

Faculté des bioingénieurs

Bioindication de la qualité de l'air par les lichens en milieu urbain

Application à Charleroi

Autrice : Shannon Coets

Promoteurs : Yannick Agnan et Hugo Counoy (ELIE)

Lectrices : Cathy Debier (LIBST) et Virginie Hutsemékers (IRCELINE)

Année académique 2023-2024

Mémoire de fin d'études présenté en vue de l'obtention du diplôme de
Bioingénieur : Sciences et technologies de l'environnement

Remerciements

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude à toutes les personnes qui ont contribué à la réalisation de ce mémoire.

Tout d'abord, je remercie chaleureusement mes deux promoteurs, Yannick Agnan et Hugo Counoy, pour le partage de leur passion pour les lichens, leurs conseils avisés, le temps précieux consacré à mon encadrement, leur réactivité, ainsi que l'attention et le souci du détail qu'ils ont apportés à l'aboutissement de ce projet. Leur formation à l'identification des lichens et leur transmission de ces connaissances ont été inestimables. Je souhaite particulièrement remercier Hugo pour son accompagnement lors de la campagne d'échantillonnage et les moments enrichissants que nous avons partagés.

Je tiens également à exprimer ma gratitude à Cathy Debier et Virginie Hustemékers pour avoir accepté d'être lectrices pour mon mémoire et pour l'intérêt qu'elles portent à mon travail. Enfin, je remercie sincèrement mes proches, en particulier Audrey, Victoria et mes parents, pour leur soutien inconditionnel, leurs encouragements constants et leur aide précieuse tout au long de ce processus.

Table des matières

Remerciements	2
Table des matières	3
Liste des figures	5
Liste des tableaux	8
Liste des encarts	9
1. Introduction	10
2. État de l'art	12
2.1. Pollution atmosphérique.....	12
2.1.1. Préoccupation actuelle majeure et historique.....	12
2.1.2. Polluants atmosphériques	13
2.1.3. Impacts environnementaux et sanitaires.....	15
2.1.4. Réglementations sur la qualité de l'air	17
2.1.5. Évolution de la pollution atmosphérique	19
2.2. Suivi spatio-temporel de la qualité de l'air.....	20
2.2.1. Surveillance conventionnelle.....	20
2.2.2. Outils complémentaires pour la surveillance	21
2.2.3. Biosurveillance	23
2.2.4. Bioindication	23
2.3. Biologie et écologie des lichens.....	25
2.3.1. Les lichens : une association symbiotique.....	25
2.3.2. Croissance et reproduction	27
2.3.3. Écologie	28
2.3.4. Bioindicateurs de la qualité de l'air	29
3. Objectifs et démarche	31
4. Matériels et méthodes	32
4.1. Sites d'études	32
4.1.1. Contexte géographique, climatique et historique	32
4.1.2. Sites échantillonnés	33
4.2. Méthodologie d'échantillonnage	35
4.3. Déterminations	36
4.4. Traitement des données	37
5. Résultats et discussion	41

5.1. Diversité lichénique à Charleroi	41
5.1.1. Diversité spécifique.....	41
5.1.2. LDV	43
5.1.3. Autres indices de diversité.....	45
5.2. Écologie des sites	48
5.2.1. Alliances lichéniques.....	48
5.2.2. Indices écologiques.....	49
5.2.3. Diversité fonctionnelle par l'entropie quadratique de Rao	51
5.2.4. Composition d'espèces sur les sites	54
5.3. Influence de l'environnement	57
5.3.1. Paramètres environnementaux déterminant la distribution des lichens.....	57
5.3.2. Polluorésistance : indice de pollution.....	61
5.3.3. Paramètres anthropiques déterminant la distribution des lichens	62
5.3.4. Comparaison avec les modélisations de pollution.....	65
6. Conclusion et perspectives	70
Références	73
Annexes	79

Liste des figures

Figure 1. Principaux secteurs sources contribuant aux émissions de méthane (CH ₄), oxydes de soufre (SO _x), PM _{2,5} , PM ₁₀ , oxydes d'azote (NO _x), composés organiques volatils non-méthaniques (COVNM), ammoniac (NH ₃), monoxyde de carbone (CO) et <i>black carbon</i> (BC) dans l'Union européenne en 2018 (EEA, 2020).	14
Figure 2. Échelles spatiale et temporelle de la dissémination des polluants atmosphériques (Danlos, 2018).	14
Figure 3. Schéma de la circulation de l'air dans un « street canyon » selon la hauteur des bâtiments et la largeur de la rue lorsque le vent est perpendiculaire à l'axe du canyon (Van Esch, 2015).	15
Figure 4. Évolution des émissions de six polluants atmosphériques entre 1990 et 2021 dans l'Union européenne : PM _{2,5} , PM ₁₀ , NH ₃ , SO ₂ , COVNM et NO ₂ (European Environment Agency, 2023).	19
Figure 5. Évolution de la concentration moyenne annuelle en PM _{2,5} en Europe pour (a) l'année 2005 et (b) l'année 2019 (Ortiz et al., 2021)	20
Figure 6. Concentrations en O ₃ troposphérique (moyenne du maximum journalier sur 8 heures) en 2018 au sein de l'Union européenne (EEA, 2020)	21
Figure 7. Modélisation de la concentration moyenne journalière en O ₃ au sein de l'Union européenne en 2018 (EEA, 2020).	22
Figure 8. Trois principaux types de thalle : crustacé (a), foliacé (b) et fruticuleux (c).	26
Figure 9. Cycle de reproduction chez les lichens : voies de reproduction asexuée (A) et sexuée (B) avec les principales structures de reproduction : sorédies libérées par les soralies (a), isidies détachées par abrasion (b) et spores produites dans les apothécies (c) nécessitant une rencontre avec un partenaire photosynthétique.	28
Figure 10. Processus d'échantillonnage lors de la campagne de terrain.	31
Figure 11. Contexte géographique de la commune de Charleroi et répartition spatiale des sites échantillonnés.	32
Figure 12. Localisation des 20 sites échantillonnés au sein de la commune de Charleroi.	34
Figure 13. Placement des grilles sur le tronc pour l'échantillonnage.	36
Figure 14. Proportion d'observations selon l'espèce sur l'ensemble des 20 sites échantillonnés. Les abréviations utilisées pour nommer les espèces sont reprises dans l' Annexe 2	41
Figure 15. Répartition spatiale de la LDV et de la richesse spécifique au sein des 20 sites échantillonnés.	44
Figure 16. Répartition spatiale de l'indice de Shannon et de la diversité spécifique au sein des 20 sites échantillonnés.	47
Figure 17. Répartition spatiale des deux sous-alliances au sein des 20 sites échantillonnés. Le diagramme représente la somme des fréquences des espèces de chaque sous-alliance observées sur un site tandis que le rayon du diagramme représente le nombre d'espèces identifiées sur le site (diversité spécifique).	49

Figure 18. Analyse écologique des communautés lichéniques à Charleroi pour différents facteurs environnementaux (l'alcalinité, la lumière, l'aridité et l'eutrophisation) : proportion des groupes fonctionnels dans la somme des fréquences sur les 20 sites étudiés.	50
Figure 19. Courbe de densité de l'entropie quadratique de Rao (indice de Rao) des 20 sites échantillonnés où la moyenne est représentée par la ligne pointillée rouge et l'écart-type est représenté par les lignes pointillées roses.....	52
Figure 20. Répartition spatiale de l'entropie quadratique de Rao et de l'occupation du sol au sein des 20 sites échantillonnés.....	53
Figure 21. Comparaison des valeurs d'entropie quadratique de Rao entre les 10 sites localisés en bordure de commune (moins de 1,3 km de la limite communale) et les 10 sites localisés au centre dont 5 en centre-ville.	53
Figure 22. Analyse de proximité non-métrique pour visualiser les 20 sites échantillonnés en deux dimensions.	55
Figure 23. Analyse de proximité non-métrique pour visualiser les 49 espèces observées en deux dimensions où l'alliance dominante (<i>Xanthorion parietinae</i>) est mise en évidence.	56
Figure 24. Fréquence d'observation selon les orientations cardinales des espèces présentes au minimum sur la moitié des sites (17 espèces sont concernées). Les abréviations utilisées pour nommer les espèces sont reprises dans l'Annexe 2.	58
Figure 25. Répartition spatiale de la LDV par orientation cardinale sur les 20 sites échantillonnés.....	59
Figure 26. Comparaison de la LDV entre les 11 parcs et les 9 autres sites. La moyenne est représentée par le point noir.....	60
Figure 27. Comparaison de l'indice de Shannon entre les 11 parcs et les 9 autres sites. La moyenne est représentée par le point noir.	60
Figure 28. Analyse des communautés lichéniques à Charleroi pour la polluerésistance : proportion d'espèces polluo-tolérantes, neutres ou polluo-sensibles dans la somme des fréquences sur les 20 sites étudiés.	61
Figure 29. Répartition spatiale au sein des 20 sites échantillonnés de la proportion d'espèces polluo-sensibles dans la somme des fréquences d'un site.	62
Figure 30. Matrice de corrélation regroupant certains indices de biodiversité (richesse spécifique, LDV et indice de Shannon), indices écologiques (proportion d'espèces eutrophes et entropie quadratique de RAO), indice de pollution (proportion d'espèces polluo-tolérantes et polluo-sensibles) et variables urbanistiques (proportion d'artificialisation, distance à la route et distance à l'axe routier majeur).....	63
Figure 31. Corrélation entre la LDV et la proportion d'artificialisation sur les 20 sites échantillonnés.....	64
Figure 32. Corrélation entre la proportion d'espèces polluo-tolérantes sur un site et la proportion d'artificialisation sur les 20 sites échantillonnés.	64
Figure 33. Matrice de corrélation regroupant les concentrations en NO ₂ et PM ₁₀ , certains indices de biodiversité (LDV, richesse spécifique et indice de Shannon), indices écologiques (proportion d'espèces basophiles, héliophiles, xérophiles, eutrophes et entropie quadratique de RAO), indice de pollution (proportion d'espèces polluo-tolérantes et polluo-sensibles) et	

variables urbanistiques (proportion d'artificialisation, distance à la route et distance à l'axe routier majeur).	66
Figure 34. Corrélacion entre la diversité fonctionnelle (mesurée par l'entropie quadratique de Rao) et la concentration en PM ₁₀ [µg/m ³] modélisée sur les 20 sites échantillonnés.....	67
Figure 35. Corrélacion entre la diversité fonctionnelle (mesurée par l'entropie quadratique de Rao) et la concentration en NO ₂ [µg/m ³] modélisée sur les 20 sites échantillonnés.	67
Figure 36. Modélisation des concentrations en PM ₁₀ à Charleroi en comparaison avec la diversité spécifique et l'entropie quadratique de Rao sur les 20 sites échantillonnés.....	68
Figure 37. Modélisation des concentrations en NO ₂ à Charleroi en comparaison avec la diversité spécifique et l'entropie quadratique de Rao sur les 20 sites échantillonnés.....	69

Liste des tableaux

Tableau 1. Valeurs limites de la directive de l'Union européenne concernant les 12 polluants et lignes directrices préconisées par l'OMS (Conseil de l'Union Européenne, 2008 ; WHO, 2021)	18
Tableau 2. Objectifs de réduction des émissions de la Belgique dans le cadre de la directive 2016/2284 de l'Union européenne (Conseil de l'Union Européenne, 2016). Les engagements de réduction sont exprimés en pourcentage de réduction par rapport à l'année 2005.	19
Tableau 3. Classification des espèces de lichens pour chaque facteur écologique selon la valeur maximum des indices de Nimis et Martellos (2023).....	38
Tableau 4. Comparaison de la richesse spécifique et de la LDV par site dans différentes villes européennes.	43
Tableau 5. Comparaison des indices de biodiversité sur les 20 sites : richesse spécifique, LDV, indice de Shannon et indice de Simpson.	46
Tableau 6. Comparaison de l'indice de Shannon dans différentes villes européennes.....	47

Liste des encarts

Encart 2.1. Concentrations à valeur légale (directive européenne de 1996)	17
--	----

1. Introduction

La pollution de l'air en milieu urbain constitue un enjeu majeur à l'échelle mondiale pour les décennies à venir tant sur le plan environnemental que sanitaire. En effet, la pollution atmosphérique extérieure est à l'origine de 4,2 millions de décès prématurés annuellement dans le monde (OMS, 2022). Un suivi spatio-temporel efficace de la qualité de l'air est dès lors primordial afin de cibler les zones prioritaires où des améliorations urgentes sont nécessaires dans le but de réduire les risques associés.

Actuellement, un réseau de stations de capteurs physico-chimiques est en place à travers l'Union européenne (UE) et ceux-ci permettent de mesurer les concentrations de certains polluants atmosphériques (EEA, 2020). Cependant, en plus d'être onéreux, ces dispositifs n'offrent qu'une collecte ponctuelle de données, limitant alors l'interprétation de l'exposition de la population aux différents polluants atmosphériques. Dans ce contexte, l'utilisation de la bioindication, c'est-à-dire l'étude des réponses d'organismes vivants aux conditions environnementales, se révèle être un outil pertinent et complémentaire au suivi réalisé par les stations de capteurs en permettant une amélioration de la résolution spatiale. Cette méthode peu coûteuse permet également de considérer l'effet synergique produit par la combinaison de plusieurs polluants (Markert et al., 2003).

La bioindication de la qualité de l'air est majoritairement effectuée en utilisant la diversité et l'abondance des lichens, organismes issus d'une symbiose entre un champignon et une algue (Conti & Cecchetti, 2001). Grâce à leurs caractéristiques physiologiques les rendant particulièrement sensibles à la pollution atmosphérique, les lichens constituent des bioindicateurs adéquats pour intégrer la pollution dans le temps et évaluer la qualité globale d'un environnement. Par ailleurs, chaque espèce lichénique requiert des exigences écologiques spécifiques (par exemple, au niveau de l'ensoleillement ou de sa tolérance à la pollution).

Le plan d'action du *Green Deal*¹, adopté en 2021 par l'UE, définit plusieurs objectifs à atteindre d'ici 2030 dont notamment réduire d'au moins 55 % le nombre de décès prématurés liés à la pollution de l'air ainsi que réduire de 25 % les écosystèmes de l'UE où la pollution atmosphérique menace la biodiversité². Pour y parvenir, un suivi de la qualité de l'air doit être mené principalement en milieu urbain, où l'exposition aux polluants est élevée en raison de la forte densité de population et de la proximité des sources de pollution.

L'adoption d'un protocole européen standardisé a mené à la multiplication des recensements des communautés lichéniques dans différentes grandes agglomérations de l'UE afin d'y évaluer la qualité de l'air. Cette étude vise dès lors à évaluer la plus-value que peut apporter la bioindication dans le suivi de la pollution atmosphérique en milieu urbain. Pour ce faire, un

¹ Ce pacte regroupe un ensemble de mesures politiques à propos de l'énergie, des transports, de l'industrie ou de l'agriculture avec l'ambition d'atteindre la neutralité climatique à l'horizon 2050.

² <https://www.consilium.europa.eu/fr/policies/green-deal/>

échantillonnage a été effectué à Charleroi selon le protocole européen en vue de comprendre la réponse des communautés de lichens aux variables environnementales et anthropiques. Les résultats de bioindication ont été comparés avec les modélisations de concentrations en polluants atmosphériques basées sur les stations de capteurs physico-chimiques.

2. État de l'art

2.1. Pollution atmosphérique

2.1.1. Préoccupation actuelle majeure et historique

Selon l'Organisation mondiale de la santé (OMS), la pollution atmosphérique constitue actuellement le risque environnemental principal pour la santé humaine. En effet, la pollution de l'air extérieur cause 4,2 millions de décès prématurés annuellement à travers le monde, notamment à la suite de maladies respiratoires et cardiovasculaires (OMS, 2022).

Depuis la révolution industrielle, les émissions anthropiques de polluants atmosphériques se sont amplifiées et la zone d'émission s'est étendue géographiquement (Fowler et al., 2020), augmentant ainsi les concentrations de ces composés dans l'atmosphère (EEA, 2022). Les répercussions sanitaires et environnementales de la pollution industrielle ont principalement été observées dans les grandes villes, comme avec l'épisode historique du *Great Smog of London* en 1952, où 12 000 décès ont été enregistrés en seulement cinq jours (Polivka, 2018).

Bien que l'Europe et l'Amérique du Nord aient été les principaux contributeurs des émissions mondiales jusqu'à la fin du xx^e siècle et qu'ils en aient subi les conséquences telles que les pluies acides (Burns et al., 2016 ; Menz & Seip, 2004), l'Asie domine les émissions mondiales depuis les années 2000. Cette augmentation des émissions à travers le monde a transformé la problématique de la qualité de l'air en un enjeu global, dont les conséquences se font désormais ressentir à l'échelle planétaire.

Les préoccupations grandissantes à propos de la santé humaine ont donné lieu à des restrictions en matière d'émissions de polluants. En 1985, le protocole d'Helsinki est adopté par 25 pays signataires (principalement européens) qui s'engagent à réduire leurs émissions de soufre (responsables des précipitations acides) d'au moins 30 % (UNECE, 2023). Deux ans plus tard, le protocole de Montréal est signé par tous les pays membres des Nations Unies dans le but de lutter contre la diminution de la couche d'ozone stratosphérique. À l'échelle mondiale, cette problématique a représenté un principal enjeu environnemental et politique en matière de qualité de l'air. Grâce aux coopérations globales de grande ampleur pour limiter les émissions, la situation est maintenant en voie de rétablissement, à la fois concernant les précipitations acides et l'ozone stratosphérique.

En revanche, il est important de noter que, malgré ces progrès, la quasi-totalité de la population mondiale (99 %) vit dans des régions où les seuils recommandés par l'OMS ne sont pas respectés (OMS, 2022), soulignant ainsi la persistance des défis liés à la pollution de l'air. De plus, près de 90 % des décès prématurés surviennent dans des pays à revenu faible ou intermédiaire, principalement en Asie ou en Afrique. À titre d'exemple, la pollution de l'air

ambient et domestique cause 305 décès pour 100 000 habitants en République Centrafricaine en 2019.

2.1.2. Polluants atmosphériques

Un polluant atmosphérique est une substance émise dans l'atmosphère dont la concentration dépasse les concentrations préindustrielles et qui peut avoir un effet néfaste à court ou à long terme sur l'environnement (Daly & Zannetti, 2007; Manisalidis et al., 2020). La source d'émission peut être anthropique (secteur du transport, de l'énergie, de l'agriculture, etc.) ou naturelle (éruptions volcaniques, feux naturels, etc.). Même si la plupart des polluants sont naturellement présents dans l'atmosphère et que leur concentration a varié au cours du temps, les émissions anthropiques ont considérablement augmenté leur concentration atmosphérique (EEA, 2022).

Diversité des polluants

Les polluants atmosphériques peuvent être classés en deux catégories : les polluants primaires directement émis depuis une source naturelle ou anthropique, et les polluants secondaires formés dans l'atmosphère par réactions chimiques à partir de polluants primaires (Sitaras & Siskos, 2008). Les principaux polluants atmosphériques primaires comprennent des composés minéraux (SO_2 , NO_x , NH_3 , CO , particules fines et *black carbon* noté BC)³ ou organiques (CH_4 , composés organiques volatils non-méthaniques, notés COVNM, dont les hydrocarbures aromatiques polycycliques, notés HAP). Les principaux polluants atmosphériques secondaires sont les particules fines, O_3 , NO_2 et plusieurs composés organiques volatils oxydés. Par exemple, l'ozone troposphérique est formé en présence de rayons solaires, à la suite des émissions de gaz précurseurs, principalement NO_x , COVNM, CO et CH_4 .

Sources de polluants

La contribution des secteurs économiques responsables des émissions anthropiques varie pour chaque polluant (**Figure 1**). Au sein de l'Union Européenne, l'agriculture est responsable de la quasi-totalité des émissions de NH_3 et de plus de la moitié des émissions de CH_4 , à la suite de la digestion des ruminants et la gestion des effluents d'élevage. Près de la moitié des émissions de COVNM et un tiers des émissions de SO_2 respectivement liées à l'usage de solvants et de combustibles fossiles sont causées par le secteur industriel. Le secteur résidentiel, commercial et institutionnel est quant à lui responsable d'environ la moitié des émissions de BC, CO et PM, principalement à la suite des combustions incomplètes. Le transport routier est la source responsable de près de 40 % des émissions de NO_x (combustion fossile) et une part des émissions de BC, CO et PM, notamment par l'usure des routes et des pneus.

³ Les oxydes d'azote, notés NO_x , regroupent le monoxyde d'azote et le dioxyde d'azote. Les particules fines, notées PM pour *particulate matter* en anglais, sont classées selon leur impact potentiel sur la santé publique : les PM_{10} ont un diamètre inférieur à $10 \mu\text{m}$ et sont retenues au niveau des voies aériennes supérieures alors que les $\text{PM}_{2,5}$ ont un diamètre inférieur à $2,5 \mu\text{m}$ et sont capables de pénétrer jusqu'aux alvéoles pulmonaires et passer dans la circulation sanguine (Kim et al., 2015).

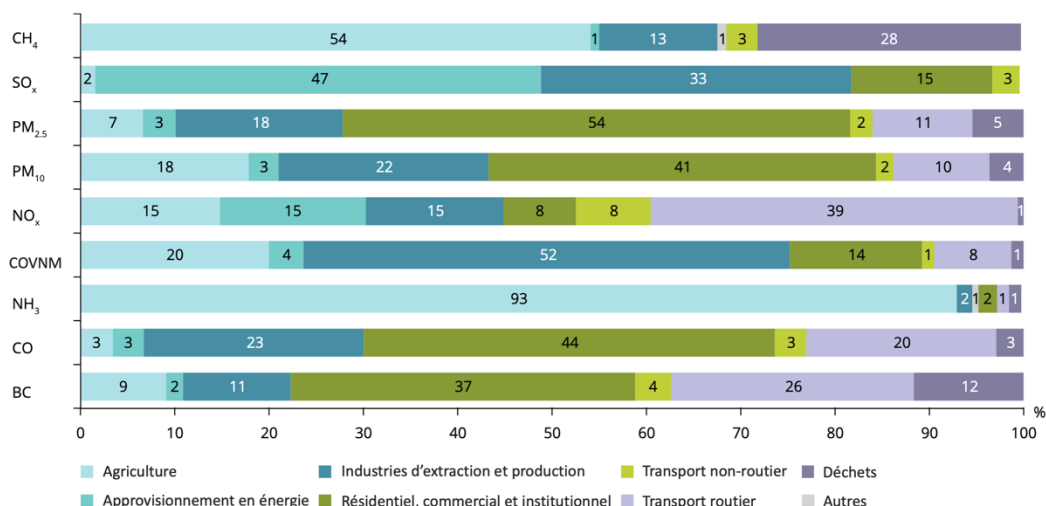


Figure 1. Principaux secteurs sources contribuant aux émissions de méthane (CH₄), oxydes de soufre (SO_x), PM_{2,5}, PM₁₀, oxydes d'azote (NO_x), composés organiques volatils non-méthaniques (COVNM), ammoniac (NH₃), monoxyde de carbone (CO) et *black carbon* (BC) dans l'Union européenne en 2018 (EEA, 2020).

Transport des polluants

Après émission, la concentration d'une substance dépend de la dispersion (transport horizontal ou vertical) et de sa durée de vie au sein de l'atmosphère⁴. Le transport des polluants peut se faire sur des distances allant jusqu'à des milliers de kilomètres, la distance parcourue dépendant des propriétés du polluant (densité, réactivité, etc.) et des paramètres météorologiques (pression atmosphérique, vitesse ou orientation du vent, etc.). Les molécules avec une longue durée de vie pourront être transportées sur des distances plus longues (Figure 2). *In fine*, les polluants retombent à la surface sous forme de dépôts secs (processus d'élimination des polluants par sédimentation) ou humides (processus d'élimination des polluants par précipitation ; Mariraj Mohan, 2016).

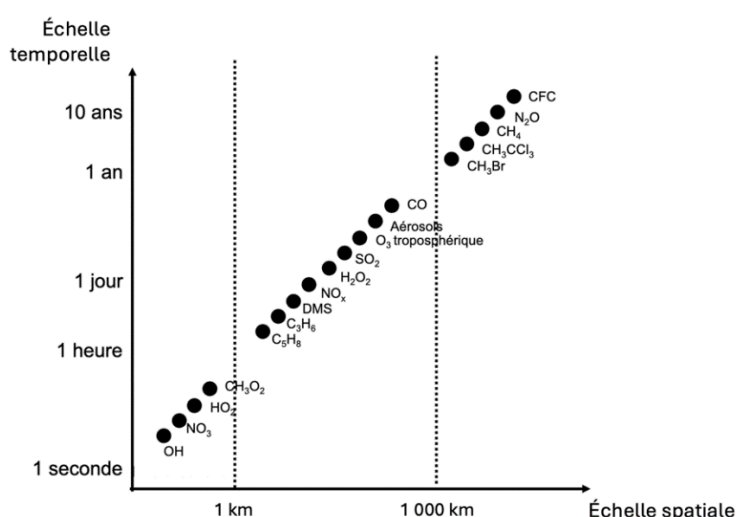


Figure 2. Échelles spatiale et temporelle de la dissémination des polluants atmosphériques (Danlos, 2018).

⁴ <https://omer7a.obs-mip.fr>

Certains processus peuvent concentrer localement les polluants, limitant ainsi leur dispersion. Par exemple, une accumulation critique de polluants peut survenir lorsqu'une inversion de température a lieu dans les masses d'air, créant ainsi une fine couche d'air chaud où s'accumule les polluants, empêchant alors leur dispersion⁵. Dans les grands centres urbains, le phénomène de « street canyons » (**Figure 3**) piège les polluants notamment émis par les véhicules surtout lorsque les bâtiments d'une rue étroite sont hauts, bien que ce processus dépende également de la vitesse et de l'orientation du vent (Nazridoust & Ahmadi, 2006).

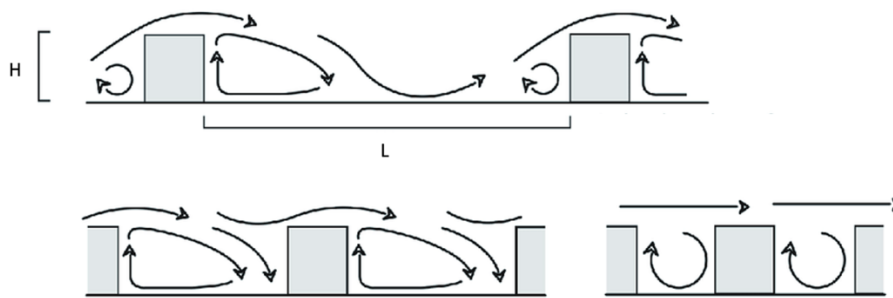


Figure 3. Schéma de la circulation de l'air dans un « street canyon » selon la hauteur des bâtiments et la largeur de la rue lorsque le vent est perpendiculaire à l'axe du canyon (Van Esch, 2015).

2.1.3. Impacts environnementaux et sanitaires

Selon la nature et les propriétés physico-chimiques des différentes substances, les polluants peuvent être regroupés par rapport à leur impact sur l'environnement et la santé. Ils peuvent notamment mener à l'eutrophisation ou l'acidification d'un milieu, accentuer le changement climatique et nuire à la santé humaine.

Eutrophisation

L'eutrophisation des écosystèmes est favorisée par les dépôts d'azote, principalement NH_3 et NO_x . Ce phénomène d'eutrophisation est responsable de la perte de biodiversité dans de nombreux habitats terrestres (Maskell et al., 2010), défavorisant les espèces oligotrophes (préférant les milieux pauvres en nutriment) au profit des espèces eutrophes (Dirnböck et al., 2014). En milieu aquatique, l'eutrophisation se traduit par une prolifération d'algues unicellulaires en raison de la forte disponibilité en azote et en phosphore, éléments limitant de leur développement. Lorsque les algues se décomposent, le milieu s'appauvrit en oxygène, entraînant l'asphyxie des autres organismes et l'effondrement de l'écosystème (Seitzinger & Phillips, 2017).

Acidification

Les NO_x et SO_2 sont les principales substances responsables de l'acidification des écosystèmes. Après émission dans l'atmosphère, celles-ci réagissent avec l'oxygène atmosphérique et l'eau pour former des acides forts comme H_2SO_4 et HNO_3 , qui se déposent à la surface terrestre, notamment par les pluies acides, diminuant alors le pH du sol et des eaux de surface (Shaaban,

⁵ <https://www.irceline.be>

2024). En plus d'augmenter la concentration des ions H^+ , les pluies acides favorisent aussi le lessivage des cations alcalins et alcalino-terreux présents dans le sol, atténuant le pouvoir tampon naturel de celui-ci et renforçant ainsi le processus d'acidification (Warfvinge et al., 1993).

Dans les années 1980, l'acidification était une préoccupation majeure, principalement à cause du secteur industriel. Grâce aux mesures mises en place dans le but de réduire drastiquement les émissions de SO_2 (méthode de désulfuration), la situation tend à s'améliorer actuellement. Par conséquent, les NO_x sont actuellement les principaux composés attribuables au processus d'acidification.

Changement climatique

Certains polluants contribuent de manière significative au renforcement de l'effet de serre (EEA, 2020). Malgré le fait que le CO_2 représente 75 % des émissions de ces gaz (Bellucci et al., 2012), CH_4 , N_2O , O_3 troposphérique et BC sont impliqués dans l'effet de serre (EEA, 2020; Manisalidis et al., 2020). L'effet relatif de ces composés peut se comparer sur base de leur pouvoir de réchauffement global (PRG) en tenant compte notamment de leur durée de vie dans l'atmosphère. Le PRG se définit comme une mesure de la quantité de chaleur qu'un gaz à effet de serre retient dans l'atmosphère sur une période déterminée, par rapport à celle du CO_2 (Daw, 2019). Par exemple, le CH_4 et le N_2O ont un PRG respectivement 21 et 310 fois supérieur à celui du CO_2 sur une période de 100 ans, ce qui en fait des gaz à effet de serre puissants (IPCC, 2007). Ainsi, la présence de ces polluants dans l'atmosphère contribue non seulement à la détérioration de la qualité de l'air, mais également au changement climatique même si leurs émissions sont moins conséquentes par rapport à celles de CO_2 .

Matières particulaires

Les matières particulaires, notées PM, sont constituées de composés de petite taille en phase solide ou liquide en suspension dans l'atmosphère. Ces particules fines sont composées d'un mélange complexe de substances organiques et inorganiques telles que nitrates, sulfates, métaux ou hydrocarbures polycycliques aromatiques (Kim et al., 2015). Les deux catégories les plus utilisées pour classer ces particules sont les PM_{10} (diamètre inférieur à 10 μm) et les $PM_{2,5}$ (diamètre inférieur à 2,5 μm).

Les $PM_{2,5}$ font l'objet d'un enjeu environnemental et sanitaire majeure à l'heure actuelle à cause des composés transportés comme les métaux. En effet, une fois que les métaux retombent à la surface terrestre, ils s'accumulent à tous les niveaux du réseau trophique, entraînant ainsi un risque pour la biodiversité et la santé humaine (Luo et al., 2019). De plus, les particules fines, en raison de leur petit diamètre, sont capables de pénétrer le système respiratoire par inhalation et de provoquer des maladies respiratoires et cardio-vasculaires, affecter le système reproducteur et le système nerveux central ou encore de favoriser le développement de cancers (Manisalidis et al., 2020). La pollution causée par les $PM_{2,5}$ est responsable de 90 % des décès liés à la pollution de l'air dans 43 pays européens entre 1990 et 2019 (Juginović et al., 2021).

D'autres composés peuvent également altérer la santé publique, engendrant une durée de vie réduite et des coûts économiques conséquents à la suite des soins de santé engendrés. La santé des personnes sensibles peut également être affectée lors des jours à faible niveau de pollution. Une exposition à long terme aux polluants atmosphériques peut se traduire par des maladies cardio-vasculaires et respiratoires (comme l'asthme) chroniques ou aiguës selon l'exposition mais aussi des cancers du poumon (Juginović et al., 2021; Manisalidis et al., 2020).

2.1.4. Réglementations sur la qualité de l'air

Dans le but d'atténuer les conséquences environnementales et sanitaires des polluants atmosphériques, des réglementations ont été mises en place afin de limiter leur dispersion dans l'atmosphère. À l'échelle de l'Union européenne, trois directives principales ont permis d'améliorer la qualité de l'air.

Reconnaissance de la problématique

En 1996, une directive (1996/62/CE) élabore des méthodes et des critères communs pour évaluer la qualité de l'air ambiant au sein de l'Union européenne. En effet, trois définitions majeures sont apportées : valeur limite, valeur cible et seuil d'alerte (Conseil de l'Union Européenne, 1996). Il s'agit d'une étape significative dans la réglementation européenne car la directive reconnaît la pollution atmosphérique comme une problématique essentielle.

Encart 2.1. Concentrations à valeur légale (directive européenne de 1996)

La **valeur cible** est un niveau fixé dans le but d'éviter à long terme davantage d'effets nocifs sur la santé humaine et/ou l'environnement. La qualité de l'air correspondant à cette valeur est à atteindre dans la mesure du possible, sans être juridiquement contraignante.

La **valeur limite** correspond à un niveau fixé sur base de connaissances scientifiques, dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine et/ou l'environnement. Cette valeur est à atteindre dans un délai donné et à ne pas dépasser une fois atteint, ce qui constitue une contrainte juridique.

Le **seuil d'alerte** est un niveau au-delà duquel une exposition de courte durée présente un risque pour la santé humaine et à partir duquel les États membres prennent immédiatement des mesures.

Objectifs de concentration atmosphérique

Dans la législation de l'Union européenne, la directive de 2008 (2008/50/CE) définit les objectifs à long terme pour les concentrations de 12 polluants atmosphériques (**Tableau 1**), c'est-à-dire les exigences concernant les valeurs limites et cibles ainsi que les seuils d'alerte (Conseil de l'Union Européenne, 2008). Cette directive marque un tournant majeur car elle impose aux États membres de prendre des mesures concrètes afin d'atteindre les niveaux de qualité de l'air requis.

Indépendamment, l'OMS publie des valeurs indicatives de concentrations pour ces différents composés (**Tableau 1** ; WHO, 2021). Bien que ces valeurs ne soient pas juridiquement contraignantes, elles constituent les recommandations de référence et une base scientifique pour définir un air ambiant sain⁶. Ces lignes directrices correspondent à des concentrations au-dessus desquelles un effet nocif sur la santé est avéré.

La Commission européenne a proposé en 2022 de réviser la directive de 2008 afin de renforcer les valeurs limites de manière à s'aligner davantage aux recommandations de l'OMS⁷. Cette révision s'inscrit dans le plan d'action « zéro pollution » à l'horizon 2050 de l'Union européenne dans le cadre du *Green Deal*. Un accord politique provisoire a été conclu le 20 février 2024 et est en cours d'adoption formelle avant de pouvoir entrer en vigueur. Ensuite, un délai de deux ans après le début de l'entrée en vigueur est octroyé aux États membres afin de transposer la directive dans leur droit national.

Tableau 1. Valeurs limites de la directive de l'Union européenne concernant les 12 polluants et lignes directrices préconisées par l'OMS (Conseil de l'Union Européenne, 2008 ; WHO, 2021)

COMPOSE	PERIODE MOYENNE	VALEUR DE L'OMS (2021)	VALEUR LIMITE DE L'UE	ENTREE EN VIGUEUR
PM _{2,5}	1 an	5 µg/m ³	20 µg/m ³	1/01/2020
PM ₁₀	1 an	15 µg/m ³	40 µg/m ³	1/01/2005
PM ₁₀	24 heures	45 µg/m ³	50 µg/m ³	1/01/2005
SO ₂	24 heures	40 µg/m ³	125 µg/m ³	1/01/2005
NO ₂	1 an	10 µg/m ³	40 µg/m ³	1/01/2010
NO ₂	1 heure	200 µg/m ³	200 µg/m ³	1/01/2010
O ₃	Moyenne du maximum journalier sur 8 h	100 µg/m ³	120 µg/m ³	1/01/2010
CO	Moyenne du maximum journalier sur 8 h	10 µg/m ³	10 µg/m ³	1/01/2005
Pb	1 an	-	0,5 µg/m ³	1/01/2005
C ₆ H ₆	1 an	-	5 µg/m ³	1/01/2010
As	1 an	-	6 ng/m ³	31/12/2012
Cd	1 an	-	5 ng/m ³	31/12/2012
Ni	1 an	-	20 ng/m ³	31/12/2012
HAP ⁸	1 an	-	1 ng/m ³	31/12/2012

⁶ <https://www.irceline.be/fr/documentation/legislation>

⁷ <https://www.consilium.europa.eu/fr/>

⁸ La concentration est exprimée comme une concentration en benzo(a)pyrène dans le cas de la somme des HAP.

Réductions des émissions de polluants

Dans le but de limiter les concentrations des polluants atmosphériques, il est nécessaire de diminuer leurs émissions. Dans ce contexte, la directive européenne de 2016 fixe les réductions d'émissions nationales pour 5 polluants atmosphériques (SO₂, NO_x, COVNM, NH₃ et PM_{2,5}) et propose des moyens pour y parvenir. Cette directive exige la déclaration des émissions de ces substances ainsi que la mise en œuvre de programmes nationaux de lutte contre la pollution atmosphérique (Conseil de l'Union Européenne, 2016). Les engagements de réduction des émissions s'appliquant à la Belgique sont repris dans le **Tableau 2**.

Tableau 2. Objectifs de réduction des émissions de la Belgique dans le cadre de la directive 2016/2284 de l'Union européenne (Conseil de l'Union Européenne, 2016). Les engagements de réduction sont exprimés en pourcentage de réduction par rapport à l'année 2005.

ANNEE	NO _x	COVNM	SO ₂	NH ₃	PM _{2,5}
2020	- 41 %	- 21 %	- 43 %	- 2 %	- 20 %
2030	- 59 %	- 35 %	- 66 %	- 13 %	- 39 %

2.1.5. Évolution de la pollution atmosphérique

Les directives européennes engagent les États membres à inclure ces législations dans leur droit national, ce qui a permis d'améliorer la qualité de l'air. En effet, depuis 1990, les émissions de certains polluants diminuent fortement dans l'Union européenne (**Figure 4**), comme SO₂ et NO_x. À titre d'exemple, les émissions de SO₂ ont chuté de 93% entre 1990 et 2021.

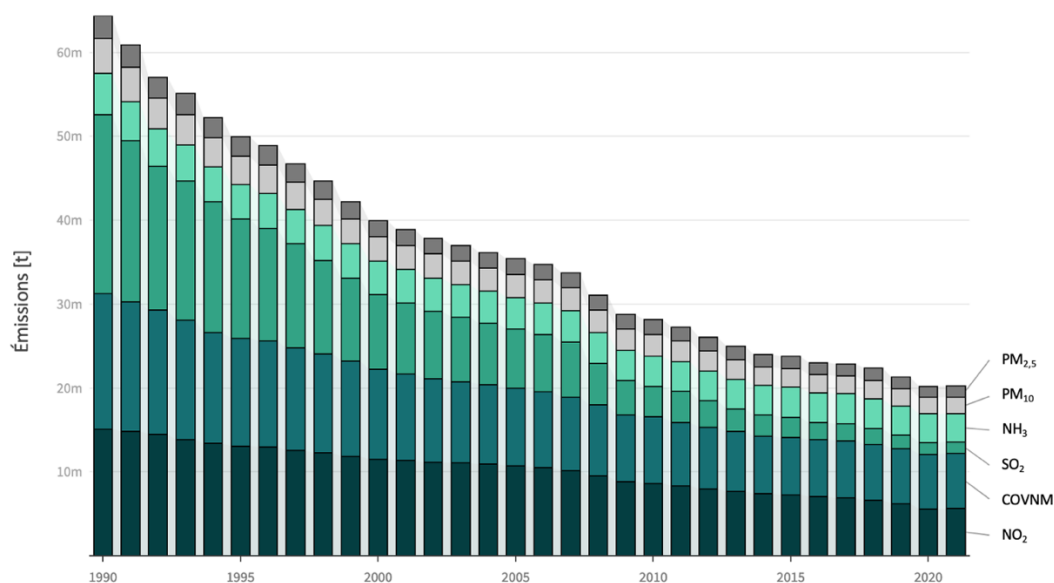


Figure 4. Évolution des émissions de six polluants atmosphériques entre 1990 et 2021 dans l'Union européenne : PM_{2,5}, PM₁₀, NH₃, SO₂, COVNM et NO₂ (European Environment Agency, 2023).

Ces réductions d'émissions se traduisent également par une baisse des concentrations de polluants (**Figure 5**). Une tendance claire à la baisse de la concentration moyenne annuelle en $PM_{2,5}$ entre 2005 et 2019 est visible dans toutes les régions d'Europe, y compris en Belgique. Ce résultat suggère que les mesures de réduction des émissions mises en place depuis les années 1990 sont efficaces pour améliorer la qualité de l'air et réduire l'exposition des populations aux polluants atmosphériques. Cependant, malgré ces progrès encourageants, la Belgique n'atteint pas les recommandations de l'OMS, principalement en Flandre où la concentration annuelle moyenne en $PM_{2,5}$ est supérieur à $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, alors que la valeur fixée par l'OMS est de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

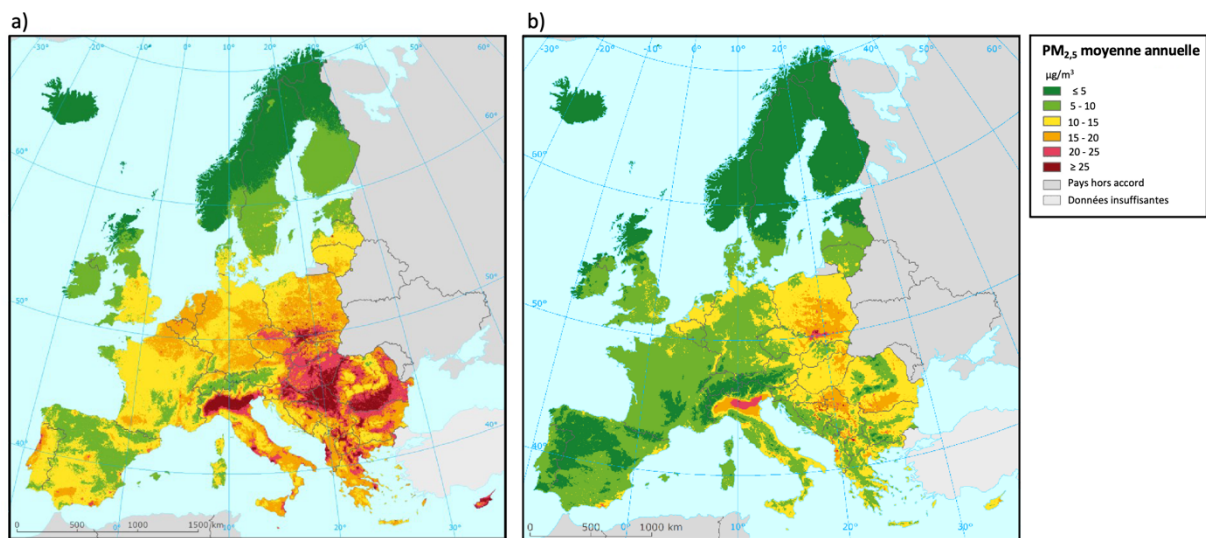


Figure 5. Évolution de la concentration moyenne annuelle en $PM_{2,5}$ en Europe pour (a) l'année 2005 et (b) l'année 2019 (Ortiz et al., 2021)

2.2. Suivi spatio-temporel de la qualité de l'air

Afin de quantifier l'exposition des populations et l'effet des réductions d'émissions, il est essentiel de surveiller en temps réel les niveaux de pollution atmosphérique. Le suivi spatio-temporel de la pollution atmosphérique s'avère alors à la fois crucial et complexe puisqu'un nombre important de polluants est concerné et leurs processus de dispersion sont variés.

2.2.1. Surveillance conventionnelle

Les directives européennes ont permis d'établir un réseau de surveillance constitué de 4 000 stations de suivi à travers l'Union européenne (European Commission, 2023). Ces capteurs sont répartis de manière à fournir des données sur les zones : (1) représentatives de l'exposition de la population générale (c'est-à-dire dans des grosses agglomérations); et (2) où les concentrations auxquelles la population est exposée sont les plus élevées (c'est-à-dire à proximité des sources de pollution).

Les capteurs peuvent mesurer en temps réel les concentrations de manière précise (Idrees & Zheng, 2020; Yi et al., 2015) mais ne donnent lieu qu'à une évaluation ponctuelle du niveau de pollution. Toutes les stations de mesures ne possèdent pas de capteurs pour tous les polluants atmosphériques. Par exemple, en ce qui concerne l'O₃ troposphérique, le nombre de stations est plus dense dans les zones où ce polluant est le plus problématique (**Figure 6**). Le réseau de surveillance européen compte 67 stations de mesures en Belgique, dont 30 en Wallonie (soit une station pour 550 km²). Celles-ci sont principalement implantées en zone urbaine ou industrielle mais également en zone rurale pour évaluer la pollution de fond (EEA, 2020).

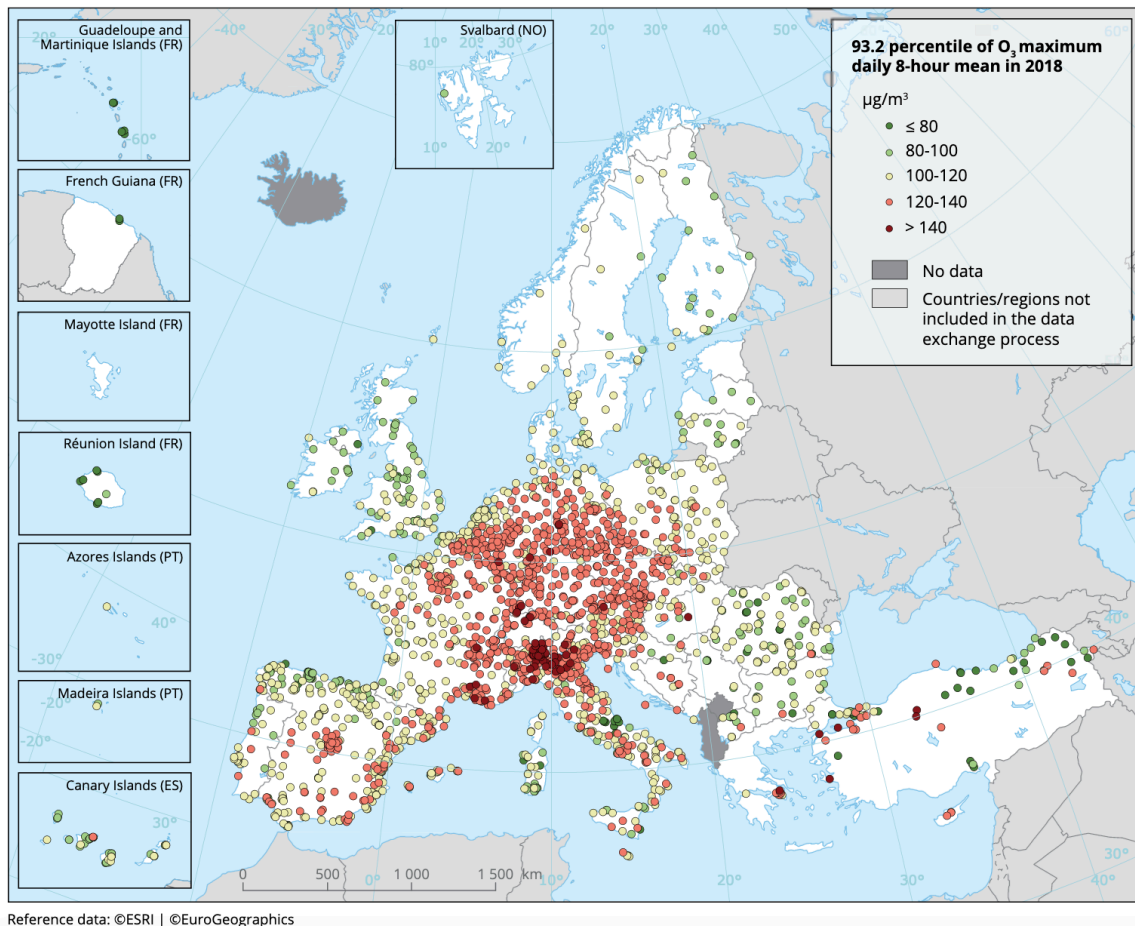


Figure 6. Concentrations en O₃ troposphérique (moyenne du maximum journalier sur 8 heures) en 2018 au sein de l'Union européenne (EEA, 2020)

2.2.2. Outils complémentaires pour la surveillance

La modélisation de la concentration pour un composé sur un territoire est réalisable par interpolation à partir des stations de mesures (**Figure 7**). Une grille de résolution de 1x1 km² pour la majeure partie de l'Europe a été obtenue dans le cas de la modélisation de la concentration moyenne annuelle en PM_{2,5} (Ortiz et al., 2021). La méthode utilisée permet de combiner les données issues des stations rurales et urbaines avec les données satellitaires et d'autres données supplémentaires comme les inventaires spatialisés des émissions, les modèles de transports atmosphériques, l'altitude, la météorologie ou la densité de population. Ces modélisations permettent par exemple d'estimer la part de la population exposée à un

certain niveau de pollution. Dans le cas des PM₁₀, 42 % de la population de l'Union européenne a été exposée en 2018 à des concentrations supérieures aux recommandations de l'OMS.

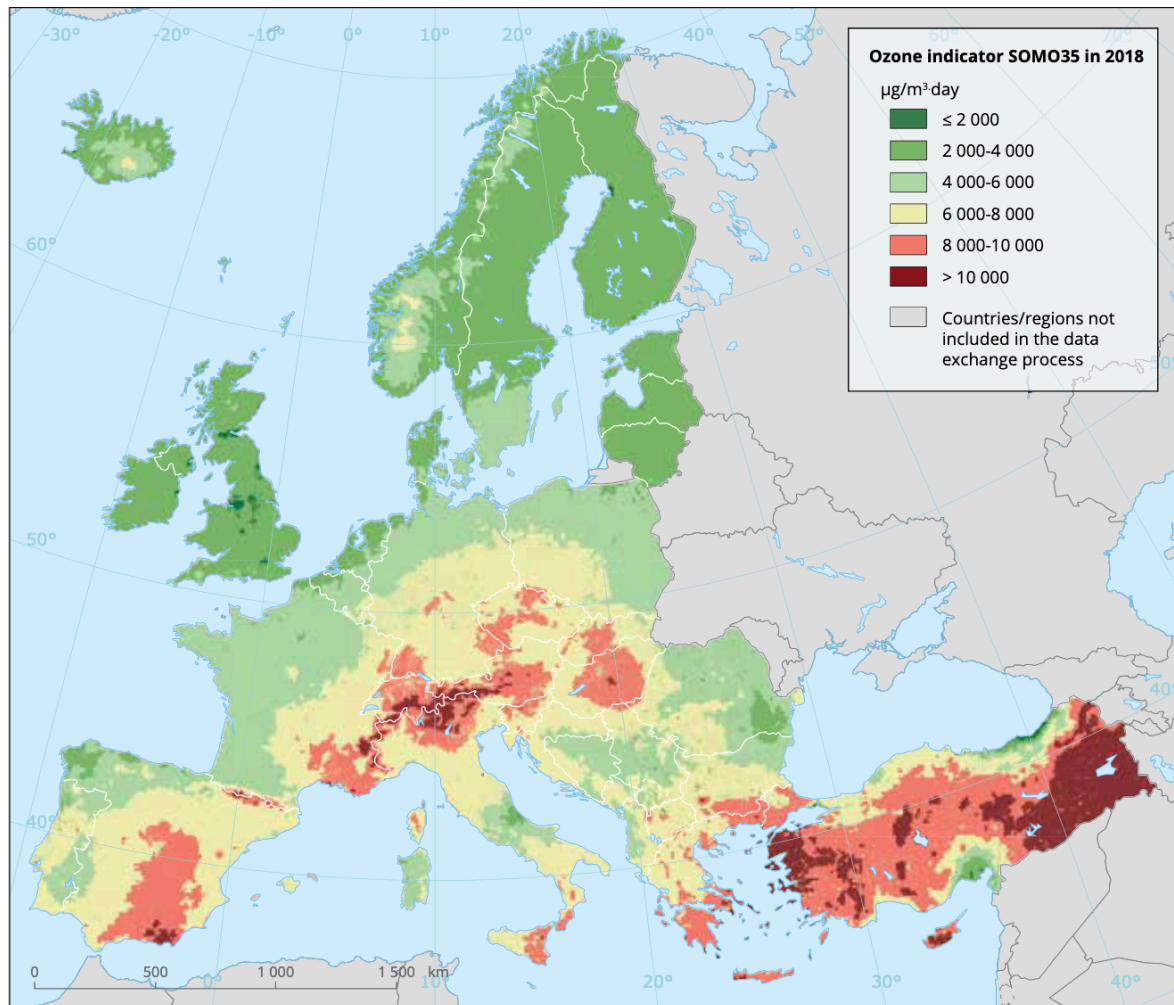


Figure 7. Modélisation de la concentration moyenne journalière en O₃ au sein de l'Union européenne en 2018 (EEA, 2020).

Bien que la modélisation permette de fournir une meilleure résolution, cette méthode, relativement onéreuse (Idrees & Zheng, 2020), nécessite de nombreuses données complémentaires afin de tenir compte de l'hétérogénéité spatiale présente en ville. Ces données, par exemple l'intensité du trafic routier ou la morphologie des bâtiments, ne sont pas toujours disponibles (Yuan et al., 2014). Dans ce contexte, de nouveaux capteurs, à faible coût, sont en développement et pourraient compléter les mesures des stations de capteurs conventionnels. Ces nouvelles technologies permettraient un réseau de surveillance plus dense de manière à saisir les variations spatiales avec une meilleure résolution, plus particulièrement en ville et à proximité des sources de pollution. Cependant, leur mise en œuvre soulève encore des défis contraignants, par exemple le manque de précision ou leur courte durée de vie. Par conséquent, la biosurveillance, qui repose sur l'utilisation d'organismes vivants, se révèle pertinente pour contribuer au suivi spatio-temporel de la pollution de l'air afin de pallier les limites d'un réseau de capteurs.

2.2.3. Biosurveillance

L'évaluation des polluants et de leur influence sur l'environnement peut s'effectuer par observation directe des organismes et des écosystèmes affectés par ces composés. La surveillance biologique, aussi appelée biosurveillance, désigne l'emploi de systèmes biologiques pour évaluer l'état d'un milieu en observant, à travers l'espace et le temps, les changements environnementaux (Cullen, 1990). Cette biosurveillance peut s'effectuer de manière active, *via* l'observation d'organismes introduits volontairement sur le site d'étude, ou de manière passive, en observant les organismes présents spontanément sur le site. Contrairement aux mesures physico-chimiques des capteurs, les données obtenues par biosurveillance sont des informations intégrées dans le temps en considérant divers polluants.

Plusieurs approches différentes existent en biosurveillance, selon le niveau d'organisation biologique utilisé (Markert et al., 2003; Van Gestel & Van Brummelen, 1996) :

- Le **biomarquage** fait référence à l'emploi de toute réponse biologique à une substance chimique environnementale (biomarqueur) au niveau subindividuelle. Cette approche indique donc la réponse biochimique, physiologique, histologique ou morphologique de l'organisme liée à une modification de son environnement ;
- La **bioaccumulation** s'appuie sur les mesures quantitatives des concentrations en contaminants accumulés au sein d'un organisme et issus de son environnement ;
- La **bioindication** fait appel à l'utilisation d'une réponse biologique au niveau d'un individu ou d'une communauté d'individus induite par un stress environnemental.

2.2.4. Bioindication

Caractéristiques d'un bioindicateur

Un bioindicateur est un organisme (ou une communauté d'organismes) dont la présence, l'abondance ou la santé reflète les conditions environnementales de son habitat (Van Gestel & Van Brummelen, 1996). La bioindication au niveau d'une communauté d'individus est basée sur la différence de sensibilité des espèces au stress induit par un polluant. Certaines espèces présentent en effet une tolérance à certains polluants, tandis que d'autres espèces possèdent une sensibilité exacerbée à ces mêmes polluants (Falla et al., 2000). De ce fait, à la suite d'une exposition prolongée à un polluant, certaines espèces pourraient disparaître ou apparaître dans l'écosystème étudié à cause de cette différence de sensibilité.

De nombreux organismes peuvent être étudiés en tant que bioindicateurs mais le choix final du bioindicateur est porté sur l'organisme qui répond préférentiellement aux critères suivants (Carignan & Villard, 2002) :

- Fournir une alerte précoce aux perturbations environnementales ;
- Permettre une évaluation continue sur une large gamme et une grande intensité de stress environnementaux ;

- Introduire une réponse spécifique et sensible (certaines espèces disparaissent au-delà d'un seuil de pollution) ;
- Présenter une large aire de répartition mais une faible mobilité pour mieux refléter les conditions locales ;
- Fournir une réponse peu onéreuse et facilement observable.

Espèces bioindicatrices pour l'évaluation de la qualité de l'air

Dans le cas du suivi de la qualité de l'air, le choix se porte généralement sur les végétaux pour différentes raisons, à savoir : (1) une large distribution géographique ; (2) leur sédentarité ; (3) la facilité d'observation pour l'interprétation des impacts des polluants ; et (4) leur sensibilité différente selon le type de polluants et la période de croissance (Falla et al., 2000). L'impact sur les plantes peut se remarquer de différentes façons car les perturbations physiologiques observables sont différentes selon l'espèce étudiée et les propriétés physico-chimiques des polluants. Par exemple, les plants de tabac (*Nicotiana tabacum*) sont souvent utilisés en bioindication active pour mettre en évidence la présence d'une pollution à l'O₃ grâce à l'apparition de nécroses foliaires. De multiples espèces d'arbres servent de bioindicateurs passifs, par exemple pour souligner l'impact d'une pollution au SO₂, comme le pin sylvestre, l'épicéa ou encore le chêne (Falla et al., 2000).

Par ailleurs, les mousses constituent également des bioindicateurs de la qualité de l'air étant donné que l'absence de racine rend l'impact des polluants directement attribuable aux dépôts atmosphériques, contrairement aux plantes supérieures qui peuvent aussi être impactées par la pollution du sol. Les lichens constituent l'un des groupes les plus couramment utilisés car ils sont particulièrement sensibles aux changements de leur environnement en raison de leurs caractéristiques morphologiques, écologiques et physiologiques (Giordani et al., 2002; Nimis et al., 2002).

Avantages et limites de la bioindication

La bioindication permet de tenir compte d'un potentiel effet synergique entre divers polluants permettant ainsi d'évaluer indirectement des polluants qui ne sont pas mesurés (Markert et al., 2003). Généralement, la bioindication constitue une approche rapide, intégrée dans le temps et à faible coût afin d'évaluer l'état global d'un environnement (Cullen, 1990). De plus, dans le cas du suivi de la qualité de l'air, la densité d'échantillonnage est bien plus importante par bioindication qu'avec des stations de mesures conventionnelles, réduisant ainsi l'incertitude associée aux modèles d'extrapolation des concentrations de polluants (Nimis et al., 2002).

Cependant, cette approche présente certaines limites d'utilisation. En effet, des facteurs abiotiques non liés à la pollution, comme l'altitude ou la luminosité, et des facteurs biotiques, tels que la compétition ou le parasitisme, peuvent influencer un bioindicateur sans lien avec l'impact anthropique concerné par l'évaluation, entraînant ainsi des erreurs d'interprétation

(Markert et al., 2003). Aussi, l'état de la population d'un organisme, lié à une niche écologique particulière, ne reflète pas nécessairement l'état de l'ensemble de l'écosystème (Block et al., 1987 ; Rapport, 1990). Ainsi, l'utilisation d'une espèce unique peut être un indicateur fiable seulement dans des conditions écologiques spécifiques.

De plus, le choix du bioindicateur doit tenir compte de l'échelle spatiale étudiée car sa réponse pourrait être influencée par des échelles différentes de perturbations. Par exemple, certains organismes peu mobiles comme les mousses ou les diatomées sont généralement affectés par des perturbations plus locales comme une pollution ponctuelle que des animaux à grand domaine vital (Carignan & Villard, 2002 ; Smucker & Vis, 2011). Par conséquent, le bioindicateur sera sélectionné selon le milieu et l'échelle spatiale étudiés mais ce choix sera limité par la disponibilité des espèces indicatrices appropriées. Une dernière limite non négligeable concerne l'apprentissage requis pour la reconnaissance des espèces utilisées en tant que bioindicateurs (Falla et al., 2000). L'implication de citoyens dans la récolte de données (c'est-à-dire les sciences participatives) est dès lors plus compliquée mais cette limitation peut être contournée au moyen d'un protocole d'identification adapté (Counoy et al., 2023).

2.3. Biologie et écologie des lichens

2.3.1. Les lichens : une association symbiotique

Organismes formant la symbiose

Un lichen est une association symbiotique écologiquement obligatoire et autosuffisante entre un champignon (le « mycobionte », généralement un ascomycète) et une ou plusieurs algues vertes et/ou cyanobactéries, les « photobiontes » (Nash III, 2008). Cette symbiose donne lieu à une structure végétative stable, appelée « thalle », où les cellules algales sont confinées à l'intérieur des tissus du mycobionte. L'association lichénique est majoritairement constituée par le mycobionte, qui représente dans la plupart des cas plus de 80 % de la biomasse du thalle. Dès lors, l'association est souvent désignée sous le terme de « champignon lichénisé ».

Le mycobionte est un biotrophe obligatoire, ce qui signifie qu'il ne peut pas vivre indépendamment de l'association lichénique, contrairement au photobionte qui en est souvent capable. Ainsi, le nom de l'association symbiotique est donné par le champignon. Dans la plupart des cas, le photobionte est une algue verte (85 % des espèces de lichens) ou plus rarement une cyanobactérie (10 % des espèces) et dans les autres cas, les deux simultanément (Honegger, 2003).

Diversité lichénique

Près de 40 genres d'algues et de cyanobactéries ont été identifiés comme photobiontes chez les lichens mais trois d'entre eux sont plus fréquents, il s'agit de *Trebouxia*, *Trentepohlia* et *Nostoc* (Nash III, 2008). Les genres *Trebouxia* et *Trentepohlia* sont des algues vertes de nature eucaryote tandis que le genre *Nostoc* appartient aux cyanobactéries. Entre 18 000 et 19 000

espèces de lichens ont été recensées dans le monde (Sipman & Aptroot, 2001 ; Tassilo & Hawksworth, 2007), ce qui constitue environ 20 % de la biodiversité fongique connue (Honegger, 2003). Cette diversité spécifique est probablement sous-estimée car les espèces en milieu tropical sont actuellement encore mal connues. En Belgique, 930 espèces ont été recensées à l'heure actuelle (Sérusiaux et al., 2004).

Échanges dans la symbiose

Les lichens sont généralement reconnus comme un cas classique de mutualisme, où chaque partenaire tire profit de l'association (Honegger, 2003). En effet, la symbiose lichénique repose sur les capacités complémentaires du photobionte autotrophe et du mycobionte hétérotrophe. La photosynthèse réalisée par l'algue fournit la matière carbonée au champignon. En échange, le photobionte bénéficie de l'eau récupérée par le mycobionte à la surface du thalle et issue de l'air ambiant. L'apport en micro- et macronutriments (sels minéraux) ainsi qu'en vitamines est permis par l'eau et est essentiel au développement du photobionte. Le partenaire fongique assure également la fixation sur le substrat et la protection (Van Haluwyn et al., 2013).

Morphologie du thalle

Bien qu'il existe une grande diversité de morphologies de thalles, trois catégories principales se distinguent (**Figure 8**) :

- Les lichens crustacés ont l'apparence d'une fine croûte et se développent sur ou dans le substrat. Ils y adhèrent si bien qu'il est difficile de les séparer.
- Les lichens foliacés ressemblent davantage à de minuscules feuilles lobées, fixées au substrat par un ou plusieurs points d'attache grâce aux rhizines.
- Les lichens fruticuleux se développent sur le substrat par un point unique et forment des tiges ramifiées, présentant un aspect de petit arbuste pendant ou dressé.



Figure 8. Trois principaux types de thalle : crustacé⁹ (a), foliacé (b) et fruticuleux (c).

⁹ <http://www.freenatureimages.eu/>

2.3.2. Croissance et reproduction

Croissance

La croissance des lichens est remarquablement lente, allant de quelques micromètres à quelques centimètres par an (Armstrong & Bradwell, 2011 ; 2010). Le thalle se développe jusqu'à sa maturité par extension radiale selon les conditions environnementales. Les lichens possèdent la capacité de suspendre leur métabolisme lorsqu'ils manquent d'humidité et de reprendre leur développement après la période d'assèchement (capacité de reviviscence). Cette faculté leur confère également une longévité exceptionnelle, de l'ordre de plusieurs siècles pour de nombreuses espèces. *Rhizocarpon geographicum*, espèce connue pour sa longévité considérable en particulier dans les environnements arctiques et alpins, est exploitée afin d'estimer la période d'exposition des roches depuis le recul des glaciers (Armstrong, 2011).

Reproduction

Le processus de reproduction est complexe chez les lichens en raison de la multiplicité de partenaires impliqués dans la symbiose. Dans certains cas, les lichens ont développé des moyens pour disperser les symbiotes fongiques et algaux ensemble (Armstrong & Bradwell, 2011). Si ce n'est pas le cas, les deux partenaires devront nécessairement se rencontrer à nouveau afin de former un nouveau lichen. Ce résultat peut être obtenu par voie sexuée ou asexuée.

La reproduction sexuée est exclusive au mycobionte et est réalisée par la production de spores qui sont libérées à travers différentes structures de reproduction souvent présentes à la surface du thalle. Les spores seront dispersées et germeront si elles se trouvent sur un substrat approprié afin d'y intégrer un partenaire algal (multiplié par reproduction asexuée). Les structures de reproduction sexuée les plus courantes sont les apothécies (**Figure 9**). D'autres structures existent mais sont moins fréquentes, comme les périthèces ou les calices.

Dans le processus de reproduction asexuée des lichens, des fragments contenant à la fois les symbiotes fongiques et algaux sont disséminés. Pour ce faire, la reproduction peut avoir lieu, selon l'espèce concernée, sous forme de deux procédés distincts, à savoir à travers les sorédies ou les isidies (**Figure 9**). Les sorédies sont des amas de cellules (algues entourées d'hyphes) libérés par les soralies, c'est-à-dire des fissures du cortex supérieur (couche externe constituée d'un réseau serré d'hyphes fongiques). Les isidies sont des protubérances formées à la surface du thalle qui s'en détachent par abrasion. Elles contiennent également des cellules d'algues et des hyphes fongiques.

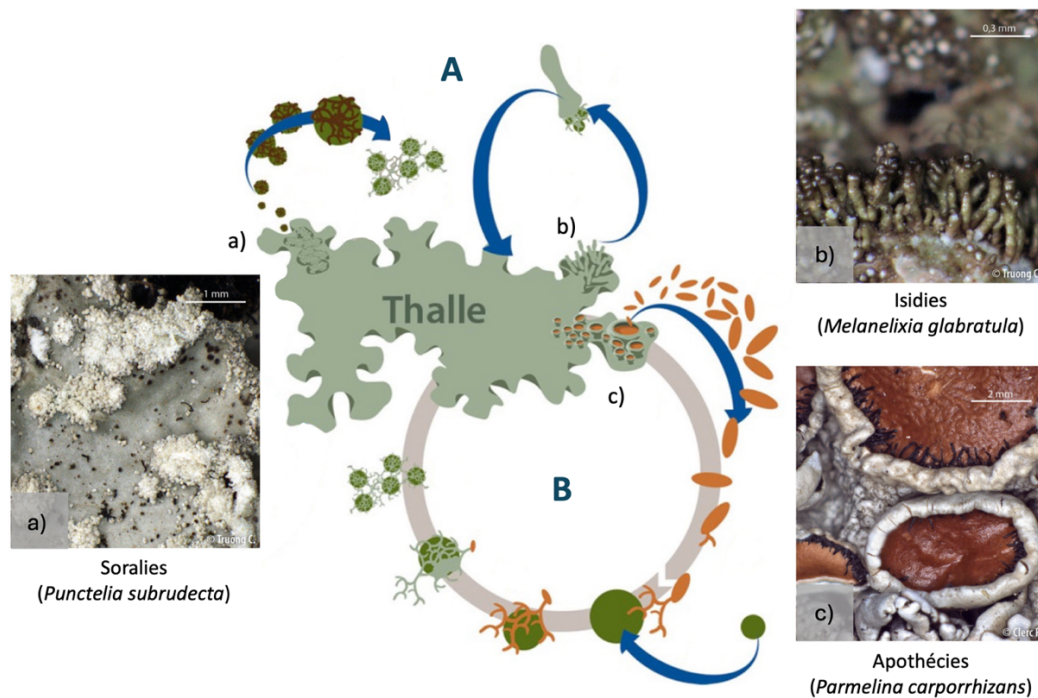


Figure 9. Cycle de reproduction chez les lichens¹⁰ : voies de reproduction asexuée (A) et sexuée (B) avec les principales structures de reproduction : soralies libérées par les soralies (a), isidies détachées par abrasion (b) et spores produites dans les apothécies (c) nécessitant une rencontre avec un partenaire photosynthétique.

2.3.3. Écologie

Les lichens sont capables de se développer dans des milieux variés, même les plus extrêmes. Par ailleurs, ils colonisent également des régions vierges en initiant la formation d'écosystèmes plus complexes et sont donc considérés comme espèces pionnières essentielles dans la dynamique écologique des écosystèmes. Même si leur large distribution à travers le monde souligne ainsi la variété de niches écologiques occupées, la répartition géographique des espèces de lichens est limitée par les conditions environnementales spécifiques, résultant de facteurs biotiques et abiotiques particuliers. Les exigences écologiques d'une espèce doivent être respectées pour qu'elle puisse se développer.

Nature du substrat

Les lichens se développent sur de nombreux substrats organiques (lichens épiphytes) comme les écorces (lichens corticoles), le bois (lichens lignicoles), les feuilles (lichens foliicoles), les mousses (lichens muscicoles) ou même d'autres lichens (espèces lichénicoles) mais également sur des substrats minéraux comme les roches (lichens saxicoles), les substrats artificiels, *etc.* Le substrat détermine en grande partie le pH du milieu et la disponibilité de certains éléments nutritifs, qui sont rendus accessibles par dissolution lors de son altération. La préférence pour un type de substrat peut considérablement varier selon l'espèce concernée. Par exemple, l'essence de l'arbre affecte la composition des ruissellements le long du tronc, jouant ainsi un rôle majeur dans le développement de la flore lichénique (Spier et al., 2010).

¹⁰ Photographies et schéma en partie issus de <https://www.patrimoine-vert-geneve.ch/>

Variables écologiques

Au-delà de l'influence du substrat, la répartition des espèces lichéniques dépend aussi des variables climatiques telles que l'ensoleillement, l'humidité, la température, l'exposition au vent, de la pluie, *etc.* Par conséquent, la composition des communautés lichéniques évolue en fonction de la latitude et de l'altitude, en suivant les conditions climatiques.

Enfin, des facteurs biotiques peuvent également jouer un rôle dans la répartition des lichens à la suite de changements microclimatiques provoqués par des interactions avec d'autres organismes vivants (espèces lichéniques ou autres), comme la compétition, la prédation ou les modifications du milieu. Par ailleurs, les activités humaines, en particulier la pollution atmosphérique, altèrent les conditions environnementales en modifiant la disponibilité de certains éléments, favorisant ainsi certaines espèces au détriment d'autres.

2.3.4. Bioindicateurs de la qualité de l'air

Sensibilité à la pollution

Les lichens sont des organismes particulièrement sensibles aux composés présents dans l'atmosphère car l'absence de cuticule, de stomate et de système vasculaire les rend incapables de réguler les échanges gazeux avec l'atmosphère (Falla et al., 2000 ; Van der Wat & Forbes, 2015). Étant donné que les lichens ne possèdent pas de racine, leur nutrition se réalise depuis l'atmosphère, ce qui les expose directement aux polluants atmosphériques (Hawksworth, 1970). Les espaces intracellulaires au sein de la médulle (réseau d'hyphes moins dense où l'algue est abritée) piègent les polluants comme les métaux. Par conséquent, ils sont d'excellents bioindicateurs de la qualité de l'air car certaines espèces présentent une sensibilité exacerbée alors que d'autres possèdent une forte résistance. De plus, leur longévité permet une mesure intégrée dans le temps de la pollution.

Il existe des listes d'espèces classées selon la sensibilité à un type de pollution, comme les composés eutrophisants (Wolseley et al., 2010), les composés acidifiants (Gombert, 1999; Hawksworth & Rose, 1970), les métaux (Agnan et al., 2017), *etc.* D'autres bases de données mettent à disposition un score pour chaque espèce de lichen selon son affinité pour diverses conditions environnementales, telles que l'alcalinité, l'aridité, la lumière et l'eutrophisation (Martellos et al., 2023). Cette sensibilité spécifique d'une espèce par rapport aux conditions environnementales permet de regrouper les espèces par cortèges, c'est-à-dire des associations d'espèces souvent observées ensemble en partageant un habitat puisqu'elles requièrent les mêmes conditions écologiques. La lichénosociologie est une discipline de l'écologie qui étudie la composition et la dynamique des communautés de lichens (Van Haluwyn et al., 2013). Une alliance désigne une communauté de lichens partageant la même écologie et à laquelle une distribution géographique peut être associée.

Limites de la bioindication par les lichens

Bien que les lichens soient de bons candidats pour la bioindication en offrant une méthode avantageuse, certaines limitations doivent être considérées. Tout d'abord, la bioindication ne fournit pas de distinctions particulières entre la pollution de fond et la pollution de proximité. De la même manière, les lichens ne réagissent pas spécifiquement à un contaminant particulier, mais plutôt à l'effet toxique global d'un mélange de contaminants (Conti & Cecchetti, 2001). La capacité de prédiction des effets de l'activité humaine sur un écosystème entier reste dès lors limitée car la réponse biologique est non linéaire et discontinue dans l'espace et dans le temps. La vitesse de (re)colonisation d'un milieu par une espèce dépend de différents facteurs indépendants du niveau de pollution, par exemple la vitesse de croissance de l'espèce, ce qui souligne l'utilisation délicate que peuvent apporter les échelles de bioindication. De plus, la résolution spatiale doit être en adéquation avec les objectifs de l'étude et constitue une condition requise à l'exploitation des données. Par conséquent, à l'échelle régionale ou nationale, l'étude peut exiger une collection importante de données.

Méthodes de bioindication

Afin que la biosurveillance soit intégrée efficacement dans la gestion de la qualité de l'air, il est nécessaire de mettre en place des procédures standardisées qui permettent une évaluation de la pollution de l'air de manière généralisée. Depuis 1970, différents protocoles de bioindication ont été proposés pour évaluer la pollution atmosphérique grâce aux lichens corticoles. Ces méthodes sont généralement regroupées en deux catégories : les approches qualitatives et les approches quantitatives.

Les méthodes qualitatives sont utilisées pour déterminer le degré de contamination grâce à une échelle de correspondance qui associe les espèces de lichens à des niveaux de pollution spécifiques. Certaines échelles qualitatives se basent sur des espèces sensibles à un type de polluant, comme le SO₂ (Hawksworth & Rose, 1970). Au contraire, d'autres échelles envisagent plutôt une approche multi-polluant, indiquant alors la qualité de l'air globale, par exemple la méthode Van Haluwyn et Lerond (1993).

Les méthodes quantitatives se basent sur des indices de pollution en tenant compte généralement à la fois de la diversité spécifique et du recouvrement des espèces présentes sur le site étudié. Certaines méthodes considèrent seulement une sélection d'espèces réagissant à un polluant particulier (Wolseley et al., 2010) tandis que d'autres méthodes, plus généralistes prennent en compte l'ensemble des espèces présentes, par exemple la *lichen diversity value* (LDV ; Asta et al., 2002).

La diversité des méthodes de bioindication a complexifié la comparaison entre études, ce qui a mené à retenir une approche en tant que méthode de référence pour réaliser la bioindication lichénique. En effet, à l'échelle européenne, la norme prEN 16413 propose une méthode fiable et répétable, basée sur un protocole d'échantillonnage standardisé permettant d'évaluer la qualité de l'air par bioindication grâce à l'étude de la diversité des lichens corticoles (Asta et al., 2002 ; CEN, 2012).

3. Objectifs et démarche

La pollution de l'air, devenue un enjeu mondial majeur en milieu urbain, présente des risques sanitaires et environnementaux importants. Afin de limiter les conséquences néfastes, un suivi de la pollution doit être mené principalement dans les zones où l'exposition est élevée, c'est-à-dire à forte population et proche des sources de pollution. Un tel réseau de suivi permet ensuite de viser les cibles prioritaires pour améliorer la qualité de l'air. La bioindication se révèle être une méthode pertinente et complémentaire aux méthodes de suivi conventionnelles par stations de capteurs, surtout en milieu urbain. Grâce à leurs caractéristiques physiologiques, les lichens constituent des bioindicateurs adéquats pour intégrer la pollution dans le temps, contribuant ainsi à l'évaluation de la qualité de l'air.

À l'échelle communale, la biosurveillance pourrait offrir une réponse multi-polluants tout en permettant une meilleure résolution et à plus faible coût qu'une mesure des concentrations en polluants. En effet, de nombreux capteurs seraient nécessaires pour saisir l'hétérogénéité spatiale présente en ville. Ainsi, l'objectif de ce mémoire consiste à répondre à la question de recherche suivante :

Comment la bioindication par les lichens peut contribuer à une meilleure évaluation de la qualité de l'air en milieu urbain ?

Pour répondre à cette question, la diversité et l'abondance des lichens épiphytes ont été évaluées, selon le protocole standard européen, sur 20 sites distribués de façon homogène au sein du territoire communal de Charleroi. Les espèces de lichens, présents sur les grilles disposées sur les 4 faces du tronc, sont identifiées sur 4 arbres pour chaque site (Figure 10). En faisant le lien entre les communautés de lichens observées et leur sensibilité aux polluants atmosphériques, les résultats ont permis d'évaluer spatialement la distribution de la qualité de l'air. Dans un second temps, les résultats de bioindication lichénique ont été confrontés aux modélisations de concentrations des polluants atmosphériques (mesurées par les capteurs placés par la Région wallonne dans la ville de Charleroi) afin de déterminer la plus-value de la bioindication dans ce type de contexte.

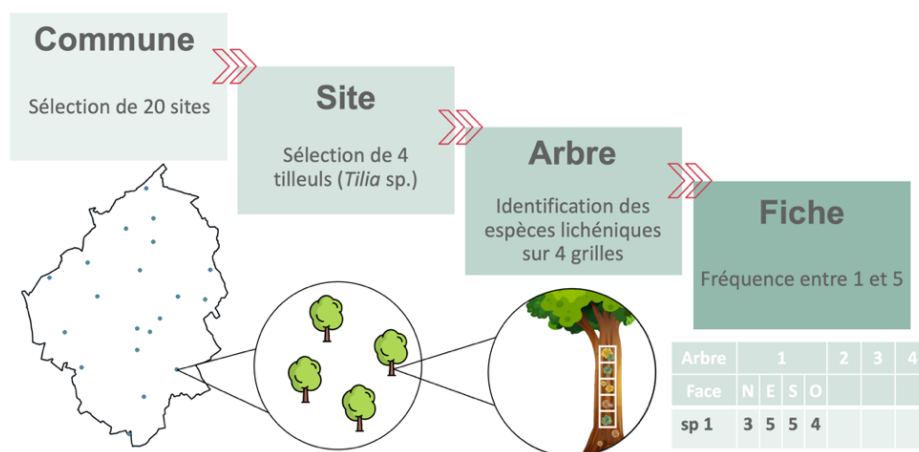


Figure 10. Processus d'échantillonnage lors de la campagne de terrain.

4. Matériels et méthodes

4.1. Sites d'études

4.1.1. Contexte géographique, climatique et historique

La zone d'étude est située sur la commune de Charleroi, localisée dans la partie la plus à l'est de la province de Hainaut (**Figure 11**). Le climat y est tempéré océanique, avec des hivers doux et pluvieux et des étés frais et humides. La température moyenne annuelle est de 10,5 °C, les précipitations moyennes annuelles sont de 870 mm et les vents dominants viennent du sud-ouest (L'Institut royal météorologique, 2023). Le relief de Charleroi est influencé par la vallée de la Sambre, qui coule d'ouest en est. L'altitude des sites étudiés varie entre 109 et 214 m, ce qui est représentatif des variations d'altitude sur l'ensemble de la commune. Certains terrils, collines artificielles construites par accumulation de résidus miniers, dépassent 200 m d'altitude. L'agglomération est bordée au sud par les Bois du Prince et de la Ferrée, un massif forestier de 486 ha. Par ailleurs, de nombreux parcs sont répartis sur le territoire communal dont les deux plus grands sont le domaine du Bois-Lombut au nord de la commune ainsi que le parc Nelson Mandela à l'ouest.

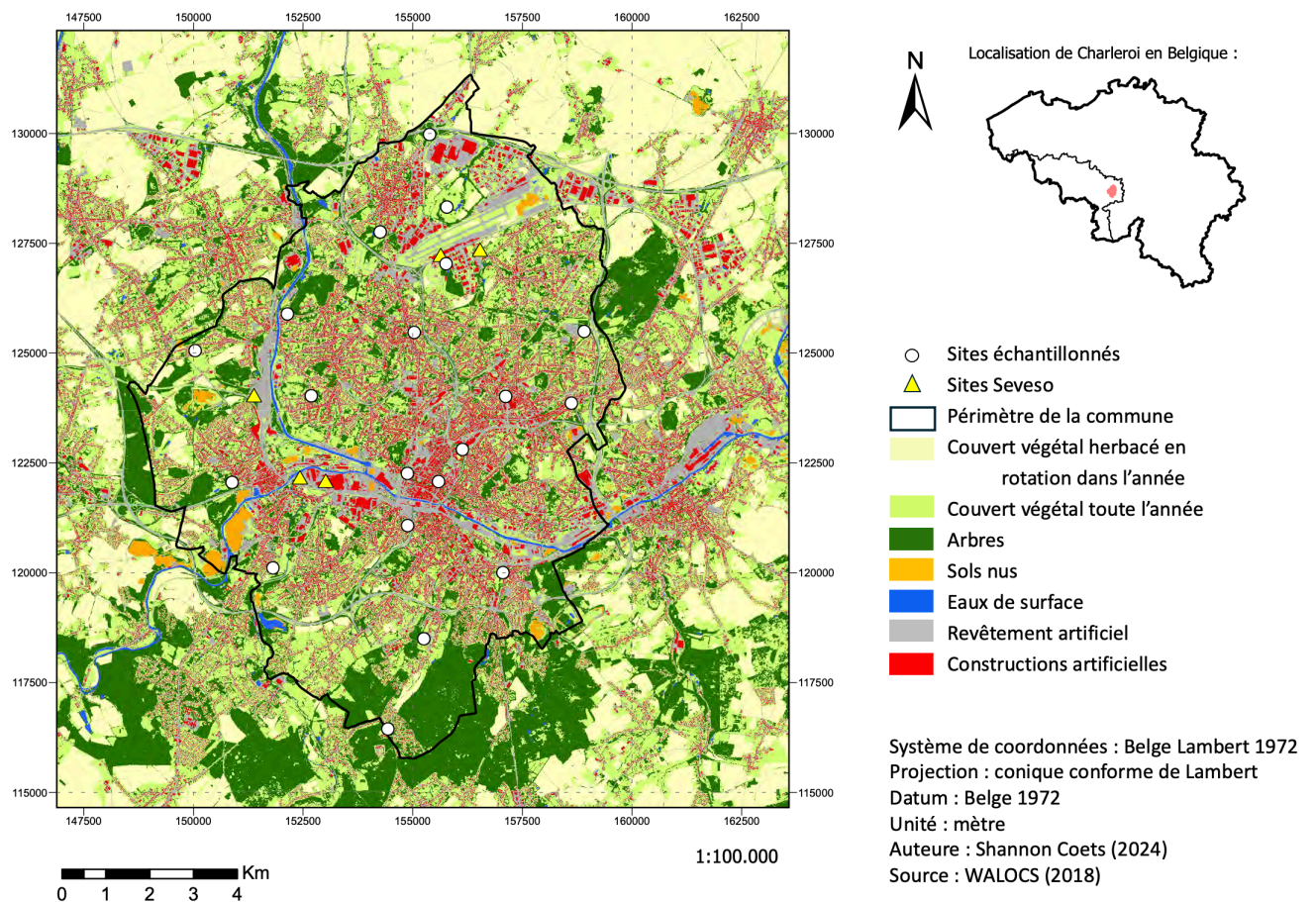


Figure 11. Contexte géographique de la commune de Charleroi et répartition spatiale des sites échantillonnés.

La commune de Charleroi est la plus peuplée de la Région wallonne, avec 205 185 habitants recensés au 1^{er} janvier 2024 (Service public fédéral intérieur, 2024). La densité est proche de 2 000 habitants/km² (IWEPS, 2023), ce qui en fait la 3^e commune wallonne la plus densément peuplée. Charleroi est desservie par plusieurs grands axes routiers, comme l'autoroute E42 au nord, la grande ceinture périphérique R3 et le R9 autour du centre-ville (**Figure 12**). Un aéroport est également implanté à Gosselies, dans le nord de Charleroi, accueillant plus de 8 millions de passagers en 2019¹¹. Le canal Charleroi-Bruxelles permet de transporter près d'un million de tonnes de marchandises dans chaque sens par an, principalement des produits métallurgiques, des minéraux et des matériaux de construction (SPW mobilité, 2021).

Durant la révolution industrielle, Charleroi est devenue un important pôle économique de la Belgique, notamment par l'exploitation minière et la métallurgie. Les établissements industriels se sont alors principalement développés le long des axes fluviaux de la Sambre et du canal Charleroi-Bruxelles, à l'ouest de la ville. Les sites industriels à risque et à fort potentiel de pollution, également appelés sites « Seveso », sont soumis à des législations spécifiques, principalement dans un but de prévention des risques (SPW, 2021). Deux catégories de sites (seuil haut ou bas) sont définies selon les quantités et les types de substances dangereuses qui y sont utilisées ou stockées. Sur les 107 sites Seveso en activité en Wallonie, cinq sont situés sur la commune de Charleroi, dont deux sites « seuil haut » localisés le long de la Sambre (**Figure 11**), et 20 autres sont situés dans un périmètre de 16 km autour des limites communales (SPW, 2023).

4.1.2. Sites échantillonnés

Le cadre méthodologique adopté dans cette étude s'appuie sur le protocole d'échantillonnage standardisé proposé par la norme européenne prEN 16413 dans le but d'évaluer la qualité de l'air par biosurveillance grâce à l'étude de la diversité des lichens épiphytes (Asta et al., 2002 ; CEN, 2012). Pour qu'un site soit considéré comme standard, il doit contenir au moins quatre arbres en milieu ouvert qui présentent des conditions environnementales similaires. Par conséquent, un arbre échantillonné doit se trouver préférentiellement à moins de 30 m par rapport à un des autres arbres considérés et la surface du tronc doit être la plus standard possible.

Pour ce faire, l'arbre doit répondre à une série de critères : (i) la circonférence du tronc à 1,3 m doit être supérieure à 50 cm et idéalement inférieure à 250 cm ; (ii) l'inclinaison du tronc doit être inférieure à 20° ; (iii) les branches sont au moins à 2 m de hauteur ; (iv) les zones inadaptées au relevé (nœuds, déformations, dommages sur l'écorce, autres épiphytes ou plantes grimpantes) représentent moins de 20 % de la surface échantillonnée. Ces restrictions visent à sélectionner les arbres ayant des conditions environnementales similaires (telles que l'ensoleillement par exemple) et dont la surface du tronc n'empêche pas la croissance des lichens.

¹¹ <https://www.brussels-charleroi-airport.com/fr/statistiques-et-chiffres-cles>

L'âge de l'arbre peut affecter la composition des communautés et l'abondance des espèces présentes, les très jeunes arbres étant souvent moins colonisés. En effet, leurs écorces offrent trop peu d'aspérités pour que de nombreuses spores de lichens s'y déposent et étant donné la vitesse de croissance variable, les lichens n'ont pas le temps de se développer (Armstrong & Bradwell, 2010, 2011). Par conséquent, la circonférence des troncs à 1,3 m du sol doit être supérieure à 50 cm pour qu'un arbre soit éligible à l'échantillonnage.

Dans un premier temps, les sites potentiels ont été repérés à distance grâce à Google Street View, aux arbres remarquables enregistrés sur WalOnMap et à la liste des parcs de la commune. Par la suite, une visite de vérification sur place a permis de valider les sites d'études. Finalement, 20 sites ont été sélectionnés de manière à obtenir une distribution géographique la plus homogène possible à travers le territoire communal (**Figure 12**). Ainsi, une résolution d'un site pour 5 km² permet de comparer cette étude avec les échantillonnages réalisés dans le cadre d'autres projets wallons, notamment à Namur et à Liège. Une variété de degrés d'artificialisation et de types d'environnements ont été intégrés : parcs, arbres de voiries, cimetières, parkings, *etc.*

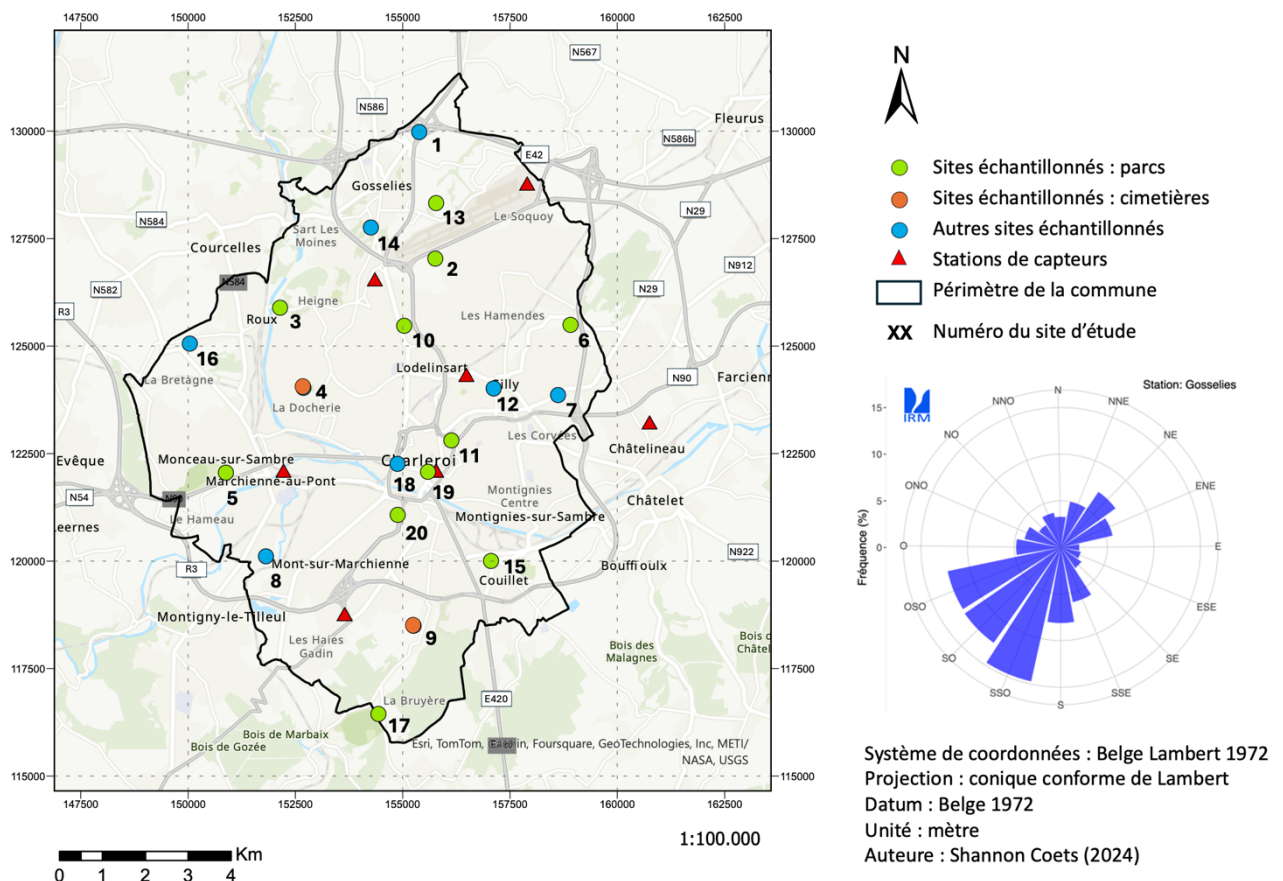


Figure 12. Localisation des 20 sites échantillonnés au sein de la commune de Charleroi.

Puisque les propriétés physico-chimiques de l'écorce influencent les espèces lichéniques présentes (van Herk, 2001), il est nécessaire de choisir l'espèce d'arbre échantillonnée de manière à limiter les variations des facteurs environnementaux non liés à la pollution. Il est préférable d'envisager une seule et même espèce pour l'ensemble de la zone d'étude, même s'il est également possible de sélectionner plusieurs espèces ayant des écorces similaires, sur base des cinq groupes d'écorces établis par la norme européenne.

Étant donné les difficultés rencontrées pour répondre aux critères de la norme européenne tout en gardant la même espèce d'arbre sur chaque site, le choix s'est finalement porté sur un arbre commun en ville, à savoir le tilleul (*Tilia* sp.). Tous les arbres échantillonnés sont du genre *Tilia* à l'exception de deux sites où des érables sycomores (*Acer pseudoplatanus*) ont été échantillonnés car les autres tilleuls présents ne correspondaient pas aux critères de sélection. En effet, *Acer pseudoplatanus* appartient au même groupe d'écorce que *Tilia* sp. selon la norme européenne (groupe I). Au total, 77 tilleuls et 3 érables ont été échantillonnés.

4.2. Méthodologie d'échantillonnage

La méthodologie utilisée pour l'échantillonnage est également basée sur les recommandations de la norme européenne prEN 16413 (Asta et al., 2002 ; CEN, 2012). Le relevé s'effectue sur quatre faces de l'arbre, en direction des points cardinaux, grâce à une grille d'observation de 10 cm × 50 cm dont le bas est placé à 1 m de hauteur (**Figure 13**). Cette grille est composée de 5 cases verticales mesurant chacune 10 cm de côté. Les quatre grilles sont attachées autour du tronc par une corde placée à 1,5 m de hauteur. L'observation des lichens présents dans les cases est réalisée à l'aide d'une loupe au grossissement ×10. Les espèces sont ensuite répertoriées dans la fiche de terrain où un 0 est attribuée si l'espèce est absente dans la case considérée et un 1 dans le cas où elle est présente. Un score de fréquence est ainsi obtenu par face (entre 0 et 5), par arbre (entre 0 et 20) et par site (entre 0 et 80 ; **Annexe 1**). Par ailleurs, d'autres informations sont notées lors du relevé, à savoir la circonférence (mesurée à l'aide d'un mètre ruban à 1,3 m de hauteur par rapport à la base du tronc), les coordonnées géographiques et l'identifiant communal de l'arbre, si ce dernier est disponible.

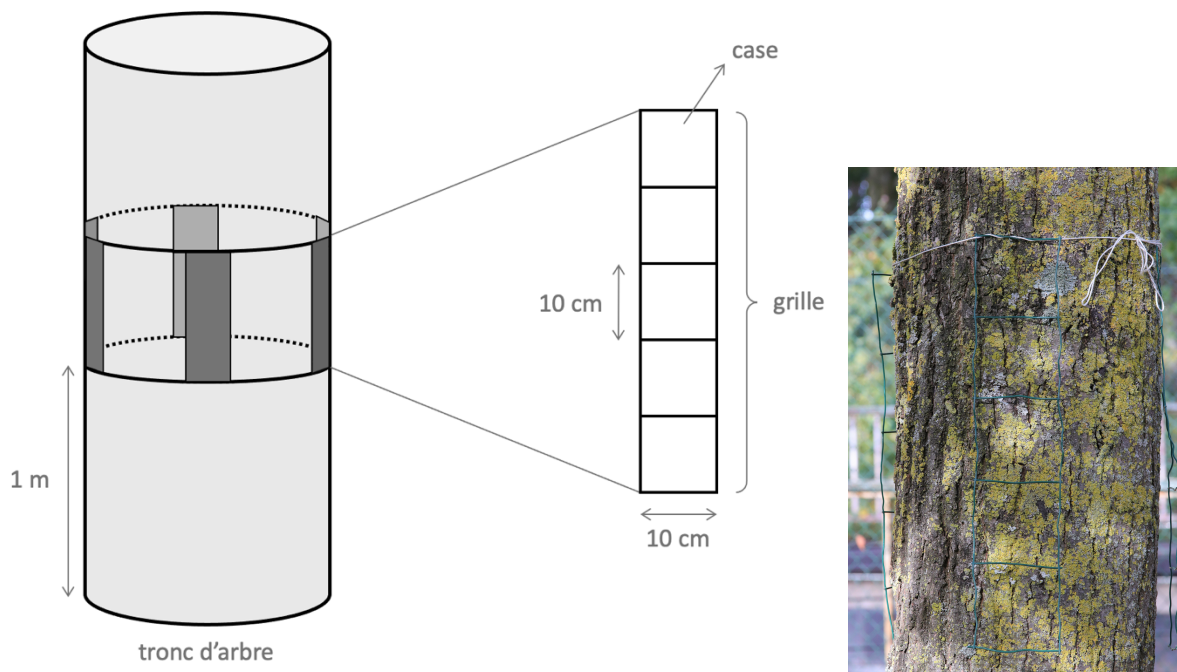


Figure 13. Placement des grilles sur le tronc pour l'échantillonnage.

4.3. Déterminations

Bien que la majorité des espèces soit déterminée sur le terrain, certaines sont difficilement identifiables directement sur place. Dans ce cas, un échantillon est prélevé au couteau et conservé dans un sachet en plastique afin d'être identifié au laboratoire à l'aide de guides de détermination de référence (Smith, 2009 ; Van Haluwyn et al., 2013) et des sites en ligne spécialisés¹². Certaines espèces sont morphologiquement similaires et diffèrent seulement par leurs substances chimiques produites. Des réactifs peuvent alors être utilisés pour faciliter les déterminations grâce aux complexes colorés formés dans certains cas. Il s'agit de la potasse (test K), l'eau de javel (test C) et le paraphénylènediamine (test P). Les déterminations peuvent aussi inclure une analyse grâce à une loupe binoculaire (×20 – ×90), un microscope optique (×200 – ×1 000) ou un microscope polarisant. Les déterminations ont été réalisées par Hugo Counoy dans le cadre de sa thèse. Par ailleurs, certaines espèces, particulièrement difficiles à distinguer sur le terrain, ont été déterminées jusqu'au genre, comme c'est le cas pour *Lepraria* sp. et *Candelariella* sp., ou bien regroupées, comme *Physcia tenella* et *Physcia adscendens* ou *Punctelia subrudecta* et *Punctelia borrieri*.

¹² <https://italic.units.it/> et <http://www.afl-lichenologie.fr/>

4.4. Traitement des données

Les fiches de terrain manuscrites ont dans un premier temps été retranscrites dans un fichier Excel. Ensuite, les données ont été traitées *via* le logiciel R 4.1.1 afin de caractériser la diversité, l'écologie, la pollution et l'urbanisation de chaque site grâce aux calculs de différentes métriques. Le test de Wilcoxon-Mann-Whitney a été employé comme méthode statistique pour vérifier la significativité entre deux variables.

Indices de diversité

Différents indices de diversité ont été calculés pour chaque site grâce aux données récoltées : la richesse spécifique (c'est-à-dire le nombre d'espèces), la *lichen diversity value* (LDV), l'indice de Shannon et l'indice de Simpson.

La LDV est l'indicateur utilisé dans la norme européenne pour évaluer la biodiversité des lichens épiphytes en représentant une estimation du recouvrement. En effet, cet indicateur correspond à la somme de l'abondance de toutes les espèces observées sur les 4 faces, moyennée par le nombre d'arbres échantillonnés par site.

$$LDV = \frac{1}{4} \sum_{n=1}^4 \sum_{m=1}^4 \sum_{i=1}^S F_{imn}$$

- où :
- i : indice de l'espèce lichénique (compris entre 1 et S)
 - m : indice de la face considérée (compris entre 1 et 4 pour chaque point cardinal)
 - n : indice de l'arbre considéré (compris entre 1 et 4)
 - F_{imn} : fréquence de l'espèce i sur la face m de l'arbre n (comprise entre 1 et 5)

L'indice de Shannon, noté H' , tient compte du nombre d'espèces présentes sur un site et de leur abondance relative. Cet indicateur comprend dès lors les deux composantes (richesse et équitabilité) nécessaires à la définition de la diversité, contrairement à la LDV. Un indice de Shannon plus élevé traduit une communauté plus diversifiée car les espèces sont réparties de manière plus égale en termes d'abondance.

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \cdot \ln(p_i)$$

- où :
- i : indice de l'espèce lichénique (compris entre 1 et S)
 - p_i : proportion de l'espèce i par rapport au nombre total d'individus dans la communauté

L'indice de Simpson, noté D, évalue la dominance d'un petit nombre d'espèces par rapport aux autres espèces présentes sur le site. Cet indicateur peut aussi être interprété comme la probabilité que deux individus soient de la même espèce. Un indice de Simpson proche de zéro signifie que les espèces sont équitablement réparties en termes d'abondance.

$$D = \sum_{i=1}^S p_i^2$$

où : i : indice de l'espèce lichénique (compris entre 1 et S)

p_i : proportion de l'espèce i par rapport au nombre total d'individus dans la communauté

Indices écologiques

Afin de caractériser l'écologie des communautés observées sur chaque site, des groupes fonctionnels ont été définis sur base des indices de Nimis et Martellos (2023) attribuant à chaque espèce une gamme de valeur entre 1 et 5 sur différents aspects des conditions environnementales, à savoir l'alcalinité, la lumière, l'aridité et l'eutrophisation. Pour chaque facteur écologique, les espèces sont regroupées en trois catégories en tenant compte de la valeur maximale attribuée à chaque indice (**Tableau 3**). Cette classification, proposée par Llop (2012), est fréquemment employée dans le domaine de la bioindication par les lichens.

Tableau 3. Classification des espèces de lichens pour chaque facteur écologique selon la valeur maximum des indices de Nimis et Martellos (2023).

Indice	Maximum < 3	Maximum = 3	Maximum > 3
Alcalinité	Acidophile	Neutrophile	Basophile
Lumière	Sciaphile	Mésosciaphile	Héliophile
Aridité	Hygrophile	Mésohygrophile	Xérophile
Eutrophisation	Oligotrophe	Mésotrophe	Eutrophe

L'abondance relative de chaque groupe fonctionnel au sein d'un site est ensuite obtenue en additionnant les proportions de chaque espèce du groupe sur le site concerné. Cette proportion est mesurée en divisant la fréquence de cette espèce sur le site par la somme des fréquences de toutes les espèces observées sur ce même site.

De plus, l'écologie d'un site se décrit également par sa diversité fonctionnelle, calculée avec l'entropie quadratique de Rao, notée FD (pour *functional diversity*). Cet indicateur exprime la divergence pondérée de la communauté, c'est-à-dire l'amplitude des exigences écologiques des espèces présentes, pondérée par leur abondance relative. Autrement dit, l'entropie quadratique de Rao représente la cooccurrence d'espèces écologiquement contrastées dans un site d'échantillonnage (Botta-Dukát, 2005). La mesure de dissimilarité entre les espèces peut s'évaluer soit par différence phylogénétique soit à partir des traits fonctionnels. Dans le cadre de cette étude, l'indice de Rao a été calculé sur base de la fréquence des espèces présentes et des valeurs maximales des traits écologiques définies par Nimis et Martellos (2023). Pour ce faire, la fonction « `rao.diversity` » du *package* SYNCSA a été employée dans R 4.1.1.

$$FD = \sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^S d_{ij} p_i p_j$$

où : i et j : indice de l'espèce lichénique (compris entre 1 et S)

d_{ij} : distance (fonctionnelle ou phylogénétique) entre les espèces i et j , avec $d_{ij} = d_{ji}$ et $d_{ii} = 0$

p_i et p_j : proportions des espèces i et j sur le site

Composition d'espèces sur les sites

La description des communautés lichéniques présentes sur les sites a été effectuée grâce à une analyse de proximité non métrique (NMDS pour *non metric multidimensional scaling*), c'est-à-dire une technique statistique qui permet de représenter les différences entre les sites d'étude grâce à une réduction de la dimensionnalité du jeu de données. La NMDS a été réalisée en utilisant la distance de Bray-Curtis pour calculer les dissimilarités entre les sites dans la matrice des abondances des espèces sur chaque site. L'utilisation de la distance de Bray-Curtis est une méthode appropriée et répandue en écologie car elle tient compte de l'abondance des espèces (pas seulement de leur présence ou absence) tout en ignorant les absences partagées. En effet, elle ne considère pas les espèces absentes sur deux sites comme une similarité.

Indices de pollution

La caractérisation de la pollution de l'air a été réalisée grâce à l'indice de polluorésistance de Nimis et Martellos (2023) attribuant à chaque espèce une gamme de valeur entre 0 et 3. Cette valeur indique la tendance d'un lichen à être présent dans un milieu plus ou moins perturbé par les activités humaines. Les espèces dont la valeur maximale de polluorésistance vaut 0 ou 1 sont considérées comme sensibles à la pollution (ou polluosensibles) alors que les espèces dont la valeur maximale vaut 3 sont considérées comme résistantes (ou polluotolérantes). Les espèces avec une valeur maximale égale à 2 sont considérées comme neutres. L'abondance relative des deux groupes au sein de chaque site est obtenue de la même manière que pour les indices écologiques.

Caractérisation de l'urbanisation d'un site

La caractérisation urbanistique permet de décrire l'environnement de chaque site afin de mieux interpréter les données de bioindication et saisir le degré d'artificialisation présent autour des sites. Cette étape a été réalisée à l'aide du logiciel QGIS 3.32 afin de calculer deux indicateurs différents. D'abord, la distance à la route la plus proche ainsi que la distance à l'axe routier majeur le plus proche (route à partir de 90 km/h) ont été évaluées sur base des orthophotos de Wallonie. Ensuite, l'artificialisation des sites a été estimée grâce à la carte d'occupation du sol WALOCS 2020 produite par le Service Public de Wallonie (SPW). La proportion d'espaces artificialisés (bâtiments, routes, ou tout revêtement artificiel) est mesurée dans un périmètre de 100 m autour des coordonnées géographiques moyennes des 4 arbres d'un site.

5. Résultats et discussion

5.1. Diversité lichénique à Charleroi

5.1.1. Diversité spécifique

Sur l'ensemble des 20 sites échantillonnés, 49 espèces¹³ de lichens ont été recensées et leur distribution spatiale est très hétérogène. En effet, 5 espèces sont présentes sur tous les sites tandis que 17 espèces sont présentes seulement sur un ou deux sites. La fréquence moyenne offre une description plus détaillée de l'abondance et/ou du recouvrement de chaque espèce répertoriée (**Figure 14**). Une fréquence moyenne élevée peut indiquer une abondance importante de l'espèce (i.e. nombre de thalles) ou une surface d'occupation importante (i.e. recouvrement des troncs). Cet indicateur s'obtient en divisant le nombre de cases où l'espèce a été observée par le nombre total de cases échantillonnées, c'est-à-dire 1 600 cases (20 sites × 4 arbres × 4 faces × 5 cases). Quatre espèces se distinguent particulièrement, avec une fréquence moyenne supérieure à 50 %, à savoir *Phaeophyscia orbicularis*, *Xanthoria parietina*, *Physcia tenella*/*P. adscendens* et *Candelaria concolor*, espèces observées sur tous les sites. Ensuite, huit espèces ont une fréquence moins importante (entre 10 et 50 %) car soit elles sont abondantes sur peu de sites, soit elles sont peu abondantes mais présentes sur de nombreux sites. Les 37 autres espèces présentent une fréquence d'observation faible (moins de 10 %), cinq d'entre elles sont présentes sur au moins la moitié des sites mais elles sont généralement présentes sur seulement un site.

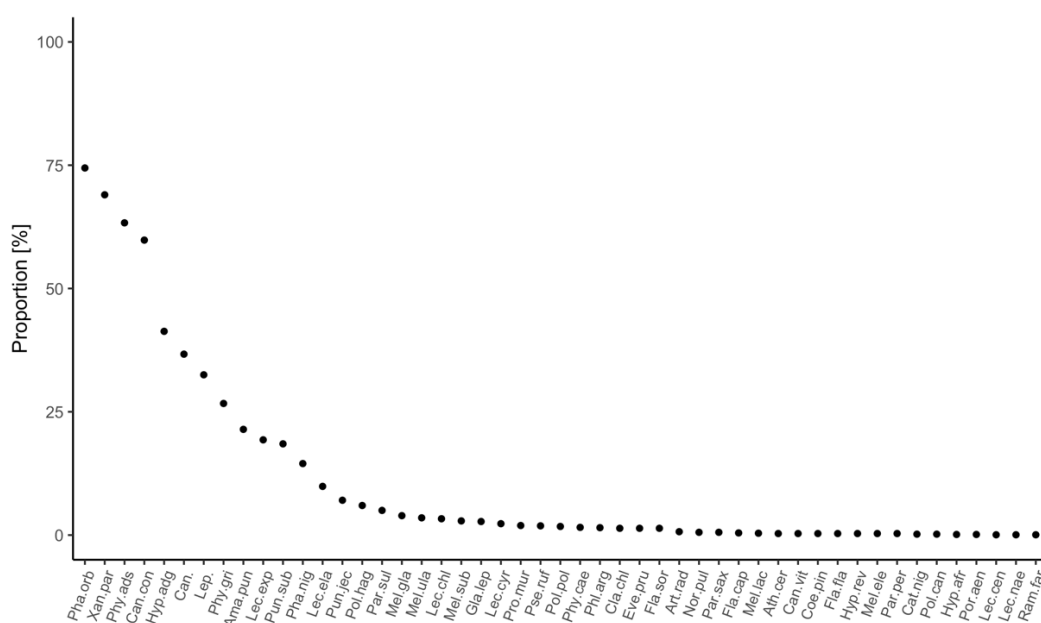


Figure 14. Proportion d'observations selon l'espèce sur l'ensemble des 20 sites échantillonnés. Les abréviations utilisées pour nommer les espèces sont reprises dans l'**Annexe 2**.

¹³ Certaines espèces ont été regroupées pour faciliter leur identification sur le terrain. Au total, 51 espèces ont été identifiées.

Le nombre d'espèces fournit une première appréciation de la qualité de l'environnement, puisqu'un environnement moins perturbé se traduit généralement par une plus grande diversité (Boggess et al., 2024). La richesse spécifique est donc un indicateur souvent employé dans la littérature, permettant la comparaison avec d'autres zones d'étude échantillonnées selon la norme européenne (**Tableau 4**). Ces études portent sur des localités en Belgique (dans le cadre de la thèse de Hugo Counoy notamment) et en France mais aussi sur d'autres villes européennes. Plus précisément, l'étude de Rocha et al. (2022) modélise la réponse des lichens en milieu urbain aux changements à grande échelle de la pollution atmosphérique et du climat. Pour ce faire, différentes villes ont été sélectionnées afin de représenter un gradient de densité urbaine.

Sur les 20 sites échantillonnés sur le territoire communal de Charleroi, entre 8 et 27 espèces ont été observées sur chaque site, avec une richesse spécifique moyenne de 19 espèces par site. Cette valeur est similaire à la moyenne observée à Liège (commune semblable à Charleroi d'un point de vue démographie et activités industrielles) et Namur mais plus faible que la richesse spécifique d'Arlon, qui est une commune moins artificialisée. Les autres localités européennes présentent toutes une richesse spécifique inférieure à Charleroi. Bien que le protocole d'échantillonnage employé soit identique, le recensement des espèces lichéniques dépend naturellement de l'application de l'observateur, étant donné la difficulté de reconnaissance et d'identification de certaines espèces. Par conséquent, même si le but était d'identifier l'ensemble des espèces présentes, il se peut que pour certaines villes les espèces crustacées aient été moins souvent détectées que les macrolichens. Ce terme englobe les lichens foliacés et fruticuleux ainsi que les lichens à thalle crustacé dont les apothécies sont portées par des podétions. Ces espèces sont dès lors généralement bien plus facilement reconnaissables, étant donné leur taille.

Dans le cas des échantillonnages réalisés en Alsace, seulement deux arbres ont été pris en compte par site, ce qui diminue le nombre d'espèces. En effet, le nombre cumulé d'espèces différentes enregistrées est plus élevé lorsque le nombre d'arbres échantillonnés est plus important (Counoy et al., 2023 ; Giordani et al., 2011). La richesse spécifique a tendance à être moins représentative de l'ensemble du site si seulement deux arbres sont considérés, soulignant ainsi l'importance de répéter l'échantillonnage sur un plus grand nombre d'arbres.

Tableau 4. Comparaison de la richesse spécifique et de la LDV par site dans différentes villes européennes.

Localité	Richesse spécifique	LDV	Référence
Charleroi (Belgique)	19 ± 5	109 ± 25	Cette étude
Namur (Belgique)	20 ± 5	110 ± 31	Thèse de Hugo Counoy
Liège (Belgique)	18 ± 6	94 ± 35	Thèse de Hugo Counoy
Arlon (Belgique)	26 ± 5	109 ± 25	Thèse de Hugo Counoy
Anvers (Belgique)	9	47	Rocha et al., 2022
Alsace (France)	15	99	DI-POL, 2018
Paris (France)	11	40	Rocha et al., 2022
Zurich (Suisse)	13	75	Rocha et al., 2022
Hambourg (Allemagne)	12	-	Möller et al., 2021
Poznan (Pologne)	6	23	Rocha et al., 2022
Tartu (Estonie)	16	57	Rocha et al., 2022

5.1.2. LDV

La LDV représente une estimation du recouvrement et est l'indicateur utilisé dans le protocole standardisé européen pour évaluer la biodiversité des lichens épiphytes. Cet indice, mesuré à l'échelle du site, présente une hétérogénéité relativement importante sur l'ensemble du territoire communal, avec des valeurs comprises entre 65 et 145 (**Figure 15**). De plus, aucune tendance claire n'émerge de la répartition spatiale : les valeurs ne suivent pas un gradient géographique identifiable. Par exemple, les sites situés en périphérie de la zone d'étude ne présentent pas systématiquement des valeurs plus élevées (c'est-à-dire un recouvrement plus important) que ceux situés plus au centre.

Cette absence de tendance spatiale suggère que les facteurs influençant la LDV ne se distribuent pas de manière uniforme à travers la zone d'étude. Cette forte variabilité pourrait s'expliquer par la proximité du site à une source de pollution, comme les industries, les axes routiers, *etc.* Plus particulièrement, il est à noter que les deux sites bordant l'aéroport (au nord de la commune) ont une LDV bien plus faible (68 et 91) par rapport aux autres sites qui les entourent, ce qui suggère une influence directe de la pollution liée au trafic aérien. Par ailleurs, les sites situés le long de la rive gauche du canal (à proximité des industries) présentent des valeurs de LDV assez faibles (70, 85, 98 et 101) en comparaison aux autres sites.

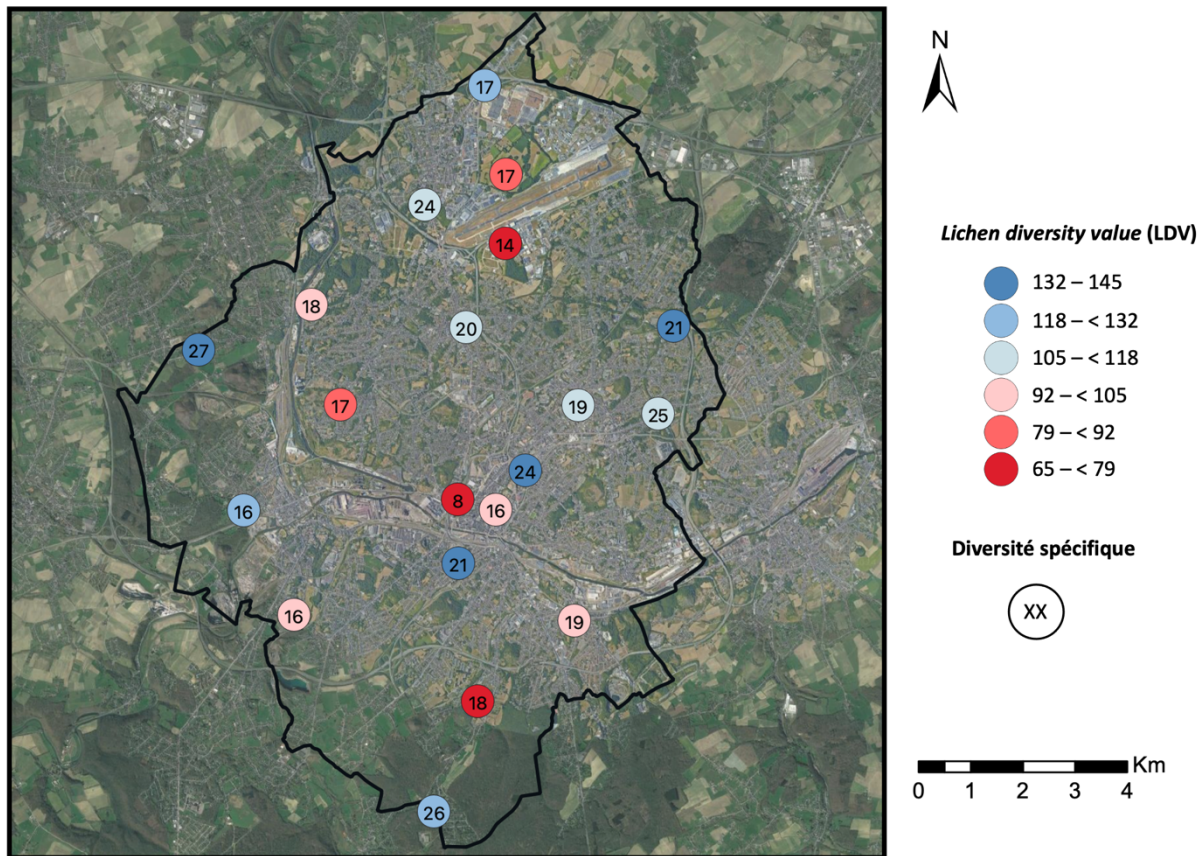


Figure 15. Répartition spatiale de la LDV et de la richesse spécifique au sein des 20 sites échantillonnés.

Les valeurs de LDV sur les 20 sites peuvent également être comparées aux résultats d'autres zones d'étude échantillonnées selon la norme européenne (**Tableau 4**). La LDV moyenne d'un site à Charleroi (109 ± 25) est similaire aux données d'Arlon, Namur et Liège (109, 110 et 94 respectivement) ainsi que la LDV mesurée en Alsace (99). Ces villes belges ayant été échantillonnées par la même personne, le biais de l'observateur est réduit et les résultats sont dès lors davantage comparables. Le long du gradient d'urbanisation, Charleroi et Liège se situent à l'opposé d'Arlon et Namur. Ces deux dernières communes sont effectivement des villes moins artificialisées, moins peuplées et moins industrielles que Charleroi ou Liège. Pourtant, les valeurs de LDV sur la zone étudiée sont très proches de celles observées à Arlon et Namur. Ces résultats suggèrent donc que Charleroi possède une diversité et une abondance de lichens plus importantes qu'à Liège malgré leur similitude sur le plan urbain.

Les autres localités présentent un recouvrement nettement inférieur, ce qui laisse supposer une pollution moins importante à Charleroi. Cependant, étant donné que la LDV dépend de l'abondance totale (quelle que soit l'espèce observée), un potentiel oubli des espèces difficilement reconnaissables dans les autres zones d'étude entraînerait une sous-estimation de la LDV. En d'autres termes, la négligence involontaire de ces espèces par l'observateur, en raison de leur difficulté d'identification, réduit artificiellement le recouvrement, altérant ainsi la comparaison des études. Par exemple, l'oubli de *Lepraria* sp., *Amandinea punctata* ou *Lecanora expallens* aurait considérablement influencé les indices de diversité et d'abondance

car ces espèces ont été parmi les plus fréquemment observées (7^e, 9^e et 10^e espèces les plus abondantes ; **Figure 14**).

Bien que la LDV soit un indicateur fréquemment employé, il ne permet pas de tenir compte de la différence entre les espèces présentes. Une espèce représentée abondamment (présente dans de nombreux carrés de l'échantillonnage) ou rarement présente n'apporte pas la même contribution à l'écosystème. Il est donc nécessaire de prendre en compte la régularité de la distribution des espèces, c'est-à-dire leur équitabilité.

5.1.3. Autres indices de diversité

Pour ce faire, les indices de Shannon et de Simpson ont été calculés à l'échelle de chaque site afin de décrire la diversité présente (**Tableau 5**). Les indices de Shannon et de Simpson sont fortement inversement corrélés (**Annexe 3**). Ces deux indicateurs tiennent compte du nombre d'espèces présentes et de leur abondance relative. Plus l'indice de Shannon est élevé, plus la communauté est diversifiée car les espèces sont réparties de manière plus égale en termes d'abondance. A l'inverse, l'indice de Simpson évalue la dominance d'un petit nombre d'espèces par rapport aux autres donc plus cet indicateur est proche de zéro, plus les espèces sont équitablement réparties en termes d'abondance. Dans la suite de cette étude, seul l'indice de Shannon sera traité, étant donné leur corrélation.

Les sites les plus riches en termes de diversité d'espèces sont aussi les sites avec l'indice de Shannon le plus élevé et ils sont situés en périphérie de la commune (**Figure 16**). Cependant, deux sites au cœur de la commune possèdent un indice de Shannon élevé et un nombre important d'espèces différentes. Cette variabilité de diversité pourrait être expliquée par la distance aux principales sources de pollution telles que les axes routiers ou les industries, mais également par des facteurs environnementaux, comme des variations de conditions environnementales. En effet, puisque la bioindication intègre la qualité de l'environnement local du site, et étant donné que les parcs peuvent présenter des environnements différents, l'influence des paramètres environnementaux doit être considérée dans la distribution des communautés lichéniques. Cet aspect sera approfondi dans la **section 5.3** de ce document.

Tableau 5. Comparaison des indices de biodiversité sur les 20 sites : richesse spécifique, LDV, indice de Shannon et indice de Simpson.

N° du site	Richesse spécifique	LDV	Indice de Shannon	Indice de Simpson
1	17	125	2,38	0,11
2	14	69	2,33	0,11
3	18	101	2,34	0,12
4	17	85	2,30	0,12
5	16	132	2,36	0,11
6	21	139	2,56	0,09
7	25	108	2,70	0,08
8	16	103	2,32	0,12
9	18	65	2,32	0,13
10	20	116	2,42	0,11
11	24	143	2,58	0,10
12	19	110	2,42	0,11
13	17	91	2,33	0,12
14	24	116	2,65	0,09
15	19	96	2,48	0,10
16	27	132	2,74	0,08
17	26	127	2,70	0,08
18	8	70	1,71	0,21
19	16	99	2,31	0,12
20	21	145	2,58	0,09
Moyenne ± écart-type	19 ± 5	109 ± 25	2,43 ± 0,23	0,11 ± 0,03

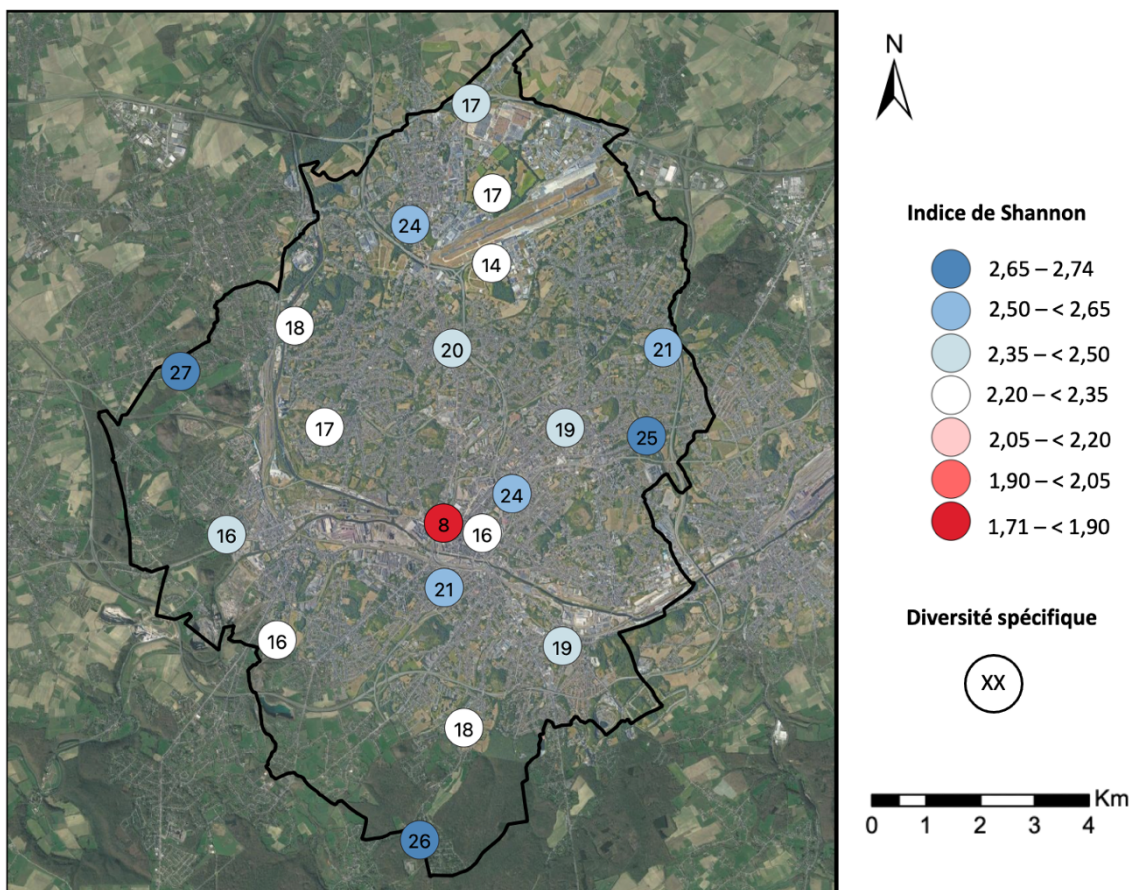


Figure 16. Répartition spatiale de l'indice de Shannon et de la diversité spécifique au sein des 20 sites échantillonnés.

Les résultats de l'indice de Shannon de cette étude peuvent également être comparés avec ceux de l'étude de Rocha (2022 ; **Tableau 6**) réalisée dans différentes villes européennes de degré urbain différent. Charleroi présente un indice de Shannon plus élevé que les autres villes, traduisant une plus grande variété d'espèces (richesse spécifique importante) et une distribution plus équitable des espèces (liée à l'abondance relative de chaque espèce de la communauté). Ces résultats suggèrent donc que Charleroi possède un écosystème plus équilibré et par conséquent plus résilient aux perturbations environnementales.

Tableau 6. Comparaison de l'indice de Shannon dans différentes villes européennes.

Localité	Indice de Shannon	Référence
Charleroi (Belgique)	2,43 ± 0,23	Cette étude
Anvers (Belgique)	1,85	Rocha et al., 2022
Paris (France)	1,80	Rocha et al., 2022
Zurich (Suisse)	2,23	Rocha et al., 2022
Poznan (Pologne)	1,21	Rocha et al., 2022
Tartu (Estonie)	2,17	Rocha et al., 2022

5.2. Écologie des sites

5.2.1. Alliances lichéniques

L'alliance principale sur le territoire communal de Charleroi est le *Xanthorion parietinae* qui est particulièrement commune en milieu urbain et caractérisée par la présence d'espèces foliacées, héliophiles, nitrophiles et toxitolérantes ayant une affinité particulière pour les écorces subneutres, comme le tilleul (Van Haluwyn, 2010). Les espèces les plus courantes sont *Xanthoria parietina*, *Physcia adscendens*/*P. tenella*, *Physconia grisea*, *Candelaria concolor*, *Phaeophyscia orbicularis*, *Melanohalea exasperatula*, *Amandinea punctata* et *Ramalina farinacea*.

Cette communauté est généralement subdivisée en deux sous-alliances, le *Physcienion adscendentis* et le *Pleurostictenion acetabuli*. La sous-alliance *Physcienion adscendentis* est le cortège dominant dans la zone étudiée et est principalement composée de petits lichens foliacés très nitrophiles tels que *Physcia adscendens*/*P. tenella*, *Phaeophyscia orbicularis* et *Physconia grisea*. Ces espèces présentent des fréquences d'observations parmi les plus élevées sur l'ensemble des sites : à savoir 3^e, 1^e et 8^e respectivement (**Figure 14**).

La sous-alliance *Pleurostictenion acetabuli* est une communauté constituée majoritairement d'espèces foliacées de grande taille et de quelques fruticuleux plus acidophiles et moins nitrophiles que la sous-alliance *Physcienion adscendentis*. Les espèces les plus caractéristiques sont *Pleurosticta acetabulum*, *Punctelia subrudecta*, *P. jeckeri*, *Parmelia sulcata*, *Hypogymnia physodes*, *Evernia prunastri* et *Ramalina farinacea*. Cette sous-alliance est moins bien représentée sur l'ensemble de la zone d'étude, avec seulement quelques espèces observées dont la fréquence est plus faible. *Punctelia jeckeri*, *Parmelia sulcata*, *Evernia prunastri* et *Ramalina farinacea* ont été identifiées sur 13, 12, 8 et 1 sites respectivement. Cependant, *Punctelia subrudecta* reste tout de même la 11^e espèce la plus fréquente en moyenne (**Figure 14**).

Pour résumer, Charleroi est caractérisée par une communauté de lichens foliacés et nitrophiles, le *Xanthorion parietinae*. Tous les sites sont dominés par des espèces nitrophiles appartenant à la sous-alliance *Physcienion adscendentis* même si celles-ci sont également accompagnées d'autres espèces plus acidophiles et moins nitrophiles, appartenant au *Pleurostictenion acetabuli* (**Figure 17**). Seulement deux sites ne présentent aucune espèce du *Pleurostictenion acetabuli*, à savoir un site du centre-ville et un cimetière au sud de la commune. Par ailleurs, très peu d'espèces de cette même sous-alliance ont été observées sur 8 autres sites (dont la richesse spécifique est également plus faible), appuyant bien la dominance de la sous-alliance du *Physcienion adscendentis*.

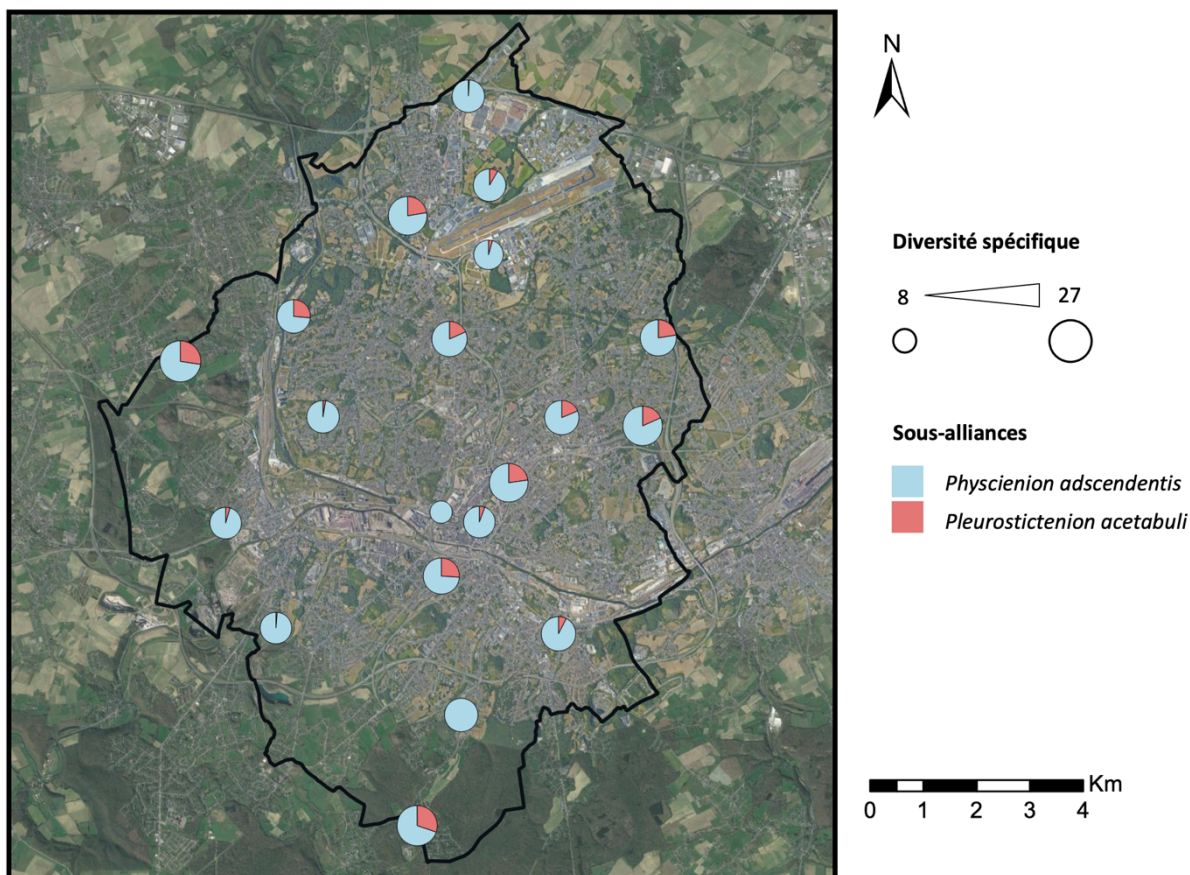


Figure 17. Répartition spatiale des deux sous-alliances au sein des 20 sites échantillonnés. Le diagramme représente la somme des fréquences des espèces de chaque sous-alliance observées sur un site tandis que le rayon du diagramme représente le nombre d'espèces identifiées sur le site (diversité spécifique).

5.2.2. Indices écologiques

Les indices écologiques ont été calculés à partir des données de Nimis et Martellos (2023) afin de décrire plus précisément l'écologie de chaque site selon différents aspects des conditions environnementales, à savoir l'alcalinité, la lumière, l'aridité et l'eutrophisation. Ces indices tiennent compte des tolérances spécifiques des espèces pour ces facteurs environnementaux ainsi que de l'abondance relative de chaque espèce. Ainsi, la proportion de chaque groupe fonctionnel sur un site peut être évaluée (**Figure 18**).

Les valeurs d'indices d'alcalinité montrent une dominance des espèces basophiles, représentant en moyenne un peu plus de 75 % de la somme des fréquences avec 15 espèces différentes, le reste de la somme étant représenté par 24 espèces neutrophiles et 10 espèces acidophiles. Par conséquent, moins d'espèces basophiles sont présentes mais elles couvrent une plus grande surface. Le site 9 se démarque car les espèces basophiles y représentent moins de 50 % de la somme des fréquences, et les 8 espèces neutrophiles composent ensemble plus d'un tiers de la somme des fréquences. *Amandinea punctata*, lichen neutrophile, est l'espèce la plus abondante sur ce site tandis que les espèces basophiles généralement observées abondamment sur les autres sites sont moins présentes sur le site 9.

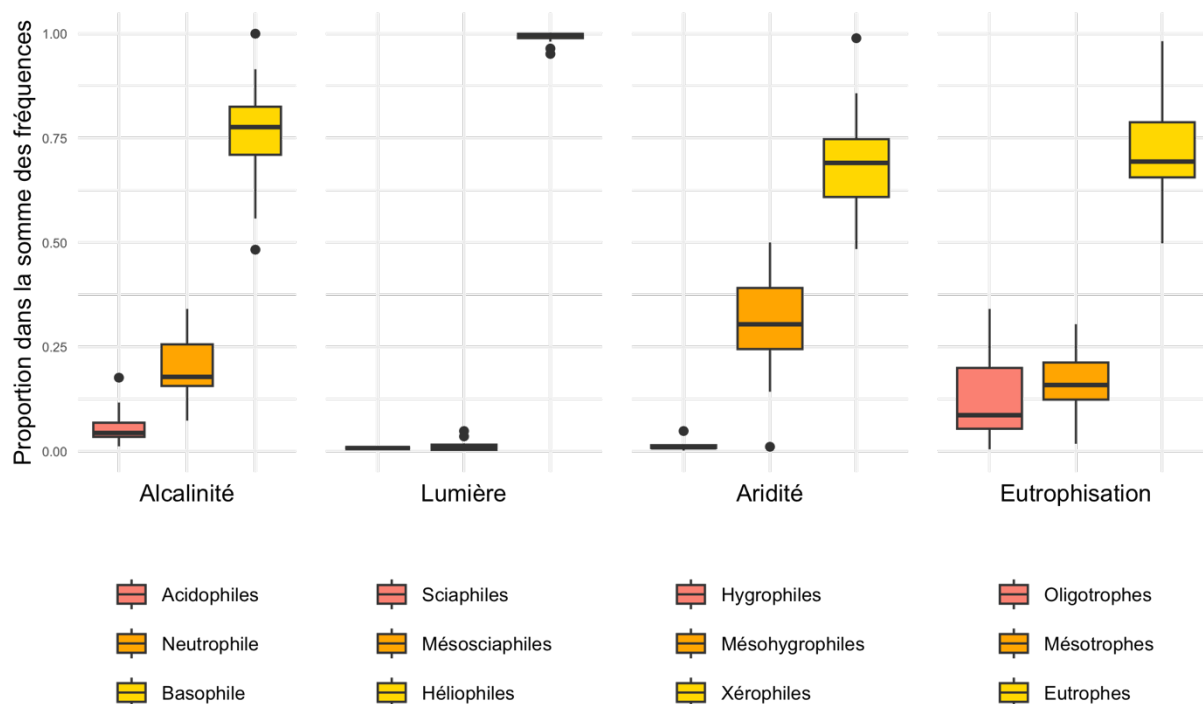


Figure 18. Analyse écologique des communautés lichéniques à Charleroi pour différents facteurs environnementaux (l'alcalinité, la lumière, l'aridité et l'eutrophisation) : proportion des groupes fonctionnels dans la somme des fréquences sur les 20 sites étudiés.

Les valeurs d'indices de lumière présentent une très faible variabilité parmi les 20 sites échantillonnés puisque l'ensemble des sites est occupé presque exclusivement par des espèces héliophiles. Ce résultat n'est pas étonnant car tous les sites échantillonnés sont en milieu ouvert. Les espèces mésosciaphiles ou sciaphiles ne représentent jamais plus de 5 % de la somme des fréquences. Une seule espèce sciaphile a d'ailleurs été recensée lors de l'échantillonnage (*Porina aenea*) et a été observée sur un seul site en très faible quantité. De plus, seulement 6 espèces mésosciaphiles ont été identifiées et sont également peu abondantes puisqu'elles ont été observées en faible quantité sur seulement un site ou deux, à l'exception de *Phlyctis argena* qui a été identifié sur 7 sites.

L'échelle d'aridité montre une dominance d'abondance des espèces xérophiles par rapport aux espèces mésohygrophiles. Pourtant, le nombre d'espèces mésohygrophiles différentes est bien plus important que celui des espèces xérophiles. Quelques sites, localisés en bordure sud de la commune, ont une proportion plus équilibrée dans la somme des fréquences entre ces deux groupes fonctionnels (proche de 50 % pour chaque groupe). Par ailleurs, seulement 4 espèces hygrophiles ont été observées et en très faible quantité. De plus, le changement climatique favoriserait le développement de plusieurs espèces mésohygrophiles qui ont été observées lors de la campagne de terrain, comme *Punctelia subrudecta*, *P. jeckeri*, *P. borrieri*, *Flavoparmelia soredians*, *Hypotrachyna afrorevoluta* et *Flavoparmelia caperata* (Stapper & John, 2015). Le suivi au long terme de l'abondance de ces espèces permettrait de fournir une évaluation supplémentaire de l'évolution des conditions climatiques dans la région autour de Charleroi.

Les valeurs d'indices d'eutrophisation montrent une dominance des espèces eutrophes représentant en moyenne près de 75 % de la somme des fréquences, même si cette prépondérance est beaucoup plus variable selon les sites par rapport aux autres facteurs environnementaux. Les espèces mésotrophes, pourtant plus nombreuses que les espèces eutrophes, représentent rarement plus de 20 % dans la somme des fréquences. En effet, une petite partie de la diversité spécifique observée correspond à des espèces largement dominantes à l'échelle communale comme *Xanthoria parietina*, *Physcia adscendens*, *P. tenella*, *Phaeophyscia orbicularis*, *Hyperphyscia adglutinata*, *Candelaria concolor* et *Physconia grisea* (**Figure 14**). Les espèces mésotrophes et oligotrophes présentent une diversité spécifique relativement conséquente (respectivement 22 et 11 espèces différentes) mais couvrent une moins grande superficie sur les troncs que les espèces eutrophes. Seulement deux sites se démarquent des autres, avec une abondance moins marquée d'espèces eutrophes (proche de 50 % de la somme des fréquences) et davantage de recouvrement occupé par des espèces des deux autres caractéristiques. Ces deux sites sont localisés dans la partie la plus au sud de la commune, ce qui laisse suggérer une pollution à l'azote moins importante dans la zone sud de la ville. Par ailleurs, ces sites présentent également des tendances opposées aux autres sites concernant les échelles d'aridité et d'alcalinité.

Les valeurs obtenues par ces échelles d'alcalinité, de lumière, d'aridité et d'eutrophisation confirment l'analyse lichénosociologique réalisée précédemment. L'intégralité des sites illustre une dominance claire d'espèces héliophiles et eutrophes appartenant au *Xanthorion parietinae* et plus précisément à la sous-alliance *Physcienion adscendentis*.

5.2.3. Diversité fonctionnelle par l'entropie quadratique de Rao

La diversité fonctionnelle permet de considérer les complémentarités entre espèces en mesurant la diversité des communautés écologiques. L'entropie quadratique de Rao résume les informations concernant l'abondance relative des espèces au sein d'une communauté tout en tenant compte du degré de différence entre ces espèces (Botta-Dukát, 2005). Cette dissimilarité entre espèces repose sur la différence de leurs traits fonctionnels basés sur les données écologiques de Nimis et Martellos (2023).

Sur l'ensemble des sites étudiés, l'indice de Rao présente des valeurs comprises entre 0,02 et 0,42. Cependant, la distribution asymétrique des valeurs est plus visible sur une courbe de densité (**Figure 19**). Les données obtenues sont en effet majoritairement comprises entre 0,22 et 0,39, ce qui correspond à la plage de l'intervalle interquartile. Un site du centre-ville possède une valeur particulièrement basse et éloignée par rapport aux autres données sur la zone étudiée, ce qui traduit une bien plus faible diversité fonctionnelle sur ce site. En effet, le peu d'espèces différentes observées à cet endroit appartient aux mêmes groupes fonctionnels. Les espèces sont exclusivement basophiles, héliophiles, xérophiles et eutrophes, à l'exception de deux espèces (*Physconia grisea* et *Polyozosia hagenii*) qui sont très peu abondantes sur ce site.

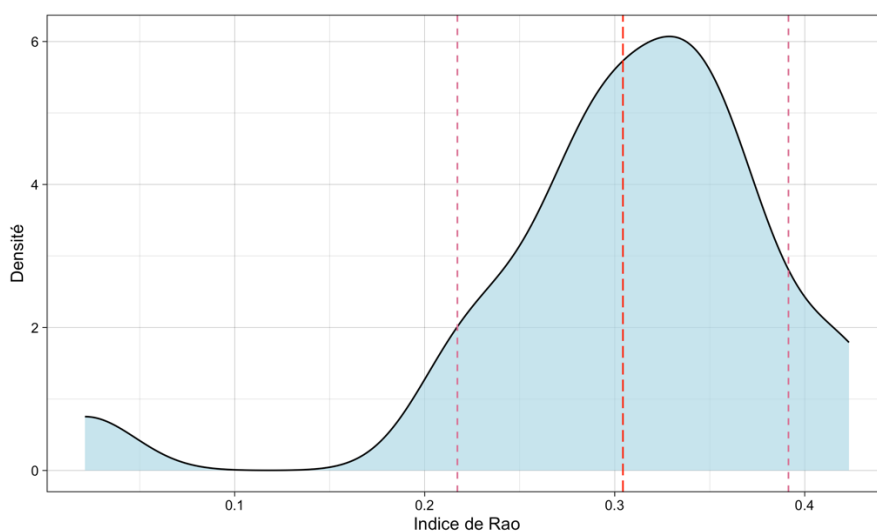


Figure 19. Courbe de densité de l'entropie quadratique de Rao (indice de Rao) des 20 sites échantillonnés où la moyenne est représentée par la ligne pointillée rouge et l'écart-type est représenté par les lignes pointillées roses.

Cependant, deux sites (9 et 17) présentent une diversité fonctionnelle plus importante et sont tous les deux localisés à la pointe sud de la commune (**Figure 20**). Ils sont composés d'un meilleur équilibre entre les groupes fonctionnels puisque ces deux sites présentent les plus faibles proportions d'espèces basophiles, héliophiles, xérophiles et eutrophes. Le site 17, le plus au sud, fait partie des sites avec une richesse spécifique importante et le déséquilibre entre groupes fonctionnels est moindre, soulignant ainsi les moindres pressions sur ce site. La perte de diversité fonctionnelle est un moyen d'observer la dégradation de l'écosystème. La diversité fonctionnelle assure une meilleure résilience de l'écosystème face aux perturbations environnementales, réduisant ainsi sa sensibilité et sa vulnérabilité (Giordani et al., 2019).

Néanmoins, même dans les écosystèmes avec de nombreuses espèces différentes, la sous-représentation de certaines fonctions (résultant d'une forte abondance d'espèces d'une même fonction écologique) peut entraîner une vulnérabilité de l'écosystème. C'est par exemple le cas du 11^e site échantillonné, localisé dans le centre-ville, car il présente une richesse spécifique importante (24 espèces différentes) mais une diversité fonctionnelle inférieure à la moyenne.

Le site 9 (ayant une diversité fonctionnelle élevée) est pourtant loin de partager le même contexte que le site 17 puisque le nombre d'espèces observées y est inférieure à la moyenne et le recouvrement y est faible, contrairement au site 17. Il est également à noter que ce site a la particularité d'être localisé dans un cimetière, ce qui réduit les perturbations environnantes. Ces deux sites sont également entourés par des sites ayant des valeurs plus élevées que la moyenne, ce qui suggère que la partie sud de la commune est moins affectée par la pollution. Cette zone est moins artificialisée et plus boisée que le reste de la commune, et les vents dominants venant du sud-ouest, le sud de Charleroi est moins exposé aux polluants atmosphériques.

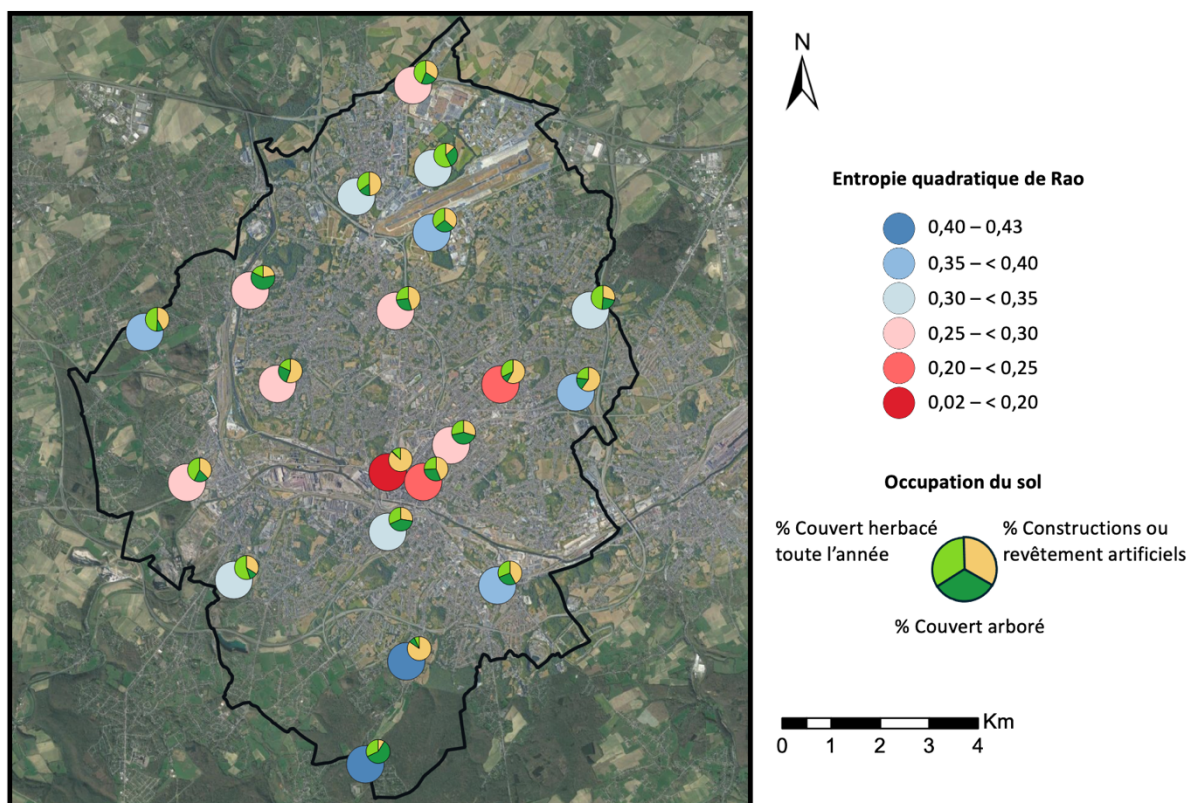


Figure 20. Répartition spatiale de l'entropie quadratique de Rao et de l'occupation du sol au sein des 20 sites échantillonnés.

De manière plus générale, la répartition spatiale de l'entropie quadratique de Rao au sein de la commune montre une tendance radiale : la moyenne des 10 sites les plus en bordure de la commune (à moins de 1,3 km de la frontière communale) est de $0,35 \pm 0,06$ alors que celle des 10 sites les plus au centre vaut $0,30 \pm 0,06$ (Figure 21). Le centre-ville (sites à moins de 2 km de la petite ceinture de Charleroi, à savoir les sites 11, 12, 18, 19 et 20) se distingue encore mieux des autres sites, avec une valeur moyenne de $0,27 \pm 0,08$. L'artificialisation y est conséquente sauf quand les sites sont localisés dans des parcs, ce qui affecte le contexte local.

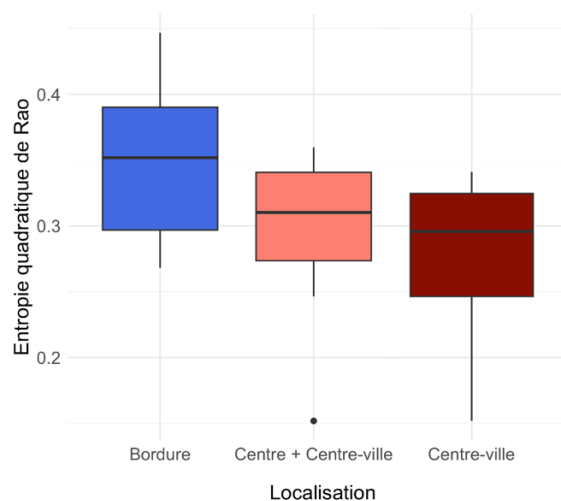


Figure 21. Comparaison des valeurs d'entropie quadratique de Rao entre les 10 sites localisés en bordure de commune (moins de 1,3 km de la limite communale) et les 10 sites localisés au centre dont 5 en centre-ville.

L'entropie quadratique de Rao est effectivement plus faible lorsque l'artificialisation est importante (**Annexe 3**) mais les deux sites avec la diversité fonctionnelle la plus élevée présentent les degrés d'artificialisation les plus opposés parmi l'ensemble des sites échantillonnés (9 et 85 %). En réalité, l'artificialisation est particulièrement élevée dans le cimetière sans pour autant intégrer un développement urbain intense similaire au centre-ville.

5.2.4. Composition d'espèces sur les sites

L'analyse de proximité non métrique (NMDS pour *non metric multidimensional scaling*) est une technique statistique qui permet de faciliter la visualisation et l'analyse de la matrice de dissimilarité entre les sites d'étude grâce à une réduction de la dimensionnalité de cette matrice. Plus les points sont proches dans cette représentation en deux dimensions, plus ils ont des compositions d'espèces similaires. Le stress est une mesure de la différence entre les distances dans l'espace en deux dimensions et les dissimilarités d'origine, une bonne correspondance est dès lors indiquée par un stress faible. Un stress inférieur à 0,2 est satisfaisant et un stress inférieur à 0,1 fournit une meilleure représentation de l'espace en deux dimensions.

Une NMDS a été réalisée en utilisant la distance de Bray-Curtis pour calculer les dissimilarités entre les sites d'études dans la matrice des communautés observées à Charleroi, c'est-à-dire une matrice des abondances des espèces sur chaque site. Le niveau de stress obtenu vaut 0,15, ce qui est correct. Dans ce cas-ci, ce niveau relativement élevé de stress peut s'expliquer par la prise en compte de toutes les espèces recensées lors de la campagne de terrain, y compris celles vues sur un seul site, ce qui influence le rendu final de l'espace en deux dimensions.

Les sites localisés dans les parcs sont davantage similaires entre eux par rapport aux autres sites (**Figure 22**) tant pour les espèces identifiées que pour leur abondance. Par exemple, les sites 5 et 13 partagent presque la même composition d'espèces avec 13 espèces communes sur les 16 présentes sur le site 5. De même, les sites 11 et 20 ont 18 espèces en commun sur les 21 espèces recensées sur le site 20. D'autre part, la variabilité au sein des parcs (dispersion des points) montre une diversité totale conséquente, ces sites pouvant fortement varier de communautés.

Par ailleurs, l'absence de clivage marqué entre les parcs et les autres sites suggère que la composition des espèces n'est pas strictement déterminée par le fait qu'un site soit un parc ou non. D'autres facteurs influencent dès lors plus les communautés lichéniques présentes et seront approfondis dans la **section 5.3** de ce document. Les autres sites (hors parcs) semblent être fortement dispersés, indiquant une forte variabilité de composition d'espèces. Ces sites présentent des contextes environnementaux différents, comme la distance aux sources de pollution (axes routiers, industries, etc.).

Certains points sont fortement isolés des autres, comme le site 18. Situé au cœur du centre-ville et entouré de nombreuses routes, ce site possède la moins grande diversité spécifique et fonctionnelle. Deux autres sites sont particulièrement éloignés : le site 1, le plus au nord de Charleroi, et le site 9, cimetière localisé au sud (**Figure 12**). Les conditions environnementales ou les facteurs anthropiques peuvent y être différents que sur les autres sites.

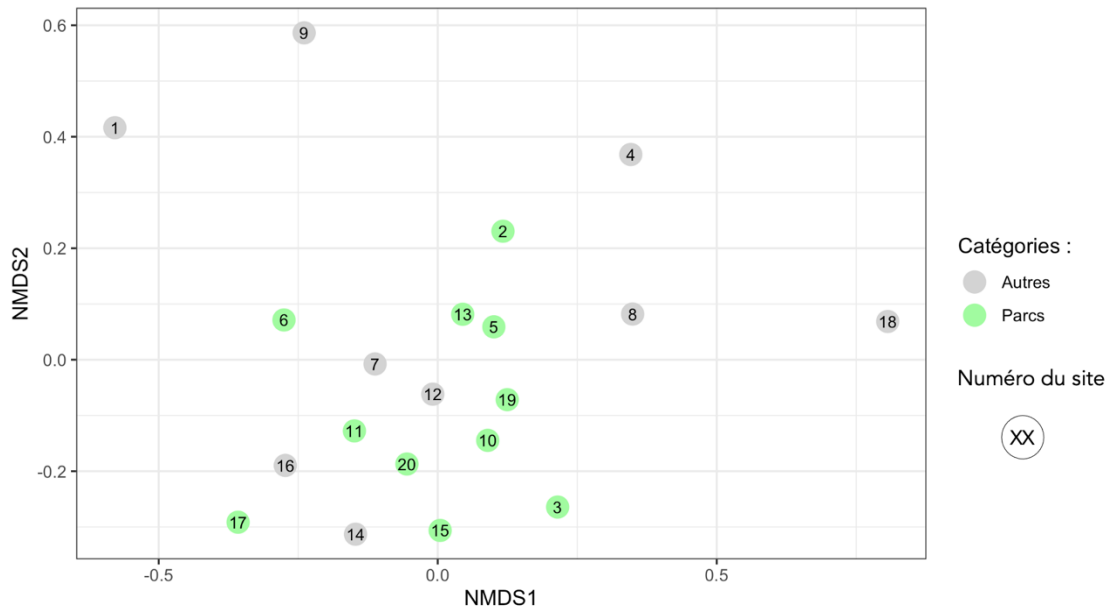


Figure 22. Analyse de proximité non-métrique pour visualiser les 20 sites échantillonnés en deux dimensions.

De plus, la représentation en deux dimensions des 49 espèces identifiées lors de la campagne de terrain confirme une fois de plus l'analyse lichénosociologique précédente puisque les espèces appartenant au *Xanthorion parietinae* sont observées le plus souvent ensemble (**Figure 23**). Les autres espèces distribuées à proximité des espèces de l'alliance dominante ont donc été observées le plus souvent avec le *Xanthorion parietinae*. Ce résultat n'est pas surprenant étant donné que ces espèces partagent les mêmes affinités écologiques. Par exemple, *Melanelixia subaurifera*, *Flavoparmelia soledians*, *Flavoparmelia caperata*, *Candelariella* sp. et *Cladonia chlorophaea* sont toutes des espèces neutrophiles, héliophiles, mésohygrophiles et mésotrophes qui sont proches des espèces du *Xanthorion parietinae*.

De la même manière, les espèces de la sous-alliance *Physcienion adscendentis* sont particulièrement regroupées sur la projection en deux dimensions, tout comme celles de l'autre sous-alliance observée à Charleroi (*Pleurostictenion acetabuli*) mise à part *Ramalina farinacea* qui a été observée une seule fois. Les espèces plus isolées, comme *Porina aenea*, *Lecanora cenisia*, *Coenogonium pineti* ou *Arthonia radiata*, ont été très peu abondantes sur les sites échantillonnés et appartiennent toutes à un groupe fonctionnel minoritaire observé à Charleroi. Ces espèces ont été présentes seulement sur un ou deux sites en très faible quantité. Les sites en question sont principalement le site 1 et 9, ce qui explique leur dissimilarité sur la **Figure 22**.

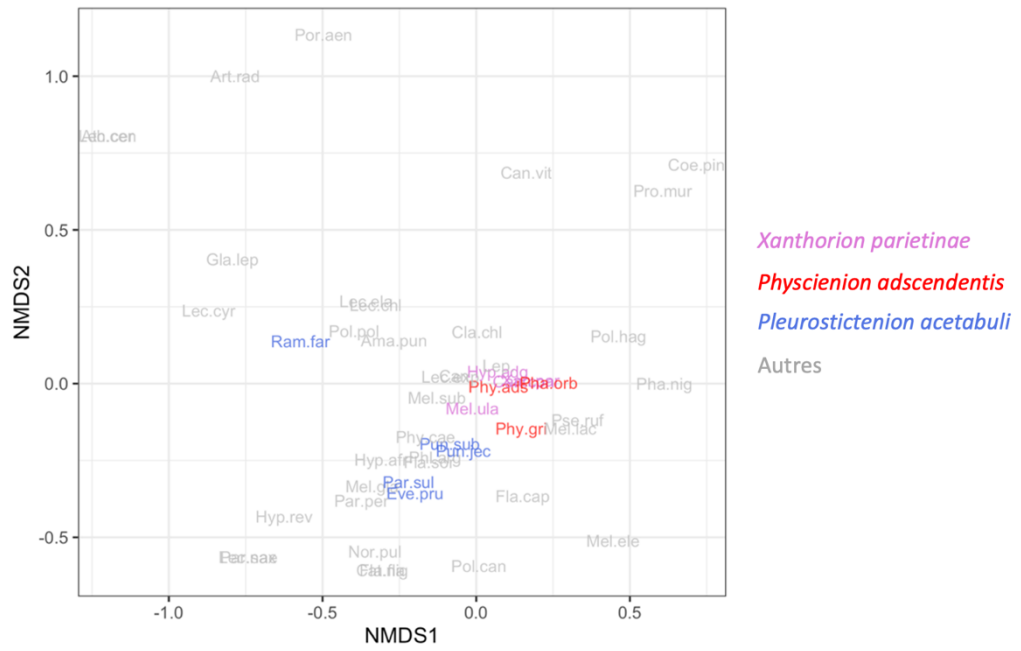


Figure 23. Analyse de proximité non-métrique pour visualiser les 49 espèces observées en deux dimensions où l’alliance dominante (*Xanthorion parietinae*) est mise en évidence.

5.3. Influence de l'environnement

L'évaluation de la diversité spécifique et fonctionnelle au moyen de divers indicateurs ainsi que l'analyse des compositions d'espèces sur les sites (à travers la NMDS notamment) permettent de mieux comprendre l'écologie des sites et leur diversité spatiale. A présent, le but est d'évaluer les dissimilarités entre les sites en considérant les caractéristiques environnementales puisque ces facteurs peuvent influencer la répartition des communautés lichéniques.

5.3.1. Paramètres environnementaux déterminant la distribution des lichens

Influence de l'espèce et la taille de l'arbre

L'étude a été effectuée sur le même groupe d'arbres possédant des écorces aux propriétés similaires afin de limiter les variabilités non liées à la pollution pouvant être induites à cause d'une différence de substrat. Sur les 80 arbres échantillonnés, 77 sont des tilleuls (*Tilia* spp.) et 3 sont des érables sycomores (*Acer pseudoplatanus*). Au-delà d'être un arbre commun en ville, le tilleul présente peu de variations de communautés de lichens même lorsque les espèces de tilleuls sont différentes (Möller et al., 2021). Cette influence peut donc être considérée comme négligeable.

L'influence de la circonférence sur la distribution des lichens a été vérifiée après la campagne sur le terrain et une corrélation négative existe entre la circonférence moyenne par site et la LDV car le modèle de régression linéaire montre une p-valeur significative ($< 0,05$). Néanmoins, le coefficient de détermination entre les deux variables est très faible ($R^2 = 0,28$). La circonférence n'explique donc pas à elle seule le recouvrement sur les troncs. De plus, un biais potentiel est apporté par deux sites dont la circonférence moyenne est particulièrement élevée alors que leur LDV est faible car ces deux sites entourent l'aéroport. Il faut aussi considérer que les arbres plus vieux (dont la circonférence est plus grande) sont principalement localisés dans des zones mieux protégées et donc soumises à un contexte local moins pollué par rapport aux zones plus développées d'un point de vue industriel. Autrement dit, si les grands arbres sont plus fréquents dans les zones moins polluées, alors l'effet observé de l'âge des arbres sur la LDV pourrait en réalité être dû à la différence de la qualité de l'air entre les sites. Aucune autre corrélation n'a pu être mise en évidence entre la circonférence du tronc et les autres indices de bioindication (**Annexe 3**).

Influence de l'orientation sur l'arbre

Toutes les faces des arbres ne présentent pas la même abondance ni la même composition d'espèces (**Figure 24**). En effet, les espèces sont en règle générale davantage présentes sur les orientations sud et ouest des arbres (plus de 50 % d'observation sur ces deux faces réunies). Cette répartition ne suit pas la même tendance pour deux espèces : *Lecanora expallens* et *Lepraria* sp. qui sont observées à 70 % au nord et à l'est.

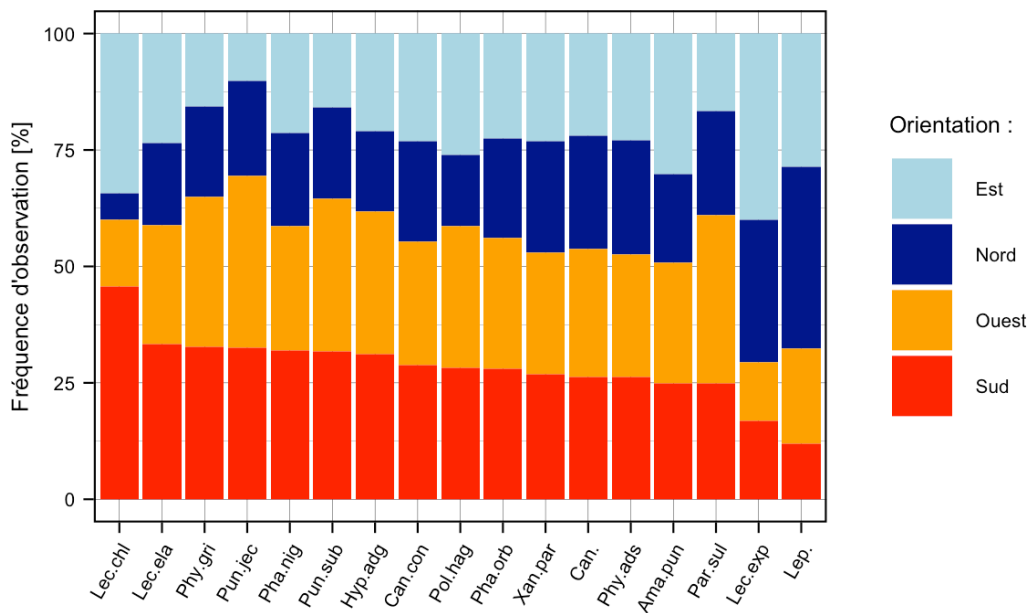


Figure 24. Fréquence d'observation selon les orientations cardinales des espèces présentes au minimum sur la moitié des sites (17 espèces sont concernées). Les abréviations utilisées pour nommer les espèces sont reprises dans l'Annexe 2.

Cette différence pourrait s'expliquer par l'écologie de l'espèce puisque chaque espèce requiert des conditions environnementales spécifiques pour se développer. Par exemple, l'exposition au soleil est plus importante au sud, favorisant ainsi les espèces héliophiles sur cette face de l'arbre par rapport au nord. La majorité des espèces étant héliophiles, il n'est donc pas surprenant d'observer ces espèces généralement au sud. De la même manière, la seule espèce sciaphile observée (*Porina aenea*) était présente à l'ouest et à l'est. Les espèces mésosciaphiles ont été identifiées dans la plupart des cas sur les orientations nord, est ou ouest mais rarement au sud.

La différence d'abondance et de composition selon les orientations pourrait également s'expliquer par l'influence du vent dans l'environnement local du site. La LDV, mesurée cette fois sur chaque orientation cardinale plutôt qu'à l'échelle du site, montre un recouvrement en général plus important sur les faces au sud et à l'ouest par rapport aux faces au nord et à l'est (**Figure 25**). Ce résultat peut s'expliquer par le rôle crucial du vent dans la dispersion des spores, favorisant ainsi la colonisation des lichens sur les faces du tronc exposées aux vents dominants, c'est-à-dire au sud et à l'ouest. Néanmoins, la distribution spatiale de la LDV par orientation varie au sein de Charleroi. Plus particulièrement, il est à noter que les trois sites bordant l'aéroport ont une LDV bien plus faible sur l'orientation exposée à la piste d'atterrissage et de décollage, ce qui suggère une influence directe de la pollution liée au trafic aérien.

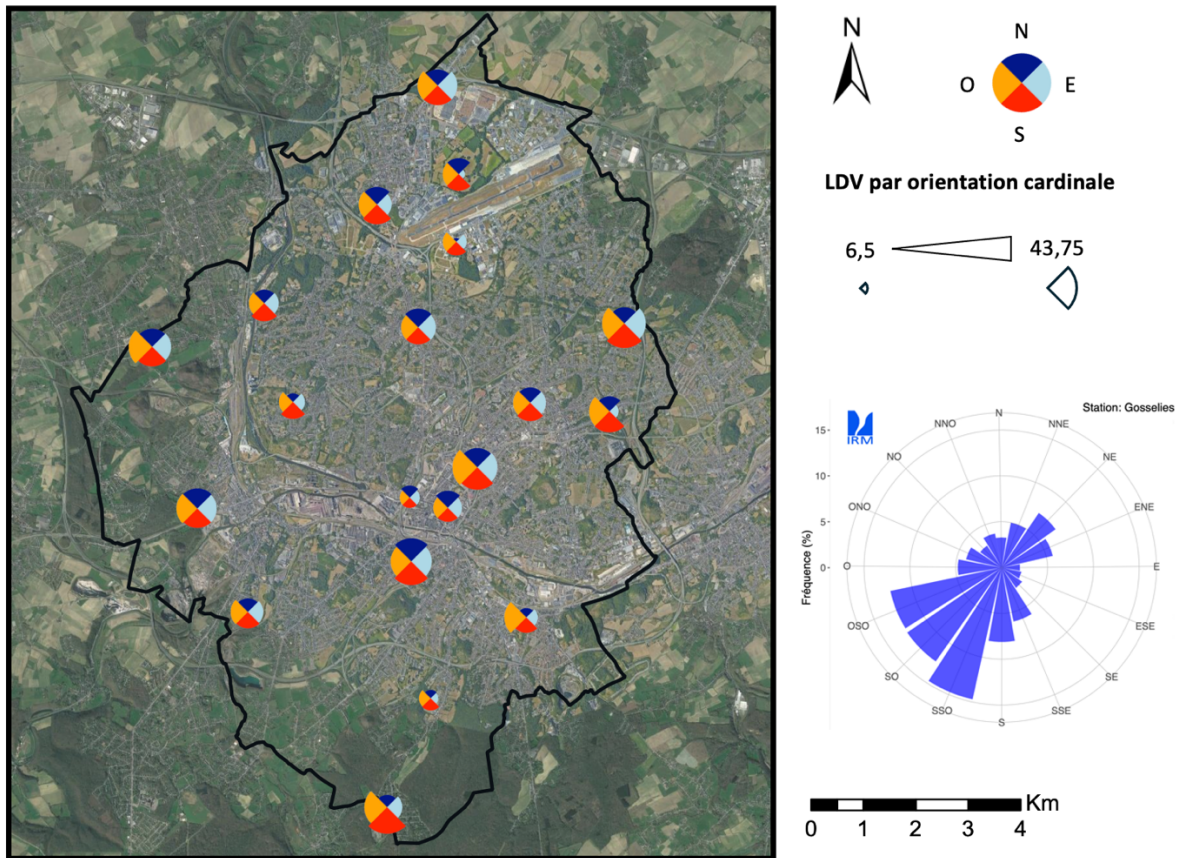


Figure 25. Répartition spatiale de la LDV par orientation cardinale sur les 20 sites échantillonnés.

Influence de l'environnement

Les communautés de lichens sont sensibles à différentes échelles aux variations de conditions environnementales, comme l'exposition au soleil ou l'humidité, ce qui peut influencer les indices de bioindication. Malgré l'effort pour réduire ces variations en sélectionnant des sites similaires (en milieu ouvert notamment), il est important de comparer les résultats entre les différents types d'environnement afin de vérifier si des changements de conditions environnementales induisent une modification de la distribution des espèces lichéniques.

Pour ce faire, une comparaison a été menée entre les 11 sites localisés dans des parcs et les 9 autres sites de l'étude. Aucune différence significative n'est observée en comparant ces deux catégories de sites. En effet, la richesse spécifique moyenne est de 19 espèces par site dans les deux cas. La diversité des espèces observées n'est pas plus riche dans les parcs puisque le nombre cumulé d'espèces différentes est de 39 dans les parcs et 40 dans les autres sites. Par ailleurs, 9 espèces ont été identifiées dans des parcs sans être vues dans les autres sites et 10 espèces ont été observées sur les autres sites sans être recensées dans les parcs. De plus, les valeurs de la LDV et de l'indice de Shannon ne sont pas significativement différentes entre les deux catégories (p -valeur > 0,05 ; **Figure 26** et **Figure 27**). Ces résultats suggèrent donc que les variations potentielles des conditions environnementales entre les parcs et les autres sites n'affectent pas la composition et la diversité des communautés de lichens.

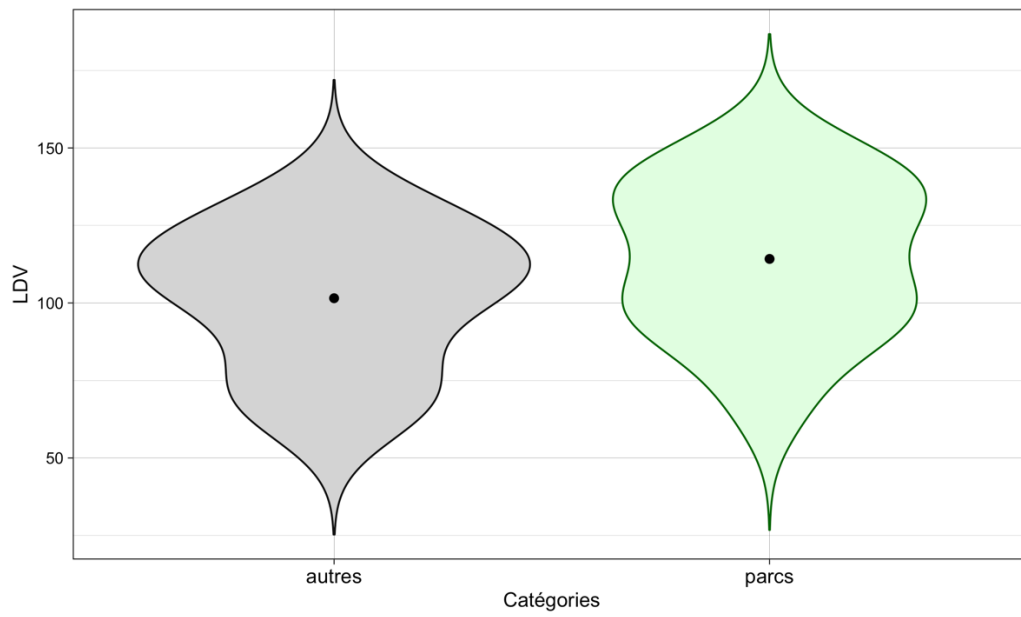


Figure 26. Comparaison de la LDV entre les 11 parcs et les 9 autres sites. La moyenne est représentée par le point noir.

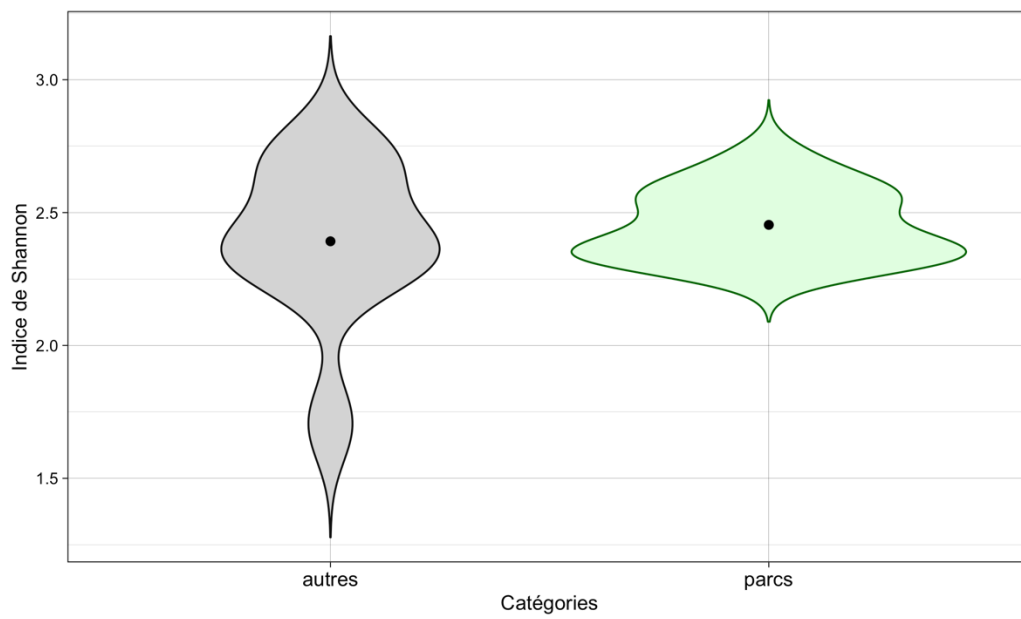


Figure 27. Comparaison de l'indice de Shannon entre les 11 parcs et les 9 autres sites. La moyenne est représentée par le point noir.

5.3.2. Polluorésistance : indice de pollution

Les abondances relatives des espèces résistantes à la pollution ont été mesurées afin d'évaluer la proportion d'espèces polluo-tolérantes, neutres ou polluo-sensibles sur chaque site (**Figure 28**). Cet indice de pollution indique la tendance d'une espèce à se développer dans un milieu fortement anthropisé, quelque que soit le type de pollution. Parmi l'ensemble des sites étudiés, les espèces polluo-tolérantes dominent largement sur l'entièreté des sites (au moins 75 % de la somme des fréquences). Ces espèces représentent en moyenne 90 % de la somme des fréquences.

Pourtant, presque autant d'espèces neutres (21 espèces différentes) ont été recensées en comparaison aux espèces polluo-tolérantes (23). Ces espèces neutres, classées comme plus ou moins sensibles à la pollution, ne sont pas fortement abondantes sur les sites, elles représentent en moyenne 9 % de la somme des fréquences. Il s'agit par exemple de *Evernia prunastri*, *Melanelixia subaurifera* ou encore *Plyctis argena*. Deux espèces de ce groupe se distinguent, *Phaeophyscia nigricans* et *Lecanora expallens*, avec une abondance totale relativement élevée (parmi les 12 espèces les plus fréquentes ; 15 et 19 % respectivement).

Les espèces polluo-sensibles, bien moins nombreuses (à peine 5), ont été observées sur seulement 9 sites sur les 20 échantillonnés et en très faible quantité. En effet, elles représentent toujours moins de 2 % de la somme des fréquences sauf sur deux sites où ces espèces représentent respectivement 6,6 et 4,8 % (**Figure 29**).

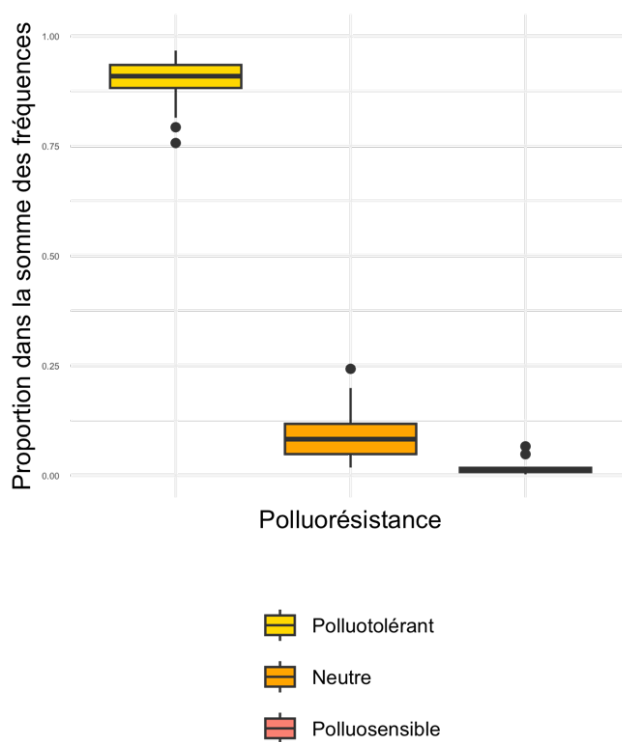


Figure 28. Analyse des communautés lichéniques à Charleroi pour la polluorésistance : proportion d'espèces polluo-tolérantes, neutres ou polluo-sensibles dans la somme des fréquences sur les 20 sites étudiés.

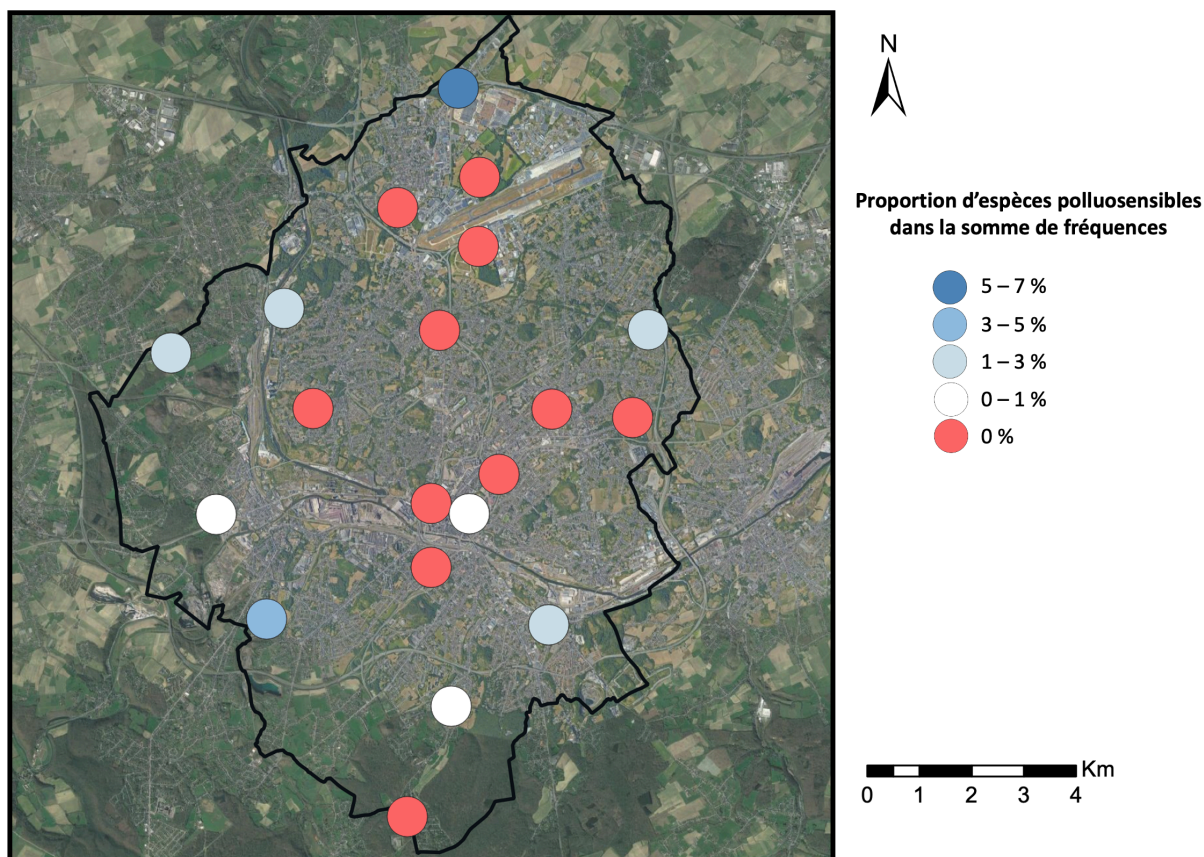


Figure 29. Répartition spatiale au sein des 20 sites échantillonnés de la proportion d'espèces polluosensibles dans la somme des fréquences d'un site.

5.3.3. Paramètres anthropiques déterminant la distribution des lichens

Après avoir identifié les facteurs environnementaux susceptibles d'influencer les résultats de bioindication, le rôle des facteurs anthropiques est étudié à l'aide d'une matrice de corrélation qui regroupe certains indices de biodiversité (richesse spécifique, LDV et indice de Shannon), indices écologiques (proportion d'espèces eutrophes et entropie quadratique de RAO), indice de pollution (proportion d'espèces polluo-tolérantes et polluosensibles) et variables urbanistiques (proportion d'artificialisation, distance à la route et distance à l'axe routier majeur ; **Figure 30**).

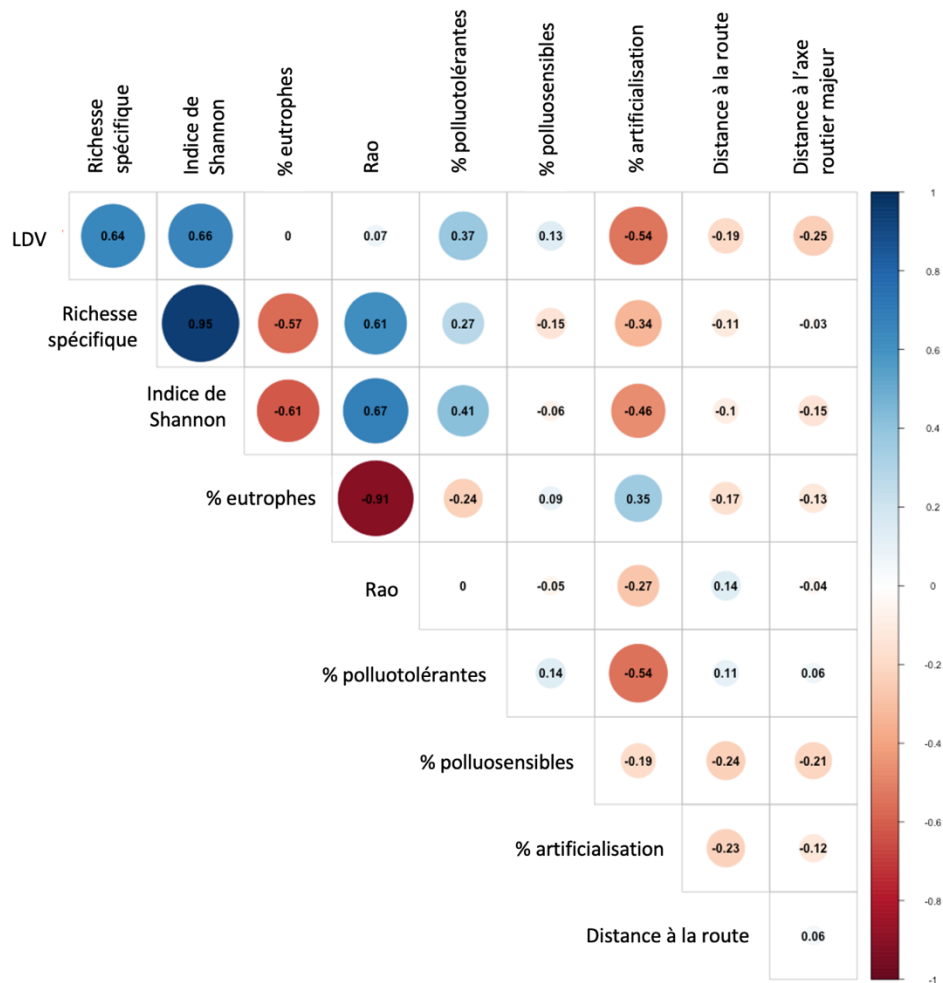


Figure 30. Matrice de corrélation regroupant certains indices de biodiversité (richesse spécifique, LDV et indice de Shannon), indices écologiques (proportion d'espèces eutrophes et entropie quadratique de RAO), indice de pollution (proportion d'espèces pollutolérantes et polluosensibles) et variables urbanistiques (proportion d'artificialisation, distance à la route et distance à l'axe routier majeur).

Influence des axes routiers

La proximité des axes routiers ne répond à aucune variable présentée dans la matrice de corrélation (**Figure 30**), bien que le secteur du transport soit une importante source de pollution. Plusieurs hypothèses pourraient expliquer ce résultat. Tout d'abord, d'autres sources de pollution jouent un rôle essentiel dans la distribution des espèces lichéniques, comme le secteur industriel. Le suivi d'une source en particulier n'est pas réalisable lorsque la pollution est plus généralisée. D'autre part, la présence de places de stationnement ou la différence du taux de fréquentation des axes routiers peuvent influencer considérablement la diversité et l'abondance lichénique. L'intensité du trafic routier serait donc un élément pertinent à considérer. Enfin, la présence de zones agricoles au nord de la commune est également susceptible de créer une contamination.

Degré d'artificialisation

L'artificialisation montre davantage de corrélation vis-à-vis de la LDV et de la proportion d'espèces polluo-tolérantes. Aucune autre variable de la matrice ne montre de dépendance à l'artificialisation lors des tests statistiques réalisés (p -valeur $> 0,05$). Cependant, bien que la corrélation entre la LDV et le degré d'artificialisation du site soit significative (p -valeur $< 0,05$), le coefficient de détermination est assez faible ($R^2 = 0,29$; **Figure 31**). La proportion d'artificialisation d'un site n'explique donc pas en grande partie le recouvrement des lichens sur les troncs.

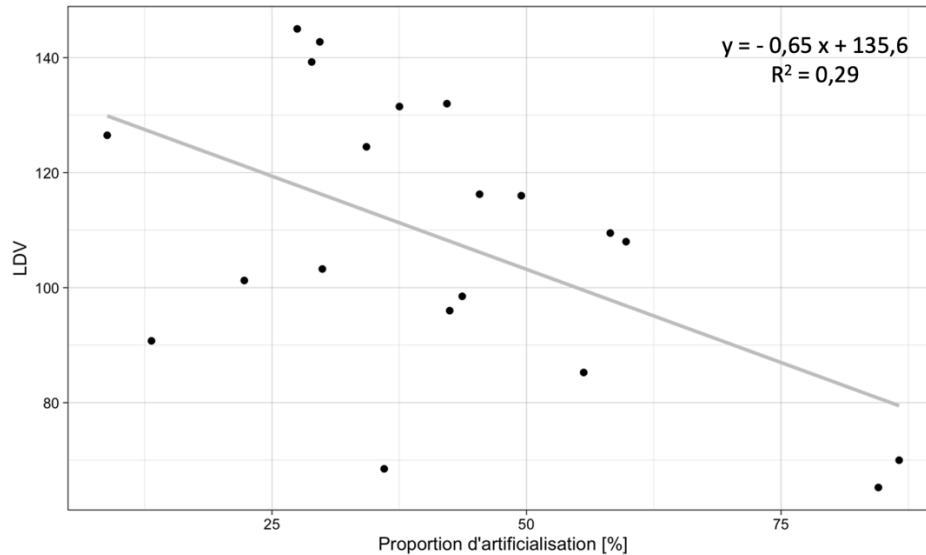


Figure 31. Corrélation entre la LDV et la proportion d'artificialisation sur les 20 sites échantillonnés.

La proportion d'espèces polluo-tolérantes sur un site et la proportion d'artificialisation montrent une corrélation négative significative (p -valeur $< 0,05$) mais à nouveau, le coefficient de détermination est faible ($R^2 = 0,29$; **Figure 32**). L'artificialisation d'un site ne suffit dès lors pas à expliquer la distribution des communautés lichéniques.

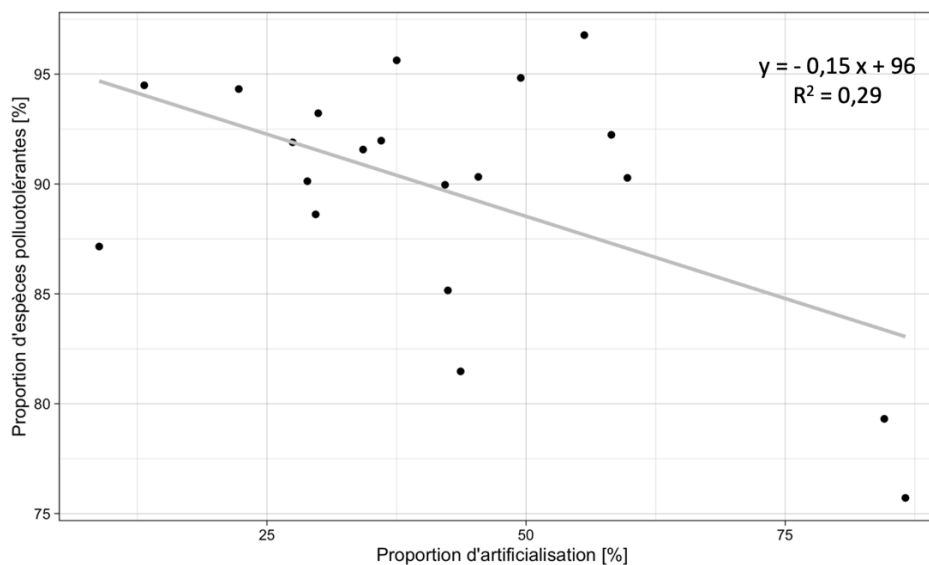


Figure 32. Corrélation entre la proportion d'espèces polluo-tolérantes sur un site et la proportion d'artificialisation sur les 20 sites échantillonnés.

5.3.4. Comparaison avec les modélisations de pollution

Les résultats de cette étude de bioindication peuvent finalement être comparés avec des cartes de modélisation des concentrations annuelles moyennes de certains polluants atmosphériques. Ces cartes offrent une représentation spatiale de la pollution grâce au réseau de stations de capteurs physico-chimiques et aux modèles de dispersion des polluants. En intégrant ces données de modélisation avec celles de bioindication, il devient possible de vérifier la cohérence et la fiabilité des résultats de cette étude, mais également d'identifier l'apport complémentaire obtenu par cette méthode de biosurveillance. Cette comparaison offre ainsi l'opportunité d'explorer les corrélations entre les communautés de lichens et les concentrations atmosphériques des polluants.

Les données de modélisations, issues de IRceline (2022), sont basées sur le modèle « ATMO-street ». Ces cartes résultent en réalité d'un couplage entre trois modèles (RIO-IFDM-OSPM)¹⁴ : (i) l'interpolation des mesures de la qualité de l'air par capteurs (méthode d'interpolation RIO) ; (ii) le calcul de la qualité de l'air sur la base des données météorologiques et des émissions de polluants atmosphériques (modèle de dispersion IFDM) et (iii) le calcul de l'impact des *street canyons* afin d'éviter de sous-estimer les concentrations dans les rues étroites à fort trafic des grands centres urbains (modèle OSPM).

Les modélisations des concentrations atmosphériques en PM₁₀, PM_{2,5} et BC sont similaires, étant donné que leurs sources d'émission (secteur industriel et transport routier) et leurs modèles de dispersion sont semblables. Les concentrations en PM₁₀, PM_{2,5} et BC sont dès lors fortement corrélés positivement. Par conséquent, uniquement la modélisation de la distribution spatiale des PM₁₀ a été utilisée car ce polluant atmosphérique est largement étudié.

De plus, les concentrations en O₃ présentent une forte anti-corrélation aux concentrations de NO₂ en raison des réactions chimiques impliquées dans la formation et la destruction de ces deux composés dans l'atmosphère. La concentration en NO₂ est plus importante à proximité des sources de pollution, telles que les axes routiers importants. Le choix s'est porté sur l'étude de la modélisation en NO₂, représentant dès lors d'une certaine manière les concentrations en O₃.

Afin d'évaluer la cohérence des indices de bioindication avec les concentrations des deux composés atmosphériques retenus, une matrice de corrélation a été effectuée (**Figure 33**). Les valeurs de concentrations en polluants ont été extraites aux coordonnées géographiques de chaque site. Plusieurs variables sont fortement corrélées aux concentrations des deux polluants, par exemple la proportion d'espèces eutrophes. La diversité fonctionnelle (mesurée par l'entropie quadratique de Rao) permet de considérer l'ensemble des caractéristiques écologiques des communautés de lichens présentes sur un site ainsi que l'abondance relative

¹⁴ <https://www.irceline.be/fr/documentation/modeles/atmo-street>

des espèces. Cet indicateur a donc été choisi pour la comparaison avec les modélisations de concentrations en polluants, étant donné la corrélation plus forte entre ces variables qu'avec un autre indice de diversité.

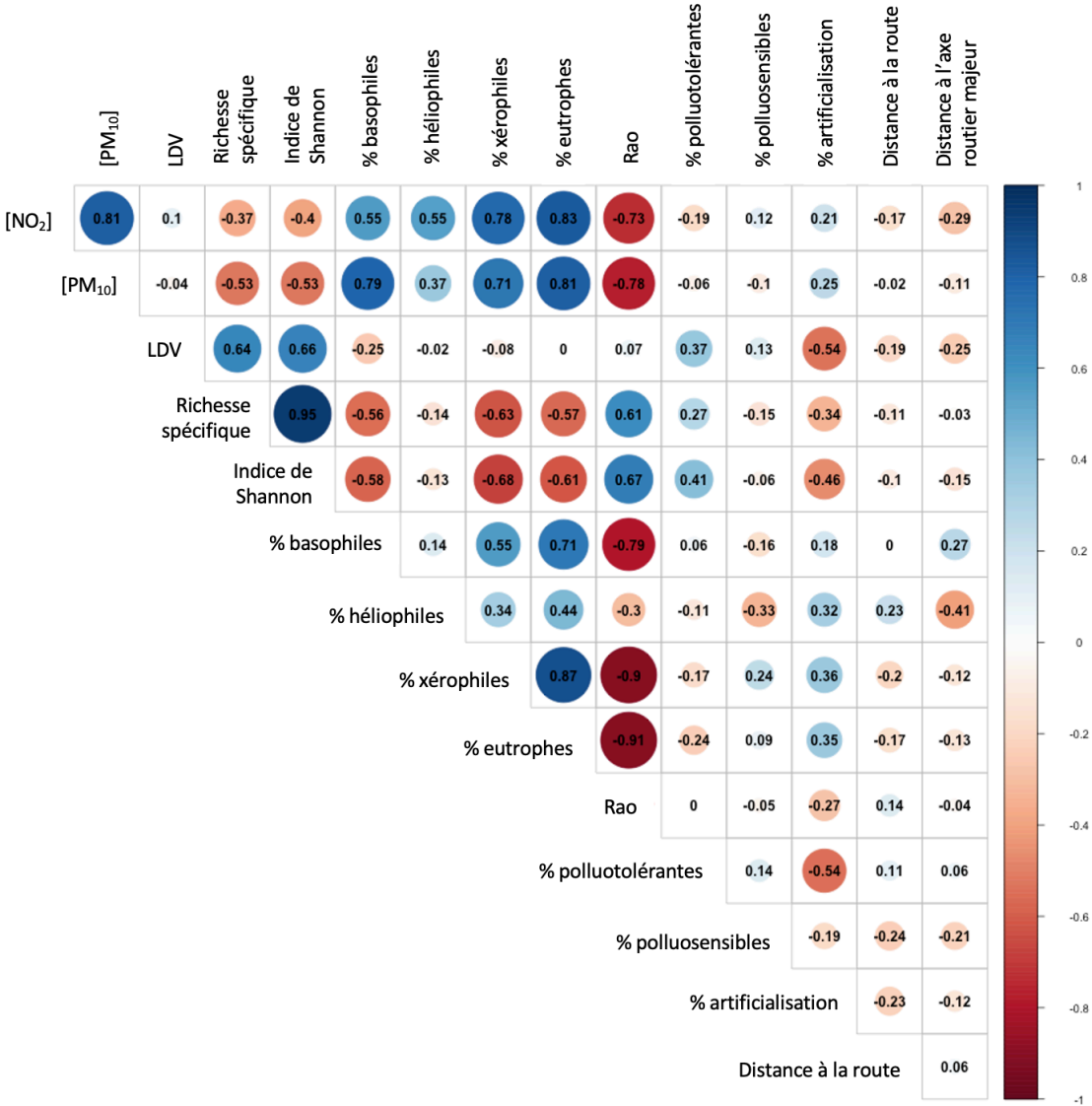


Figure 33. Matrice de corrélation regroupant les concentrations en NO₂ et PM₁₀, certains indices de biodiversité (LDV, richesse spécifique et indice de Shannon), indices écologiques (proportion d'espèces basophiles, héliophiles, xérophiles, eutrophes et entropie quadratique de RAO), indice de pollution (proportion d'espèces polluotolérantes et polluosensibles) et variables urbanistiques (proportion d'artificialisation, distance à la route et distance à l'axe routier majeur).

La diversité fonctionnelle présente une p-valeur hautement significative dans les deux cas de figure (p-valeur < 0,001). La diversité fonctionnelle diminue dès lors lorsque la concentration atmosphérique du polluant augmente (**Figure 34** et **Figure 35**). Les coefficients de détermination démontrent que la concentration du polluant explique plus de 50 % de l'entropie quadratique de Rao.

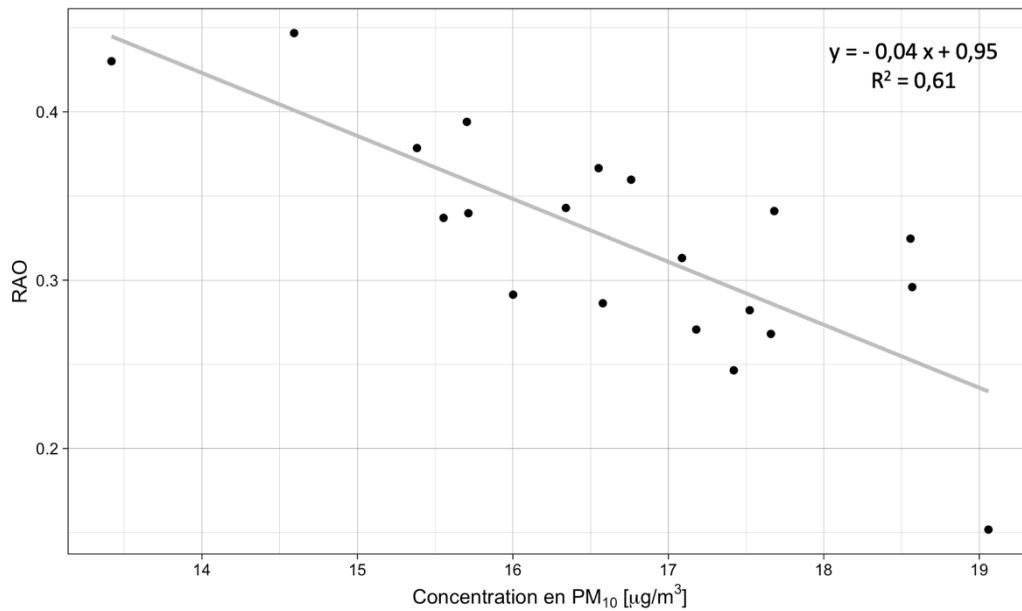


Figure 34. Corrélation entre la diversité fonctionnelle (mesurée par l'entropie quadratique de Rao) et la concentration en PM₁₀ [µg/m³] modélisée sur les 20 sites échantillonnés.

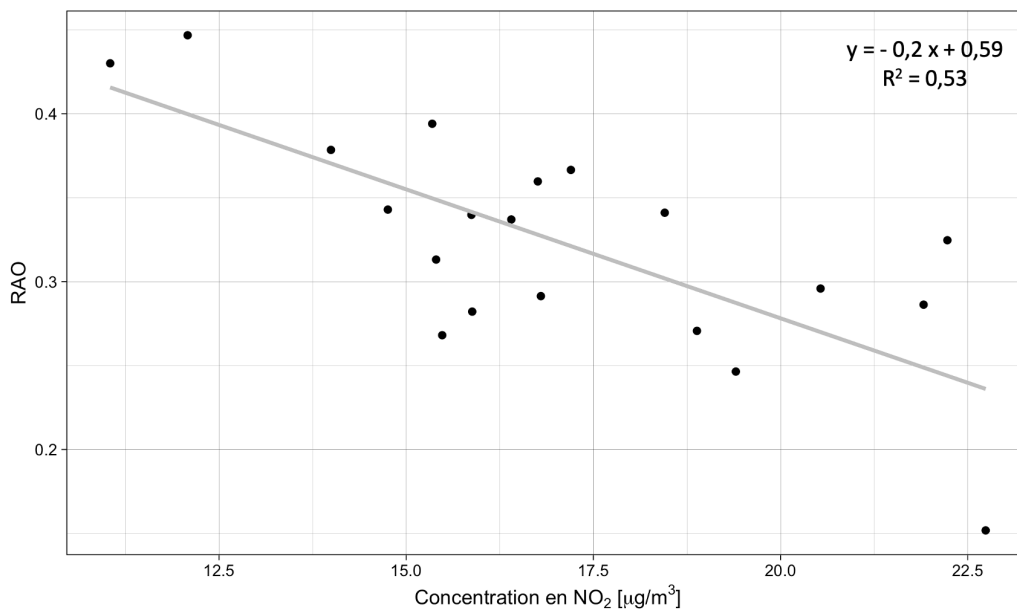


Figure 35. Corrélation entre la diversité fonctionnelle (mesurée par l'entropie quadratique de Rao) et la concentration en NO₂ [µg/m³] modélisée sur les 20 sites échantillonnés.

La représentation spatiale de ces variables permet de mieux visualiser la concordance entre les valeurs de diversité fonctionnelle obtenues sur les sites étudiés et la modélisation des concentrations en PM₁₀ et NO₂. En effet, la concentration en PM₁₀ est particulièrement élevée en centre-ville, le long des gros axes routiers et dans la zone industrielle située à l'ouest du centre (**Figure 36**) tandis que les concentrations particulièrement élevées en NO₂ sont surtout localisées à proximité des axes routiers majeurs (**Figure 37**). Il est intéressant de rappeler ici que la valeur annuelle moyenne de PM₁₀ préconisée par l'OMS vaut 15 µg/m³, ce qui n'est pas respecté dans le centre-ville et les alentours de la zone industrielle. La concentration annuelle moyenne en NO₂ recommandée par l'OMS est 10 µg/m³, ce qui n'est pas respecté sur la majorité du territoire communal.

L'entropie quadratique de Rao montre également que le centre de la commune présente une diversité fonctionnelle moins importante, traduisant l'influence négative des activités industrielles et du trafic routier sur les communautés lichéniques. En revanche, l'influence des axes routiers sur la distribution des espèces est moins visible. La pointe sud de la commune est moins concernée par la pollution de l'air que le reste du territoire, comme le montre à la fois la diversité fonctionnelle et les concentrations modélisées des deux composés. La zone englobant l'aéroport présente tout de même une diversité fonctionnelle un peu plus élevée que la moyenne et la différence de pollution entre la piste et les alentours n'y est effectivement pas si marquée.

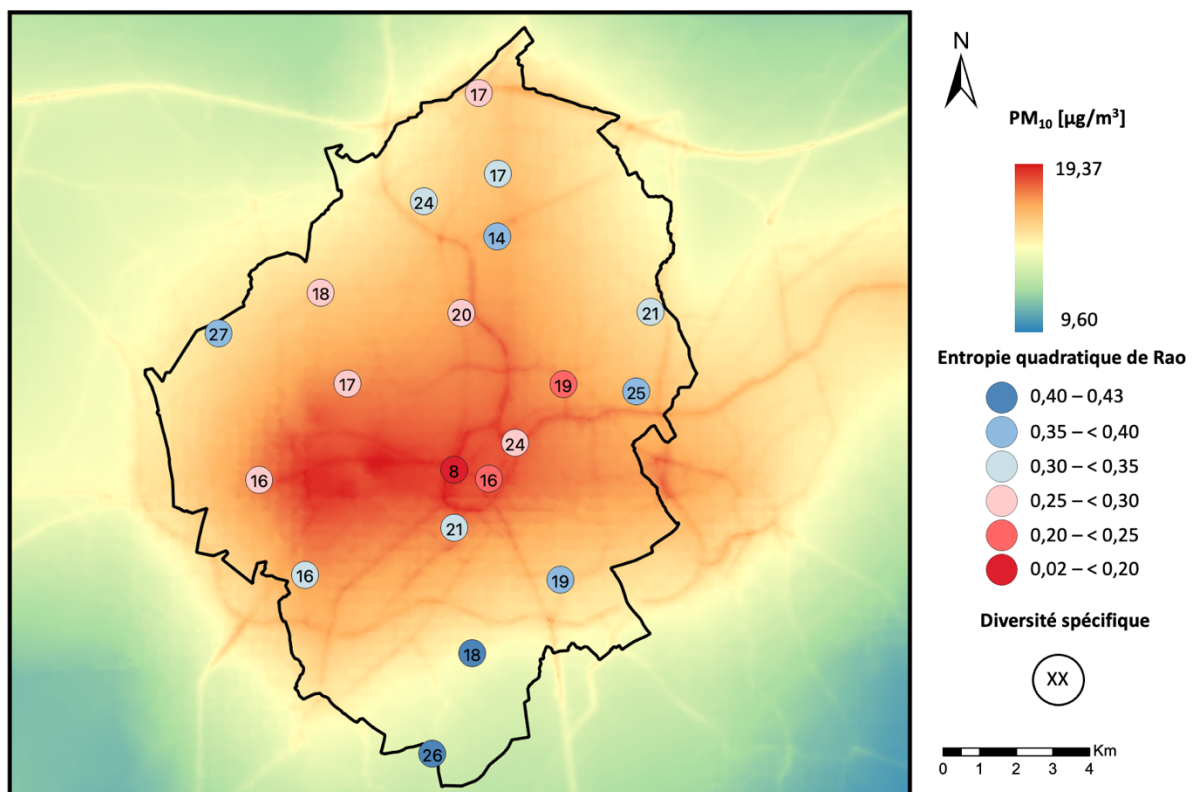


Figure 36. Modélisation des concentrations en PM₁₀ à Charleroi en comparaison avec la diversité spécifique et l'entropie quadratique de Rao sur les 20 sites échantillonnés.

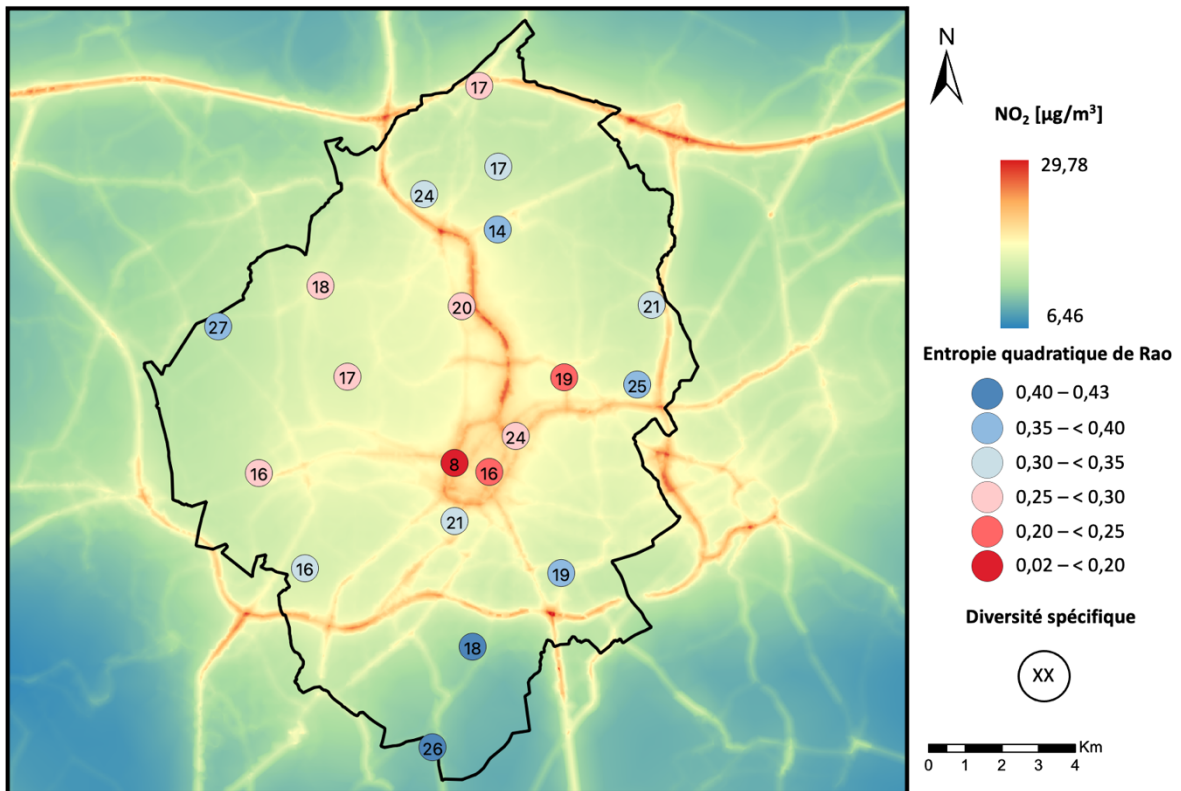


Figure 37. Modélisation des concentrations en NO₂ à Charleroi en comparaison avec la diversité spécifique et l'entropie quadratique de Rao sur les 20 sites échantillonnés.

6. Conclusion et perspectives

Dans le but d'évaluer la plus-value de la bioindication par les lichens dans le suivi de la pollution atmosphérique en milieu urbain, cette étude s'est focalisée sur la diversité lichénique et l'écologie des communautés d'espèces observées à Charleroi lors d'une campagne de terrain. Les résultats obtenus ont permis de dresser un tableau détaillé de la composition et de la répartition des lichens au sein du territoire communal. Par la suite, les résultats de bioindication ont été comparés aux modélisations des concentrations annuelles moyennes en polluants atmosphériques, basées sur les données des stations de capteurs physico-chimiques présentes sur la commune. Cette comparaison a confirmé la complémentarité de la bioindication, démontrant ainsi qu'elle peut enrichir la surveillance conventionnelle de la qualité de l'air par des capteurs en offrant une perspective intégrée dans l'espace et le temps sur l'impact des polluants.

Sur l'ensemble des sites échantillonnés, 49 espèces de lichens ont été recensées, dont quelques-unes sensibles à la pollution (mais observées en faible abondance sur peu de sites). Les différents indicateurs évalués à Charleroi ont montré une diversité lichénique proche de celle observée à Liège ou à Namur, suggérant ainsi une qualité de l'air similaire. La majorité des sites étudiés illustre une dominance claire d'espèces foliacées, héliophiles et eutrophes appartenant à l'alliance *Xanthorion parietinae* et plus précisément à la sous-alliance *Physcienion adscendentis*, comme *Physcia adscendens*/*P. tenella* et *Phaeophyscia orbicularis*. Les indices écologiques basés sur les tolérances environnementales des espèces confirment cette analyse lichénosociologique puisque les sites sont dominés par des espèces basophiles, héliophiles, xérophiles et eutrophes.

Parmi les différents indicateurs mesurés, la diversité fonctionnelle (évaluée par l'indice quadratique de Rao) se révèle être l'indicateur qui décrit au mieux la répartition spatiale de la pollution de l'air. En effet, cet indice est fortement corrélé négativement aux concentrations en polluants atmosphériques modélisées sur les sites pour les deux composés étudiés (PM_{10} et NO_2). La diversité fonctionnelle mesure la diversité des communautés écologiques en résumant l'abondance relative des espèces au sein d'une communauté tout en considérant la dissimilarité entre espèces (sur base des traits fonctionnels).

Les résultats obtenus pour les deux types de données (bioindication et modélisation des concentrations) sont cohérents. L'entropie quadratique de Rao montre des niveaux de pollutions plus importants à proximité du centre-ville (délimité par la petite ceinture de Charleroi) et de la zone industrielle localisée à l'ouest de celui-ci. La pointe sud de la commune présente une diversité fonctionnelle plus élevée (mais aussi une plus grande richesse spécifique ainsi qu'une meilleure équitabilité entre espèces) soulignant donc de moins grandes perturbations environnementales. Le sud de la commune est également moins artificialisé et les vents dominants venant du sud-ouest, cette zone de Charleroi est moins exposée aux polluants atmosphériques.

Cet indicateur de diversité fonctionnelle est dès lors pertinent à utiliser en bioindication pour mieux capturer l'hétérogénéité spatiale présente en milieu urbain. La bioindication, et de manière plus générale la biosurveillance, s'avère alors être une méthode complémentaire aux mesures par capteurs physico-chimiques qui peut se révéler particulièrement utile lorsque le nombre de capteurs est insuffisant à la réalisation d'une modélisation fiable. La bioindication intègre une multitude de polluants à travers le temps et évalue l'état global d'un environnement. Grâce à la densité d'échantillonnage plus importante que celle des stations de mesures conventionnelles, l'incertitude associée aux modèles d'extrapolation des concentrations de polluants est réduite.

Afin d'améliorer les résultats obtenus dans cette étude, plusieurs pistes sont envisageables. Tout d'abord, en vue de mieux prendre en compte l'influence des axes routiers sur les communautés lichéniques, il faudrait considérer l'intensité du trafic routier pour saisir les différences entre les axes routiers. De plus, il serait intéressant de répéter davantage le suivi de la pollution de l'air par bioindication dans d'autres agglomérations belges et européennes afin de comparer la diversité fonctionnelle entre les zones étudiées. L'entropie quadratique de Rao s'avère être un indicateur plus pertinent à prendre en compte que le recouvrement des lichens sur les troncs (mesurée à travers la LDV). En effet, bien que la LDV soit fréquemment employée (indicateur de référence dans le protocole européen), elle ne permet pas de tenir compte de la différence écologique entre les espèces présentes. Enfin, une réévaluation de la qualité de l'air dans plusieurs années sur la commune de Charleroi en suivant le même protocole serait pertinente pour déterminer comment la pollution atmosphérique évolue dans le temps. Cette répétition permettrait d'évaluer l'efficacité des mesures de gestion prises pour limiter les risques associés aux polluants.

Références

- Agnan, Y., Probst, A., & Séjalon-Delmas, N. (2017). Evaluation of lichen species resistance to atmospheric metal pollution by coupling diversity and bioaccumulation approaches: A new bioindication scale for French forested areas. *Ecological Indicators*, 72, 99–110. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.006>
- Armstrong. (2011). The biology of the crustose lichen *Rhizocarpon geographicum*. *Symbiosis*, 55(2), 53–67. <https://doi.org/10.1007/s13199-011-0147-x>
- Armstrong, & Bradwell. (2010). Growth of Crustose Lichens: A Review. *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography*, 92(1), 3–17. <https://doi.org/10.1111/j.1468-0459.2010.00374.x>
- Armstrong, & Bradwell. (2011). Growth of foliose lichens: A review. *Symbiosis*, 53(1), 1–16. <https://doi.org/10.1007/s13199-011-0108-4>
- Asta, J., Erhardt, W., Ferretti, M., Fornasier, F., Kirschbaum, U., Nimis, P. L., Purvis, O. W., Pirintsos, S., Scheidegger, C., Van Haluwyn, C., & Wirth, V. (2002). Mapping Lichen Diversity as an Indicator of Environmental Quality. In P. L. Nimis, C. Scheidegger, & P. A. Wolseley (Eds.), *Monitoring with Lichens—Monitoring Lichens* (pp. 273–279). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-010-0423-7_19
- Bellucci, F., Bogner, J. E., & Sturchio, N. C. (2012). Greenhouse Gas Emissions at the Urban Scale. *Elements*, 8(6), 445–449. <https://doi.org/10.2113/gselements.8.6.445>
- Block, W. M., Brennan, L. A., & Gutiérrez, R. J. (1987). Evaluation of guild-indicator species for use in resource management. *Environmental Management*, 11(2), 265–269. <https://doi.org/10.1007/BF01867205>
- Bogges, L. M., McCain, C. M., Manzitto-Tripp, E. A., Pearson, S. M., & Lendemer, J. C. (2024). Disturbance and diversity: Lichen species richness decreases with increasing anthropogenic disturbance. *Biological Conservation*, 293, 110598. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110598>
- Botta-Dukát, Z. (2005). Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science*, 16(5), 533–540. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2005.tb02393.x>
- Burns, D. A., Aherne, J., Gay, D. A., & Lehmann, C. M. B. (2016). Acid rain and its environmental effects: Recent scientific advances. *Atmospheric Environment*, 146, 1–4. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.10.019>
- Carignan, V., & Villard, M.-A. (2002). Selecting Indicator Species to Monitor Ecological Integrity: A Review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 78(1), 45–61. <https://doi.org/10.1023/A:1016136723584>
- CEN. (2012). *Air quality -Biomonitoring with lichens -Assessing epiphytic lichen diversity*.
- Conseil de l'Union Européenne. (1996). *Directive 96/69/CE du Conseil de l'Union Européenne concernant l'évaluation et la gestion de la qualité de l'air ambiant*. <https://www.irceline.be/fr/documentation/legislation/eu-directives/directive199662>
- Conseil de l'Union Européenne. (2008). *Directive 2008/50/CE du Conseil de l'Union*

- Européenne concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe*. <https://www.irceline.be/fr/documentation/legislation/eu-directives/directive-2008-50-ce>
- Conseil de l'Union Européenne. (2016). *Directive 2016/2284 du Conseil de l'Union Européenne concernant la réduction des émissions nationales de certains polluants atmosphériques*. <https://www.irceline.be/fr/documentation/legislation/eu-directives/directive-2016-2284-eu>
- Conti, M. E., & Cecchetti, G. (2001). Biological monitoring: Lichens as bioindicators of air pollution assessment — a review. *Environmental Pollution*, 114(3), 471–492. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(00\)00224-4](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00224-4)
- Counoy, H., Turcati, L., Lorrillière, R., Bénateau, S., Maalouf, J.-P., Agnello, G., Turpin, S., & Agnan, Y. (2023). Performance evaluation and applicability of Lichens GO, a citizen science-based protocol for urban air quality monitoring. *Ecological Indicators*, 150. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110269>
- Cullen, P. (1990). Biomonitoring and environmental management. *Environmental Monitoring and Assessment*, 14(2), 107–114. <https://doi.org/10.1007/BF00677911>
- Daly, A., & Zannetti, P. (2007). *An Introduction to Air Pollution – Definitions, Classifications, and History*.
- Danlos, A. (2018). *Polluants et dispersion atmosphérique*.
- Daw, A. S. (2019, February 28). *Global Warming Potential & its Importance*. International Journal for Empirical Education and Research. <https://journals.seagullpublications.com/ijeer>
- DI-POL, N. (2018). *Evaluation de la diversité des lichens épiphytes sur le territoire de cinq communes de la plaine d'Alsace*. Atmo Grand Est.
- Dirnböck, T., Grandin, U., Bernhardt-Römermann, M., Beudert, B., Canullo, R., Forsius, M., Grabner, M.-T., Holmberg, M., Kleemola, S., Lundin, L., Mirtl, M., Neumann, M., Pompei, E., Salemaa, M., Starlinger, F., Staszewski, T., & Uziębło, A. K. (2014). Forest floor vegetation response to nitrogen deposition in Europe. *Global Change Biology*, 20. <https://doi.org/10.1111/gcb.12440>
- EEA. (2020, November 23). *Air quality in Europe—2020 report—European Environment Agency* [Publication]. <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2020-report>
- EEA. (2022, October 25). *Sources and emissions of air pollutants in Europe—European Environment Agency* [Briefing]. <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2021/sources-and-emissions-of-air>
- European Commission. (2023, November 29). *Air Quality—European Commission*. https://environment.ec.europa.eu/topics/air/air-quality_en
- European Environment Agency. (2023). *European Union emission inventory report 1990-2021—Under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (Air Convention)*.
- Falla, J., Laval-Gilly, P., Henryon, M., Morlot, D., & Ferard, J. (2000). Biological Air Quality Monitoring: A Review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 64(3), 627–644.

<https://doi.org/10.1023/A:1006385924945>

Fowler, D., Brimblecombe, P., Burrows, J., Heal, M. R., Grennfelt, P., Stevenson, D. S., Jowett, A., Nemitz, E., Coyle, M., Liu, X., Chang, Y., Fuller, G. W., Sutton, M. A., Klimont, Z., Unsworth, M. H., & Vieno, M. (2020). A chronology of global air quality. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 378(2183), 20190314. <https://doi.org/10.1098/rsta.2019.0314>

Giordani, P., Brunialti, G., & Alleleo, D. (2002). Effects of atmospheric pollution on lichen biodiversity (LB) in a Mediterranean region (Liguria, northwest Italy). *Environmental Pollution*, 118(1), 53–64. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00275-5](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00275-5)

Giordani, P., Calatayud, V., Stofer, S., & Granke, O. (2011). *Epiphytic lichen diversity in relation to atmospheric deposition*. 128–143.

Giordani, P., Malaspina, P., Benesperi, R., Incerti, G., & Nascimbene, J. (2019). Functional over-redundancy and vulnerability of lichen communities decouple across spatial scales and environmental severity. *Science of The Total Environment*, 666, 22–30. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.187>

Gombert, S. (1999). *Utilisation de la bioindication lichénique dans l'estimation de la qualité de l'air de l'agglomération grenobloise: Étude à différents niveaux d'organisation biologique* [These de doctorat, Université Joseph Fourier (Grenoble; 1971-2015)]. <https://theses.fr/1999GRE10184>

Hawksworth, D. L. (1970). Lichens as litmus for air pollution: A historical review. *International Journal of Environmental Studies*. <https://doi.org/10.1080/00207237108709429>

Hawksworth, D. L., & Rose, F. (1970). Qualitative Scale for estimating Sulphur Dioxide Air Pollution in England and Wales using Epiphytic Lichens. *Nature*, 227(5254), 145–148. <https://doi.org/10.1038/227145a0>

Honegger, R. (2003). Functional Aspects Of The Lichen Symbiosis. *Ann. Rev. Pl. Physiol. Molec. Biol.*, 42, 553–578. <https://doi.org/10.1146/annurev.pp.42.060191.003005>

Idrees, Z., & Zheng, L. (2020). Low cost air pollution monitoring systems: A review of protocols and enabling technologies. *Journal of Industrial Information Integration*, 17, 100123. <https://doi.org/10.1016/j.jii.2019.100123>

IPCC. (2007). *Direct Global Warming Potentials—AR4 WGI Chapter 2: Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing*. https://archive.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/en/ch2s2-10-2.html

IWEPS. (2023). *WalStat—Détail de l'entité CHARLEROI (Commune)*. https://walstat.iweps.be/walstat-fiche-entite.php?entite_id=52011

Juginović, A., Vuković, M., Aranza, I., & Biloš, V. (2021). Health impacts of air pollution exposure from 1990 to 2019 in 43 European countries. *Scientific Reports*, 11(1), 22516. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-01802-5>

Kim, K.-H., Kabir, E., & Kabir, S. (2015). A review on the human health impact of airborne particulate matter. *Environment International*, 74, 136–143. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.005>

- L'Institut royal météorologique. (2023). https://www.meteo.be/resources/climatology/climateCity/pdf/climate_INS52011_9120_fr.pdf.
https://www.meteo.be/resources/climatology/climateCity/pdf/climate_INS52011_9120_fr.pdf
- Llop, E., Pinho, P., Matos, P., Pereira, M. J., & Branquinho, C. (2012). The use of lichen functional groups as indicators of air quality in a Mediterranean urban environment. *Ecological Indicators*, 13(1), 215–221. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.005>
- Luo, X., Bing, H., Luo, Z., Wang, Y., & Jin, L. (2019). Impacts of atmospheric particulate matter pollution on environmental biogeochemistry of trace metals in soil-plant system: A review. *Environmental Pollution*, 255, 113138. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113138>
- Manisalidis, I., Stavropoulou, E., Stavropoulos, A., & Bezirtzoglou, E. (2020). Environmental and Health Impacts of Air Pollution: A Review. *Frontiers in Public Health*, 8. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2020.00014>
- Mariraj Mohan, S. (2016). An overview of particulate dry deposition: Measuring methods, deposition velocity and controlling factors. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 13(1), 387–402. <https://doi.org/10.1007/s13762-015-0898-7>
- Markert, Prof. Dr. B., Breure, A., & Zechmeister, H. (2003). Bioindicators and Biomonitors: Principles, Concepts and Applications. *Trace Metals and Other Contaminants in the Environment*, 6, 15–25.
- Martellos, S., Conti, M., & Nimis, P. L. (2023). Aggregation of Italian Lichen Data in ITALIC 7.0. *Journal of Fungi*, 9(5), Article 5. <https://doi.org/10.3390/jof9050556>
- Maskell, L., Smart, S., Bullock, J., Thompson, K., & Stevens, C. (2010). Nitrogen deposition causes widespread loss of species richness in British habitats. *Global Change Biology*, 16. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02022.x>
- Menz, F. C., & Seip, H. M. (2004). Acid rain in Europe and the United States: An update. *Environmental Science & Policy*, 7(4), 253–265. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2004.05.005>
- Möller, T., Oldeland, J., & Schultz, M. (2021). The value of alien roadside trees for epiphytic lichen species along an urban pollution gradient. *Journal of Urban Ecology*, 7. <https://doi.org/10.1093/jue/juab025>
- Nash III, T. H. (2008). *Lichen Biology* (Cambridge University Press).
- Nazridoust, K., & Ahmadi, G. (2006). Airflow and pollutant transport in street canyons. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, 94(6), 491–522. <https://doi.org/10.1016/j.jweia.2006.01.012>
- Nimis, P. L., Scheidegger, C., & Wolseley, P. (2002). Monitoring with Lichens—Monitoring Lichens. In *Bryologist* (Vol. 105). [https://doi.org/10.1639/0007-2745\(2002\)105\[0501:\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1639/0007-2745(2002)105[0501:]2.0.CO;2)
- OMS. (2022, December 19). *Qualité de l'air ambiant et santé*. [https://www.who.int/fr/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/fr/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)
- Ortiz, A. G., Gsella, A., Guerreiro, C., Soares, J., & Horálek, J. (2021). *ETC/ATNI Report 10/2021: Health risk assessments of air pollution. Estimations of the 2019 HRA, benefit analysis of reaching specific air quality standards and more.*

- <https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-atni/products/etc-atni-reports/etc-atni-report-10-2021-health-risk-assessments-of-air-pollution-estimations-of-the-2019-hra-benefit-analysis-of-reaching-specific-air-quality-standards-and-more>
- Polivka, B. J. (2018). The Great London Smog of 1952. *The American Journal of Nursing*, 118(4), 57–61. <https://doi.org/10.1097/01.NAJ.0000532078.72372.c3>
- Rappart, D. J. (1990). Challenges in the Detection and Diagnosis of Pathological Change in Aquatic Ecosystems. *Journal of Great Lakes Research*, 16(4), 609–618. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(90\)71448-7](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(90)71448-7)
- Rocha, B., Matos, P., Giordani, P., Piret, L., Branquinho, C., Casanelles-Abella, J., Aleixo, C., Deguines, N., Hallikma, T., Laanisto, L., Moretti, M., Alós Ortí, M., Samson, R., Tryjanowski, P., & Pinho, P. (2022). Modelling the response of urban lichens to broad-scale changes in air pollution and climate. *Environmental Pollution*, 315, 120330. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120330>
- Seitzinger, S. P., & Phillips, L. (2017). Nitrogen stewardship in the Anthropocene. *Science*, 357(6349), 350–351. <https://doi.org/10.1126/science.aao0812>
- Sérusiaux, E., Diederich, P., & Lambinon, J. (2004). *Sérusiaux E., Diederich P., Lambinon J. (2004) Les macrolichens de Belgique, du Luxembourg et du nord de la France: Clés de Détermination* (Musée d'histoire naturelle Luxembourg.).
- Service public fédéral intérieur. (2024). https://www.ibz.rrn.fgov.be/fileadmin/user_upload/fr/pop/statistiques/stat-1-1_f.pdf. https://www.ibz.rrn.fgov.be/fileadmin/user_upload/fr/pop/statistiques/stat-1-1_f.pdf
- Shaaban, M. (2024). Acidic Soils. In A. Núñez-Delgado (Ed.), *Planet Earth: Scientific Proposals to Solve Urgent Issues* (pp. 293–306). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-031-53208-5_13
- Sipman, H. J. M., & Aptroot, A. (2001). Where are the missing lichens? *Mycological Research*, 105(12), 1433–1439. <https://doi.org/10.1017/S0953756201004932>
- Smith, C. W. (2009). *The lichens of Great Britain and Ireland*. British Lichen Society.
- Smucker, N. J., & Vis, M. L. (2011). Spatial factors contribute to benthic diatom structure in streams across spatial scales: Considerations for biomonitoring. *Ecological Indicators*, 11(5), 1191–1203. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.12.022>
- Spier, L., van Dobben, H., & van Dort, K. (2010). Is bark pH more important than tree species in determining the composition of nitrophytic or acidophytic lichen floras? *Environmental Pollution*, 158(12), 3607–3611. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.08.008>
- SPW. (2021). *Sites industriels à risque et à fort potentiel de pollution—État de l'environnement wallon*. Etat de l'environnement wallon. http://etat.environnement.wallonie.be/cms/render/live/fr_BE/sites/eew/contents/indicatorsheets/INDUS_6.html
- SPW. (2023). *WalOnMap*. <http://geoportail.wallonie.be/walonmap>
- SPW mobilité. (2021). *TRANSPORT FLUVIAL DE MARCHANDISES EN WALLONIE : RAPPORT STATISTIQUE 2021*.

- Stapper, N., & John, V. (2015). Monitoring climate change with lichens as bioindicators. *Pollution Atmosphérique*. <https://doi.org/10.4267/pollution-atmospherique.4936>
- Tassilo, F., & Hawksworth, D. (2007). Biodiversity of lichens, including a world-wide analysis of checklist data based on Takhtajan's floristic regions. *Biodiversity and Conservation*, *16*, 85–98. <https://doi.org/10.1007/s10531-006-9142-6>
- UNECE. (2023). *The 1985 Helsinki Protocol on the Reduction of Sulphur Emissions or their Transboundary Fluxes by at least 30 per cent* | UNECE. <https://unece.org/environment-policy/air/1985-helsinki-protocol-reduction-sulphur-emissions-or-their-transboundary>
- Van der Wat, L., & Forbes, P. B. C. (2015). Lichens as biomonitors for organic air pollutants. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, *64*, 165–172. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2014.09.006>
- Van Esch, M. (2015). Designing the Urban Microclimate. A framework for a design-decision support tool for the dissemination of knowledge on the urban microclimate to the urban design process. *A+BE: Architecture and the Built Environment*, *5*. <https://doi.org/10.7480/abe.2015.6>
- Van Gestel, C. A. M., & Van Brummelen, T. C. (1996). Incorporation of the biomarker concept in ecotoxicology calls for a redefinition of terms. *Ecotoxicology*, *5*(4), 217–225. <https://doi.org/10.1007/BF00118992>
- Van Haluwyn, C. (2010). *La sociologie des lichens corticoles en Europe depuis Klement (1955) et Barkman (1958). Essai de synthèse*. Association Française de Lichénosociologie.
- Van Haluwyn, C., Asta, J., & Gavériaux, J.-P. (2013). *Guide des lichens de France: Lichens des arbres* (Belin).
- Van Haluwyn, C., & Lerond, M. (1993). *Guide des lichens* (Editions Lechevalier).
- van Herk, C. M. (2001). Bark pH and susceptibility to toxic air pollutants as independent causes of changes in epiphytic lichen composition in space and time. *The Lichenologist*, *33*(5), 419–441. <https://doi.org/10.1006/lich.2001.0337>
- Warfvinge, P., Falkengren-Grerup, U., Sverdrup, H., & Andersen, B. (1993). Modelling long-term cation supply in acidified forest stands. *Environmental Pollution*, *80*(3), 209–221. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(93\)90041-L](https://doi.org/10.1016/0269-7491(93)90041-L)
- WHO. (2021). *WHO global air quality guidelines. Particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. Executive summary*. <https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/345334/9789240034433-eng.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Wolseley, P., Sutton, M. A., Leith, I. D., & Dijk, N. (2010). Epiphytic lichens as indicators of ammonia concentrations across the UK. *Bibliotheca Lichenologica*, *105*, 75–85.
- Yi, W. Y., Lo, K. M., Mak, T., Leung, K. S., Leung, Y., & Meng, M. L. (2015). A Survey of Wireless Sensor Network Based Air Pollution Monitoring Systems. *Sensors*, *15*(12), Article 12. <https://doi.org/10.3390/s151229859>
- Yuan, C., Ng, E., & Norford, L. K. (2014). Improving air quality in high-density cities by understanding the relationship between air pollutant dispersion and urban morphologies. *Building and Environment*, *71*, 245–258. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2013.10.008>

Annexes

Annexe 1. Sommes des fréquences par espèce sur les 20 sites échantillonnés.

Sites	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
<i>Xanthoria parietina</i>	75	39	65	30	73	77	33	67	9	54	80	68	52	60	37	72	50	63	39	61
<i>Physcia tenella</i> / <i>P. adscendens</i>	72	22	29	3	75	80	45	75	16	52	80	77	29	49	43	80	62	26	29	69
<i>Lecidella elaeochroma</i>	77	0	0	2	7	33	9	5	4	1	1	8	1	1	0	5	4	0	0	0
<i>Candelaria concolor</i>	42	33	73	64	80	69	49	16	6	70	79	46	48	37	40	19	20	27	60	79
<i>Candelariella</i> sp.	29	20	12	16	44	66	17	39	16	21	44	20	35	41	10	32	72	0	18	35
<i>Athallia cerinella</i>	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Amandinea punctata</i>	62	18	1	0	15	47	13	0	52	4	13	8	10	5	15	32	19	0	11	18
<i>Lecanora chlorotera</i> sl.	7	0	0	1	5	7	6	0	10	0	4	3	1	0	0	5	2	0	0	2
<i>Hyperphyscia adglutinata</i>	28	11	29	28	56	28	28	44	35	73	34	41	20	51	4	51	43	8	19	30
<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	32	45	75	60	75	46	56	59	10	80	79	74	57	67	43	58	42	80	77	76
<i>Polycauliona polycarpa</i>	3	2	0	0	0	16	0	0	1	0	1	0	0	0	2	0	2	0	0	1
<i>Lecania cyrtella</i>	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	10	0	0	0	0
<i>Glaucumaria leptyroides</i>	33	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0
<i>Arthonia radiata</i>	5	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Melanelixia glabrata</i>	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	17	10	6	19	0	0	6
<i>Punctelia subrudecta</i> / <i>P. borrieri</i>	1	3	29	0	7	23	18	1	0	25	24	29	9	23	6	28	30	0	6	34
<i>Lecanora cenisia</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phaeophyscia nigricans</i>	0	0	0	2	0	0	6	5	4	11	31	15	2	0	12	0	0	68	61	15
<i>Physconia grisea</i>	0	0	30	12	39	1	37	13	1	19	14	14	12	30	60	21	9	3	44	68
<i>Phlyctis argena</i>	0	1	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	17	0	0	1
<i>Lecanora expallens</i>	0	19	12	4	19	15	26	0	46	14	18	0	17	15	34	28	24	0	7	11
<i>Lepraria</i> sp.	0	43	20	55	3	0	51	40	41	8	3	2	63	23	53	25	50	0	15	25
<i>Punctelia jeckeri</i>	0	0	17	2	2	7	10	0	0	6	10	4	0	11	0	12	1	0	3	28
<i>Flavoparmelia caperata</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3

Polyozosia hagenii	0	12	0	24	0	11	2	22	0	6	4	4	0	5	1	0	0	5	0	0
Parmelia sulcata	0	0	2	0	0	6	1	1	0	1	15	5	0	7	5	18	17	0	0	2
Melanelixia subaurifera	0	0	0	0	0	14	1	3	1	14	7	0	0	3	0	3	0	0	0	0
Evernia prunastri	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	2	0	0	1	1	2	1	0	0	11
Melanohalea exasperatula	0	0	0	0	22	1	2	3	0	0	22	0	0	5	0	1	0	0	0	0
Parmotrema perlatum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	0	1	0	0	0	0
Hypotrachyna afrorevoluta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Physcia caesia	0	0	0	0	0	1	7	0	0	0	1	7	0	0	0	1	1	0	2	5
Flavoparmelia soredians	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	1	0	6	1	0	2	0
Cladonia chlorophaea sl.	0	6	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	5	0	0	0	1	0	0	0
Catillaria nigroclavata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
Flavoplaca flavocitrina	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0
Polycauliona candelaria	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
Pseudoschismatomma rufescens	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	5	5	0	0	0	0
Hypotrachyna revoluta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	1	0	0	0
Parmelia saxatilis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0
Normandina pulchella	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0
Lecania naegelii	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Melanohalea elegantula	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Melanohalea laciniatula	0	0	2	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Protoparmeliopsis muralis	0	0	0	30	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Candelariella vitellina	0	0	0	3	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coenogonium pineti	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ramalina farinacea	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Porina aenea	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

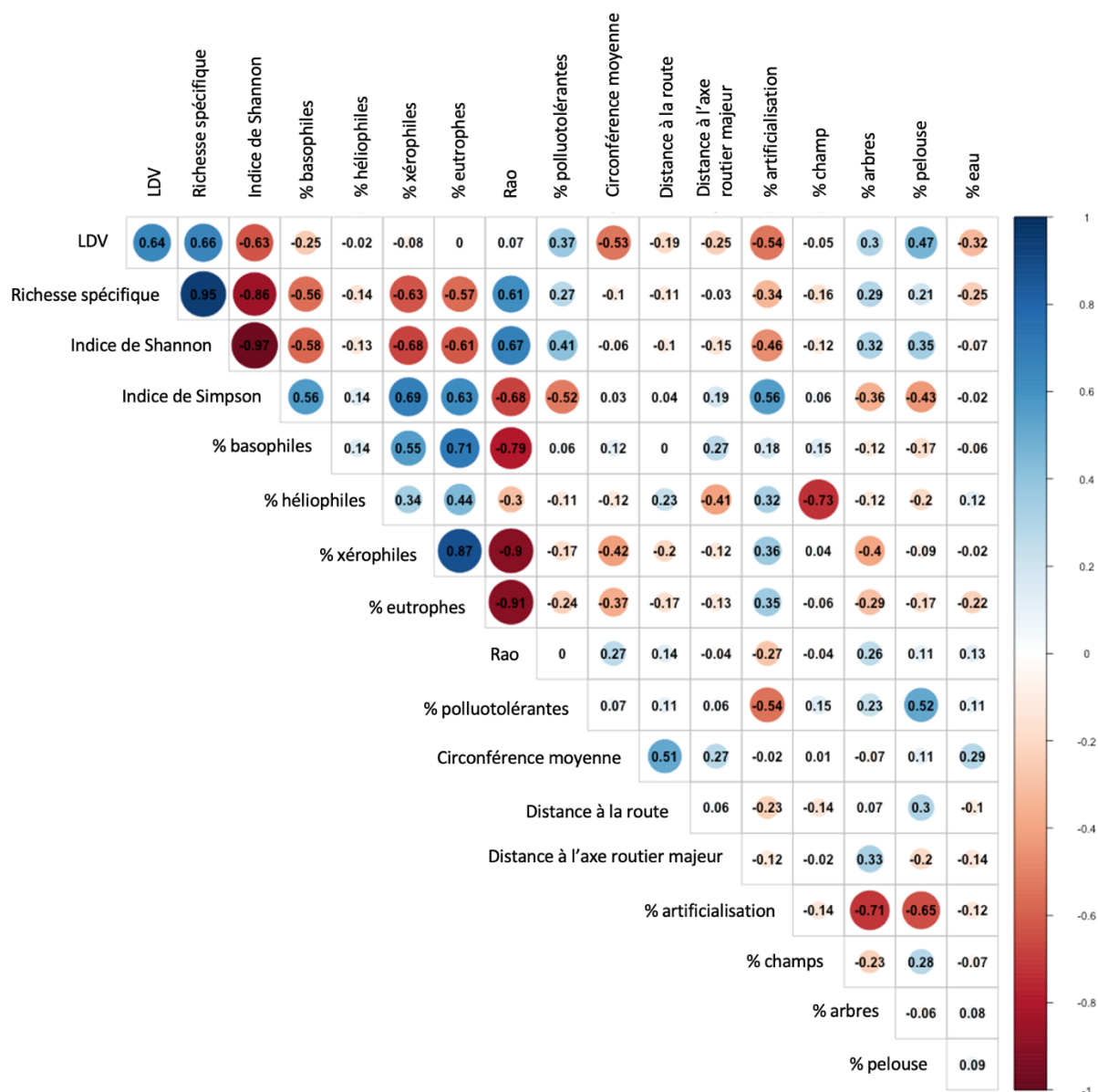
Annexe 2. Abréviations des espèces lichéniques observées à Charleroi

Nom court	Nom complet	Abréviation
Amandinea punctata	Amandinea punctata (Hoffm.) Coppins & Scheid.	Ama.pun
Arthonia radiata	Arthonia radiata (Pers.) Ach.	Art.rad
Athallia cerinella	Athallia cerinella (Nyl.) Arup, Frödén & Söchting	Ath.cer
Candelaria concolor	Candelaria concolor (Dicks.) Stein	Can.con
Candelariella sp.	Candelariella xanthostigma (Ach.) Lettau & Candelariella reflexa (Nyl.) Lettau	Can.
Candelariella vitellina	Candelariella vitellina (Hoffm.) Müll. Arg.	Can.vit
Catillaria nigroclavata	Catillaria nigroclavata (Nyl.) J. Steiner	Cat.nig
Cladonia chlorophaea sl.	Cladonia chlorophaea (Sommerf.) Spreng.	Clu.chl
Coenogonium pineti	Coenogonium pineti (Ach.) Lücking & Lumbsch	Coe.pin
Evernia prunastri	Evernia prunastri (L.) Ach.	Eve.pru
Flavoparmelia caperata	Flavoparmelia caperata (L.) Hale	Fla.cap
Flavoparmelia soledians	Flavoparmelia soledians (Nyl.) Hale	Fla.sor
Flavoplaca flavocitrina	Flavoplaca flavocitrina (Nyl.) Arup, Frödén & Söchting	Fla fla
Glaucumaria leptyrodes	Glaucumaria leptyrodes (G.B.F. Nilsson) S.Y. Kondr., Lőkös & Farkas	Gla.lep
Hyperphyscia adglutinata	Hyperphyscia adglutinata (Flörke) H. Mayrhofer & Poelt	Hyp.adg
Hypotrachyna afrorevoluta	Hypotrachyna afrorevoluta (Krog & Swinscow) Krog & Swinscow	Hyp.afr
Hypotrachyna revoluta	Hypotrachyna revoluta (Flörke) Hale	Hyp.rev
Lecania cyrtella	Lecania cyrtella (Ach.) Th. Fr.	Lec.cyr
Lecania naegelii	Lecania naegelii (Hepp) Diederich & van den Boom	Lec.nae
Lecanora cenisia	Lecanora cenisia Ach.	Lec.cen
Lecanora chlarotera sl.	Lecanora chlarotera Nyl.	Lec.chl
Lecanora expallens	Lecanora expallens Ach.	Lec.exp

Lecidella elaeochroma	Lecidella elaeochroma (Ach.) M. Choisy	Lec.ela
Lepraria sp.	Lepraria Ach.	Lep.
Melanelixia glabratula	Melanelixia glabratula (Lamy) Sandler & Arup	Mel.gla
Melanelixia subaurifera	Melanelixia subaurifera (Nyl.) O. Blanco, A. Crespo, Divakar, Essl., D. Hawksw. & Lumbsch	Mel.sub
Melanohalea elegantula	Melanohalea elegantula (Zahlbr.) O. Blanco, A. Crespo, Divakar, Essl., D. Hawksw. & Lumbsch	Mel.ele
Melanohalea exasperatula	Melanohalea exasperatula (Nyl.) O. Blanco, A. Crespo, Divakar, Essl., D. Hawksw. & Lumbsch	Mel.ula
Melanohalea laciniatula	Melanohalea laciniatula (H. Olivier) O. Blanco, A. Crespo, Divakar, Essl., D. Hawksw. & Lumbsch	Mel.lac
Normandina pulchella	Normandina pulchella (Borrer) Nyl.	Nor.pul
Parmelia saxatilis	Parmelia saxatilis (L.) Ach.	Par.sax
Parmelia sulcata	Parmelia sulcata Taylor	Par.sul
Parmotrema perlatum	Parmotrema perlatum (Huds.) M. Choisy	Par.per
Phaeophyscia nigricans	Phaeophyscia nigricans (Flörke) Moberg	Pha.nig
Phaeophyscia orbicularis	Phaeophyscia orbicularis (Neck.) Moberg	Pha.orb
Phlyctis argena	Phlyctis argena (Spreng.) Flot.	Phl.arg
Physcia caesia	Physcia caesia (Hoffm.) Fűrnr.	Phy.cae
Physcia tenella / P. adscendens	Physcia adscendens H. Olivier & Physcia tenella (Scop.) DC.	Phy.ads
Physconia grisea	Physconia grisea (Lam.) Poelt	Phy.gri
Polycauliona candelaria	Polycauliona candelaria (L.) Frödén, Arup & Søchting	Pol.can
Polycauliona polycarpa	Polycauliona polycarpa (Hoffm.) Frödén, Arup & Søchting	Pol.pol
Polyzosia hagenii	Polyzosia hagenii (Ach.) S.Y. Kondr., Lőkös & Farkas	Pol.hag
Porina aenea	Porina aenea (Wallr.) Zahlbr.	Por.aen

Protoparmeliopsis muralis	Protoparmeliopsis muralis (Schreb.) M. Choisy	Pro.mur
Pseudoschismatomma rufescens	Pseudoschismatomma rufescens (Pers.) Ertz & Tehler	Pse.ruf
Punctelia jeckeri	Punctelia jeckeri (Roum.) Kalb	Pun.jec
Punctelia subrudecta / P. borrieri	Punctelia subrudecta (Nyl.) Krog & Punctelia borrieri (Sm.) Krog	Pun.sub
Ramalina farinacea	Ramalina farinacea (L.) Ach.	Ram.far
Xanthoria parietina	Xanthoria parietina (L.) Th. Fr.	Xan.par

Annexe 3. Matrice de corrélation



Bioindication de la qualité de l'air par les lichens en milieu urbain

Shannon Coets

L'Union européenne vise, dans le cadre du *Green Deal*, une réduction d'au moins 55 % de décès prématurés liés à la pollution de l'air d'ici 2030. Pour y parvenir, un suivi spatio-temporel efficace de la qualité de l'air est crucial afin de cibler les zones urbaines les plus exposées (en raison de leur forte densité démographique et de leur proximité aux sources de pollution) qui nécessitent des améliorations urgentes. La bioindication, c'est-à-dire l'étude des réponses d'organismes vivants aux conditions environnementales, constitue un outil pertinent et complémentaire au réseau actuel de capteurs physico-chimiques qui mesurent les concentrations de plusieurs polluants atmosphériques. En effet, la bioindication est une méthode qui intègre la pollution dans le temps tout en considérant l'effet synergique produit par la combinaison de plusieurs polluants et permet une amélioration de la résolution spatiale. Les lichens, symbioses entre un champignon et une algue, sont des bioindicateurs adéquats grâce à leurs caractéristiques physiologiques les rendant particulièrement sensibles aux polluants. Cette étude vise à évaluer la plus-value de la bioindication dans le suivi de la pollution atmosphérique en milieu urbain. Pour ce faire, une campagne d'échantillonnage a été réalisée dans la commune de Charleroi selon le protocole européen standardisé pour évaluer la diversité, l'abondance et l'écologie des lichens. Les différents indicateurs mesurés témoignent d'une diversité similaire à celle observée à Liège ou Namur, avec une dominance claire d'espèces foliacées, héliophiles et eutrophes. Les résultats de bioindication concordent avec les modélisations de concentrations en polluants atmosphériques basées sur les différents capteurs présents sur le territoire communal. La pollution atmosphérique est principalement localisée dans le centre-ville de Charleroi, la zone industrielle à l'ouest de celui-ci et le long des axes routiers les plus denses. L'entropie quadratique de Rao, indicateur de la diversité fonctionnelle, est l'indice qui décrit au mieux la répartition spatiale de la qualité de l'air. Il se révèle dès lors être un outil pertinent pour capturer l'hétérogénéité présente en milieu urbain et particulièrement utile lorsqu'une modélisation précise des concentrations n'est pas réalisable.