....	6
2.4.	Etude des invasions végétales sur le terrain	7
2.4.1.	Sélection des sites	7
2.4.2.	Echantillonnage	8
2.4.3.	Paramètres explicatifs	8
2.4.4.	Description des sites.....	10
2.5.	Analyses des données de terrain.....	11
2.5.1.	Analyses descriptives des données de terrain	11
2.5.2.	Description des variables utilisées	12
2.5.3.	Analyse de l'influence des variables paysagères à l'échelle de la communauté d'invasives	13
2.5.4.	Analyses de l'influence des variables paysagères et locales à l'échelle de l'espèce invasive pour les cinq espèces les plus présentes.....	13
3.	Résultats	14
3.1.	Question de recherche n°1 : Etat des connaissances concernant les plantes exotiques envahissantes des friches industrielles	14
3.1.1.	Quantité et distribution des données d'observations existantes	14
3.1.2.	Liste d'espèces invasives observées.....	18
3.2.	Etude des facteurs déterminants des invasions végétales en friches industrielles wallonnes pour les agglomérations de Charleroi et de Liège.....	20
3.2.1.	Question de recherche n°2 : état d'invasion des friches et espèces invasives les plus présentes.....	20
3.2.2.	Vérification de l'indépendance des variables	23
3.2.3.	Question de recherche n°3.1. : les facteurs déterminants des invasions végétales en friches à l'échelle de la communauté d'invasives	23
3.2.4.	Question de recherche n°3.2. : les facteurs déterminants des invasions végétales en friches à l'échelle de l'espèce invasive.....	24
4.	Discussion	29
5.	Conclusion	32

6. Bibliographie.....	33
7. Annexes	36

1. INTRODUCTION

1.1. CONTEXTE

Les invasions biologiques perturbent le fonctionnement des écosystèmes, tant à une échelle locale que paysagère, et sont un des facteurs majeurs de l'érosion de la biodiversité. La problématique concerne également le bien-être humain, tant dans son origine comme l'import d'espèces exotiques pour la consommation ou l'aspect ornemental, que dans ses conséquences pouvant aller jusqu'au niveau sanitaire (Pyšek et Richardson, 2010).

L'expansion du commerce international, la démocratisation des voyages et du tourisme ont apporté plus de possibilités de dispersion d'organismes en dehors de leurs aires de distribution naturelle (Wilson et al., 2009 ; Padayachee et al., 2017). L'écologie des invasions est donc en plein essor. Elle doit appréhender la complexité des modèles prédictifs des dynamiques des invasions biologiques, les interactions entre espèces natives et non natives, ainsi que leurs effets sur les écosystèmes et la biodiversité. L'influence de ces invasions s'étend également jusqu'aux services écosystémiques, impactant différents secteurs économiques (Pyšek et Richardson, 2010).

Le degré de menace des invasions biologiques, plus particulièrement des invasions végétales, varie selon les biomes. Ainsi, les zones côtières, les milieux humides, les zones au climat méditerranéen et les îles sont les milieux où les conséquences de ces invasions sont les plus sévères. La vulnérabilité des écosystèmes aux invasions biologiques varie. Les impacts de ces dernières ne sont pas homogènes, influençant la productivité des écosystèmes envahis à différents degrés selon leurs caractéristiques intrinsèques (Vila et al., 2011).

Le processus d'invasion végétale débute par une introduction accidentelle ou volontaire de l'espèce invasive, ce qui représente la levée du filtre à la dispersion. Cette espèce doit ensuite être capable de surmonter les filtres pouvant être abiotiques et/ou biotiques, avant de pouvoir parler d'un établissement réussi de celle-ci dans un nouvel écosystème. Les caractéristiques d'un habitat vont donc moduler la propension qu'il a d'être envahi, ce qui explique que les milieux ne sont pas égaux dans leur probabilité d'être atteints par une invasion végétale. Finalement, la persistance de l'invasive dépendra de sa tolérance physiologique, de son succès reproducteur, de sa capacité à se disperser et à être compétitive avec les communautés locales (Pyšek et Richardson, 2010).

L'étude de ces invasions végétales se base sur des données de présence, d'abondance/fréquence, d'aires de distribution et des dynamiques historiques, ce qui permet d'établir des facteurs et caractéristiques d'écosystèmes facilitants ces invasions (Pyšek et al., 2007).

La propension d'un écosystème à être envahi est modulée par deux grands types de caractéristiques. Tout d'abord, des caractéristiques intrinsèques au paysage, par la proximité du site à une source de propagules ou à une voie de dispersion. Ainsi, les sites proches des zones urbanisées, proche de voies ferroviaires ou routières, à proximité directe de cours d'eau (Pyšek et al., 2007) ou d'un port maritime (Padayachee et al., 2017) sont plus sensibles aux invasions. Viennent également les caractéristiques intrinsèques au site comme le type de milieu ou de substrat : les milieux secs, les milieux chauds et les milieux riches en nutriments, les milieux exposés au vent (anémochorie), la présence de vertébrés disperseurs (zoochorie) augmentent la probabilité d'être affecté par une invasion végétale. Les invasions sont souvent associées à des milieux perturbés ou ayant été régulièrement perturbés (Pyšek et al., 2007). Les écosystèmes anthropisés sont donc particulièrement sensibles aux invasions végétales (Padayachee et al., 2017).

Cette étude s'insère dans le cadre du projet FRICHNAT, dont l'objectif est d'évaluer le rôle des friches industrielles urbaines et périurbaines dans la conservation de la biodiversité, et ce par le biais de la science participative. Les friches industrielles sont définies par FRICHNAT comme d'anciens terrains industriels laissés à l'abandon recouvrant 2,3% du territoire Wallon, et dont la majorité est concentrée le long du Sillon Haine-Sambre-Meuse. Les friches sont des sites écologiquement très hétérogènes dû à un régime de perturbations particulier, générant une importante diversité de milieux, depuis les milieux pionniers jusqu'aux recolonisations forestières. La biodiversité des friches industrielles concernée par le projet est caractérisée notamment par des espèces d'intérêts communautaire comme les espèces d'amphibiens et de reptiles des milieux pionniers et ouverts, mais aussi des espèces de milieux recolonisés. Ces friches peuvent aussi représenter d'importants foyers de colonisation de plantes exotiques envahissantes à cause de la densité de voies de communication environnante. Ce projet repose sur la collaboration entre experts universitaires Uliège, porteurs du projet, et experts naturalistes du CNB (Cercle des Naturalistes Belges). Le projet se focalise sur les agglomérations de Mons, Charleroi et Liège. Le but à court terme est de proposer un ensemble de friches visitables pour le CNB et d'utiliser leurs données et observations afin de combler les lacunes des connaissances sur la biodiversité des friches industrielles en Wallonie.

Les conditions écologiques spécifiques de ce type de milieu permettent l'établissement de communautés végétales originales. Ces communautés aux conditions xériques et pauvres en nutriment, colonisent naturellement ces milieux, dépendant toutefois du pool d'espèces capable de s'y disperser (Pitz et al., 2018).

L'étude de ces friches est d'autant plus pertinente en Wallonie. La littérature, par le biais de récentes recherches européennes, confirme une intense expansion urbaine en Belgique, associée à une importante consommation de l'espace (Bengs et Schmidt-Thomé, 2006 ; Halleux, 2011). La perte et la dégradation d'habitats est une des principales menaces pour les espèces, avec l'expansion des espèces invasives, la pollution et les maladies. Dans un contexte de croissance économique constante, l'étude de ces milieux abandonnés et de leur intérêt pour la biodiversité est d'une très haute priorité. Ces zones sont souvent associées à des quartiers en déclin, un faible taux d'emploi et une importante négligence et dégradation environnementale (Grimski et Feber, 2001 ; Doick et al., 2009).

Par définition, les friches industrielles ont fait l'objet d'activités anthropiques passées. Or, l'activité humaine et les perturbations qu'elle apporte sont reconnues comme un important facteur d'invasion de plantes non-indigènes (Aslton et Richardson, 2013 ; Monty et al., 2019). Les espèces végétales invasives menacent les écosystèmes déjà formés mais aussi les écosystèmes émergents. Notamment à cause de la forte concentration d'activités anthropiques, la dispersion volontaire ou accidentelle d'espèces exotiques envahissantes y est très importante. Leurs impacts augmentent très rapidement dans les milieux secs et désaffectés, rendant les friches industrielles très sensibles aux invasions végétales (Pyšek et Richardson, 2010).

Les sols ayant donc fait l'objet d'activités industrielles forment des sites à haut potentiel pour la biodiversité, les substrats sur lesquels s'établissent les communautés végétales après l'arrêt des activités étant souvent propice pour des espèces végétales menacées ou des espèces d'intérêt communautaire (Urbancová et al., 2014). Effectivement, les écosystèmes anthropisés peuvent être considérés comme analogues à des écosystèmes semi-naturels voire naturels : ces derniers peuvent proposer des opportunités de conservation de la biodiversité à ne pas négliger (Pitz et al., 2018). La préservation de ces milieux particuliers, notamment face aux invasions végétales auxquels ils sont fort sensibles, est donc une priorité.

1.2. QUESTIONS DE RECHERCHE

Au vu de la problématique des invasions végétales des friches industrielles et de la sensibilité des milieux anthropisés à ces invasions, il convient de poser les questions de recherche suivante :

Question n°1 : Quel est l'état de connaissance actuel sur les invasions végétales en friches industrielles urbaines et péri-urbaines wallonnes ?

Question n°2 : Quel est l'état d'invasion et quelles sont les espèces végétales invasives les plus présentes des friches industrielles urbaines et péri-urbaines wallonnes ?

Question n°3 : Quels sont les facteurs déterminants des invasions végétales en friches industrielles urbaines et péri-urbaines wallonnes ?

- **Sous question 3.1** : à l'échelle de la communauté d'espèces invasives ?
- **Sous question 3.2** : à l'échelle de l'espèce pour les espèces les plus présentes ?

2. MATÉRIEL ET MÉTHODE

2.1. LISTE DES PLANTES INVASIVES ÉTUDIÉES

La liste des espèces exotiques étudiées reprend les espèces exotiques invasives des listes de surveillance nationales belges (liste noire, de surveillance et d'alerte de Belgique, Branquart (2016) site internet), les listes de surveillance nationale des pays limitrophes comprenant la liste allemande (Hortus Girasole, consulté en mars 2023) et la liste française (INPN, consulté en avril 2023), ainsi que la liste de surveillance européenne (commission Européenne, 2016) qui correspond aux listes de surveillance des Pays Bas et de la Grande Bretagne. La liste des espèces exotiques étudiées reprend 139 espèces (annexe 1). Cette liste peut encore être complétée selon les observations de terrains, si des espèces invasives émergentes éventuellement rencontrées ne sont pas reprises dans la liste composée.

2.2. IDENTIFICATION DES FRICHES À ÉTUDIER

Le point de départ est la géodatabase « ISA » (SPW - Sites à Réaménager (Inventaire), consulté en avril 2023), reprenant l'ensemble des sites à réhabiliter (SAR) en Wallonie. Pour le projet Frichnat ainsi que pour ce travail, l'objectif est de se focaliser sur les sites qui ne sont pas reconvertis, les SAR reconvertis étant nommés « IRA ». Le croisement spatial entre la base de données complète « ISA » et les SAR reconvertis « IRA » permet de ne conserver que les SAR toujours à l'état de friche.

Cinq critères de sélection sont utilisés :

- Les friches sont comprises dans les agglomérations morphologiques de Charleroi, Liège ou Mons ;
- Les friches n'ont plus d'activité depuis au moins cinq ans ;
- Les friches sont non reconverties, à exception d'une reconversion en espaces verts ou espaces de loisirs ;
- Les friches sont d'une surface supérieure à 1 hectare ;
- Les terrils et les carrières sont exclus ;

Le produit cartographique final est nommé « total des SAR Frichnat ». Pour identifier un SAR au sein de cette couche, c'est l'attribut « filière » qui est utilisé. Il s'agit d'un numéro unique et exclusif du site utilisé pour le nommer.

Afin de se focaliser sur une zone dense en friches industrielles et pour éviter des temps de traitements excessifs, il est choisi de se focaliser sur les zones de Mons, Charleroi et Liège. Cette étude s'inscrivant dans le projet Frichnat, il est d'autant plus pertinent de se focaliser sur les mêmes zones d'étude. Ainsi, en prenant ces trois zones, 318 SAR sont répertoriées, pour 2964 SAR sur toute la Wallonie. Le taux de sondage correspond donc à 10,73%.

2.3. ETAT DES CONNAISSANCES SUR LES INVASIONS VÉGÉTALES EN FRICHES INDUSTRIELLES WALLONNES

Les informations utilisées sont les données biologiques de relevés de flore fournies par le DEMNA, ainsi que les données téléchargeables sur le site « GIBF ». En fusionnant les deux couches de points, le produit de sortie reprend les données provenant de iNaturalist, de l'OFFH, d'observation.be, du SPW, de l'Uliège, ou d'autres bases de données opportunistes. Une intersection des deux couches est réalisée dans le but d'enlever le cas échéant la présence de doublons d'observations.

La couche cartographique « total des SAR Frichnat » contenant les 318 sites est utilisée comme couche de masque pour isoler les informations localisées sur les friches étudiées. La précision spatiale des observations est variable, un tampon de 100 mètres est donc réalisé autour des SAR pour éviter de ne pas prendre en compte des données localisées en dehors des friches à cause d'un problème de précision.

Toutefois, les données reprennent encore l'ensemble des espèces végétales répertoriées et non exclusivement les plantes invasives. La table d'attribut de la couche comprenant l'ensemble des données est utilisée pour ne conserver que les espèces de la liste d'espèces invasives.

Afin de caractériser l'état des connaissances actuelles sur les invasions végétales en friches industrielles (question de recherche n°1) les critères sélectionnés sont les suivants :

- La quantité d'observations : le nombre d'observations par agglomération pour les espèces de la liste d'exotiques envahissantes, le nombre de SAR envahis et la richesse spécifique en invasives ;
- L'hétérogénéité de la distribution des observations : le graphique des fréquences cumulées de la proportion d'observations par SAR pour chaque agglomération.
- La liste des espèces observées dans ces bases de données opportunistes et leur occurrence au sein de chaque agglomération ;

2.4. ETUDE DES INVASIONS VÉGÉTALES SUR LE TERRAIN

2.4.1. Sélection des sites

Une semaine de prospection sur le terrain a été réalisée pour vérifier deux critères supplémentaires relatifs aux friches :

- **La non-réhabilitation** : l'information disponible sur ce critère n'est pas actualisée pour tous les sites. Il convient donc de vérifier que la friche est bel et bien toujours abandonnée et n'est pas réaffectée à une utilisation efficace de son espace.
- **L'accessibilité** : un site doit être un minimum accessible pour être étudié. Il faut donc vérifier que l'accès à ce dernier n'est ni complètement empêché par des clôtures, barbelés ou autre, ni dissuadé par des caméras de surveillance, à moins d'avoir l'accord du propriétaire.

Il a été choisi de se focaliser sur les zones de Liège et Charleroi. Deux agglomérations ont été choisies afin de prendre en compte tout de même des zones géographiques différentes, mais aussi pour limiter de perdre un temps excessif avec les trajets.

Une vérification à l'aide de l'orthophoto 2021 (SPW – orthophoto 2021) a été réalisée pour vérifier visuellement l'information de la récente réhabilitation d'un site, évitant de s'y rendre inutilement.

Des clusters de sites ont été déterminés pour limiter les temps de trajet excessifs, les regroupant par proximité. Le choix des clusters s'est fait sur base cartographique, de sorte qu'un cluster puisse être prospecté en une journée. Des groupes de sites ayant été définis avec cet échantillonnage par grappes, un cluster a été sélectionné aléatoirement pour chaque journée de prospection. Une cartographie des sites prospectés est disponible en annexe 2.

Une fiche de terrain a été conçue pour recueillir les informations sur la réhabilitation et l'accessibilité du site, mais aussi des données pouvant être utiles au projet Projet Frichnat (annexe 3).

Détail des informations encodées :

Le numéro de filière : chaque site est nommé selon son nom de filière, une information reprise dans la table d'attributs de la couche cartographique « total des SAR Frichnat ». C'est cette donnée qui est encodée pour identifier un site car le numéro de filière est unique et propre à chaque friche.

L'accès pour les TFE : sert à qualifier l'accessibilité en vue de la phase de terrain. Noter la présence de barrières, caméras de surveillances, barbelés, chemins d'accès, autorisation du propriétaire, etc.

Réhabilité : indiquer si le site est réhabilité ou non.

Niveau de recolonisation : indiquer les strates de végétation présentes et entourer la strate la plus représentée.

Recouvrement de la végétation : Estimation en pourcent, toute strate confondue.

Type de substrat, présence de mares, écotopes : critères permettant d'avoir une vue globale sur la physionomie du site.

Commentaire : espace pour ajouter tout détail, mais également donner l'impression de l'observateur sur l'attrait potentiel du site pour les TFE et pour les CNB.

Les autres critères de la fiche sont relatifs au CNB (pour le projet Frichnat) ou pour d'autres TFE du projet.

Après la prospection, il est possible de fixer le choix définitif des sites. Neuf sites ont été échantillonnés dans chaque région parmi ceux définis comme propices lors des journées de prospection. Au total, 18 sites sont inventoriés.

2.4.2. Echantillonnage

La méthode de parcours des sites utilisée est le « Random Walk ». Cette méthode consiste à placer aléatoirement sur le site parcouru un quadrat de 2mx10m, représentant l'unité d'échantillonnage. Une fois un quadrat complètement inventorié, l'observateur s'éloigne de dix mètres dans une direction aléatoire avant de poser un deuxième quadrat. Cette opération est répétée jusqu'à avoir inventorié une surface minimum correspondant à 1% de la surface totale du site (Monty et al., 2019).

L'importante hétérogénéité dans la physionomie des friches justifie ce choix. En positionnant les quadrats de manière complètement aléatoire ou systématique sur le site, la probabilité d'arriver à des quadrats non atteignables sur le terrain est importante. En effet, sur une friche, il est fréquent d'observer des portions non praticables ou non accessibles pour cause de relief et/ou de sécurité. La méthode du Random Walk permet un niveau de contrôle sur le positionnement des unités d'échantillonnage plus pratique sur le terrain.

Des marqueurs visuels, des plots de couleur vive, sont utilisés pour délimiter précisément les quadrats. Les observations se font exclusivement à l'intérieur de la zone délimitée par les plots.

L'orientation des quadrats se fait aléatoirement. En revanche, pour certaines exceptions comme les quadrats tombant en bord de site, ceux-ci uniquement seront réorientés de manière à ne pas sortir de la friche. Une attention particulière est portée sur le fait que chaque quadrat soit contenu intégralement dans le site dont il est question.

Pour chaque quadrat, les classes de recouvrement de Braun-Blanquet (Wikum et al, 1978) des espèces invasives reprises dans la liste d'espèces présentée sont notées. C'est la base de chaque plante qui est utilisée pour définir si l'individu est considéré comme à l'intérieur du quadrat ou non. Le nombre d'individus de chaque espèce invasive, ou dans le cas d'individus clonaux comme la renouée du japon le nombre de tiges ou ensemble de tiges émergeant d'un même point, est également compté par quadrat.

2.4.3. Paramètres explicatifs

Il convient de définir les paramètres à tester sur les données de terrain. L'analyse à l'échelle du paysage vise à déterminer les paramètres qui influencent l'arrivée des propagules sur les sites. Les analyses à l'échelle locale visent à déterminer les conditions favorables à leur installation et expansion.

Paramètres à l'échelle du paysage :

1) Le **temps depuis abandon de la friche** (noté « Abandon »)

L'information est encodée selon quatre catégories de « temps d'abandon » du site. Catégorie 1 : abandonné depuis moins de 10 ans. Catégorie 2 : abandonné depuis entre 10 et 20 ans. Catégorie 3 : abandonné depuis entre 20 et 50 ans. Catégorie 4 : abandonné depuis plus de 50 ans. Ce paramètre est relevé grâce aux informations disponibles dans la table d'attributs de la couche « total des SAR Frichnat ».

2) La **surface de la friche** (noté « Surface »)

Facteur quantitatif mesuré sur base cartographique à l'aide de la calculatrice de champ. Valeur encodée en hectares. Cette information est également utilisée pour connaître le nombre de quadrats à inventorier qui, pour rappel, doit valoir pour au moins 1% de la surface totale de la friche.

3) La **nombre de routes limitrophes** (noté « Routes »)

Ce paramètre est mesuré en comptant le nombre de routes en contact direct ou longeant le site, par analyse visuelle de la couche orthophoto 2021 (SPW – orthophoto 2021).

4) La **proximité ferroviaire** (noté « Prox_ferro »)

Mesurée comme la plus petite distance du site aux voies ferroviaires. Distance en mètres, calculée sur base d'outils cartographiques et de la couche orthophoto 2021 (SPW – orthophoto 2021).

5) La **proximité à un cours d'eau** (noté « Prox_eau »)

Mesurée comme la plus petite distance du site au cours d'eau le plus proche. Distance en mètres, calculée sur base cartographique et de la couche orthophoto 2021 (SPW – orthophoto 2021).

6) Le **gradient d'urbanité** (noté « Urbanité »)

Pour quantifier l'urbanité, un travail cartographique préalable est nécessaire. Le raster « Imperviousness density » est utilisée comme base (Copernicus Land Monitoring Service, 2018). Cette geodatabase contenant les densités d'imperméabilités est utilisée afin d'établir un gradient d'urbanisation (Desaegher et al, 2019). Des zones tampons de pression paysagère (distance = 500m) sont générées autour de chaque site. La couche « Imperviousness » est découpée en utilisant la couche « tampon » comme couche de masque. Le produit est ensuite polygonisé, afin d'avoir une couche résultante en format shapefile (vecteurs).

Une valeur d'urbanité est attribuée à chaque pixel, de dimensions 10mx10m. Cette valeur représente le pourcentage d'imperméabilité. Si un pixel est défini par la valeur « 0 », il est considéré comme « non-urbain ». Proche de 100%, le pixel est fortement urbanisé.

Finalement, la zone tampon de chaque site est individualisée, afin d'enlever la surface du site considéré de la zone. En effet, il est important d'exclure le site pour analyser l'urbanité de ses environs : dans le cas contraire, les caractéristiques intrinsèques du site influenceraient sa valeur d'urbanité. Or, l'urbanité est bien considérée à l'échelle paysagère, et non à l'échelle locale. Une illustration du résultat de ces opérations est disponible en annexes (annexe 4).

Pour chaque site, la moyenne des valeurs des pixels est calculée, représentant l'indice d'urbanité [0% ;100%].

7) **Densité de voies de communication dans un rayon de pression paysagère**, $r = 500m$ (noté « DV500 »)

Une zone tampon de 500 mètres autour de chaque site est réalisée cartographiquement, afin de compter l'ensemble des voies de communication s'y trouvant (routes, voies de chemins de fer), par analyse visuelle de la couche orthophoto 2021 (SPW – orthophoto 2021).

8) **Densité de voies de communication dans un rayon de pression directe**, $r = 100\text{m}$ (noté « DV100 »)

Une zone tampon de 100 mètres autour de chaque site est réalisée cartographiquement, afin de compter l'ensemble des voies de communication s'y trouvant (routes, voies de chemins de fer), par analyse visuelle de la couche orthophoto 2021 (SPW – orthophoto 2021).

Paramètres à l'échelle locale :

1) Le **type de substrat** (noté « Substrat »)

Il peut y avoir divers substrats au sein d'une même friche. Cette variable est donc vérifiée pour chaque quadrat parmi les modalités suivantes : gravier (comprenant également cailloux, rochers, résidus de charbonnage), terre (comprenant également remblais) et béton.

2) L'**écotope** (noté « Ecotope »)

De même que pour les substrats, une friche peut présenter une importante diversité en écotopes. Un écotope est défini par le LifeWatch comme une unité écologiquement homogène du paysage. Les écotopes représentent une classification des sols et végétations analogues, faite à l'échelle des plus petites unités tangibles pouvant encore être considérées comme du niveau du paysage (Zonneveld et Isaak, 1989). C'est cette segmentation en écotopes, combinée à des données environnementales, des bases de données issues du remote sensing régulièrement mises à jour qui conduisent à la couche des écotopes (Coos et al, 2016). La couche écotope 2019 utilisée (SPW – LifeWatch-Ecotopes) est une couche vectorielle reprenant les limites et caractérisations des écotopes en Wallonie. Elle est utilisée pour encoder l'écotope pour chaque quadrat.

L'identité de l'écotope est validée sur le terrain. Dans le cas où plusieurs écotopes seraient repris sur un même quadrat, c'est l'écotope prenant la plus grande surface du quadrat qui est noté. Pour éviter d'avoir des groupes d'observations trop petits lors de l'échantillonnage, les écotopes sont regroupés :

- « Arbres feuillus décidus », « Arbres de forêt mixte » et « Mélange dominé par de la végétation ligneuse avec des herbacées » = **Ecotope forestier**
- « Couverture herbacée basse d'intérêt biologique potentiellement élevé » et « Couverture herbacée graminéoïde fortement artificialisée » = **Ecotope herbacé**
- « Couverture végétale éparse » et « Espace urbanisé » = **Ecotope sol nu**

Chaque variable paysagère est encodée à hauteur d'une donnée par site. Chaque variable à l'échelle locale est encodée à hauteur d'une donnée par quadrat. Une schématisation est disponible en annexe 5 si une clarification est nécessaire.

2.4.4. Description des sites

Le nombre de quadrats inventoriés, fonction linéaire de la surface du site, varie de 7 à 83 quadrats. Ceci est fait dans un objectif d'échantillonner chaque site avec la même intensité, définie pour rappel à 1% de la surface du site (tableau 1).

Parmi la sélection, quatre sites ont été abandonnés depuis moins de 10 ans, trois entre 10 et 20 ans, cinq entre 20 et 50 ans et six depuis plus de 50 ans.

L'indice d'urbanité s'étend de 4,01% à 53,37% pour le site avec la plus importante urbanité dans son rayon de pression paysagère ($r = 500\text{m}$).

Tableau 1 : Caractéristiques descriptives des sites inventoriés, renseignés selon leur nom de filière. Le temps d'abandon (Abandon) est renseigné en catégories, 1 = moins de 10 ans, 2 = entre 10 et 20 ans, 3 = entre 20 et 50 ans, 4 = plus de 50 ans.

<i>Nom de filière du site</i>	<i>Surface (ha)</i>	<i>Nombre total de quadrats</i>	<i>Abandon</i>	<i>Urbanité (%)</i>
52011-ISA-0077	9,94	50	2	48,11
52011-ISA-0080	6,68	34	3	33,43
52011-ISA-0081	9,61	49	3	31,79
52011-ISA-0097	1,76	9	2	25,72
52048-ISA-0001	16,51	83	4	15,75
52011-ISA-0071	5,18	26	4	39,56
52011-ISA-0011	5,15	26	4	43,46
52015-ISA-0019	1,71	9	3	22,84
52048-ISA-0005	1,70	9	1	15,81
62015-ISA-0007	8,86	45	3	32,09
62038-ISA-0008	2,85	15	4	26,39
62038-ISA-0009	4,29	22	4	13,9
62096-ISA-0039	1,89	10	1	53,37
62120-ISA-0010	5,14	26	1	29,1
62099-ISA-0005	5,25	27	2	41,44
62099-ISA-0014	2,36	12	3	4,01
62099-ISA-0018	3,86	20	4	17,17
62096-ISA-0036	1,35	7	1	51,04

2.5. ANALYSES DES DONNÉES DE TERRAIN

2.5.1. Analyses descriptives des données de terrain

La richesse spécifique en espèces invasives a été calculée comme le nombre d'espèces exotiques envahissantes présentes pour chaque site. Le recouvrement total par site a été calculé sur base des médianes de classe de Braun-Blanquet de chaque espèce considérée (Wikum et al, 1978). La proportion envahie de chaque site a été calculée comme le nombre de quadrats envahis par rapport au nombre total de quadrats (en pourcent). A noter qu'un quadrat est considéré comme « envahi » s'il présente au moins un individu d'au moins une espèce présente sur la liste.

Pour chaque espèce de la liste rencontrée lors des inventaires, plusieurs valeurs ont été produites sur base des données de terrain. Les quadrats étant d'une surface de 20m², le nombre d'individus (ou de tiges) a été multipliée par un facteur 500 pour obtenir la densité à l'hectare pour chaque quadrat. La moyenne de la densité à l'hectare est ensuite calculée pour chaque espèce, La fonction R « std.error » a été utilisée pour calculer son erreur standard.

De la même manière, le recouvrement moyen a été calculé pour chaque espèce. Les valeurs de la classification prises sur le terrain sont converties en leur médiane de classe afin de n'avoir que des valeurs numériques de recouvrement (Wikum et al, 1978). L'erreur standard est calculée pour le recouvrement moyen par espèce. Les recouvrements maximums sont également indiqués.

L'occurrence d'une espèce correspond à la proportion de quadrats envahis par cette espèce. Un quadrat est considéré comme « envahi » s'il présente au moins un individu de l'espèce considérée. Cette valeur est calculée pour les deux agglomérations et pour chaque espèce. L'occurrence totale correspond à la proportion de quadrats envahis en considérant l'ensemble de l'étude (les deux agglomérations). Ces valeurs d'occurrence permettent ainsi de répondre à la question de recherche n°2, à savoir quelles sont les espèces les plus présentes en friches industrielles urbaines et péri-urbaines wallonnes.

Les valeurs de densité, d'occurrence et de recouvrement sont calculées pour l'agglomération de Charleroi et pour l'agglomération de Liège.

2.5.2. Description des variables utilisées

Les variables explicatives utilisées diffèrent en fonction de l'échelle, pour répondre soit à une analyse paysagère, soit à une analyse locale (à l'échelle du site), pour cibler au mieux les questions de recherche posées (tableau 2).

Tableau 2 : Description des variables explicatives selon leur échelle d'analyse et leur caractère quantitatif ou qualitatif.

<i>Variable explicative</i>	<i>Echelle de l'analyse</i>	<i>Quantitatif / qualitatif</i>
<i>La surface (Surface)</i>	Paysagère	Quantitatif
<i>Le temps depuis l'abandon (Abandon)</i>	Paysagère	Qualitatif
<i>Le nombre de routes limitrophes (Routes)</i>	Paysagère	Quantitatif
<i>La proximité ferroviaire (Prox_ferro)</i>	Paysagère	Quantitatif
<i>La proximité d'une voie d'eau (Prox_eau)</i>	Paysagère	Quantitatif
<i>Le gradient d'urbanité (Urbanité)</i>	Paysagère	Quantitatif
<i>La densité de voie de communication dans un rayon de pression paysagère, r = 500m (DV500)</i>	Paysagère	Quantitatif
<i>La densité de voie de communication dans un rayon de pression directe, r = 100m (DV100)</i>	Paysagère	Quantitatif
<i>Le substrat (Substrat)</i>	Locale	Qualitatif
<i>L'écotope (Ecotope)</i>	Locale	Qualitatif

Les tests de corrélation se font entre variables considérées à une même échelle : aucune variable n'est utilisée pour les deux échelles considérées, il n'est dès lors pas utile de tester la corrélation de deux variables qui ne feront pas partie de la même analyse. Les corrélations ont donc été testées entre variables paysagères et ensuite entre variables locales.

Quatre d'entre elles sont qualitatives, les six autres sont quantitatives. Pour tester la corrélation entre variables quantitatives, une matrice des corrélations avec les valeurs de R^2 est réalisée. Deux variables sont considérées comme non significativement corrélées si $R^2 < 0,6$.

Pour vérifier les indépendances de la variable « Abandon », avec toutes les autres variables paysagères, il faut réaliser des ANOVA, et par conséquent s'assurer du respect des conditions d'applications. Le test de Bartlett est utilisé pour vérifier l'égalité des variances (H_0 = égalité des variances), l'hypothèse étant vérifiée si $p > 0,05$. Le test de Shapiro et Wilk est utilisé pour vérifier la normalité de la distribution (H_0 = distribution normale), l'hypothèse étant vérifiée si $p > 0,05$. Si les

conditions sont remplies, l'ANOVA est réalisée. Dans le cas contraire, le test de Kruskal Wallis est utilisé. Dans les deux cas, l'hypothèse nulle (H_0 = absence de différence significative entre les moyennes) est rejetée si $p < 0,05$.

Finalement, la corrélation entre deux variables qualitatives est testée avec un χ^2 .

2.5.3. Analyse de l'influence des variables paysagères à l'échelle de la communauté d'invasives

Pour déterminer les caractéristiques paysagères qui exercent une influence sur les invasions végétales en friches industrielles wallonnes (question n°3.1), l'influence des variables paysagères (« Routes », « Prox_ferro », « Prox_eau », « Urbanité », « DV500 », « DV100 », « Surface », « Abandon ») sur la richesse spécifique en invasives des sites est testée par une analyse en régression multiple de type « stepwise ». Un site représente une donnée de richesse spécifique.

2.5.4. Analyses de l'influence des variables paysagères et locales à l'échelle de l'espèce invasive pour les cinq espèces les plus présentes

Pour déterminer les caractéristiques paysagères qui exercent une influence sur les cinq espèces avec l'occurrence totale la plus élevée en friches industrielles wallonnes (question 3.2), l'influence des variables paysagères (« Routes », « Prox_ferro », « Prox_eau », « Urbanité », « DV500 », « DV100 », « Surface », « Abandon ») sur la présence des espèces invasives les plus fréquentes est testée par des régressions logistiques pour chaque espèce (Janzen et al, 1998). Pour chaque espèce, un site représente une donnée binaire de présence (1 : présence, 0 : absence).

Pour approfondir l'étude de l'influence des caractéristiques paysagères sur les cinq espèces avec l'occurrence totale la plus élevée en friches industrielles wallonnes, l'influence des variables paysagères (« Routes », « Prox_ferro », « Prox_eau », « Urbanité », « DV500 », « DV100 », « Surface », « Abandon ») sur l'occurrence par site des espèces invasives est testée également par une régression de type « stepwise ». Pour chaque espèce, un site représente une donnée d'occurrence.

Pour déterminer les caractéristiques locales qui exercent une influence sur les cinq espèces avec l'occurrence la plus élevée en friches industrielles wallonnes (question 3.2), l'influence des variables locales (l'écotopie et le substrat) sur le recouvrement des cinq espèces avec l'occurrence la plus élevée est testée par deux AV1 pour chaque espèce (H_0 = absence de différence significative entre les moyennes). Pour chaque analyse, un quadrat représente une donnée de recouvrement.

Pour déterminer quel(s) écotopie(s) influence(nt) le plus les invasions végétales en friches industrielles, un indice de sélection (Tiébré et al, 2014) est utilisé. Cet indice (initialement basé sur des rapports de surface) est adapté pour les besoins de cette étude (rapports de quadrats).

$$B_{quad} i = \left[\frac{ni/N}{Qi/Q} \right]$$

Où ;

- ni est l'occurrence de chaque taxon dans l'écotopie i ;
- N est l'occurrence totale de chaque taxon ;
- Qi est le nombre de quadrats de l'écotopie i ;
- Q est le nombre total de quadrats.

Cet indice de sélection est aussi utilisé pour évaluer le substrat(i = le substrat). Plus l'indice s'éloigne de 1, plus l'écotope/le substrat a d'influence sur l'invasion de l'espèce, la valeur s'éloignant du résultat attendu pour une distribution aléatoire.

Les valeurs de recouvrement moyen seront calculées par espèce pour les cinq espèces les plus présentes pour chaque catégorie d'écotopes et pour chaque substrat.

3. RÉSULTATS

3.1. QUESTION DE RECHERCHE N°1 : ÉTAT DES CONNAISSANCES CONCERNANT LES PLANTES EXOTIQUES ENVAHISSANTES DES FRICHES INDUSTRIELLES

3.1.1. Quantité et distribution des données d'observations existantes

Le nombre total d'observations opportunistes reprises de GBIF et du DEMNA pour les espèces de plantes exotiques envahissantes est de 1411 pour les trois agglomérations. L'agglomération de Mons (figure 1), comprenant 68 SAR, dispose de 809 observations d'invasives, contre 343 pour Charleroi (figure 2) et seulement 259 pour Liège (figure 3), présentant un nombre de SAR plus important, respectivement 69 et 93 (tableau 3).

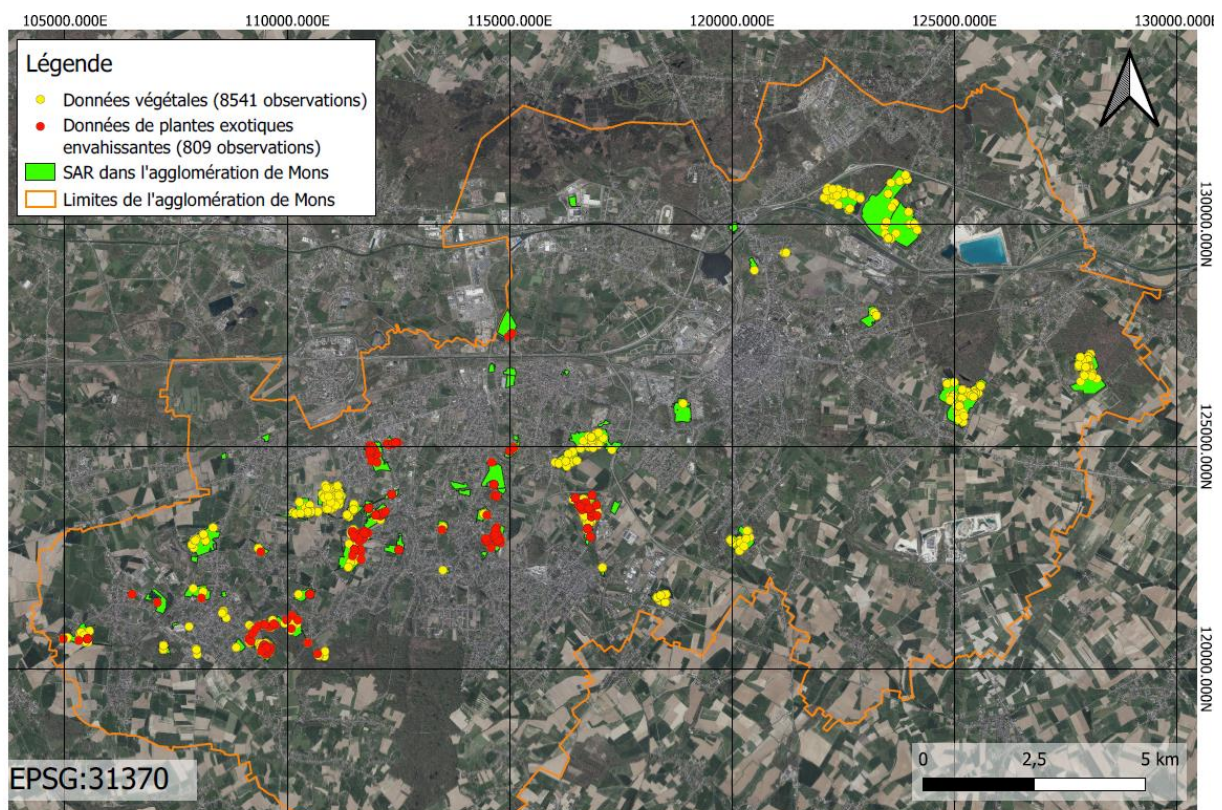


Figure 1 : Observations floristiques fournies par le DEMNA et par le site GBIF pour l'ensemble des SAR répertoriés pour l'agglomération de Mons, terrils et carrières exclus.

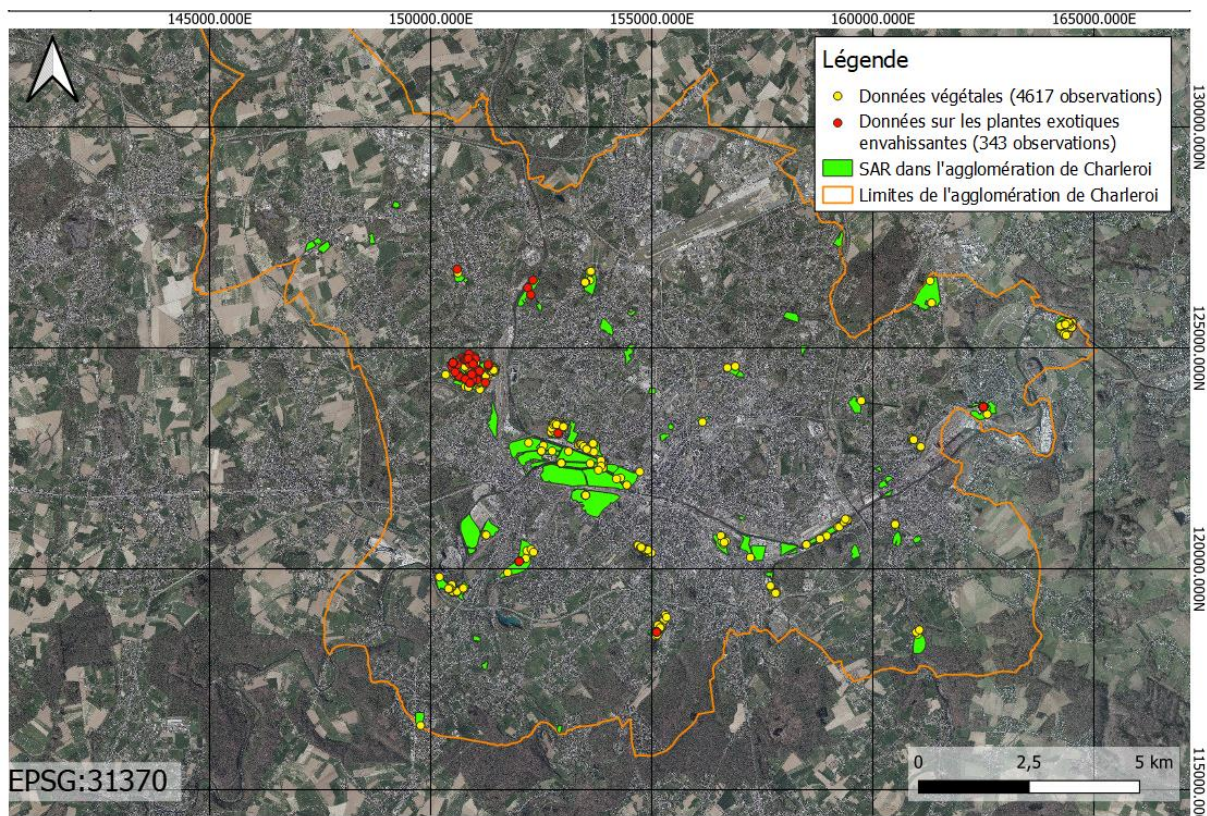


Figure 2 : Observations floristiques fournies par le DEMNA et par le site GBIF pour l'ensemble des SAR répertoriés pour l'agglomération de Charleroi, terrils et carrières exclus.

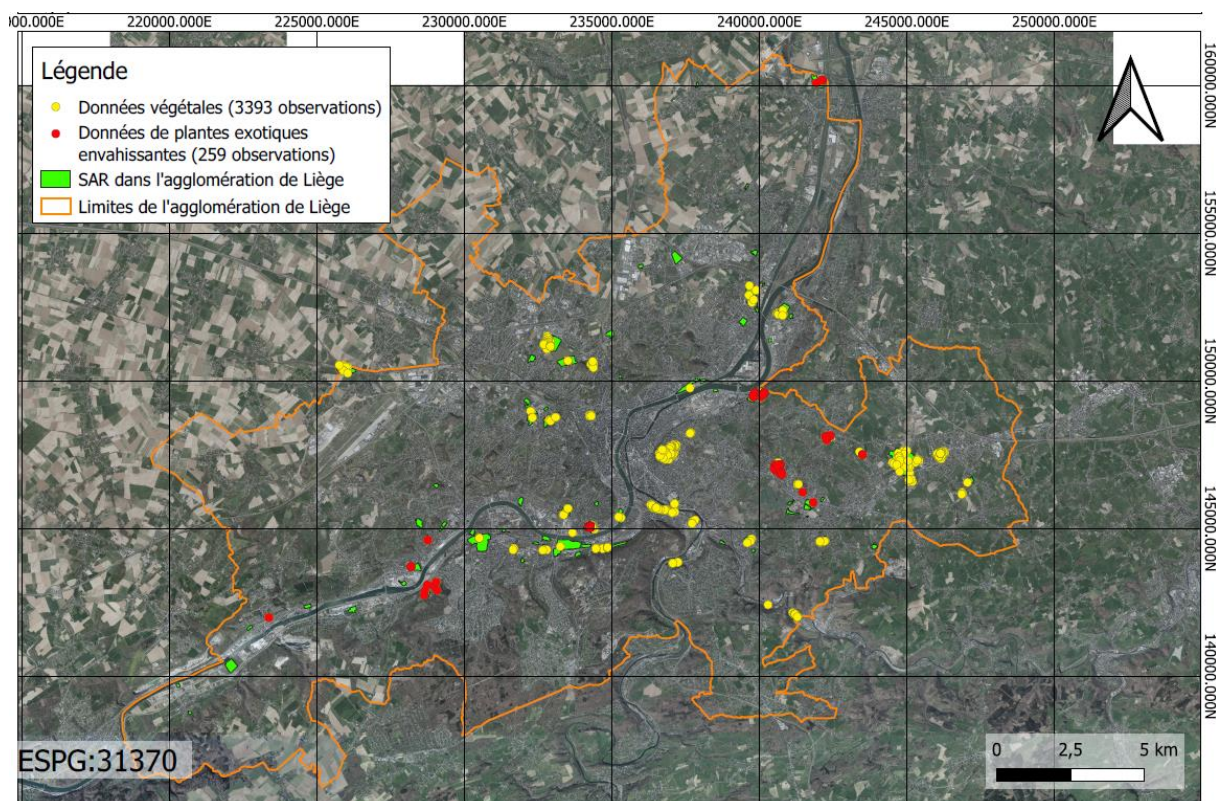


Figure 3: Observations floristiques fournies par le DEMNA et par le site GBIF pour l'ensemble des SAR répertoriés pour l'agglomération de Liège, terrils et carrières exclus.

Ces trois cartes montrent que le nombre d'observations d'espèces invasives sur SAR n'est pas forcément corrélé avec l'intensité de prospection / le nombre d'observations floristiques totales sur SAR. De ce fait, il est intéressant de tester ces relations. Pour les SAR de Charleroi, le nombre d'observations d'invasives est très corrélé au nombre d'observations floristiques totales ($R^2 = 0,889$). Pour les SAR de Liège, le nombre d'observations d'invasives est corrélé au nombre d'observations floristiques totales ($R^2 = 0,659$). Pour les SAR de Mons, le nombre d'observations d'invasives n'est pas significativement corrélé au nombre d'observations floristiques totales ($R^2 = 0,399$).

La richesse spécifique en espèces exotiques envahissantes observées à Mons est la plus élevée avec 39 espèces invasives de la liste établie. Cette valeur est plus faible pour les agglomérations de Liège et de Charleroi, respectivement de 25 et 22 (tableau 3). Pour les SAR de l'agglomération de Mons les observations d'invasives représentent 9,5% des observations floristiques totales. Pour Liège, cette valeur est de 7,6% ; Pour Charleroi, cette valeur est de 7,4%.

Tableau 3 : Synthèse de la richesse spécifique en plantes exotiques envahissantes et du nombre d'observations provenant de GBIF et du DEMNA à différentes échelles, selon l'agglomération.

	<i>Charleroi</i>	<i>Liège</i>	<i>Mons</i>	<i>Total</i>
<i>Nombre de SAR répertoriés, carrières et terrils exclus</i>	69	93	68	230
<i>Nombre d'observations floristiques localisées sur un SAR hors carrières/terrils (Nobs flo)</i>	4.617	3.393	8.541	16.551
<i>Nombre d'observations d'invasives localisées sur un SAR hors carrières/terrils (Nobs inv)</i>	343	259	809	1.411
<i>$\frac{Nobs\ inv}{Nobs\ flo}$</i>	0,074	0,076	0,095	0,085
<i>Richesse spécifique des invasives sur base des observations localisées sur les SAR hors carrières/terrils</i>	22	25	39	42

Il est fort probable que les valeurs de richesses spécifiques plus faibles traduisent une faible quantité d'observations, ne reflétant pas la richesse spécifique réelle de l'ensemble des SAR des différentes agglomérations. Une courbe de raréfaction permet d'estimer la richesse spécifique réelle attendue (figure 4). Pour les agglomérations de Charleroi et de Liège, la courbe de raréfaction atteint son asymptote avec la quantité d'observations existantes, ce qui traduit une estimation en richesse spécifique assez juste. Pour un même effort d'échantillonnage (simple size = 200), les richesses spécifiques de Liège et Charleroi sont comparables. Pour l'agglomération de Mons, l'asymptote n'est pas atteinte avec la quantité d'observation existante. La courbe de raréfaction ne permet pas d'avoir une estimation fiable de la richesse spécifique avec le nombre d'observations existantes.

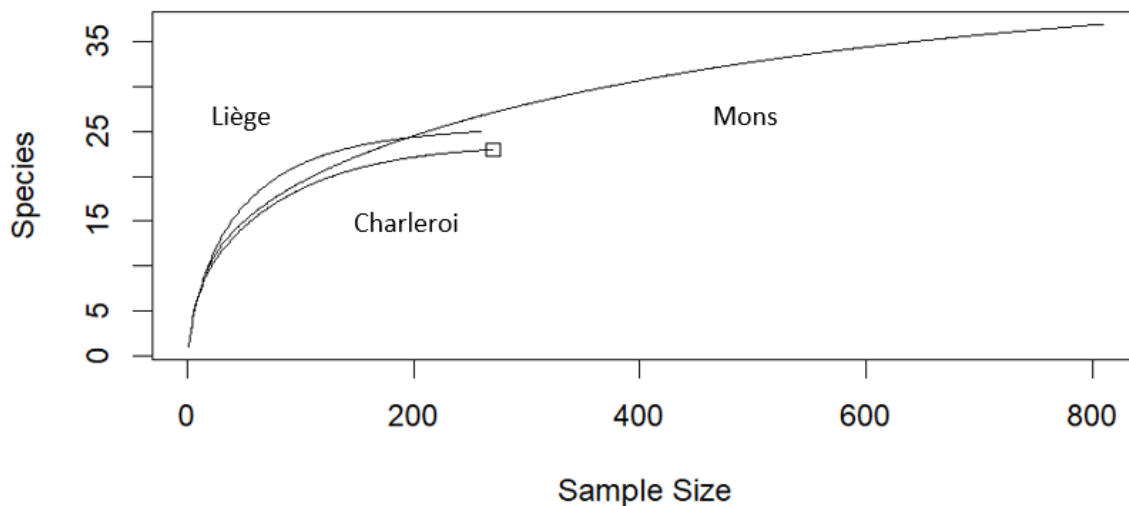


Figure 4 : Courbe de raréfaction des espèces invasives pour les agglomérations de Charleroi, Liège et Mons sur base des observations de GBIF et du DEMNA en vue d'estimer la richesse spécifique.

La fréquence cumulée est un bon indicateur pour témoigner de l'importante hétérogénéité dans la distribution des observations entre les différentes friches de chaque agglomération. À titre d'exemple, pour les 93 SAR répertoriés de Liège, les deux SAR les plus inventoriés contiennent à eux seuls près de 80% des observations des invasives de l'agglomération. À l'inverse, il est possible de dire que 90 SAR sur 93 ne reprennent tous ensemble que 10% du nombre d'observations (figure 5).

Pour les trois agglomérations, le graphique de fréquences cumulées du nombre d'observations d'invasives montre qu'une très importante proportion des SAR ne contient aucune observation. En d'autres termes, malgré un nombre important de SAR, la majorité de observations ont été réalisées sur les quelques mêmes sites, démontrant une distribution très hétérogène.

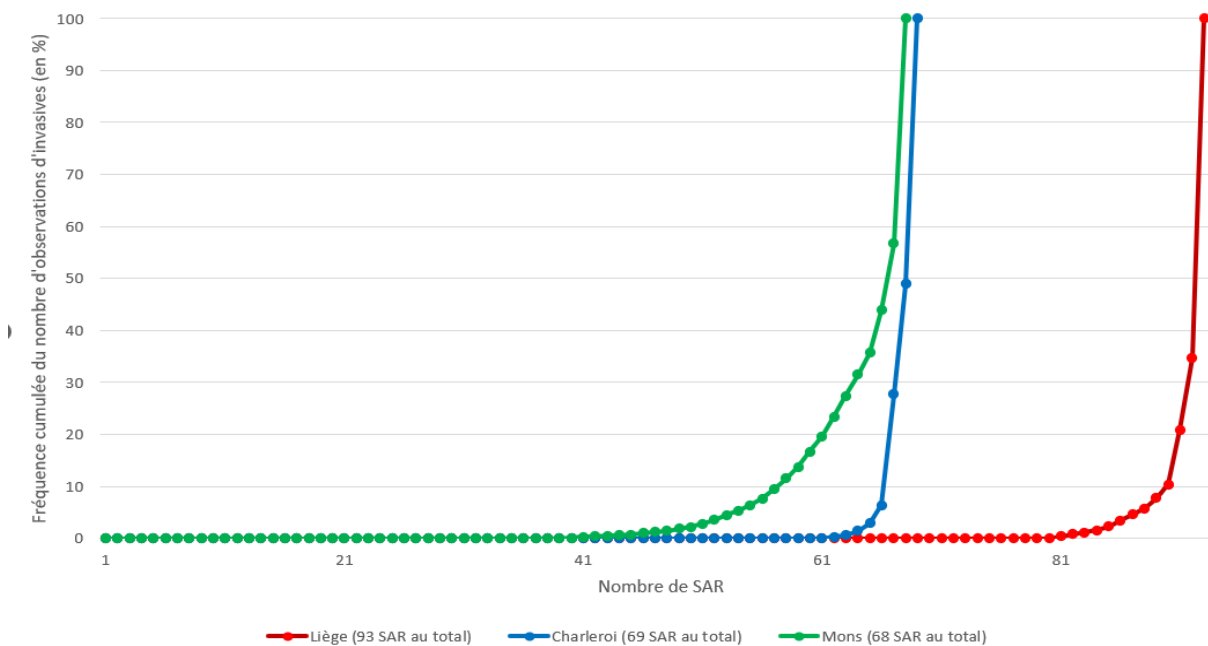


Figure 5 : Fréquences cumulées du nombre d'observations d'invasives (GBIF et DEMNA) en fonction du nombre de SAR (terris et carrières exclus) pour les agglomérations de Liège, Charleroi et Mons.

Cette hétérogénéité dans la distribution des observations se voit aussi pour les observations floristiques totales, même si cela est moins marqué pour les régions de Mons et de Liège (figure 6). La distribution est moins hétérogène pour ces deux régions, mais le nombre de SAR sans aucune observation reste très important.

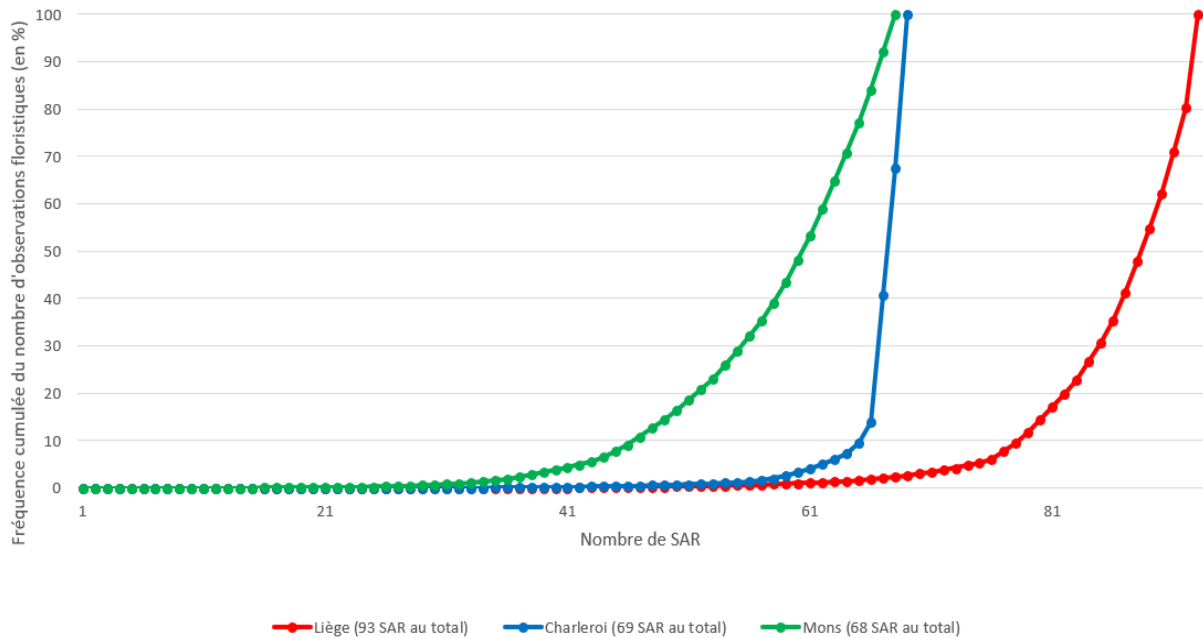


Figure 6 : Fréquences cumulées du nombre d'observations floristiques totales (GBIF et DEMNA) en fonction du nombre de SAR (terrils et carrières exclus) pour les agglomérations de Liège, Charleroi et Mons.

3.1.2. Liste d'espèces invasives observées

Sur l'ensemble des trois agglomérations, 42 espèces de plantes invasives sont recensées selon la liste établie. Les espèces les plus observées sont *Buddleja davidii*, *Fallopia japonica*, le genre *Ænothera*, *Robinia pseudoacacia* et *Senecio inaequidens* (Figure 7).

Avec une quantité d'observations si limitée, il est difficile de conclure que les espèces avec peu d'observations sont réellement très peu présentes. De plus, la majorité des espèces observées sont des espèces de la liste d'invasives de Belgique (liste d'alerte, liste de surveillance et liste noire), dont la présence est déjà avérée. Même en prenant en compte l'ensemble des observations, il n'est possible d'identifier que peu d'espèces originales. Parmi ces espèces non présentes dans les listes noires, d'alerte, ou de surveillance belge on peut citer *Conyza canadensis*, *Datura Stramonium*, *Phedimus spurius*, les *Symphyotricum* et *Syringa vulgaris*.

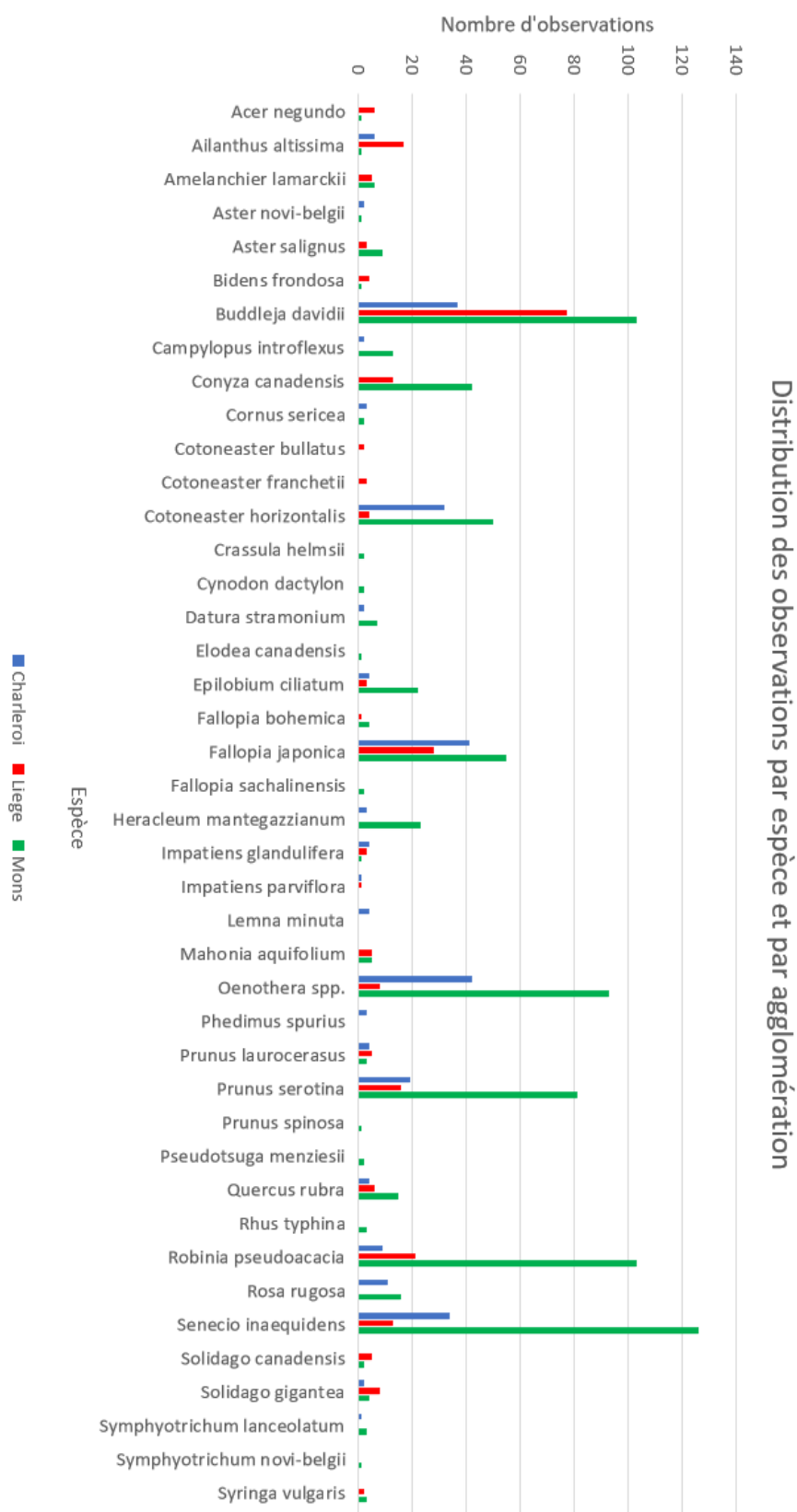


Figure 7 : Distributions des données d'observations des géodatabase (GBIF et DEMNA) par espèce invasive et par agglomération, pour les agglomérations de Charleroi, Liège et Mons.

3.2. ETUDE DES FACTEURS DÉTERMINANTS DES INVASIONS VÉGÉTALES EN FRICHES INDUSTRIELLES WALLONNES POUR LES AGGLOMÉRATIONS DE CHARLEROI ET DE LIÈGE

3.2.1. Question de recherche n°2 : état d'invasion des friches et espèces invasives les plus présentes

La richesse spécifique par site varie de trois à huit espèces de plantes exotiques envahissantes. La proportion de quadrats envahis varie de 50% au minimum, jusqu'à 100% pour le site le plus envahi. La liste d'espèces invasives rencontrées sur le terrain est disponible en annexe 6. Il est intéressant de noter que trois des espèces observées sur le terrain n'ont aucune observation opportunistes GBIF/DEMNA sur les trois agglomérations : *Artemisia verlotiorum* (l'armoise de Chine), *Cotoneaster damnerii* (cotonéaster de Damner) et *Populus canadensis* (Peuplier du Canada). Sur la liste d'espèces invasives provenant des bases de données existantes, 23 espèces n'ont pas été rencontrées pendant la phase de terrain. Ces espèces ont été très peu observées lors de l'analyse des bases de données.

La proportion globale de quadrats envahis est de 63,9% en considérant l'ensemble des 18 sites inventoriés. En séparant cette information par agglomération, c'est Charleroi qui s'avère être légèrement plus envahi, avec une proportion envahie de 65,8%, contre 60,9% pour l'agglomération de Liège.

L'espèce la plus présente est le *Buddleja davidii* (Buddleia du Père David). Elle a envahi 17 sites sur 18 (Charleroi : 9 sites/9 ; Liège 8 sites/9). Son occurrence totale est de 32,6% (Charleroi : 45,8% ; Liège : 11,4%). Le recouvrement moyen à Charleroi est de 11,4% (maximum : 87,5%). Le recouvrement moyen à Liège est de 2,4% (maximum : 87,5%).

Ensuite, le *Senecio inaequidens* (Séneçon du Cap) a envahi 10 sites sur 18 (Charleroi : 4 sites/9 ; Liège : 6 sites/9). Son occurrence totale est de 15,9% (Charleroi : 18% ; Liège : 12,5%). Le recouvrement moyen à Charleroi est de 1,4% (maximum : 62,5%). Le recouvrement moyen à Liège est de 0,3% (maximum : 15%).

Le *Robinia pseudoacacia* (Robinier faux-acacia) a envahi 12 sites sur 18 (Charleroi : 4 sites/9 ; Liège : 8 sites/9). Son occurrence totale est de 10,2% (Charleroi : 4,1% ; Liège : 20,1%). Le recouvrement moyen à Charleroi est de 1,6% (maximum : 87,5%). Le recouvrement moyen à Liège pour 5,9% (maximum 87,5%).

Le genre *Cenothera spp* a envahi 11 sites sur 18 (Charleroi : 4 sites/9 ; Liège : 7 sites/9). Il a une occurrence totale de 9,0% (Charleroi : 9,2% ; Liège : 8,7%). Le recouvrement moyen à Charleroi est de 0,6% (maximum : 62,5%). Le recouvrement moyen à Liège est de 0,7% (37,5%).

Finalement, *Fallopia japonica* (Renouée du Japon) a envahi 14 sites sur 18 (Charleroi : 7 sites/9 ; Liège : 7 sites/ 9). Sa valeur d'occurrence totale calculée à 7,7% (Charleroi : 5,8% ; Liège : 10,9%). Le recouvrement moyen à Charleroi est de 2,3% (maximum : 87,5%). Le recouvrement moyen à Liège est de 3,8% (maximum : 87,5%).

Ces cinq espèces sont donc les espèces invasives les plus représentées en friches industrielles urbaines et péri-urbaines wallonnes (tableau 4). Les autres espèces relevées présentent toute une occurrence totale moindre (< 5%). Les analyses focalisées par espèce se feront donc sur ces cinq espèces précédemment décrites.

Tableau 4 : Valeurs de densité en individus/ha (Mean + SE), de recouvrement en pourcent (Mean + SE, maximum) et d'occurrence en pourcent de quadrats envahis pour l'agglomération de Liège, de Charleroi et au total (sur base des données de terrain).

Espèce	Densité à Charleroi (individus/ha) Mean + SE	Recouvrement à Charleroi (%) Mean + SE	Recouvrement maximum à Charleroi (%)	Occurrence à Charleroi (% de quadrats envahis)	Densité à Liège (individus/ha) Mean + SE	Recouvrement à Liège (%) Mean + SE	Recouvrement maximum à Liège (%)	Occurrence à Liège (% de quadrats envahis)	Occurrence totale (% de quadrats envahis)
<i>Artemisia verlotiorum</i>	25,4 ± 25,4	0,05 ± 0,05	15	0,3	132,4 ± 78,6	0,25 ± 0,14	15	3,3	1,5%
<i>Buddleja davidii</i>	1.178,0 ± 123,7	11,39 ± 1,22	87,5	45,8	201,1 ± 60,8	2,39 ± 0,73	87,5	11,4	32,6%
<i>Conyza canadensis</i>	0	0	0	0	1.241,8 ± 657,3	1,52 ± 0,63	87,5	9,2	3,5%
<i>Cornus sericea</i>	283,1 ± 89,5	2,43 ± 0,63	87,5	7,8	0	0	0	0	4,8%
<i>Cotoneaster damneri</i>	0	0	0	0	8,2 ± 8,2	0,34 ± 0,34	62,5	0,5	0,2%
<i>Cotoneaster franchetii</i>	1,7 ± 1,7	0,05 ± 0,05	15	0,3	0	0	0	0	0,2%
<i>Cotoneaster horizontalis</i>	10,2 ± 7,2	0,35 ± 0,30	87,5	0,3	0	0	0	0	0,4%
<i>Cotoneaster salicifolius</i>	3,4 ± 3,4	0,05 ± 0,05	15	0,3	0	0	0	0	0,2%
<i>Epilobium ciliatum</i>	0	0	0	0	29,9 ± 16,9	0,02 ± 0,02	3	2,2	0,8%
<i>Fallopia japonica</i>	2.432,2 ± 762,3	2,26 ± 0,67	87,5	5,8	3.869,6 ± 1.311,9	3,82 ± 1,09	87,5	10,9	7,7%
<i>Lemna minuta</i>	13.728,8 ± 13.728,8	0,30 ± 0,30	87,5	0,3	0	0	0	0	0,2%
<i>Oenothera spp</i>	361,0 ± 126,8	0,60 ± 0,27	62,5	9,2	361,4 ± 134,7	0,70 ± 0,32	37,5	8,7	9,0%
<i>Populus canadensis</i>	13,6 ± 13,6	0,30 ± 0,30	87,5	0,3	8,2 ± 6,1	0,10 ± 0,08	15	1,1	0,6%
<i>Prunus laurocerasus</i>	0	0	0	0	5,4 ± 5,4	0,20 ± 0,20	37,5	0,5	0,2%
<i>Prunus serotina</i>	3,4 ± 2,4	0,02 ± 0,01	3	0,7	97,8 ± 54,6	0,74 ± 0,41	62,5	3,8	1,9%
<i>Pseudotsuga mensiezii</i>	0	0	0	0	2,71 ± 2,71	0,02 ± 0,02	3	0,5	0,2%
<i>Quercus Rubra</i>	3,4 ± 3,4	0,002 ± 0,002	0,5	0,3	266,3 ± 127,4	2,07 ± 0,91	87,5	5,4	2,3%
<i>Rhus typhina</i>	86,4 ± 62,4	0,50 ± 0,36	87,5	0,7	0	0	0	0	0,4%
<i>Robinia pseudoacacia</i>	89,8 ± 32,7	1,59 ± 0,54	87,5	4,1	350,5 ± 84,8	5,88 ± 1,28	87,5	20,1	10,2%
<i>Senecio inaequidens</i>	1027,1 ± 217,0	1,36 ± 0,38	62,5	18,0	285,3 ± 102,8	0,28 ± 0,14	15	12,5	15,9%
<i>Solidago gigantea</i>	157,6 ± 157,6	0,05 ± 0,05	15	0,3	823,4 ± 679,0	0,11 ± 0,08	15	1,1	0,6%
<i>Syringa vulgaris</i>	1,7 ± 1,7	0,05 ± 0,05	15	0,3	27,2 ± 27,2	0,20 ± 0,20	37,5	0,5	0,4%

Bien qu'elles soient sous représentées, les espèces invasives moins rencontrées sur les friches industrielles peuvent être étudiées à l'aide d'une démarche plus exploratoire.

Tout d'abord, il est pertinent de mettre en évidence les espèces peu représentées, mais ayant des intensités d'invasions locales assez élevées. Cela peut être mis en évidence avec le recouvrement maximum d'une espèce, représentant la plus grande valeur de recouvrement en médiane de classe de Braun-Blanquet sur un quadrat pour une espèce. Effectivement, un recouvrement important pourrait traduire le fait qu'une espèce, pourtant très peu rencontrée en termes de nombre de quadrats, a occupé localement une surface considérable. Cela pourrait ainsi représenter une menace si une telle espèce invasive venait à s'étendre encore plus à l'avenir dans les friches.

Premièrement, *le Conyza canadensis* (Erigéron du Canada) est une espèce qui a été ajoutée à la liste d'espèces exotiques envahissantes à la suite d'observation sur le terrain. Il s'agit d'une plante exotique, et bien qu'elle ne fasse pas partie de la sélection d'espèces invasives initiale, le choix de conserver une certaine souplesse dans la composition de cette liste a permis d'y intégrer l'érigéron du Canada. En effet, l'espèce s'est montrée très abondante localement sur les deux sites où elle a été rencontrée et atteint une occurrence à Liège de 9,2%. La valeur de recouvrement maximal atteint 87,5%, à savoir la médiane de classe de recouvrement la plus importante.

Le cornouiller soyeux, *Cornus sericea*, est une espèce de la liste rencontrée uniquement dans l'agglomération de Charleroi lors de l'inventaire. Son recouvrement maximal atteint également 87,5%, et présente une occurrence à Charleroi de 7,8%. L'invasion de cette espèce dans les friches de Charleroi est déjà donc avérée et non négligeable. Il s'agit donc d'une espèce dont l'expansion dans les friches est à surveiller.

La lentille d'eau, *Lemna minuta*, n'a été observée que sur un seul quadrat. Pourtant, elle atteint la valeur de recouvrement maximal, indiquant que le quadrat était très fortement envahi, ce qui se confirme par l'importante estimation de la densité moyenne d'individus. La lentille d'eau se développe à la surface de l'eau, pourtant peu rencontrée en friche industrielles qui sont en général des milieux xériques. Toutefois, il est possible de trouver des zones stagnantes / de petites mares permanentes où cette espèce peut se développer, ce qui fut le cas pour le quadrat où cette espèce a été rencontrée.

Le *Prunus serotina* (Cerisier tardif) n'a été que très peu rencontré sur les friches de Charleroi, mais montre une occurrence à Liège de 3,8%, et atteint un recouvrement maximal de 62,5%. Ces valeurs sont moins élevées, mais Liège montre un état d'invasion déjà plus important que celui de Charleroi.

Le chêne rouge d'Amérique, *Quercus Rubra*, n'a été rencontré que sur un site pour chaque agglomération. Le site de Liège qui est atteint présente un état d'invasion très important, où l'espèce est présente sur 50% des quadrats du site en question (10 quadrats envahis sur 20 quadrats au total), ce qui explique que la valeur d'occurrence pour Liège monte jusque 5,4%. Cela montre que les sites envahis peuvent être fortement affectés par ces invasions de *Quercus Rubra*.

Ces cinq espèces montrent ainsi des signes importants d'invasions. Il est important de noter également que d'autres espèces encore moins représentées ont pu montrer des valeurs de densités et/ou de recouvrement localement élevées, comme *Artemisia verlotiorum*, *Rhus Typhina*, *Solidago canadensis*...

3.2.2. Vérification de l'indépendance des variables

Pour les variables explicatives paysagères, quatre corrélations sont mises en évidence (tableau 5). Il y a corrélation entre « Urbanité » et « Surface » ($R^2 = 0,967$), « urbanité » et « Routes » ($R^2 = 0,895$) ; entre « Urbanité » et « DV500 » ($R^2 = 0,653$) ; entre « Prox_ferro » et « Prox_eau » ($R^2 = 0,611$).

Tableau 5 : Matrice des corrélations réalisées entre les variables explicatives paysagères quantitatives, valeurs de R^2 . (Vert = variables indépendantes, rouge = variables significativement corrélées)

	Routes	Prox_ferro	Prox_eau	Urbanité	DV500	DV100	Surface
Routes							
Prox_ferro	0,410						
Prox_eau	0,260	0,611					
Urbanité	0,895	0,238	0,160				
DV500	0,141	-0,045	-0,062	0,653			
DV100	0,001	-0,002	-0,044	0,137	0,011		
Surface	0,086	0,524	0,347	0,967	0,421	0,173	

Trois variables sont donc corrélées avec le gradient d'urbanité. Pour éviter d'introduire inutilement trop de variables dans le modèle initial, c'est uniquement la variable explicative « urbanité » qui est conservée. De manière générale, plus la surface de la friche est importante, plus elle se trouve dans un contexte urbain important : la plupart des grandes friches inventoriées sont dans des zones densément urbanisées. « Prox_eau » est conservée dans la modèle initiale pour la dernière corrélation de variables quantitatives.

La dernière variable paysagère, « Abandon » (qualitative), est testée avec les variables quantitatives encore non exclues du modèle initial (tableau 6).

Tableau 6 : Tests réalisés pour vérifier l'indépendance de la variable paysagère « Abandon » aux autres variables paysagère conservées. Si $p > 0,05$ pour l'ANOVA ou pour le test de Kruskal Wallis (H_0 = égalité des moyennes), la variable testée avec l'abandon est indépendante de celle-ci.

Corrélation vérifiée avec la variable :	Test de Bartlett H_0 = égalité des variances	Test de Shapiro et Wilk H_0 = distribution normale	ANOVA (H_0 = égalité des moyennes)	Test de Kruskal Wallis (H_0 = égalité des moyennes)
Prox_eau	< 10 observations par groupe : égalité des variances supposée	$p = 0,045$ H_0 rejetée		$p = 0,454$ H_0 acceptée
Urbanité	< 10 observations par groupe : égalité des variances supposée	$p = 0,863$ H_0 acceptée	$p = 0,121$ H_0 acceptée	
DV100	< 10 observations par groupe : égalité des variances supposée	$p = 0,01332$ H_0 rejetée		$p = 0,9751$ H_0 acceptée

Pour les variables « Ecotope » et « Substrat », un χ^2 permettant de tester l'indépendance de deux variables qualitatives a été utilisé. Les variables sont corrélées ($p = 2,2 \cdot 10^{-16}$). La matrice de confusion de l'écotope et du substrat est disponible en annexe 7.

3.2.3. Question de recherche n°3.1. : les facteurs déterminants des invasions végétales en friches à l'échelle de la communauté d'invasives

La régression stepwise appliquée sur le modèle initial (Richesse spécifique \sim Prox_eau + Urbanité + DV100 + Abandon) conserve dans le modèle final la variable DV100 ($p = 0,090$, $R^2 = 0,096$). La densité de voies de communication dans un rayon de pression directe influence positivement la richesse

spécifique en invasives (figure 8). Les autres variables, à savoir Urbanité ($p = 0,457$), Prox_eau ($p = 0,684$) et Abandon ($p = 0,946$) ne sont pas retenues pour expliquer la richesse spécifique en invasives.

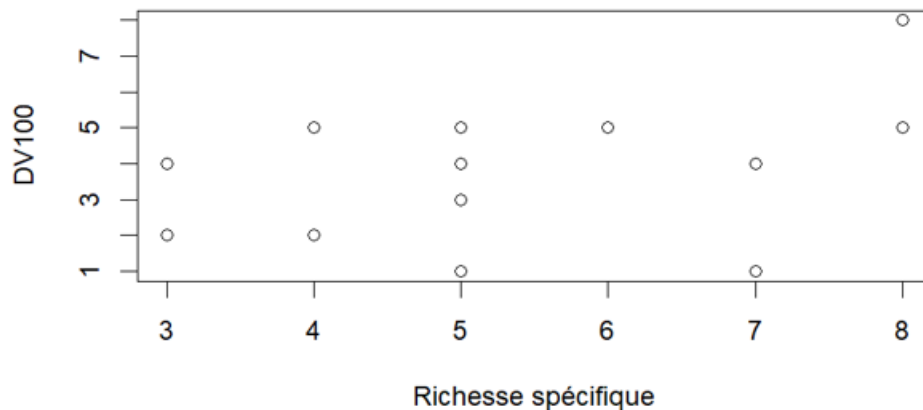


Figure 8 : Graphique de la richesse spécifique en invasives des friches en fonction de la densité de voies de communication en pression directe (DV100).

3.2.4. Question de recherche n°3.2. : les facteurs déterminants des invasions végétales en friches à l'échelle de l'espèce invasive

Pour l'influence des variables paysagères sélectionnées (Prox_eau + Urbanité + DV100 + Abandon) sur la présence/absence par friche des cinq espèces les plus présentes, testée par des régressions logistiques, aucune significativité n'a été mise en évidence. Pour *Buddleja davidii*, l'algorithme n'a pas convergé. Les modèles ont pu toutefois être sortis pour *Fallopia japonica* (Intercept : $p = 0,226$; Abandon $p = 0,174$; Urbanité : $p = 0,391$; DV100 : $p = 0,545$; Prox_eau : $p = 0,696$), pour le genre *Oenothera spp* (Intercept : $p = 0,984$; DV100 : $p = 0,090$; Abandon : $p = 0,150$; Prox_eau : $p = 0,453$; Urbanité : $p = 0,566$), pour *Robinia pseudoacacia* (Intercept : $p = 0,777$; Prox_eau : $p = 0,199$; Urbanité : $p = 0,343$; Abandon : $p = 0,374$; DV100 : $p = 0,813$), et pour *Senecio inaequidens* (Intercept : $p = 0,394$; Prox_eau : $p = 0,219$; DV100 : $p = 0,360$; Urbanité : $p = 0,789$; Abandon : $p = 0,949$).

Pour le *Buddleja davidii*, la régression stepwise appliquée sur le modèle initial entre l'occurrence de l'espèce par friche et les variables paysagères (Occurrence *Buddleja davidii* ~ Prox_eau + Urbanité + DV100 + Abandon) conserve dans le modèle final la variable Prox_eau ($p = 0,049$, $R^2 = 0,303$). La distance au plus proche cours d'eau influence négativement l'occurrence en *Buddleja davidii* du site (figure 9). La relation entre la proximité du cours d'eau et l'occurrence de Buddléa est exponentielle inverse : la décroissance n'est pas linéaire avec distance. Il y a beaucoup d'occurrences lorsque la distance est très faible, mais au-delà des 1000 mètres, le niveau d'occurrence reste approximativement constant avec l'augmentation de la distance. Les autres variables ne sont pas retenues (Intercept : $p = 0,207$; Urbanité : $p = 0,456$; DV100 : $p = 0,862$; Abandon : $p = 0,898$).

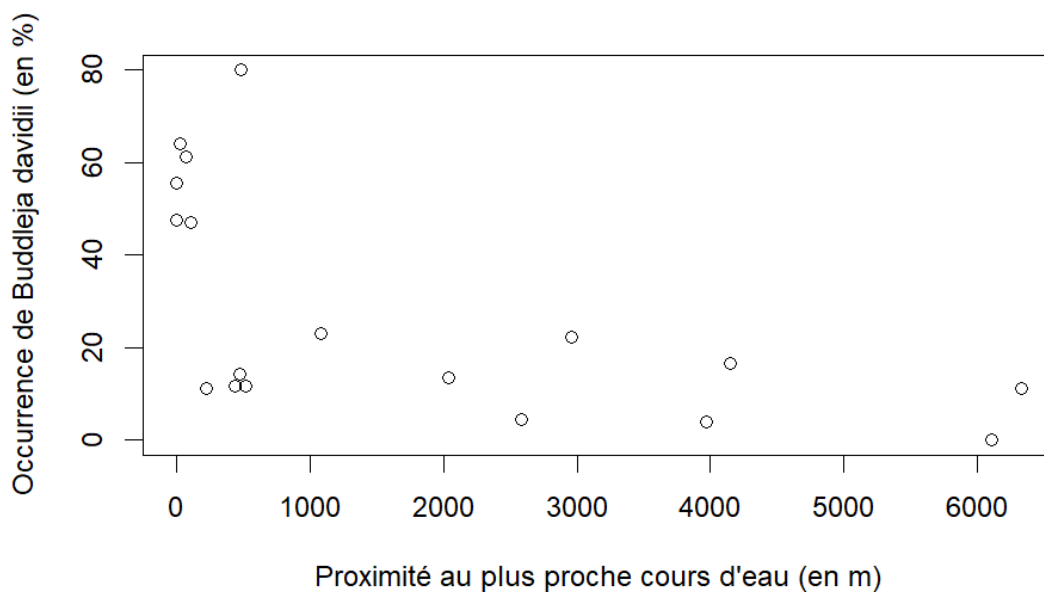


Figure 9 : Occurrence (pourcent de quadrats envahis) de *Buddleja davidii* en fonction de la proximité au plus proche cours d'eau du site.

Pour le genre *Ænothera*, La régression stepwise appliquée sur le modèle initial entre l'occurrence de l'espèce par friche et les variables paysagères ($\text{Occurrence } \textit{Ænothera} \sim \text{Prox_eau} + \text{Urbanite} + \text{DV100} + \text{Abandon}$) conserve dans le modèle final la variable Abandon ($p = 0,206$, $R^2 = 0,128$). Le temps d'abandon influence l'occurrence en *Ænothera* du site (figure 10). Cette relation n'est pas linéaire : on observe une occurrence plus importante pour la catégorie « 2 » de temps d'abandon, à savoir entre 10 et 20 ans. L'occurrence d'*Ænothera* reste plus ou moins constante pour les autres catégories d'abandon. Les autres variables ne sont pas retenues (Intercept : $p = 0,343$; Urbanité : $p = 0,540$; DV100 : $p = 0,691$; Prox_eau : $p = 0,902$).

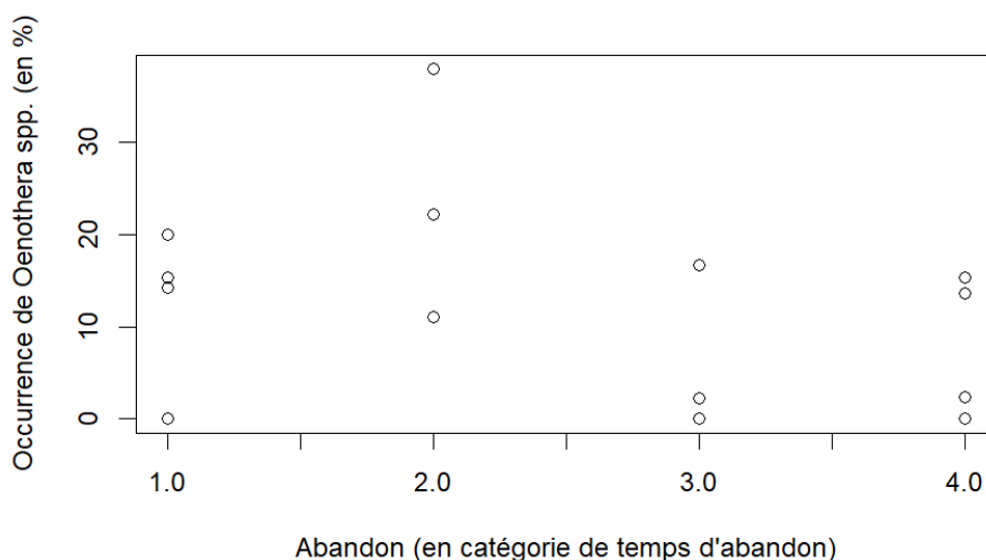


Figure 10 : Occurrence (pourcentage de quadrats envahis) d'*Ænothera spp* en fonction du temps depuis abandon du site en catégorie de temps d'abandon (1 = moins de 10 ans, 2 = entre 10 et 20 ans, 3 = entre 20 et 50 ans, 4 = plus de 50 ans).

Pour le *Robinia pseudoacacia*, La régression stepwise appliquée sur le modèle initial entre l'occurrence de l'espèce par friche et les variables paysagères (Occurrence *Robinia pseudoacacia* ~ Prox_eau + Urbanite + DV100 + Abandon) conserve dans le modèle final la variable Abandon ($p = 0,110$, $R^2 = 0,133$). Le temps d'abandon influence l'occurrence en *Robinia pseudoacacia* du site (figure 11). Cette relation est de type parabolique : l'occurrence en *Robinia pseudoacacia* est plus importante pour les classes d'abandon extrêmes (moins de 10 ans et plus de 50 ans). À l'inverse, l'occurrence est très faible pour les classes d'abandon intermédiaires (entre 10 et 50 ans). Les autres variables ne sont pas retenues (Intercept : $p = 0,151$; Prox_eau : $p = 0,417$; Urbanité : $p = 0,762$; DV100 : $p = 0,848$).

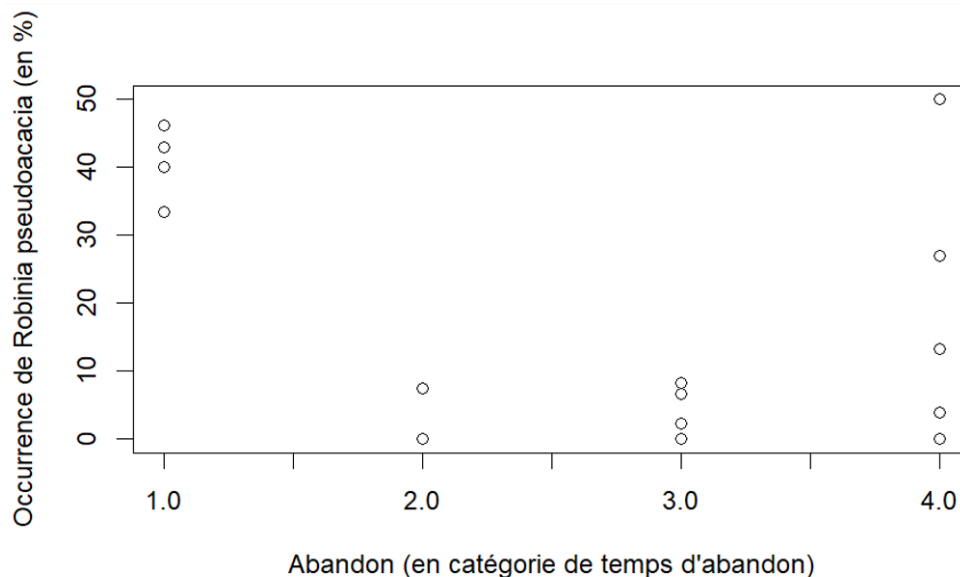


Figure 11 : Occurrence (pourcentage de quadrats envahis) de *Robinia pseudoacacia* en fonction du temps depuis abandon du site en catégorie de temps d'abandon (1 = moins de 10 ans, 2 = entre 10 et 20 ans, 3 = entre 20 et 50 ans, 4 = plus de 50 ans).

Pour *Fallopia japonica*, La régression stepwise appliquée sur le modèle initial (Occurrence *Fallopia japonica* ~ Prox_eau + Urbanite + DV100 + Abandon) ne conserve aucune variable dans le modèle final (Intercept : $p = 0,738$; Urbanité : $p = 0,284$; DV100 : $p = 0,476$; Prox_eau : $p = 0,724$; Abandon : $p = 0,850$).

Pour le *Senecio inaequidens*, La régression stepwise appliquée sur le modèle initial (Occurrence *Senecio inaequidens* ~ Prox_eau + Urbanite + DV100 + Abandon) ne conserve aucune variable dans le modèle final (Intercept : $p = 0,986$; Urbanité : $p = 0,498$; Prox_eau : $p = 0,625$; Abandon : $p = 0,859$; DV100 : $p = 0,983$).

Pour les variables à l'échelle locale, l'écotopie a une influence très significative sur le recouvrement de *Senecio inaequidens* ($p = 0,003$, $R^2 = 0,021$), ayant son recouvrement moyen le plus grand (2,07%) pour les écotopes « sol nu » (tableau 7). Il a une influence significative sur le recouvrement de *Buddleja davidii* ($p = 0,017$, $R^2 = 0,013$) recouvrant le plus les écotopes forestiers (10,99%), et sur le recouvrement d'*Enothera* ($p = 0,043$, $R^2 = 0,042$) recouvrant le plus les écotopes « sol nu » (1,27%). L'écotopie n'est pas statistiquement significatif sur le recouvrement de *Robinia pseudoacacia* ($p = 0,070$, $R^2 = 0,007$) recouvrant le plus les écotopes forestiers (4,72%), et sur le recouvrement de *Fallopia japonica* ($p = 0,484$, $R^2 = 0,001$), recouvrant le plus les écotopes herbacés (3,78%).

Tableau 7: Moyennes des recouvrements (en pourcent) des cinq espèces les plus courantes pour chaque catégorie d'écotopes.

Catégorie d'écotopes :	<i>Buddleja davidii</i>	<i>Fallopia japonica</i>	<i>Oenothera spp</i>	<i>Robinia pseudoacacia</i>	<i>Senecio inaequidens</i>
Forestier	10,99	2,67	0,003	4,72	0,04
Herbacé	7,18	3,78	0,70	3,46	0,87
Sol nu	5,34	2,05	1,27	1,32	2,07

L'indice de sélection permet d'établir les écotopes les plus favorables aux invasions des espèces analysées (tableau 8). *Buddleja davidii* a plus envahi les écotopes herbacés (B_{quad} forestier = 0,91 ; B_{quad} herbacé = 1,11 ; B_{quad} sol nu = 0,98). Les valeurs restent proches de 1, la sélection des écotopes n'est pas forte pour cette espèce.

Fallopia japonica a plus envahi les écotopes sol nu (B_{quad} forestier = 0,70 ; B_{quad} herbacé = 1,10 ; B_{quad} sol nu = 1,22). Les valeurs restent proches de 1, la sélection des écotopes n'est pas forte pour cette espèce.

Le genre *Oenothera spp* a plus envahi les écotopes « sol nu » (B_{quad} forestier = 0,07 ; B_{quad} herbacé = 1,08 ; B_{quad} sol nu = 1,96). Avec un très faible indice de sélection pour les écotopes forestiers, il y a une très forte contre sélection de cette espèce pour ces écotopes. A l'inverse, la sélection est importante pour les écotopes « sol nu ».

Robinia pseudoacacia a plus envahi les écotopes herbacés (B_{quad} forestier = 1,18 ; B_{quad} herbacé = 1,24 ; B_{quad} sol nu = 0,53). Il y a une contre sélection de cette espèce pour les écotopes « sol nu ». Les indices de sélection de cette espèce pour les écotopes forestiers et herbacés restent proches de 1.

Senecio inaequidens a plus envahi les écotopes « sol nu » (B_{quad} forestier = 0,15 ; B_{quad} herbacé = 0,80 ; B_{quad} sol nu = 2,17). Il y a une très forte contre sélection de cette espèce pour les écotopes forestiers. A l'inverse, il y a une forte sélection de cette espèce pour les écotopes « sol nu ».

Tableau 8 : Indice de sélection B_{quad} i pour les cinq espèces avec l'occurrence totale la plus élevée en fonction de la catégorie d'écotopie i .

Catégorie d'écotopes :	<i>Buddleja davidii</i>	<i>Fallopia japonica</i>	<i>Oenothera spp.</i>	<i>Robinia pseudoacacia</i>	<i>Senecio inaequidens</i>
Forestier	0,91	0,70	0,07	1,18*	0,15
Herbacé	1,11*	1,10*	1,08*	1,24*	0,80
Sol nu	0,98	1,22*	1,96*	0,53	2,17*

Les écotopes plus envahis qu'attendu pour une distribution aléatoire sont marqués d'un astérisque (*).

En considérant toutes les espèces de la liste des invasives, 68,24% des quadrats situés sur un écotopie « sol nu » sont envahis par au moins une espèce. Pour les écotopes herbacés 67,27% des quadrats sont envahis. Pour les écotopes forestiers 56,02% des quadrats sont envahis.

Le substrat a une influence très hautement significative sur le recouvrement de *Senecio inaequidens* ($p = 1,72 \cdot 10^{-05}$, $R^2 = 0,041$) ayant son recouvrement moyen le plus important (3,16%) pour le substrat « Béton » (tableau 9). Il a une influence très significative sur le recouvrement de

Buddleja davidii ($p = 0,006$, $R^2 = 0,017$), recouvrant le plus le substrat « Gravier » (11,33%). Il a une influence significative sur le recouvrement de *Robinia pseudoacacia* ($p = 0,021$, $R^2 = 0,012$) recouvrant le plus le substrat « Terre » (4,78%). L'influence du substrat n'est pas statistiquement significative sur le recouvrement du genre *Oenothera* ($p = 0,065$, $R^2 = 0,007$) recouvrant le plus le substrat « Gravier » (1,30%), et de *Fallopia japonica* ($p = 0,694$, $R^2 = 0,001$) recouvrant le plus le substrat « Terre » (3,32%).

Tableau 9: Moyennes des recouvrements (en pourcent) des cinq espèces les plus courantes pour chaque substrat.

Substrat	<i>Buddleja davidii</i>	<i>Fallopia japonica</i>	<i>Oenothera spp.</i>	<i>Robinia pseudoacacia</i>	<i>Senecio inaequidens</i>
Béton	3,55	2,12	0,37	1,69	3,16
Gravier	11,33	2,40	1,30	1,35	1,64
Terre	6,79	3,32	0,28	4,78	0,02

L'indice de sélection permet d'établir les substrats les plus favorables aux invasions des espèces analysées (tableau 10). *Buddleja davidii* a plus envahi le substrat « Gravier » ($B_{quad} \text{ Béton} = 0,89$; $B_{quad} \text{ Gravier} = 1,32$; $B_{quad} \text{ Terre} = 0,83$). L'indice de sélection reste proche de 1, la sélection du substrat n'est pas forte pour cette espèce.

Fallopia japonica a plus envahi le substrat « Gravier » ($B_{quad} \text{ Béton} = 0,44$; $B_{quad} \text{ Gravier} = 1,20$; $B_{quad} \text{ Terre} = 1,00$). Cette espèce présente une légère contre sélection pour le substrat « Béton ».

Le genre *Oenothera* présente une forte sélection pour le substrat « Béton » ($B_{quad} \text{ Béton} = 1,89$; $B_{quad} \text{ Gravier} = 1,51$; $B_{quad} \text{ Terre} = 0,47$). Il y a une contre sélection de ce genre pour le substrat « Terre ».

Robinia pseudoacacia a plus envahi le substrat « Terre » ($B_{quad} \text{ Béton} = 0,33$; $B_{quad} \text{ Gravier} = 0,66$; $B_{quad} \text{ Terre} = 1,36$). L'indice de sélection montre une contre sélection de cette espèce pour le substrat « Béton ».

Senecio inaequidens a plus envahi le substrat « Béton » ($B_{quad} \text{ Béton} = 2,14$; $B_{quad} \text{ Gravier} = 1,87$; $B_{quad} \text{ Terre} = 0,20$), mais présente également une sélection de substrat significative pour le substrat « Gravier », ainsi qu'une très forte contre sélection pour le substrat « Terre ».

Tableau 10 : Indice de sélection $B_{quad} i$ pour les cinq espèces avec l'occurrence totale la plus élevée en fonction de la catégorie de substrat i .

Substrat :	<i>Buddleja davidii</i>	<i>Fallopia japonica</i>	<i>Oenothera spp.</i>	<i>Robinia pseudoacacia</i>	<i>Senecio inaequidens</i>
Béton	0,89	0,44	1,89*	0,33	2,14*
Gravier	1,32*	1,20*	1,51*	0,66	1,87*
Terre	0,83	1,00	0,47	1,36*	0,20

Les substrats plus envahis qu'attendu pour une distribution aléatoire sont marqués d'un astérisque (*).

En considérant toutes les espèces de la liste des invasives, 76,54% des quadrats sur un substrat « Gravier » sont envahis par au moins une espèce. Pour le substrat « Béton » 59,32% des quadrats sont envahis. Pour le substrat « Terre » 56,59% des quadrats sont envahis.

4. DISCUSSION

Les espèces végétales invasives les plus présentes en friches industrielles wallonnes urbaines et péri-urbaines sont *Buddleja davidii*, *Fallopia japonica*, *Robinia pseudoacacia*, *Senecio inaequidens* et les espèces du genre *Cenothera*. De manière générale, les écotopes les plus envahis des friches sont les écotopes herbacés et les écotopes « sol nu ». Les écotopes les plus épargnés sont les écotopes forestiers. Le substrat le plus envahi est le gravier. Les friches au stade pionnier, plus largement à un stade précoce de succession écologique, s'avèrent être les plus sensibles aux invasions végétales. Le contexte urbain dans lequel se trouvent les friches industrielles participent également à favoriser ces invasions, notamment par la proximité et densités de voies de communications dans un rayon de pression directe de la friche.

Le *Buddleja davidii* (Buddleia du Père David) est beaucoup plus présent sur les friches à proximité directe des cours d'eau. En dehors des sites très proches d'un cours d'eau, le recouvrement en *Buddleja davidii* reste constant peu importe la distance à celui-ci. Il est donc possible d'en conclure que la proximité au cours d'eau influence l'invasion de cette espèce par la voie de communication navigable qu'elle représente, comme les voies de halage permettant la circulation de péniches et autres bateaux fluviaux, transportant les propagules. Bien que plus présent sur les écotopes herbacés et les substrats « gravier », le *Buddleja davidii* se montre peu sélectif et est très répandu pour tous les substrats et écotopes rencontrés sur les friches. Ce constat est pertinent, étant donné l'importante capacité de cette espèce à envahir rapidement les milieux perturbés et ce dans une très large gamme de conditions physiques (Tallent-Halsell et al., 2009).

L'arrivée de *Fallopia japonica* (Renouée du Japon) sur les friches ne semble pas être significativement affectée par les variables paysagères étudiées, ce qui est pertinent : cette espèce colonise particulièrement les milieux fortement perturbés par l'homme, proches des habitations ou plus généralement d'activités humaines, ce qui est le cas pour tous les SAR inventoriés. L'invasion de cette espèce n'est ainsi pas significativement due à des variables paysagères telles que celles étudiées, mais à des activités liées à des déplacements de terre (Beeling et al., 1994). De même, en dehors d'une légère contre sélection pour les écotopes forestiers et les substrats bétonnés, *Fallopia japonica* n'est que très peu sélectif du substrat ou de l'écotop.

Le *Robinia pseudoacacia* (Robinier faux-acacia) envahi fortement les friches à l'état pionnier, montrant une très forte colonisation des milieux ouverts. Cette espèce agit historiquement en priorité sur ces milieux perturbés, étant une essence héliophile pionnière à croissance rapide (Cierjacks et al., 2013). Cette espèce montre aussi d'importantes invasions dans les friches dont la recolonisation forestière est très avancée (abandonnées depuis plus de 50 ans). La littérature confirme déjà la présence d'importantes populations de *Robinia pseudoacacia* dans des friches (sensu lato – « wasteland ») mais aussi plantations forestières en Europe (Cierjacks et al., 2013). La présence de cette espèce sur les friches abandonnées depuis plus de 50 ans peut donc s'expliquer soit par une recolonisation spontanée du milieu pionnier à l'époque de l'abandon, soit d'une plantation ayant succédé à la précédente affectation industrielle du site. Il est ainsi beaucoup plus présent sur les écotopes forestiers des friches. À part une contre-sélection pour le béton, le *Robinia pseudoacacia* n'est pas très sélectif du substrat sur les friches qu'il envahit.

Le *Senecio inaequidens* (Séneçon du Cap) ne montre pas de relation significative avec les variables paysagères. Ce constat est étonnant, étant donné que cette espèce a déjà montré d'importantes expansions le long de voies de communication tels que les routes et les chemins de fer (Bossdorf et al., 2008). Cette espèce rudérale montre une très forte et rapide colonisation d'habitats perturbés et/ou

pionniers (Bossdorf et al., 2008), ce qui peut expliquer sa présence sur de nombreux sites de l'étude. En revanche, le *Senecio inaequidens* est très sélectif du substrat et de l'écotope. Il envahit en particulier les écotopes de sol nu, sur un substrat bétonné ou de graviers. Il n'est que très peu retrouvé dans les écotopes forestiers, ce qui correspond bien à sa préférence des milieux dans des états très précoces de leur succession écologique.

Le genre *Ænothera* se montre influencé par le temps d'abandon de la friche, plus présent sur les friches abandonnées il y a moins de 20 ans. Les espèces de ce genre se répandent rapidement par des corridors anthropiques où l'activité humaine est importante (Tokhtar et al., 2011), dont tous les sites inventoriés sont pourvus. Le nombre et la densité de ces corridors anthropiques/voies de communication, l'intensité de l'urbanité ne démontrent pas d'influences significatives sur les invasions d'*Ænothera* dans ces milieux. En revanche, la catégorie d'écotopes est particulièrement sélective pour ce genre. Les écotopes forestiers des friches sont très peu sensibles à ces invasions, à l'inverse des écotopes « sol nu ». Les substrats les plus envahis sont le béton et le gravier.

Ces cinq espèces les plus observées sur le terrain sont également les espèces les plus représentées dans les bases de données existantes (GBIF et DEMNA). Cela permet d'observer une certaine cohérence entre les données prises dans une expérimentation scientifique avec un protocole précis, et les données opportunistes, prises par des particuliers et encodées volontairement en ligne, sans cadre ou exigences particulières. En revanche, il est intéressant de noter que trois espèces observées sur le terrain ne sont présentes sur aucun SAR pour les bases de données analysées (*Artemisia verlotiorum*, *Cotoneaster Damnerii*, *Populus Canadensis*). La première, l'armoise de Chine, est très difficilement différenciable de l'armoise commune (*Artemisia vulgaris*) qui n'est pas sur la liste d'espèces invasives. La différence notable entre ces deux espèces est le caractère plus découpé des feuilles de *Artemisia verlotiorum*. Ainsi, il est possible de remarquer que d'autres taxons difficilement identifiables sont beaucoup moins représentés dans les bases de données existantes que lors de la phase de terrain menée pour cette étude. Quelques exemples d'espèces invasives dont l'identification peut poser un problème : le cornouiller soyeux, *Cornus sericea* (à ne pas confondre avec le cornouiller sanguin, *Cornus sanguinea*) ; la lentille d'eau minuscule, *Lemna minuta* (à ne pas confondre avec la petite lentille d'eau, *Lemna minor*) ; l'épilobe cilié, *Epilobium ciliatum* (à ne pas confondre avec l'épilobe à petites fleurs, *Epilobium parviflorum*). Cette difficulté d'identification constatée sur le terrain met en lumière le fait que les espèces dont l'identification est plus compliquée ont fait l'objet de moins d'observations dans les bases de données opportunistes. Il y a donc un important biais dans cette prise de données opportuniste : les espèces facilement identifiables ont beaucoup plus de chances d'être encodées en ligne. De plus, le nombre d'observateurs différents est très important, chacun pouvant librement encoder ses propres observations sur des bases de données en ligne tel que « Observations.be ». Tous les observateurs n'ont pas les mêmes compétences en identification, n'ont pas les mêmes motivations naturalistes ni les mêmes objectifs. Les espèces n'ont pas toutes la même détectabilité : un *Buddleia* de David ou un Robinier faux-acacia âgés, souvent très imposants, sont plus facilement repérables que des espèces plus discrètes tel que l'épilobe cilié, à titre d'exemple.

La phase de prospection réalisée a démontré la très forte variabilité dans l'accessibilité des friches. Certaines friches étaient libres d'accès, sans aucun élément pour empêcher l'entrée dans le site. D'autres présentaient des barrières, des fils barbelés, des rubalises policières ou encore des caméras de surveillance. Lors de la phase d'inventaire, la rencontre avec d'autres personnes se promenant a toujours eu lieu sur des sites facilement accessibles. En dehors de l'accessibilité, la sécurité des sites influençait aussi la fréquence de visite observée. Plusieurs des SAR prospectés présentaient des lieux de squat, des zones escarpées ou encore des dépôts de déchets métalliques. Aucune rencontre n'a été notée sur ces SAR.

Les friches ne sont ainsi pas égales dans leur fréquence de visite, et donc dans leur fréquence d'observations. Les SAR avec le plus d'observations sont les friches les plus facilement accessibles et sécurisantes : les sites avec le plus de données ne sont pas sélectionnés aléatoirement et présentent bien des biais difficilement quantifiables. Les observations floristiques existantes et accessibles en ligne localisées sur des SAR, en l'occurrence dans les trois agglomérations morphologiques analysées (Charleroi, Liège, Mons), présentent ainsi une très forte hétérogénéité de leur distribution.

La présente étude des invasions végétales sur le terrain apporte donc une rigueur dans la prise de données qui n'est pas imposée dans la prise d'observations opportunistes. Elle est également plus objective : la sélection des sites a suivi une méthode d'échantillonnage précise, et non simplement les sites les plus facilement accessibles et/ou assez sécurisés ; les espèces invasives de la liste sont relevées, indépendamment de leur difficulté d'identification ou de leur détectabilité ; la méthodologie de prise de données est constante sur toute l'étude (Random Walk).

Cette méthodologie a été inspirée d'une autre étude sur les invasions végétales, focalisée sur les carrières « Alien invasive plants in Belgian limestone quarries » (Monty et al., 2019), milieux exclus de la sélection de friches à échantillonner. Il est donc intéressant de faire un parallèle : les trois espèces les plus fréquentes en carrières belges selon cette étude sont *Buddleja davidii*, *Senecio inaequidens* et *Robinia pseudoacacia*, à savoir trois des cinq espèces les plus présentes sur les SAR inventoriés. *Fallopia Japonica* et le genre *Oenothera* sont également très présentes dans les deux cas. En revanche, le *Cotoneaster horizontalis* s'avère bien plus présent en carrière : il est présent sur 18,8% des sites pour les carrières abandonnées (Monty et al., 2019), contre 5,6% des sites pour les SAR inventoriés. Il est également intéressant de noter que *Ailanthus alismata* et *Mahonia aquifolium* sont présentes dans 6,3% des carrières abandonnées (Monty et al., 2019), et n'ont pas été retrouvées sur les SAR inventoriés. À l'inverse, plusieurs espèces assez présentes sur les SAR sont complètement absentes des relevés faits sur les carrières abandonnées (*Cornus sericea*, *Artemisia verlotiorum*, *Populus canadensis*, *Syringa vulgaris*). Il est donc possible d'observer des communautés d'invasives similaires entre les carrières abandonnées et les SAR inventoriés, en particulier pour les espèces les plus présentes, représentées essentiellement par des espèces des milieux perturbés. Les différences observées se font donc principalement au niveau des invasives moins présentes : il pourrait être très intéressant de réaliser une étude sur l'influence de l'ancienne affectation des SAR non reconvertis sur les communautés d'invasives s'y retrouvant. Les SAR pourraient être échantillonnés selon cette variable, afin d'avoir des groupes d'observations de tailles constantes pour chaque affectation, afin de faciliter l'analyse. Les ordinations sont certainement une voie cohérente possible pour étudier les différences entre communautés d'invasives selon l'ancienne affectation de la friche.

Pour améliorer la puissance des tests à l'échelle des variables paysagères, il pourrait être judicieux d'augmenter le nombre de SAR inventoriés. Avec plus de SAR échantillonnés pour chaque agglomération, il serait pertinent d'échantillonner des sites à Mons. En effet, lors de l'analyse des bases de données, cette agglomération a montré une richesse spécifique en invasives beaucoup plus importante que pour les deux autres agglomérations. Étendre l'étude de terrain aux trois agglomérations permettrait avoir une base comparative plus importante : il serait très intéressant de voir si cette différence en richesse spécifique d'invasives s'observe aussi sur le terrain avec un protocole clair et précis.

Pour finir, parmi les variables paysagères établies au départ, il est possible de noter que la surface de la friche n'a pas pu être testée tant elle était fortement corrélée à l'urbanité, ce qui peut paraître curieux. En effet : plus la surface de la friche est grande, plus elle avait tendance à être dans une zone très densément urbanisée. Il est toutefois possible de poser une hypothèse pertinente à ce phénomène : les sites industriels, avant d'être abandonnés et d'arriver à l'état de friche, s'établissaient

proches d'importantes voies de communications, qu'elles soient routières ou fluviales. Ceci peut se confirmer en observant par exemple les SAR de Charleroi : de nombreux sites de très grandes surfaces sont concentrés dans le centre de l'agglomération (figure 2, page 15). Il semble donc pertinent d'observer ce qui reste de ces grandes industries dans des zones densément urbanisées, et entouré de nombreuses routes facilitant l'accès.

5. CONCLUSION

Cette étude a permis de déterminer les espèces végétales invasives les plus prépondérantes des friches industrielles wallonnes urbaines et péri-urbaines. Ces friches, en leur qualité de milieux perturbés dans un contexte anthropique conséquent, se montrent être très sensibles à ces invasions végétales. Au niveau paysager, les facteurs les plus déterminants de ces invasions reprennent essentiellement les voies de communication, qu'il s'agisse de densité de routes ou encore de voies fluviales à proximité des sites, particulièrement pour le *Buddleja davidii*. Le temps depuis l'abandon représente également un facteur important pour certaines espèces invasives très communes, tel que le *Robinia pseudoacacia* ou les espèces du genre *Ænothera*. Deux importants facteurs déterminants ont également été identifiés à l'échelle locale. Le premier, l'écotopie, démontre de plus importantes invasions pour les écotopes pionniers. Le second, le substrat, démontre la forte sensibilité aux invasions du substrat gravier.

Il a été possible, grâce à la phase de prospection des friches et aux relevés de terrain, de porter un regard objectif sur les observations opportunistes disponibles sur les bases de données en ligne. Les rares SAR ayant fait l'objet de ces observations sont facilement accessibles et sécurisés, et les espèces relevées sont à majorité des espèces dont l'identification est aisée. À l'avenir, il serait intéressant de continuer de profiter de ces données opportunistes, mais en s'aidant de la science participative dans un cadre plus rigoureux et scientifique, tel que le propose le projet Frichnat.

6. BIBLIOGRAPHIE

- Beerling, David J., John P. Bailey, et Ann P. Conolly. « Fallopia Japonica (Houtt.) Ronse Decraene ». *Journal of Ecology* 82, n° 4 (1994): 959-79. <https://doi.org/10.2307/2261459>.
- Bossdorf, Oliver, Annett Lipowsky, et Daniel Prati. « Selection of Preadapted Populations Allowed Senecio Inaequidens to Invade Central Europe ». *Diversity and Distributions* 14, n° 4 (2008): 676-85. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00471.x>.
- Branquart É., 2016. Alert, black and watch lists of invasive species in Belgium. Harmonia version 1.2, Belgian Forum on Invasive species, <http://ias.biodiversity.be>
- Cierjacks, Arne, Ingo Kowarik, Jasmin Joshi, Stefan Hempel, Michael Ristow, Moritz von der Lippe, et Ewald Weber. « Biological Flora of the British Isles: Robinia Pseudoacacia ». *Journal of Ecology* 101, n° 6 (2013): 1623-40. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12162>.
- Commission Européenne, « EUR-Lex - 32019R1262 - EN - EUR-Lex ». Consulté le 14 avril 2023. https://eur-lex.europa.eu/eli/reg_impl/2019/1262/oj.
- Coos, William, Jessica Delangre, Julien Radoux, et Marc Dufrêne. « Combining Ecotope Segmentation and Remote Sensing Data for Biotope and Species Distribution Modelling », 2016. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/208880>.
- Doick, K. J., G. Sellers, V. Castan-Broto, et T. Silverthorne. « Understanding Success in the Context of Brownfield Greening Projects: The Requirement for Outcome Evaluation in Urban Greenspace Success Assessment ». *Urban Forestry & Urban Greening* 8, n° 3 (1 janvier 2009): 163-78. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2009.05.002>.
- Desaegher, James, Sophie Nadot, Nathalie Machon, et Bruno Colas. « How Does Urbanization Affect the Reproductive Characteristics and Ecological Affinities of Street Plant Communities? » *Ecology and Evolution* 9, n° 17 (2019): 9977-89. <https://doi.org/10.1002/ece3.5539>.
- Fisher, Rebecca, Shaun K. Wilson, Tsai M. Sin, Ai C. Lee, et Tim J. Langlois. « A Simple Function for Full-Subsets Multiple Regression in Ecology with R ». *Ecology and Evolution* 8, n° 12 (2018): 6104-13. <https://doi.org/10.1002/ece3.4134>.
- GBIF.org (21 April 2023) GBIF Occurrence Download <https://doi.org/10.15468/dl.ur9pf3> (Charleroi)
- GBIF.org (21 April 2023) GBIF Occurrence Download <https://doi.org/10.15468/dl.vbuau4> (Liège)
- GBIF.org (21 April 2023) GBIF Occurrence Download <https://doi.org/10.15468/dl.p8g6rb> (Mons)
- « Imperviousness Density 2018 — Copernicus Land Monitoring Service ». Land item. Consulté le 29 juillet 2023. <https://land.copernicus.eu/pan-european/high-resolution-layers/imperviousness/status-maps/imperviousness-density-2018>.
- INPN, « Espèces introduites envahissantes (invasive) ». Consulté le 14 avril 2023. <https://inpn.mnhn.fr/espece/listeEspeces/statut/metropole/J>.
- Gart, John J., Andrew F. Siegel, et Rebecca Z. German. « Rarefaction and Taxonomic Diversity ». *Biometrics* 38, n° 1 (1982): 235-41. <https://doi.org/10.2307/2530306>.

- Halleux, Jean-Marie. *Industrial Land Restructuring in Wallonia at the Light of the English Case: A Too (Strong) Competition between Greenfield Development and Brownfield Redevelopment*. Maggioli, Milan, Italy, 2011. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/111061>.
- Hortus Girasole « Schwarze und Graue Liste: Invasive Neophyten – Klassifizierung ». Consulté le 14 avril 2023. <https://www.hortus-girasole.at/schwarze-und-graue-liste-invasive-neophyten-klassifizierung/>.
- Janzen, Fredric J., et Hal S. Stern. « LOGISTIC REGRESSION FOR EMPIRICAL STUDIES OF MULTIVARIATE SELECTION ». *Evolution* 52, n° 6 (1 décembre 1998): 1564-71. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.1998.tb02237.x>.
- Monty, Arnaud, Alexis Jorion, Carline Pitz, Charly Géron, et Grégory Mahy. « Alien Invasive Plants in Belgian Limestone Quarries ». *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 2019. <https://doi.org/10.25518/1780-4507.17984>.
- Nimon, Kim, Mitzi Lewis, Richard Kane, et R. Michael Haynes. « An R Package to Compute Commonality Coefficients in the Multiple Regression Case: An Introduction to the Package and a Practical Example ». *Behavior Research Methods* 40, n° 2 (1 mai 2008): 457-66. <https://doi.org/10.3758/BRM.40.2.457>.
- Padayachee, Ashlyn L., Ulrike M. Irlich, Katelyn T. Faulkner, Mirijam Gaertner, Şerban Procheş, John R. U. Wilson, et Mathieu Rouget. « How Do Invasive Species Travel to and through Urban Environments? » *Biological Invasions* 19, n° 12 (1 décembre 2017): 3557-70. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1596-9>.
- Pitz, Carline, Julien Piqueray, Arnaud Monty, et Grégory Mahy. « Naturally Recruited Herbaceous Vegetation in Abandoned Belgian Limestone Quarries: Towards Habitats of Conservation Interest Analogues? » *Folia Geobotanica* 53, n° 2 (juin 2018): 147-58. <https://doi.org/10.1007/s12224-018-9313-8>.
- Pyšek, Petr, et David M. Richardson. « Invasive Species, Environmental Change and Management, and Health ». *Annual Review of Environment and Resources* 35, n° 1 (2010): 25-55. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-033009-095548>.
- Pyšek, Petr, et David M. Richardson. « Traits Associated with Invasiveness in Alien Plants: Where Do We Stand? » In *Biological Invasions*, édité par Wolfgang Nentwig, 97-125. Ecological Studies. Berlin, Heidelberg: Springer, 2007. https://doi.org/10.1007/978-3-540-36920-2_7.
- Service Publique de Wallonie (SPW), « LifeWatch - Ecotopes 2019 ». Consulté le 15 avril 2023. <http://geoportail.wallonie.be/catalogue/77ba8960-eb7b-4ba9-a35a-120753b24226.html>.
- Service Publique de Wallonie (SPW), « Orthophotos 2021 | Géoportail de la Wallonie ». Consulté le 15 avril 2023. <https://geoportail.wallonie.be/catalogue/7608c4c6-1434-4291-940c-8b9c8da64484.html>.
- Service Publique de Wallonie (SPW), « Sites à Réaménager (Inventaire) - Série ». Consulté le 15 avril 2023. <http://geoportail.wallonie.be/catalogue/06adcd09-6e69-411c-9cdc-5bfb668c475f.html>.
- Tallent-Halsell, Nita G., et Michael S. Watt. « The Invasive Buddleja Davidii (Butterfly Bush) ». *The Botanical Review* 75, n° 3 (1 septembre 2009): 292-325. <https://doi.org/10.1007/s12229-009-9033-0>.
- Tiébré, Marie-Solange, Layla Saad, et Grégory Mahy. « Landscape Dynamics and Habitat Selection by the Alien Invasive Fallopia (Polygonaceae) in Belgium ». *Biodiversity and Conservation* 17, n° 10 (1 septembre 2008): 2357-70. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9386-4>.

- Tokhtar, V. K., Yu. K. Vinogradova, et A. S. Groshenko. « Microevolution and Invasiveness of *Oenothera* L. Species (Subsect. *Oenothera*, Onagraceae) in Europe ». *Russian Journal of Biological Invasions* 2, n° 4 (1 octobre 2011): 273-80. <https://doi.org/10.1134/S2075111711040138>.
- Urbancová, Lenka, Eva Lacková, Miroslav Kvičala, Lucie Čecháková, et Barbara Stalmachová. « PLANT COMMUNITIES ON BROWNFIELD SITES IN UPPER SILESIA (CZECH REPUBLIC) », (15 mars 2014).
- Vilà, Montserrat, José L. Espinar, Martin Hejda, Philip E. Hulme, Vojtěch Jarošík, John L. Maron, Jan Pergl, Urs Schaffner, Yan Sun, et Petr Pyšek. « Ecological Impacts of Invasive Alien Plants: A Meta-Analysis of Their Effects on Species, Communities and Ecosystems ». *Ecology Letters* 14, n° 7 (juillet 2011): 702-8. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x>.
- Westphal, Lynne M., Jeffery M. Levenson, Alaka Wali, David Soucek, et Douglas F. Stotz. « Brownfield Redevelopment: A Hidden Opportunity for Conservation Biology ». In: *Bengston, David N., Tech. Ed. Policies for Managing Urban Growth and Landscape Change: A Key to Conservation in the 21st Century. Gen. Tech. Rep. NC-265. St. Paul, MN: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Research Station. 21-26 265* (2005). <https://www.fs.usda.gov/research/treesearch/13155>.
- Wikum, Douglas A., et G. Frederick Shanholtzer. « Application of the Braun-Blanquet Cover-Abundance Scale for Vegetation Analysis in Land Development Studies ». *Environmental Management* 2, n° 4 (1 juillet 1978): 323-29. <https://doi.org/10.1007/BF01866672>.
- Whittingham, Mark J., Philip A. Stephens, Richard B. Bradbury, et Robert P. Freckleton. « Why Do We Still Use Stepwise Modelling in Ecology and Behaviour? » *Journal of Animal Ecology* 75, n° 5 (2006): 1182-89. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2006.01141.x>.
- Zhang, Zhongheng. « Variable selection with stepwise and best subset approaches ». *Annals of Translational Medicine* 4, n° 7 (avril 2016): 136. <https://doi.org/10.21037/atm.2016.03.35>.
- Zonneveld, Isaak S. « The Land Unit — A Fundamental Concept in Landscape Ecology, and Its Applications ». *Landscape Ecology* 3, n° 2 (1 décembre 1989): 67-86. <https://doi.org/10.1007/BF00131171>.

7. ANNEXES

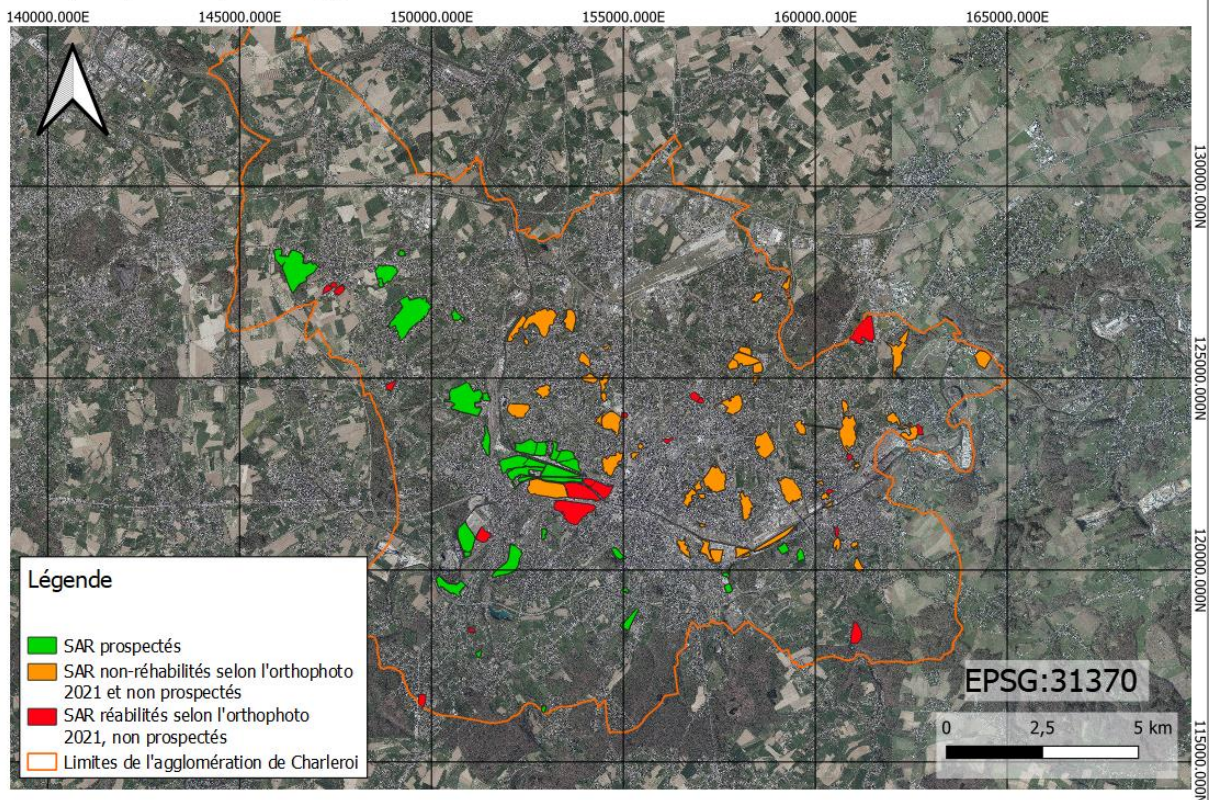
Annexe 1 : Liste des espèces invasives sur les listes noires, de surveillance et d'alerte de Belgique, Hollande, Allemagne et Union Européenne. Les espèces surlignées en jaune ne sont pas présentes dans les listes initiales, mais ont été ajoutées suite à leur observation pendant la phase de terrain.

Acacia dealbata	Dasysiphonia japonica	Mimulus guttatus
Acacia mearnsii	Dysphania ambrosioides	Myriophyllum aquaticum
Acacia saligna	Duchesnea indica	Myriophyllum heterophyllum
Acer Negundo	Echinocystis lobata	Oenothera spp
Acer rufinerve	Egeria densa	Paspalum dilatatum
Acrothamnion preissii	Ehrharta calycina	Paspalum distichum
Agarophyton vermiculophyllum	Eichhornia crassipes	Parthenium hysterophorus
Ailanthus altissima	Elaeagnus angustifolia	Parthenocissus quinquefolia
Akebia quinata	Eleocharis obtusa	Phedimus spurius
Alternanthera philoxeroides	Elodea callitrichoides	Phytolacca americana
Ambrosia artemisiifolia L.	Elodea canadensis	Pennisetum setaceum
Amelanchier lamarckii	Elodea nuttallii	Persicaria perfoliata
Amorpha fruticosa L.	Epilobium ciliatum	Pinus strobus
Andropogon virginicus	Fallopia bohemica	Pistia stratiotes
Artemisia verlotiorum	Fallopia japonica	Pontederia crassipes
Asclepias syriaca	Fallopia sachalinensis	Populus x canadensis
Asparagopsis armata	Fraxinus pennsylvanica	Prosopis juliflora
Aster lanceolatus	Gaillardia x grandiflora	Prunus laurocerasus
Aster novi-belgii	Galeobdolon argentatum	Prunus serotina
Aster x salignus	Grateloupia turuturu	Pseudotsuga menziesii
Azolla filiculoides	Gunnera tinctoria	Pteris nipponica
Baccharis halimifolia	Gymnocoronis spilanthoides	Pueraria montana
Bidens frondosa	Hakea decurrens	Quercus Rubra
Bonnemaisonia hamifera	Hakea sericea	Rhododendron luteum
Buddleja davidii	Halophila stipulacea	Rhododendron ponticum
Cabomba caroliniana	Helianthus tuberosus	Rhus typhina
Campylopus introflexus	Heracleum mantegazzianum	Robinia pseudoacacia
Cardiospermum grandiflorum	Heracleum persicum	Rosa Rugosa
Carpobrotus edulis	Heracleum sosnowskyi	Rudbeckia laciniata
Caulacanthus ustulatus	Humulus scandens	Rugulopteryx okamurae
Caulerpa cylindracea	Hyacinthoides hispanica	Salvinia molesta
Caulerpa taxifolia	Hydrocotyle ranunculoides	Senecio inaequidens
Ceratochloa cathartica	Impatiens glandulifera	Solidago canadensis
Cladophora hutchinsioides	Impatiens parviflora	Solidago gigantea
Codium fragile	Koenigia polystachya	Spartina anglica
Conyza canadensis	Lagarosiphon major	Spiraea alba
Cornus sericea	Lemna minuta	Spiraea douglasii
Cortaderia jubata	Lemna turionifera	Spirea x billadii
Cortaderia selloana	Lespedeza cuneata	Sporobolus alterniflorus
Cotoneaster bullatus	Lonicera japonica	Sporobolus indicus
Cotoneaster damnerii	Ludwiga grandiflora	Sympyotrichum lanceolatum

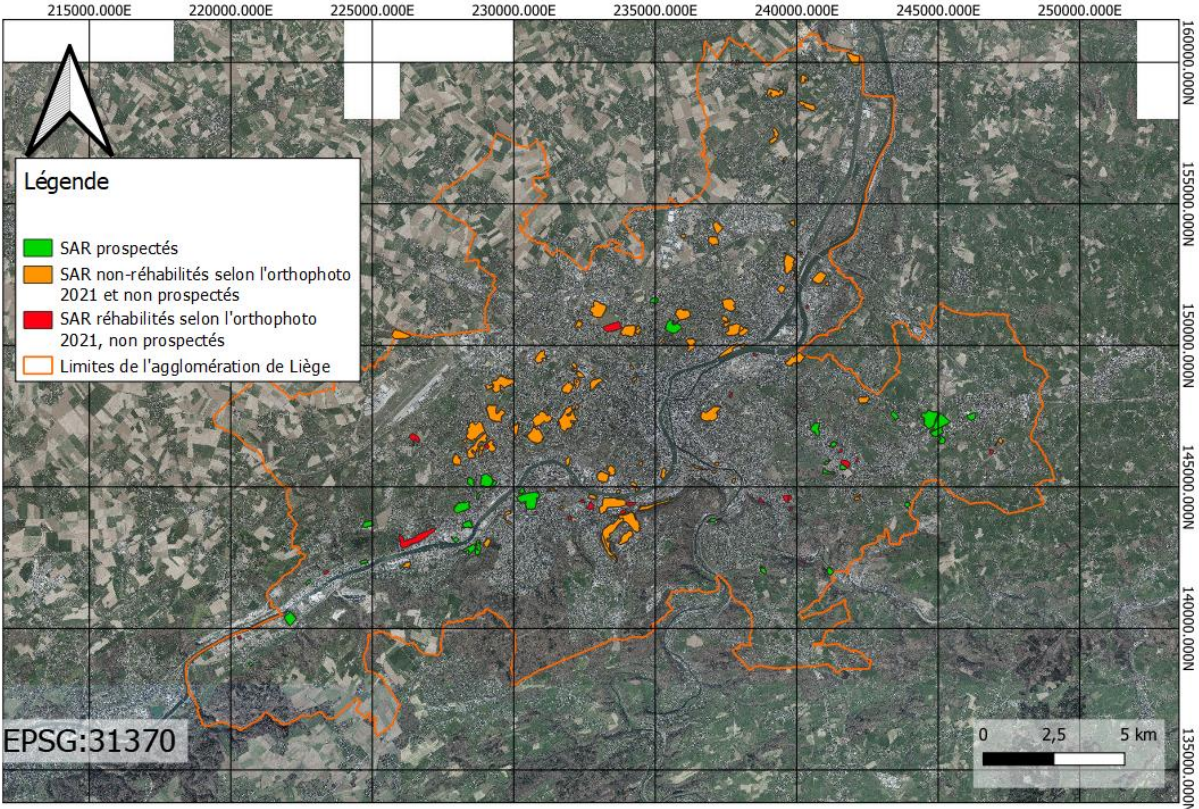
Cotoneaster franchetii	Ludwiga peploides	Symphytrichum novi-belgii
Cotoneaster horizontalis	Lupinus polyphyllus	Syringa vulgaris
Cotoneaster salicifolius	Lygodium japonicum	Triadica sebifera
Crassula helmsii	Lysichiton americanus	Womersleyella setacea
Cynodon dactylon	Mahonia aquifolium	
Cyperus eragrostis	Microstegium vimineum	

Annexe 2 :

SAR prospectés pour l'agglomération de Charleroi



SAR prospectés pour l'agglomération de Liège

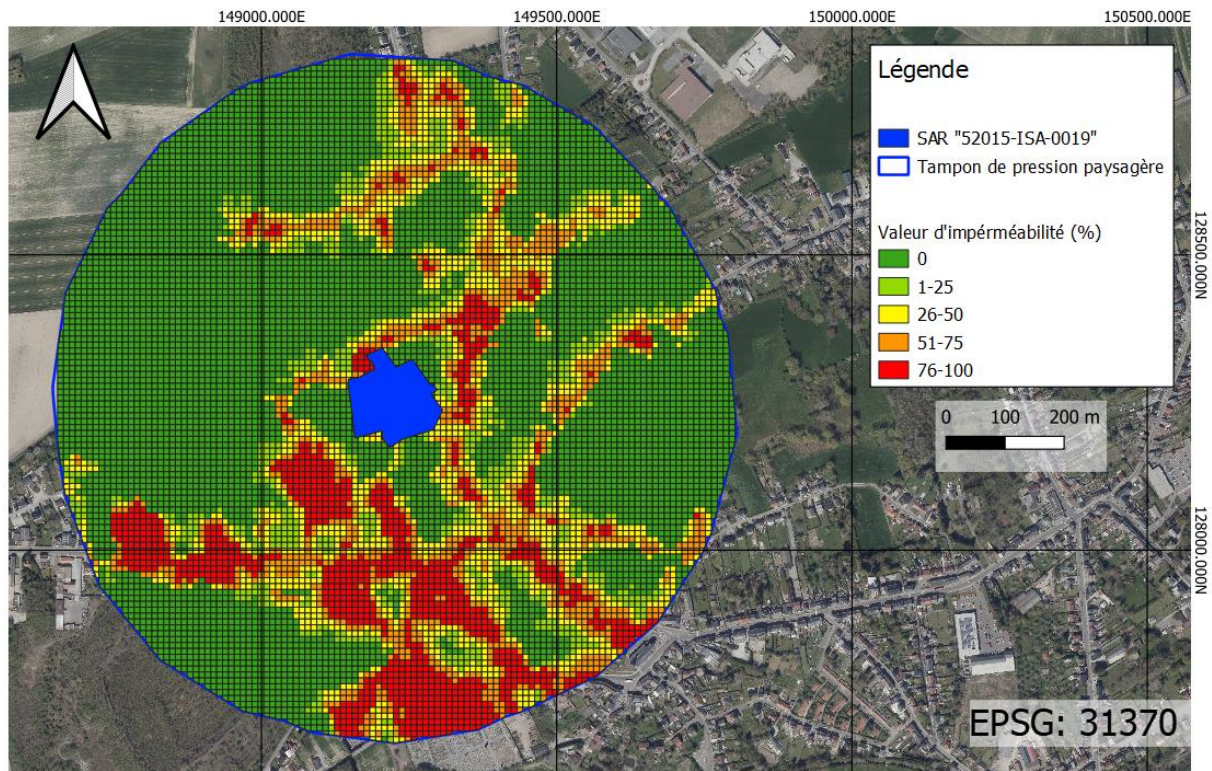


Annexe 3 : Fiche de prospection des friches pour la présélection des sites à inventorier.

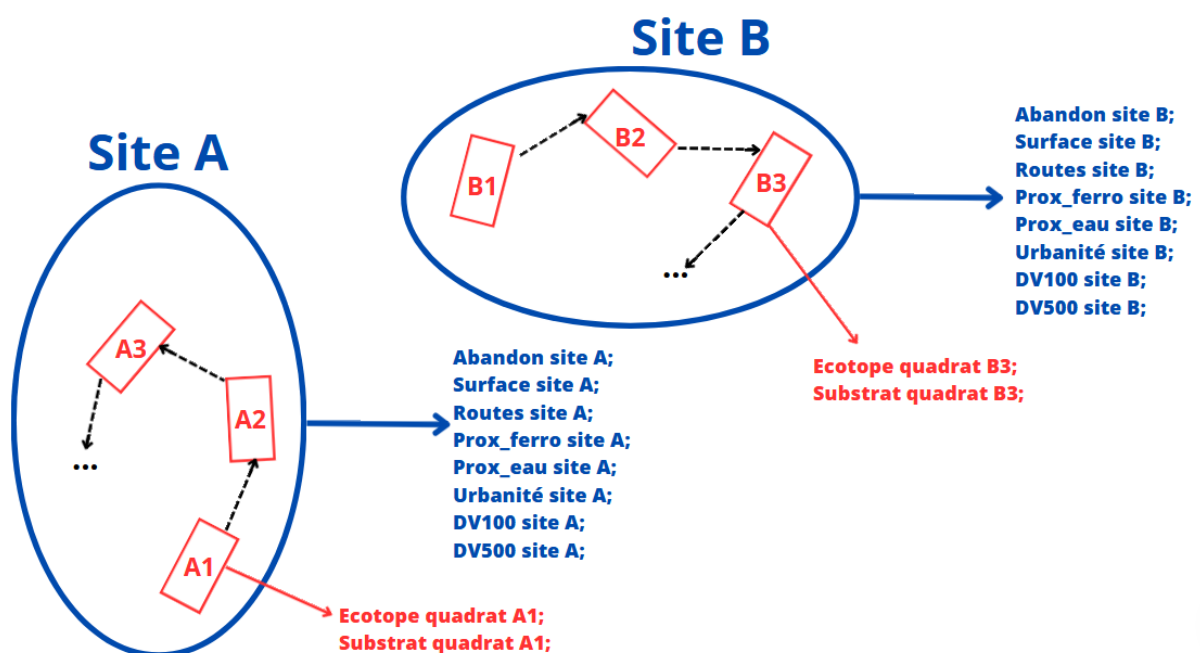
Fiche du site:		ID Filière
Coordonnées GPS:		
Adresse parking:		
Réhabilité: OUI - NON	Accès facile (CNB): OUI - NON	
Accès (TFE):	Remarques accès CNB:	
Niveau de recolonisation: Cocher les strates présentes <input type="checkbox"/> Sol nu <input type="checkbox"/> Strate herbacée <input type="checkbox"/> Strate arbustive <input type="checkbox"/> Strate arborée Entourer la strate dominante		
Recouvrement de la végétation (estimation en %):		
Fréquentation du site (FS): fort fréquenté 1 - 2 - 3 - 4 - 5 peu fréquenté Dissimulation des caméras (DC): mauvaise 1 - 2 - 3 - 4 - 5 bonne Degré de sécurité pour les caméras trap (=FS*DC) : /25		
Type(s) de substrat:		
Présence de mares: <input type="checkbox"/> Temporaire(s) <input type="checkbox"/> Permanente(s) <input type="checkbox"/> Aucune <input type="checkbox"/> Autre point d'eau (en préciser la nature):		
Écotopes: Diversité en écotopes (nombre): Observations terrain correspondent à la couche écotope 2019: OUI - NON		
Commentaires et/ou avis général sur le site:		

Annexe 4 :

Illustration de l'application de la couche "imperviousness density" pour établir un gradient d'urbanité dans un rayon de pression paysagère de 500 mètres



Annexe 5 : Schéma illustrant quelles variables sont encodées à l'échelle paysagère (caractéristiques du site) et quelles variables sont encodées à l'échelle locale (caractéristiques du quadrat). Deux sites sur les 18 inventoriés sont représentés schématiquement, les proportions ne sont pas respectées. Rappel : le nombre de quadrats dépend de la surface du site, mais par souci de lisibilité, 3 quadrats ont été arbitrairement représentés dans chaque site pour ce schéma.



Annexe 6 : Liste d'espèces invasives rencontrées pendant la phase de terrain sur chaque site, indiqués par leur nom de filière (1 = espèce présente sur au moins un quadrat du site).

N° Filière	52011-ISA-0011	52011-ISA-0071	52011-ISA-0077	52011-ISA-0080	52011-ISA-0081	52011-ISA-0097	52015-ISA-0019	52048-ISA-0001	52048-ISA-0005	62015-ISA-0007	62038-ISA-0008	62038-ISA-0009	62096-ISA-0038	62096-ISA-0039	62099-ISA-0005	62099-ISA-0014	62099-ISA-0018	62120-ISA-0010
<i>Artemisia verlotiorum</i>		1								1	1							
<i>Buddleja davidii</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1
<i>Conyza canadensis</i>										1						1		
<i>Cornus sericea</i>		1						1										
<i>Cotoneaster damnerii</i>																1		
<i>Cotoneaster franchettii</i>									1									
<i>Cotoneaster horizontalis</i>								1	1									
<i>Cotoneaster salicifolius</i>						1												
<i>Epilobium ciliatum</i>										1								
<i>Fallopia japonica</i>	1	1	1	1	1		1	1		1	1		1		1	1	1	1
<i>Lemna minuta</i>																		
<i>Oenothera spp</i>		1	1			1		1		1		1	1	1	1	1		1
<i>Populus canadensis</i>						1							1					
<i>Prunus laurocerasus</i>											1							
<i>Prunus serotina</i>		1									1	1					1	
<i>Pseudotsuga mensiezii</i>												1						
<i>Quercus rubra</i>					1												1	
<i>Rhus typhina</i>				1														
<i>Robinia pseudoacacia</i>	1	1		1					1	1	1		1	1	1	1	1	1
<i>Senecio inaequidens</i>			1	1	1		1			1	1	1		1	1	1		
<i>Solidago gigantea</i>		1												1				1
<i>Syringa vulgaris</i>									1					1				

Annexe 7 : Matrice de confusion du nombre de quadrats de chaque catégorie d'écotopes pour chaque substrat (Écotopes en lignes et substrats en colonnes).

	Substrat « Béton »	Substrat « Gravier »	Substrat « Terre »
Écotopes forestiers	1	26	139
Écotopes herbacés	2	53	110
Écotopes « Sol nu »	56	83	9