

Mémoire

Auteur : Bossi, Mélanie

Promoteur(s) : Falzone, Claudia

Faculté : Faculté des Sciences

Diplôme : Master en sciences et gestion de l'environnement, à finalité spécialisée en surveillance de l'environnement

Année académique : 2021-2022

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/15718>

Avertissement à l'attention des usagers :

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

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

Faculté des Sciences

Département des Sciences et Gestion de l'Environnement

Année 2021/2022

*Application de l'indice AQOI auprès de différents sites wallons
et initiation de la phase de validation*



Mémoire présenté par Mélanie BOSSI en vue de l'obtention du grade de
Master en sciences et gestion de l'environnement, à finalité spécialisée en surveillance
environnementale

Rédigé sous la direction de Claudia FALZONE

Comité de lecture :

FALZONE Claudia
LENARTZ Fabian
POPLAVSKY Anne-Lise
ROMAIN Anne-Claude

© Copyright

Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique* de l'Université de Liège.

Le présent document n'engage que son auteur.

Auteur du présent document : Mélanie BOSSI, courriel : melaniebossi@hotmail.com

*L'autorité académique est représentée par le(s) promoteur(s) membre(s) du personnel enseignant de l'ULiège.

REMERCIEMENTS

Tout d'abord, je tiens à remercier le laboratoire Sensing of Atmospheres and Monitoring de m'avoir accueilli au sein de sa structure afin de réaliser ce mémoire.

Je souhaiterais remercier particulièrement Claudia Falzone, professeure à l'université de Liège et doctorante au sein du laboratoire Sensing of Atmospheres and Monitoring pour avoir pris le temps de m'encadrer tout au long de ce travail. Je vous remercie pour votre aide, votre disponibilité et vos conseils ainsi que pour la confiance que vous m'avez accordée dans la rédaction de ce travail.

Enfin, je voudrais adresser ma sincère gratitude à mes proches, notamment Margot pour le soutien moral que tu m'as apporté, ta relecture et tes conseils.

RESUME

La pollution de l'air est un problème environnemental et sanitaire majeur qui concerne l'ensemble de la population mondiale, notamment dans les grandes villes et les zones fortement peuplées. Les sources peuvent être naturelles, mais sont surtout liées aux activités humaines émettant de nombreux polluants gazeux. Une fois émis, ces derniers seront distribués dans l'atmosphère, où ils peuvent subir des réactions physico-chimiques. Il est donc important de suivre ces polluants, en les mesurant et à l'aide d'outils, tels que des indicateurs. En résumant des informations complexes, ils permettent de décrire la qualité de l'air en étant un moyen de communication simple et compréhensible par le public. Ce travail consiste en l'essai et l'initiation de la validation d'un nouvel indice de la qualité de l'air, l'indice AQOI ou Air Quality Observed Index, créé par le laboratoire Sensing of Atmospheres and Monitoring.

Air pollution is a major environmental and health problem affecting the entire world population, especially in large cities and heavily populated areas. The sources may be natural, but are mainly related to human activities that emit many gaseous pollutants. Once emitted, they will be spread in the atmosphere, where they can experience physico-chemical reactions. These pollutants can be measured and tracked using tools such as indicators. By summarizing complex data, they can describe air quality as a simple and understandable communication means for the public. This thesis consists of testing and initiating the validation of a new air quality index, the AQOI index or Air Quality Observed Index, elaborated by the Sensing of Atmospheres and Monitoring Laboratory.

TABLE DES MATIERES

Liste des figures.....	3
Liste des tableaux.....	5
1 Introduction	9
2 Pollution atmosphérique.....	11
2.1 L'atmosphère	11
2.1.1 Composition.....	11
2.1.2 Structure.....	11
2.2 Le cycle de la pollution	13
2.2.1 Emissions.....	13
2.2.2 Transport et dispersion.....	15
2.2.3 Transport horizontal et vertical.....	16
2.2.4 Transport longue distance.....	20
2.2.5 Obstacles à la dispersion.....	21
2.2.6 Elimination	24
2.3 Polluants d'intérêt.....	26
2.3.1 Ozone	26
2.3.2 Oxydes d'azote.....	28
2.3.3 Particules fines	29
2.4 Risque sanitaire.....	31
2.5 La réglementation.....	34
3 Objectifs et hypothèses	37
4 Matériel et méthodes	38
4.1 Les indicateurs.....	38
4.1.1 Indice BelAQI	38
4.1.2 Indice AQOI	40
4.2 Les stations de mesure.....	42
4.2.1 Classification selon l'European Air Quality Index.....	45
4.2.2 Sites industriels	45
4.2.3 Sites urbains et suburbains	46
4.2.4 Sites ruraux.....	46
4.3 Outils informatiques.....	46
4.4 Acquisition des données	47
4.4.1 Indice BelAQI	47

4.4.2	Indice AQOI	47
4.5	Traitement des données	48
4.5.1	Score sanitaire de l'indice BelAQI	48
4.5.2	Comparaison entre les indices BelAQI et AQOI	49
4.5.3	Tests statistiques	49
4.5.4	Normalisation	50
5	Résultats	51
5.1	AQOI	51
5.1.1	Vents	51
5.1.2	Exemple : la station de Corroy	53
5.1.3	Détermination des bornes minimum et maximum et normalisation	56
5.1.4	Les autres stations	62
5.1.5	Valeurs obtenues pour l'indice AQOI	65
5.2	Score sanitaire de l'indice BelAQI	67
5.3	Validation de l'indice AQOI	77
5.3.1	Régression orthogonale	77
5.3.2	Classements	78
5.4	Taille des mailles	84
5.5	Evolution temporelle des sites d'étude	87
6	Discussion	90
6.1	Indice AQOI	90
6.2	Score sanitaire	96
7	Perspectives	97
8	Conclusion	99
	Bibliographie	101
	Annexes	109
	Annexe A : Outils informatiques	109
	Annexe B : Orthophotos des lieux d'étude	111

LISTE DES FIGURES

Figure 1 Proportions des gaz composant l'atmosphère	11
Figure 2 Structure verticale de l'atmosphère.....	12
Figure 3 Les secteurs émetteurs et leurs polluants	14
Figure 4 Emissions de dioxyde de soufre par secteur en Wallonie entre 1990 et 2016.....	14
Figure 5 Positionnement des entreprises IED en Wallonie	15
Figure 6 Circulation atmosphérique : mouvements des masses d'air dans l'hémisphère nord	17
Figure 7 Les polluants et leurs temps de séjour dans l'atmosphère	17
Figure 8 Structure verticale de la couche limite atmosphérique	19
Figure 9 Evolution journalière de la couche limite atmosphérique	20
Figure 10 Temps nécessaire à la dispersion verticale des polluants à travers l'atmosphère.....	20
Figure 11 Principales voies de distribution intercontinentale des polluants	21
Figure 12 Différents régimes d'écoulement du vent face à un relief	21
Figure 13 Effets des arbres d'alignement implantés le long d'une rue sur la qualité de l'air.....	22
Figure 14 Modification de la direction du vent face à un bâtiment	23
Figure 15 Différents régimes d'écoulement du vent selon la configuration des buildings	24
Figure 16 Modèle du dôme urbain.....	24
Figure 17 Processus d'élimination des polluants de l'air	25
Figure 18 Différents mécanismes de dépôts secs des particules fines.....	26
Figure 19 Evolution des concentrations mensuelles en ozone troposphérique enregistrées à la station de Uccle	28
Figure 20 Evolution de la concentration journalière en dioxyde d'azote.....	29
Figure 21 Evolution de la quantité de particules fines PM _{2.5} émises selon le secteur entre 2000 et 2017	31
Figure 22 Evolution de la concentration de fond urbaine moyenne en particules fines PM _{2.5} entre 2009 et 2021.....	31
Figure 23 Effets sanitaires de la pollution atmosphérique.....	32
Figure 24 Pourcentage de mortalité globale pour diverses maladies imputables à la pollution atmosphérique	32
Figure 25 Causes de décès en fonction des maladies liées à la pollution de l'air	33
Figure 26 Nombre de décès annuels recensés selon la cause pour Bruxelles, Anvers et Liège	33
Figure 27 Pourcentage de population urbaine exposée à des concentrations au-delà des valeurs guides	36
Figure 28 Etendue de l'influence urbaine sur les communes wallonnes	45
Figure 29 Logo Qgis.....	47
Figure 30 Logo RStudio	47
Figure 31 Localisation des stations par rapport aux reliefs wallons et leurs altitudes en mètres.....	52
Figure 32 Distribution des valeurs du sous-indice topographie.....	57
Figure 33 Distribution des valeurs du sous-indice voiries.....	57
Figure 34 Distribution des valeurs du sous-indice végétation	57
Figure 35 Distribution des valeurs du sous-indice bâtiments.....	58
Figure 36 Distribution des valeurs du sous-indice sources extérieures.....	58
Figure 37 Résultats des tests de Shapiro Wilk obtenus pour les différents sous-indices.....	59
Figure 38 Extrait de la table pour la statistique W.....	59
Figure 39 Sélection des bornes minimum -t* et maximum t*	60
Figure 40 Quantiles 2.5 et 97.5 concernant la distribution des sous-indices topographie.....	60
Figure 41 Plan OpenStreetMaps de l'emplacement de la station de Mons.....	64

Figure 42 Boîte à moustache des données concernant les indices AQOI	66
Figure 43 Résultat du test de Shapiro à partir des données de l'indice AQOI issu des 14 stations	66
Figure 44 Essai n°1 du calcul du score sanitaire en utilisant les sous-indices BelAQI allant de 1 à 10	69
Figure 45 Essai n°2 du calcul du score sanitaire en utilisant les sous-indices BelAQI allant de 6 à 10	73
Figure 46 Essai n°3 du calcul du score sanitaire en utilisant les sous-indices BelAQI allant de 5 à 10	75
Figure 47 Boîte à moustache obtenue selon les valeurs du score sanitaire.....	76
Figure 48 Résultats du test de Shapiro concernant le score sanitaire.....	77
Figure 49 Régression linéaire entre l'indice AQOI et le score sanitaire	77
Figure 50 Résultat du test de corrélation de Spearman entre l'indice AQOI et le score sanitaire	78
Figure 51 Classement des stations par ordre croissant selon leur score sanitaire	78
Figure 52 Classement des stations par ordre croissant selon l'indice AQOI.....	79
Figure 53 Comparaisons des deux indices obtenus et normalisés pour l'ensemble des stations.....	79
Figure 54 Résultats du test de Kolmogorov-Smirnov concernant les distributions du score sanitaire et de l'indice AQOI.....	80
Figure 55 Représentation des données du score sanitaire sous forme de boîte à moustache et positionnement de l'indice AQOI	81
Figure 56 Représentation des indices AQOI ruraux et urbains sous forme de boîte à moustache	83
Figure 57 Résultats du test de Wilcoxon concernant l'indice AQOI moyen rural et urbain.....	83
Figure 58 Position d'un élément au sein de diverses mailles.....	86
Figure 59 Représentation des distributions des indices AQOI pour chacune des stations sous forme de boîte à moustache.....	86
Figure 60 Résultats du test de Kruskal Wallis entre les indices AQOI moyens de chacune des méthodes utilisées	87
Figure 61 Orthophoto du site de Lodelinsart en 2013.....	89
Figure 62 Orthophoto du site de Lodelinsart en 2019.....	89

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 Les échelles géographiques de la pollution	15
Tableau 2 Temps nécessaire à la distribution horizontale des polluants à l'échelle planétaire	18
Tableau 3 Problèmes de santé observés en fonction du polluant émis	34
Tableau 4 Nouvelles valeurs limites à respecter selon les polluants émis	36
Tableau 5 Valeurs guides de l'OMS concernant la qualité de l'air extérieur éditées en 2021	37
Tableau 6 Polluants mesurés pour l'indice BelAQI et risques relatifs associés	38
Tableau 7 Echelle de l'indice BelAQI en fonction des concentrations mesurées correspondantes pour chacun des polluants.....	39
Tableau 8 Echelle de l'indice BelAQI, classe sanitaire et classification selon les concentrations en PM _{2.5} , PM ₁₀ , O ₃ et NO ₂ mesurées correspondantes	40
Tableau 9 Valeurs possibles pour le sous-indice topographie.....	42
Tableau 10 Adresses et coordonnées des stations de mesure.....	44
Tableau 11 Classification des stations selon l'EEA.....	45
Tableau 12 Calcul du score sanitaire annuel pour une station.....	49
Tableau 13 Descriptif des tests statistiques existants	49
Tableau 14 Types d'erreurs existantes à l'issu d'un test statistique.....	50
Tableau 15 Fréquences des directions des vents pour l'année 2019.....	51
Tableau 16 Stations regroupées selon leurs roses des vents.....	53
Tableau 17 Informations sur la station de Corroy	53
Tableau 18 Données sur les voiries recensées et encodées pour Corroy	54
Tableau 19 Données sur les bâtiments recensés et encodés pour Corroy	54
Tableau 20 Données sur la végétation recensée et encodée pour Corroy.....	54
Tableau 21 Données sur les voiries extérieures recensées et encodées pour Corroy.....	55
Tableau 22 Données sur les industries IED implantées à proximité de Corroy.....	55
Tableau 23 Types et quantités de polluants émis par les IED recensées.....	56
Tableau 24 Valeurs des sous-indices "topographie" non normalisés pour l'ensemble des stations en 2019.....	60
Tableau 25 Sous-indices non normalisés pour chacune des stations et bornes minimum et maximum respectives	61
Tableau 26 Indice AQOI complet pour la station de Corroy	61
Tableau 27 Résumé des données recensées pour l'ensemble des stations.....	62
Tableau 28 Pourcentages et types des surfaces décrites au sein des mailles	63
Tableau 29 Sous-indices et indices AQOI complet calculés pour l'ensemble des stations.....	65
Tableau 30 Score sanitaire calculé pour la station de Corroy entre 2013 et 2019	67
Tableau 31 Récapitulatif des scores sanitaires calculés pour l'ensemble des stations entre 2013 et 2019	68
Tableau 32 Sous-indices BelAQI causés par l'ozone entre 2013 et 2016.....	71
Tableau 33 Résultats de l'essai n°1 du calcul du score sanitaire pour l'ensemble des stations entre 2013 et 2019.....	72
Tableau 34 Résultats de l'essai n°2 du calcul du score sanitaire pour l'ensemble des stations entre 2013 et 2019.....	74
Tableau 35 Exemple d'un calcul de fréquence du polluant majoritaire.....	81
Tableau 36 Récapitulatif des polluants majoritaires pour chacune des stations.....	82
Tableau 37 Indices AQOI moyens selon le type de station rurale ou urbaine	83
Tableau 38 Résultats des indices AQOI calculés à Vezin pour des mailles de 100 à 300 mètres.....	84
Tableau 39 Résultats des indices AQOI calculés à Herstal pour des mailles de 100 à 300 mètres.....	84

Tableau 40 Résultats des indices AQOI calculés à Engis pour des mailles de 100 à 300 mètres	85
Tableau 41 Indices AQOI moyens selon la dimension de la maille	86
Tableau 42 Changements observés dans l'environnement proche des stations entre 2013 et 2019.....	88

Ce travail s'inscrit dans la thèse réalisée par Claudia Falzone dont l'objectif est de développer l'Air Quality Observed Index ou AQOI, un indicateur de la qualité de l'air utilisé en Wallonie pour comparer la qualité de l'air de diverses stations en fonction de la configuration urbanistique locale.

1 INTRODUCTION

La découverte du charbon, le progrès technologique et les activités industrielles sont des raisons par lesquelles l'Homme a fortement transformé le monde qui l'entoure, le poussant à évoluer à un rythme bien plus soutenu qu'il n'y devrait. Poussé par la croissance démographique et les besoins économiques et socio-culturels qui en découlent, l'Homme a tronqué l'environnement de telle sorte qu'il est aujourd'hui possible de parler d'« anthropocène », et l'atmosphère n'y a pas échappé. En effet, nombreuses sont les activités aboutissant à l'émission de polluants rejetés dans l'air. La connaissance de la pollution atmosphérique et les premières décisions législatives conduisant à la mise en place d'actions en faveur de la qualité de l'air virent le jour dans les années 1930 [1].

L'atmosphère étant un patrimoine commun à tous, la pollution atmosphérique ne connaît pas de frontière. Pourtant, sa protection n'est pas régie par un ensemble législatif harmonieux. En effet, les politiques nationales concernant la qualité de l'air peuvent différer d'un pays à l'autre, bien que des organisations tentent de les harmoniser à une échelle géographique plus importante, comme cela peut-être le cas en Union Européenne. La directive 2008/50/CE du Parlement européen et du conseil du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe vise à prévenir et à réduire les émissions de polluants gazeux afin de limiter les dommages sanitaires pour l'Humain et l'environnement [2]. Pour chaque état membre, il convient de mettre en place un programme visant à surveiller la qualité de l'air sur son territoire. Les données récoltées permettent d'approfondir les connaissances dans le domaine, et de déterminer des valeurs guides à respecter pour protéger les écosystèmes. Diverses ressources comme les campagnes de mesure et la modélisation de la dispersion des polluants gazeux sont utilisées. Des actions correctives doivent être menées si un dépassement trop important est constaté. En raison du caractère transfrontalier de la pollution atmosphérique, les états membres doivent faire preuve de coopération lors de l'application des programmes relatifs à la qualité de l'air [3]. La protection de l'atmosphère devient alors un processus complexe, où il est nécessaire d'avoir une gestion intégrée et partagée entre les états [4]. Il est pourtant primordial de faire converger les efforts individuels réalisés dans le but d'améliorer la qualité de l'air.

En effet, avec plus de 10 000 litres d'air respirés par jour, nous sommes tous exposés à tout polluant pouvant entrer la composition de ce dernier. Véritable fléau, la pollution de l'air est responsable de sept millions de morts prématurées, et l'espérance de vie moyenne mondiale en serait réduite de 2,6 ans selon l'Organisation mondiale de la santé (OMS). Si une population à risque est une population exposée à un danger, alors l'ensemble de l'humanité est à risque. Tout polluant présent dans l'environnement a de grandes chances d'entrer en contact avec un quelconque individu. 99% de la population respire un air dont la composition ne respecte pas les seuils recommandés par l'OMS, et la Belgique n'y échappe pas [5]. De ce fait, 25% de la charge de morbidité liée aux AVC, aux infarctus, aux cancers pulmonaires, aux pneumonies infantiles et aux bronchopneumopathies chroniques

obstructives sont attribuables à la pollution atmosphérique [6]. Or, le 8 octobre 2021, le Conseil des Droits de l'Homme des Nations Unies reconnaît le droit à un environnement propre, sain et durable comme étant un droit humain essentiel [7]. La pollution de l'air est désormais reconnue comme le premier facteur environnemental pesant sur la santé publique [8]. Il est alors nécessaire de s'assurer de la qualité de l'air dans lequel les sociétés évoluent. Il est indispensable de la réglementer, de la caractériser selon des bases de données scientifiques importantes tout en informant la population générale d'une façon simple et compréhensible.

Les indicateurs peuvent être des moyens utiles pour évaluer la pollution atmosphérique. Obtenus après le traitement d'une quantité importante de données, ce sont des outils utiles à la prise de décision en représentant une réalité complexe de façon synthétique et compréhensible auprès d'un public qualifié ou non. Ils permettent de qualifier les réponses de l'environnement face à des pressions variables [9]. Ainsi, il est possible de suivre l'évolution d'un phénomène dans le temps et dans l'espace et de comparer plusieurs situations.

Cette méthode est applicable à la qualité de l'air, dont les divers indicateurs existants permettent de caractériser la pollution atmosphérique selon un panel de polluants étudiés au cours du temps. Pour les états membres de l'European Environment Agency, ceci se couple à la création d'index de la qualité de l'air, où sont reportés l'ensemble des données brutes ainsi que les méthodes d'étude, d'évaluation et de modélisation de la pollution atmosphérique en libre accès pour quiconque souhaite y accéder [10]. Ainsi en se basant sur ces informations, les indices de la qualité de l'air utilisés en Europe reposent le plus souvent sur l'étude et la mesure de monoxyde de carbone, de dioxyde d'azote, de dioxyde de soufre, d'ozone et des particules fines, dont les concentrations maximales tolérées selon un laps de temps sont calculées. Il est alors possible de se faire une idée sur les limites à ne pas franchir pour ne pas peser sur la santé publique [4].

Or, ces méthodes nécessitent la mise en place et l'entretien d'un matériel coûteux au sein des stations de mesures. Ainsi, à l'ère du numérique et du partage de masse de l'information en ligne, des procédés alternatifs peuvent exister. C'est dans ce contexte que l'indice AQOI, pour Air Quality Observed Index, pourrait être mobilisé. En se basant sur des données pouvant être collectées auprès de la région wallonne et de divers services, l'indice AQOI serait un outil d'observation de la qualité de l'air sans solliciter le financement et le matériel nécessaire à l'agrandissement du réseau de mesures.

De ce fait, la tâche principale de ce mémoire consiste à récolter les données nécessaires au calcul de l'AQOI. Une fois calculé, il convient de vérifier l'adéquation de cet indice comme outil en matière de qualité de l'air. Cette validation se fera à l'aide de l'indice BelAQI, indicateur actuellement utilisé en Belgique pour décrire la qualité de l'air.

2 POLLUTION ATMOSPHERIQUE

2.1 L'ATMOSPHERE

2.1.1 Composition

L'atmosphère terrestre est une vaste couche de gaz maintenue autour de la Terre par la gravité. Elle permet d'obtenir des conditions nécessaires à la vie telle que l'on la connaît aujourd'hui, comme la température ou la pression. Naturellement composée de plusieurs gaz en proportion variable en fonction du temps et de la localisation, l'atmosphère a grandement évolué depuis son état primaire.

Aujourd'hui, la composition de la partie la plus proche de la Terre est de 78% de diazote, 21% de dioxygène et d'un pourcent de gaz rares dont l'argon et le dioxyde de carbone [11]. A ceci s'ajoute une faible proportion de 0,1 à 5% d'eau, des particules organiques et inorganiques liquides ou solides (Figure 1). Bien qu'ils soient les éléments présents en plus petite quantité, ils jouent un rôle prépondérant dans le climat terrestre en absorbant les rayons ultraviolets et en influençant le bilan énergétique infrarouge terrestre [12].

Constituent Gas	By Mass (%)	By Volume (%)
Nitrogen (N ₂)	75.51	78.09
Oxygen (O ₂)	23.14	20.95
Argon (Ar)	1.3	0.93
Carbon dioxide (CO ₂)	0.05	0.03
Neon (Ne)	1.2×10^{-3}	1.8×10^{-3}
Helium (He)	8.0×10^{-4}	5.2×10^{-4}
Krypton (Kr)	2.9×10^{-4}	1.0×10^{-4}
Hydrogen (H ₂)	0.35×10^{-5}	5.0×10^{-5}
Xenon(X)	3.6×10^{-5}	0.8×10^{-5}
Ozone (O ₃)	0.17×10^{-5}	0.1×10^{-5}
Radon (Rn)	—	6.0×10^{-18}

Figure 1 Proportions des gaz composant l'atmosphère

La pollution de l'air menace cet équilibre chimique naturel de l'atmosphère à cause de rejets de poussières, de gaz ou de vapeurs comme le dioxyde de soufre ou le méthane. Puis à une vingtaine de kilomètres d'altitude, l'énergie des rayons solaires est telle qu'ils affectent le dioxygène et le diazote aboutissant à la formation d'ozone. Enfin, l'atmosphère la plus proche du soleil contient de nombreux atomes et ions [13].

2.1.2 Structure

L'atmosphère est divisée en cinq couches marquées par des différences de pression et de température : la troposphère, la stratosphère, la mésosphère, la thermosphère et l'exosphère (Figure 2) [13].

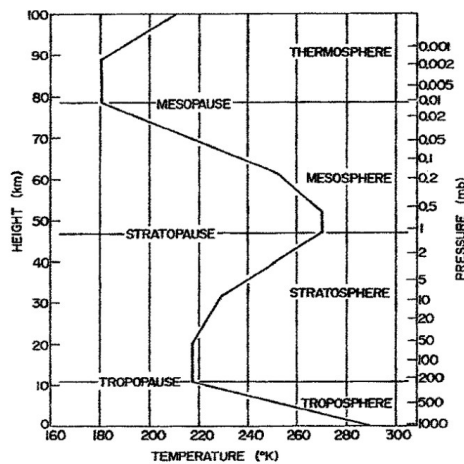


Figure 2 Structure verticale de l'atmosphère

La troposphère est la couche la plus proche de la surface terrestre dont l'altitude varie en fonction des saisons et de la latitude, entre 9 kilomètres au niveau des pôles et 16 kilomètres au-dessus de l'équateur. Selon un gradient thermique négatif de $6,5^{\circ}\text{C}$ par kilomètre, la température y décroît jusque -60°C soit presque 220K au niveau de la limite avec la stratosphère, la tropopause. La troposphère possède une capacité oxydante reposant sur les réactions chimiques de l'ozone, de radicaux OH et H_2O_2 en présence de rayons UV d'une longueur d'onde maximale de 330nm [12].

La stratosphère s'étend depuis la tropopause jusqu'à la stratopause à 50 kilomètres d'altitude. La température augmente grâce à l'absorption des rayons ultraviolets dont la longueur d'onde est inférieure à 240nm par l'oxygène moléculaire formant alors de l'ozone, pour d'atteindre 0°C soit 273,15K. Ce phénomène est distinctif de l'atmosphère terrestre en filtrant les UV permettant la vie telle que l'on la connaît [13].

Dans la mésosphère, une diminution de la température a de nouveau lieu en raison de la baisse de concentration de l'ozone et de l'oxygène moléculaire. La température du point le plus froid de l'atmosphère est de l'ordre de -100°C ou 180K aux environs de 80 kilomètres d'altitude au niveau de la mésopause [13].

Jusqu'ici, le brassage de l'air est suffisant pour maintenir l'homogénéité [14].

La thermosphère, ou l'ionosphère, est une couche de l'atmosphère terrestre où l'attraction terrestre est moindre et où la température varie selon l'activité solaire. Par des réactions photochimiques causées par les rayons ultraviolets très énergétiques et de courte longueur d'onde entre 100 et 200nm dissociant le dioxygène et le diazote [14]. Il y a alors formation d'ions. A l'image de la stratosphère, cette couche agit aussi comme un filtre. Par absence de brassage de l'air, le milieu est hétérogène et devient lieu d'une diffusion moléculaire dépendante de la température.

Enfin, située à plus de 500 kilomètres d'altitude, la dernière couche nommée exosphère est la moins dense. Les collisions entre atomes y sont infinitésimales, et certains d'entre eux quitteront l'atmosphère terrestre vers l'espace [14].

2.2 LE CYCLE DE LA POLLUTION

La pollution de l'air est régie par un ensemble de processus dont l'émission des substances, leur dispersion et leur transport ainsi que leur élimination lorsqu'elles quittent l'atmosphère. Une fois émis, les polluants peuvent être transformés ou dégradés par des réactions physico-chimiques ou transportés par les mouvements de masse d'air en fonction des conditions météorologiques. Ils peuvent également quitter l'atmosphère par dépôt sec et humide [15].

2.2.1 Emissions

Bien que l'impact général de la pollution de l'air se fasse ressentir à diverses altitudes, les émissions polluantes se situent au niveau de la troposphère, zone la plus proche de la surface terrestre dans laquelle nous évoluons. Les substances considérées comme polluantes sont celles dont la présence dans l'air ambiant est susceptible d'engendrer des effets nocifs pour la santé humaine et environnementale. La pollution atmosphérique désigne donc les rejets naturels ou anthropiques de substances dégradant l'air ambiant.

La pollution de l'air peut avoir une origine naturelle et participer à la pollution de fond. En effet, les activités volcaniques, l'érosion des reliefs, les embruns marins, la respiration ou encore les pollens peuvent polluer l'atmosphère [16]. Première source de pollution naturelle, les volcans rejettent des cendres, du dioxyde de soufre, de la vapeur d'eau et du dioxyde de carbone en quantité et à des altitudes variables en fonction du style d'éruption explosive jusque dans la haute troposphère, ou effusive dans la basse troposphère [17]. De même, la chaleur associée aux éruptions de lave permet la formation d'oxydes d'azote. Également sous les forces motrices du vent et des phénomènes climatiques, l'érosion des sols peut contribuer à la hausse de la concentration en particules dans l'atmosphère. Phénomène en plein essor ces dernières années sous l'influence du réchauffement climatique, les feux de forêts sont aussi responsables du relargage de dioxyde de carbone auparavant emprisonné dans la matière organique boisée, de cendres, de monoxyde de carbone, de composés organiques volatiles et d'oxyde d'azote. Ceci rejette de nombreuses particules fines dans l'air, notamment des PM_{2,5}. Par exemple concernant les jours de dépassement des normes réglementaires des PM_{2,5} entre 2004 à 2009 à l'ouest des Etats-Unis, 71,3 % du total des PM_{2,5} enregistrées sont attribuables à des feux de forêt [18]. Enfin, les végétaux peuvent eux aussi rejeter des polluants. Lors de fortes chaleurs, ils émettent des quantités variées de composés organiques volatiles en fonction de l'espèce tels que les terpènes, pouvant être des précurseurs de l'ozone. Ces COV posent principalement un problème lors de vague de chaleur [19]. Des pollens, des spores et autres petites particules peuvent également être relargués [20].

Cependant, la majorité des polluants aériens sont amputables aux activités anthropiques dont les secteurs des transports, de l'industrie, de la filière énergétique, de l'agriculture et d'élevage, de traitement des déchets et des bâtiments [12]. Ces pollutions peuvent être de deux types. Soit l'émission est plus faible et constante mais sur une période plus longue, participant à la pollution de fond. A contrario, il existe des épisodes appelés pics de pollution où la concentration est plus élevée durant un laps de temps plus court, quand sont réunis des conditions météorologiques particulières [21]. Les polluants peuvent être émis directement

ou être issus de réactions physico-chimiques de substances précurseurs dépendantes des conditions météorologiques ou photochimiques, et sont nommés respectivement polluants primaires et secondaires.

Par combustion de comburant dans les moteurs thermiques, les transports émettent du dioxyde de carbone, mais surtout des oxydes d'azote et des particules fines à par usure des consommables comme les pneus et de la route. Les émissions résultant de l'utilisation des bâtiments comme le chauffage génèrent des particules fines et des COV non méthaniques. L'agriculture est quant à elle la principale émettrice d'ammoniac lors des activités d'épandage, d'oxydes d'azote résultant de l'utilisation d'engins agricoles et de particules fines au moment des labours. Enfin, les industries génèrent principalement du dioxyde de soufre lors du raffinage des produits pétroliers soufrés, des composés organiques volatils pour les industries chimiques et agro-alimentaires, ainsi que des particules fines et des oxydes d'azote pour les industries manufacturières [22]. En plus de ces pollutions diffuses variables dans le temps et dans l'espace, des rejets inattendus peuvent avoir lieu lors d'accidents. La contribution aux émissions des différents polluants par chacun des secteurs sont indiqués dans la figure 3 [23].

	Émissions PM2.5	Émissions PM10	Émissions NOx	Émissions COVNM	Émissions substances acidifiantes
Industrie	22%	35%	28%	13%	20%
Résidentiel	45%	29%	< 5%	< 10%	< 5%
Transport	17%	15%	42%	< 10%	< 1%
Agriculture	< 5%	15%	14%	31%	50%

Figure 3 Les secteurs émetteurs et leurs polluants

Concernant les composés soufrés, les industries en sont les principales émettrices à cause du taux de soufre présent dans les combustibles utilisés. En amont des années 2000, il en était de même pour les secteurs énergétiques et résidentiels, qui eux aussi brulaient des combustibles soufrés. Cependant, ces émissions ont fortement diminué de 91% entre 1990 et 2016 grâce à la désulfurisation des matières premières (Figure 4). De plus, la Wallonie est moins industrialisée que la Flandre [21].

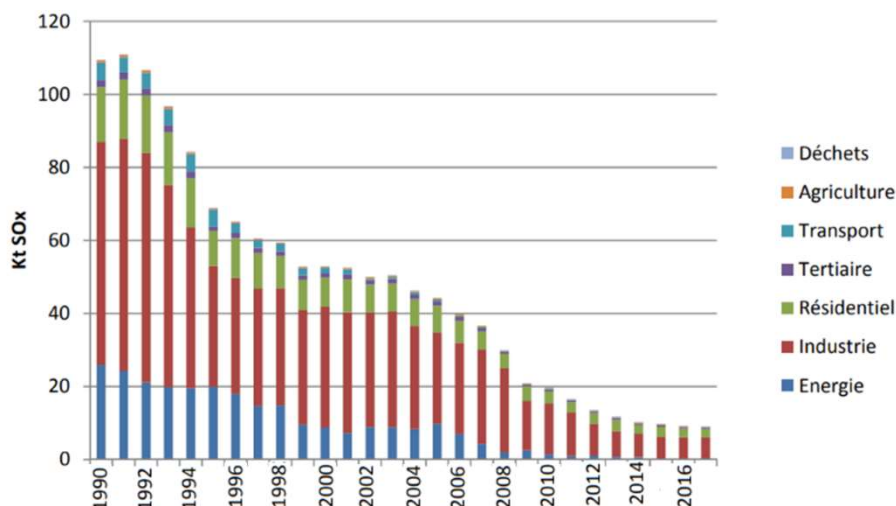


Figure 4 Emissions de dioxyde de soufre par secteur en Wallonie entre 1990 et 2016

Les entreprises IED sont des industries régies par la directive 2010/75/EU concernant le contrôle des émissions de polluants. Ce sont des sources fixes de pollution. Leurs activités les contraignent à utiliser des matières premières et des procédés générant des panaches de polluants, qui seront transportés et dispersés. Ces mouvements dépendent des vents et de la hauteur d'émission des panaches dans l'atmosphère. Voici la répartition des entreprises IED situées à proximité des stations de mesures wallonnes dans un rayon de 15 kilomètres recensées en 2019 (Figure 5).

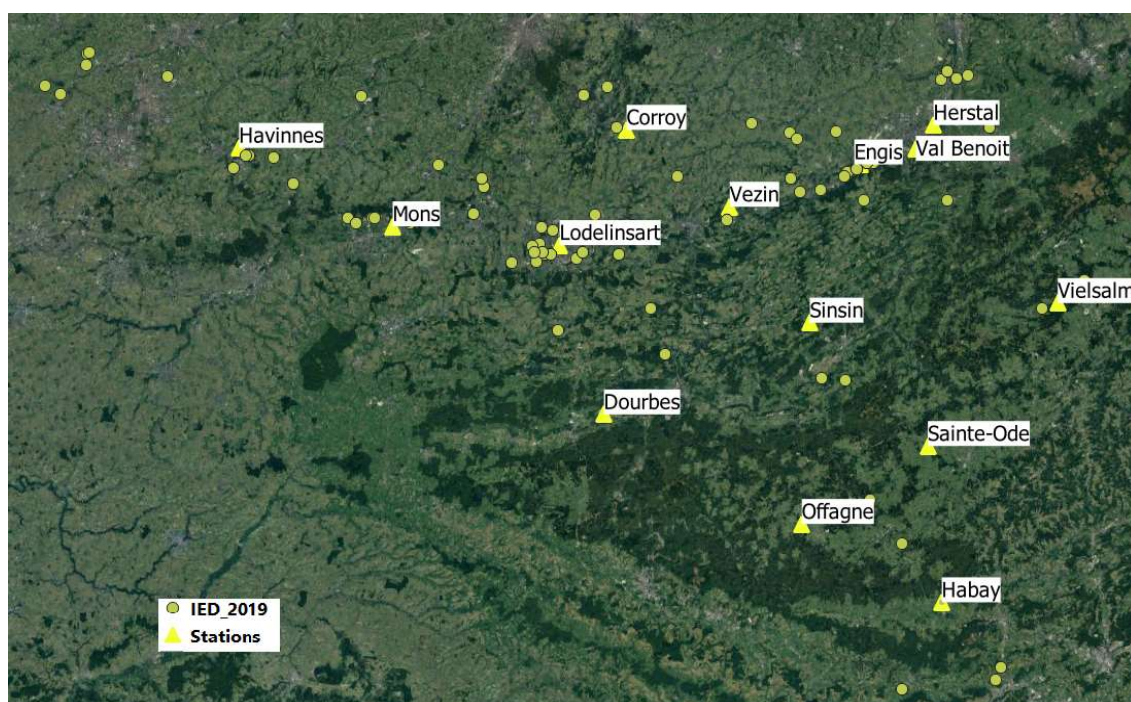


Figure 5 Positionnement des entreprises IED en Wallonie

Au nord de la Wallonie, les entreprises IED sont plus nombreuses qu'au sud. Ceci est dû à l'activité économique passée lors de l'exploitation du charbon. Aujourd'hui, cette zone est restée le lieu principal du développement des activités industrielles.

2.2.2 Transport et dispersion

2.2.2.1 Echelle spatiotemporelle

La pollution mesurée en un point est la résultante de l'évolution spatiale et temporelle des substances. Plusieurs dimensions spatiales peuvent être observables et sont renseignées dans le tableau 1 [24] [25].

Tableau 1 Les échelles géographiques de la pollution

Echelles	Distance (km)	Environnement
Locale	< 0,5	Autoroutes, sources à proximité, microclimat
Quartier	0,5 à 5	Portion d'une ville
Régionale	5 à 100	Grandes métropoles ou zones rurales
Continental	100 à 5000	Pollution transfrontalière
Planétaire	> 5000	Intégralité du globe

La plus petite échelle sera lieu de variations rapides et fortes de la concentration en polluant à cause de son environnement immédiat la présence de sources polluantes locales. L'échelle régionale étant d'une plus grande envergure, les variations seront tamponnées et les concentrations en polluants diffèrent de façon plus lente [24]. Les événements observables à ces échelles peuvent être des accidents chimiques ou industriels. Les phénomènes comme l'acidification, l'eutrophisation ou la concentration en ozone seront des problématiques propres aux grandes échelles [26]. Ceci est dû à un transport longue distance des polluants. De ce fait, même les zones où l'activité anthropique est réduite finissent polluées. Par exemple, le phénomène de brume arctique caractérise la formation d'une brume colorée observable au nord de l'Alaska et du Groenland. Le déferlement des courants atmosphériques vers le nord piège un air chargé des particules fines en provenance des pays industrialisés au niveau de la région polaire arctique, interférant avec les précipitations et le bilan radiatif [27].

2.2.3 Transport horizontal et vertical

La circulation atmosphérique conditionne le transport horizontal et vertical des polluants à l'échelle planétaire. Les rayons solaires atteignent la surface de la Terre et la réchauffe. L'air se réchauffe, se dilate, et peut donc monter en altitude. Ce phénomène est d'autant plus vrai à l'équateur, où l'ensoleillement plus intense réchauffe davantage l'air équatorial contrairement aux masses d'air polaires. Ce déséquilibre thermique engendre la création de cellules de convection [28]. Les masses d'air équatoriales s'élevant en altitude se chargent en humidité en circulant au-dessus des océans. Ce mouvement entraîne des masses d'air en provenance du tropique du Cancer au nord et du tropique du Capricorne au sud. Ces flux sont plus ou moins déviés par la force de Coriolis vers la droite dans l'hémisphère nord et vers la gauche dans l'hémisphère sud, selon l'altitude et la latitude. Puis, l'air équatorial flotte et traverse la troposphère. Or, ceci conduit à son refroidissement et à la condensation de l'eau qu'il contenait. Plus léger, il ne peut dépasser la tropopause et est attiré par la gravité terrestre, ce qui l'oblige à replonger vers la surface terrestre. Ce premier mouvement forme une cellule au sein de chaque hémisphère entre l'équateur et la latitude $\pm 30^\circ$ appelée cellule de Hadley, où circulent des courants d'air nommés alizés. Aux pôles, un phénomène similaire a lieu. Refroidi, l'air tend à plonger vers la surface terrestre repoussant l'air présent à la surface en altitude. Une cellule polaire se forme à chaque pôle entre 0 et $\pm 60^\circ$. Cette dernière est beaucoup plus influencée par la force de Coriolis que la cellule de Hadley. Entre ces deux cellules, les masses d'air polaires froides et tropicales chaudes se rencontrent et forment des jet streams, courants d'air rapides formés par les variations de température. L'air converge vers le sol et forme une dernière cellule, la cellule de Ferrel [28]. La figure 6 montre les cellules au niveau de l'hémisphère nord, en sachant que le même schéma est répété symétriquement au sud [29].

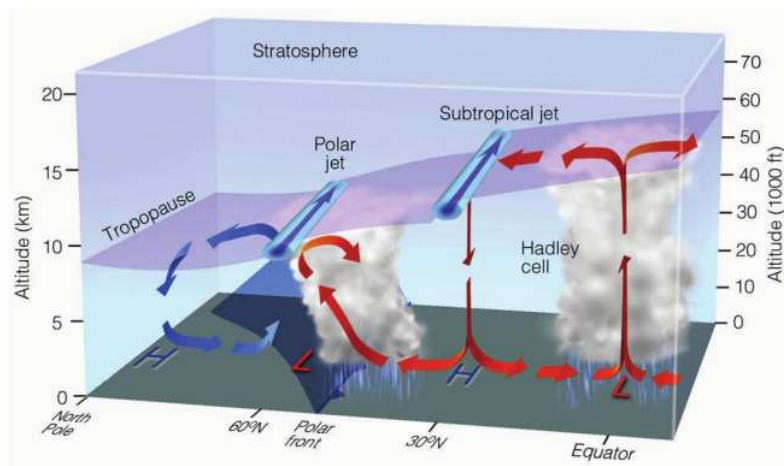


Figure 6 Circulation atmosphérique : mouvements des masses d'air dans l'hémisphère nord

Ces phénomènes météorologiques créent deux types de vent. Les vents zonaux dont la vitesse vaut 10 m/s assurent le transfert entre l'ouest et l'est tandis que les vents méridiens l'assurent entre le nord et le sud à 2 m/s, en sachant que la zone équatoriale est une zone anticyclonique stationnaire difficile à traverser pour les substances dont le temps de séjour est trop court [12] [30].

Pour être disséminés, les polluants doivent persister dans l'atmosphère. En effet, un polluant sera dispersé sur de longues distances uniquement s'il possède un temps de séjour suffisamment long. Pour se faire, il doit être résistant face aux phénomènes de perte comme la destruction chimique ou photochimique causée par la capacité oxydante atmosphérique et les rayons UV, les dépôts et les lessivages.

La figure 7 présente différents temps de résidence d'espèces atmosphériques [31].

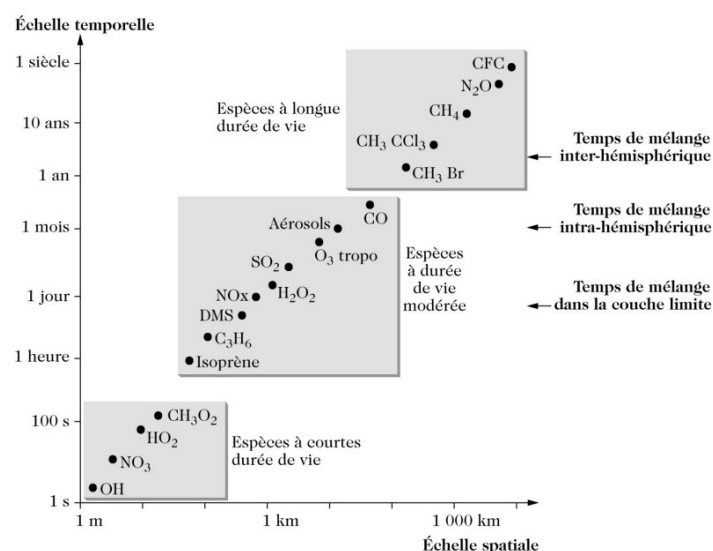


Figure 7 Les polluants et leurs temps de séjour dans l'atmosphère

Plus la durée de vie d'une substance est longue, plus elle sera mélangée dans l'atmosphère [29].

Voici les durées nécessaires pour qu'un polluant se répande horizontalement à diverses échelles (Tableau 2) [31].

Tableau 2 Temps nécessaire à la distribution horizontale des polluants à l'échelle planétaire

Transport		Durée
Horizontal	Continental	1 semaine
	Intercontinental	2 semaines
	Hémisphérique	1 mois
	Interhémisphérique	1 an

Selon les temps de résidence indiquées sur la figure 7, des polluants à courte durée de vie comme le propylène resteront au même endroit et y seront également détruits tandis les polluants à longue durée de vie comme le méthane ou les chlorofluorocarbures seront disséminés sur l'intégralité du globe [31]. Les polluants d'intérêt comme l'ozone ou les particules fines présentent des temps de vie suffisamment longs pour être dispersés tout en étant suffisamment courts pour montrer une disparité spatiale concernant leur concentration troposphérique [29].

Il en est de même pour le transport vertical. Les vents verticaux étant plus faibles que les vents horizontaux, ils ne sont pas les principaux responsables des mélanges entre les couches atmosphériques. Au niveau de la surface terrestre, se trouve la couche limite atmosphérique comprenant l'air situé à moins de deux kilomètres d'altitude. Normalement, les conditions de pression devraient aboutir à une montée continue de l'air en altitude, mais ce dernier est retenu par la force de gravité terrestre [12]. À la vue de la complexité des phénomènes atmosphériques, les mouvements sont étudiés grâce à des équations selon des parcelles d'air hypothétiquement idéales. Une parcelle d'air est une entité homogène de particules aériennes possédant une température propre se déplaçant de façon adiabatique. Chaque couche sera étudiée par des théories équationnelles distinctes caractérisant le flux turbulent, le flux de vitesse et le flux de température [32]. La partie la plus proche de la Terre se nomme la couche limite de surface, où les réponses face aux effets de surface sont quasi immédiates [30]. Ces effets de surface la rendent hétérogène et peuvent résulter du relief, de la rugosité ou de la végétation [32]. Cette couche est caractérisée par un ensemble complexe de paramètres dont la température, la pression, la vitesse du vent et l'humidité [12], et où la force de Coriolis est négligeable tandis que les forces de frottement sont majoritaires. De ce fait, le vent y est horizontal. Au-delà de la couche limite de surface se trouve la couche d'Ekman, où la force de Coriolis est suffisamment forte pour dévier le vent horizontal selon une angulation dépendante de l'altitude aboutissant à des mouvements d'air en spirale. Cette différence de vitesse et de direction du vent entre les deux sous-couches atmosphériques engendre des cisaillements responsables de la turbulence dynamique de la couche limite atmosphérique [33], caractérisée par un nombre de Reynolds dépassant un seuil critique décrivant le régime d'écoulement de l'air selon les forces d'inertie et de viscosité [32]. Enfin, l'atmosphère libre est une couche où le vent est horizontal et géostrophique, c'est-à-dire que

les forces de pression et de Coriolis s'équilibrent [33]. La succession des couches est représentée par le schéma en figure 8 [34].

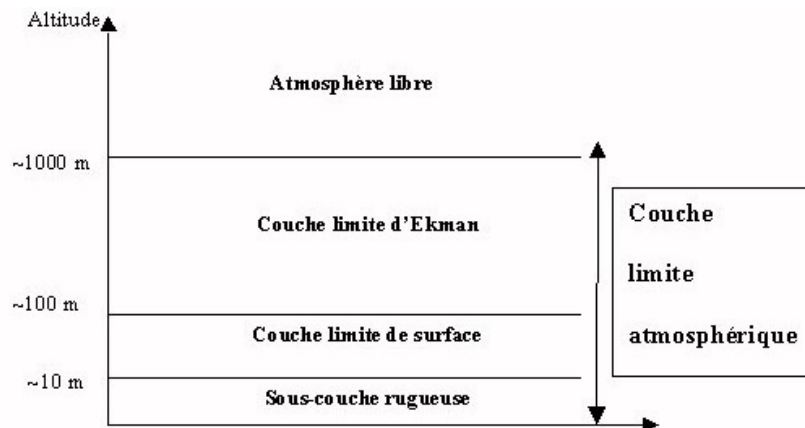


Figure 8 Structure verticale de la couche limite atmosphérique

Contrairement à l'atmosphère libre, la température de la couche limite évolue rapidement au cours de la journée selon l'activité solaire, générant un gradient de température à l'origine d'un brassage vertical thermique. C'est la turbulence thermique ou convective [33]. Celle-ci est caractérisée par le nombre de Rayleigh, décrivant les flux de chaleur et les mouvements convectifs [32]. Plusieurs scénarios sont possibles (Figure 9) [35]. Le sol reçoit une quantité importante d'énergie solaire au cours de la journée. En se réchauffant, le sol dégage de la chaleur et réchauffe la couche limite de surface, c'est-à-dire l'air à proximité du sol. Ceci crée un flux selon un gradient thermique négatif générant des turbulences. L'intensité de ces flux conditionne l'épaisseur de la couche limite [29]. L'air peut alors flotter en altitude engendrant des mouvements d'air. La couche limite atmosphérique est alors sujette à des échanges convectifs et à un brassage vertical intense où le mélange des substances se fait selon la flottabilité des gaz et les turbulences au sein d'une zone de mélange [30]. Ces phénomènes ont lieu jusqu'à une certaine altitude, la couche d'entraînement. Dans cette zone, une inversion thermique empêche la migration de l'air se voyant forcé de replonger vers la couche limite atmosphérique en entraînant des masses d'air de l'atmosphère libre [29]. Ainsi, la couche limite atmosphérique est instable (partie centrale de la figure 9). A contrario, la nuit, le sol et la couche limite de surface refroidissent. Le gradient de température devient positif. La densité de l'air refroidi et la présence d'air plus chaud en altitude piège les polluants. Les turbulences sont moindres et la couche limite atmosphérique entre dans un état de stabilité, où seule la couche de mélange diurne résiduelle est observée [30]. Il existe également un état neutre bien que celui-ci soit rarement observé. Si la température du sol et la température de l'air sont identiques, alors les turbulences ne sont que d'origine dynamique car le flux thermique surfacique est inexistant. Ces conditions sont une transition entre l'état stable et l'état instable, ou rarement observées au-dessus des océans ou en cas de couverture nuageuse totale [35].

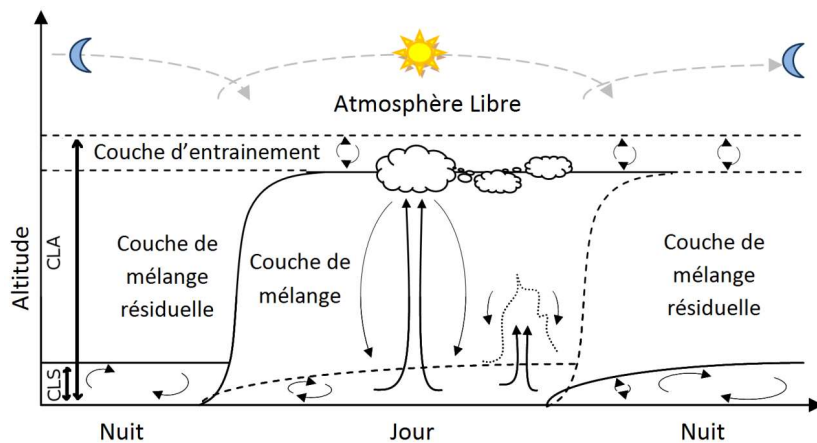


Figure 9 Evolution journalière de la couche limite atmosphérique

Ceci explique que les temps de transport verticaux soient plus longs que ceux horizontaux (Figure 10) [30].

Transport		Durée
Vertical	Couche limite	1 heure
	Troposphère libre	1 semaine
	Troposphère	1 mois
	Tropos. Vers strat.	< 10 ans
	Strat. Vers tropos.	< 2 ans

Figure 10 Temps nécessaire à la dispersion verticale des polluants à travers l'atmosphère

Ainsi, les polluants sont plus facilement répartis à l'échelle planétaire de façon horizontale grâce aux vents qu'en altitude au travers des différentes couches atmosphériques. Néanmoins, les polluants seront disséminés au travers de la troposphère, exposant alors la population et les écosystèmes à une diversité de polluants dès lors que leur temps de séjour soit suffisant.

2.2.4 Transport longue distance

En parallèle d'un temps de séjour long, le passage de la couche limite vers la troposphère libre est obligatoire pour qu'un polluant soit transporté sur de longues distances. En effet, les flux turbulents de la couche limite atmosphérique sont trop importants pour propager un polluant sur de longues distances tandis que la stabilité de l'atmosphère libre et les jet-streams le permettent. Pour se faire, les masses d'air polluées quittent la couche limite atmosphérique vers l'atmosphère libre sous l'effet de deux courants, le cold conveyor belt et le warm conveyor belt. Elle permet de véhiculer les panaches de polluants sans les disperser grâce à une advection suffisante [29]. De ce fait, les polluants émis sur un continent peuvent suivre des flux transatlantiques et transpacifiques. Ceci est possible à condition que les panaches soient suffisamment intenses pour résister aux phénomènes de dégradation et de transformation atmosphériques [36]. En effet, ces derniers subissent les turbulences qui participent à leur homogénéisation et à la diffusion moléculaire au sein des masses d'air. Pareillement, l'advection, soit le transport de chaleur par le mouvement de l'air, étire et allonge les panaches. Ceci augmente la surface de contact entre le panache et l'air

environnant, facilitant le mélange des polluants [29]. Ainsi, des panaches de polluants émis en un point A peuvent interférer avec les concentrations de fond en un point B après avoir été mélangé à la couche d'air de surface locale.

La figure 11 montre les lieux de passage et le temps nécessaire aux polluants pour se disperser entre les continents [34]. Les transports intercontinentaux transpacifique et transatlantique sont les plus rapides et durent respectivement jusque 17 jours et 14 jours. Les flux entre les diverses latitudes sont plus longs. Depuis l'équateur, il faut 4 semaines pour qu'une substance atteigne le pôle Nord tandis qu'il lui en faut le double pour atteindre les tropiques à cause des cellules de convection [29].

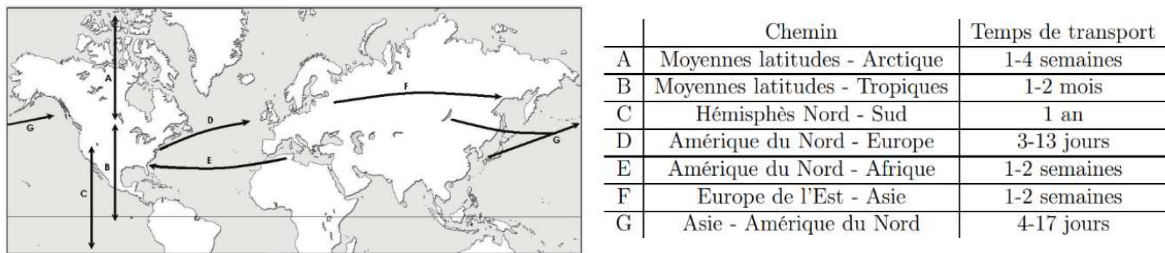


Figure 11 Principales voies de distribution intercontinentale des polluants

2.2.5 Obstacles à la dispersion

La dispersion des polluants dépend des mouvements de l'air puisque ces substances sont transportées par ce fluide [36]. Elle est rendue possible par les phénomènes de diffusion moléculaire et d'advection. La diffusion moléculaire est le résultat de l'homogénéisation des particules au sein d'une parcelle d'air sous l'effet de l'agitation thermique et d'une différence de concentration. Quant à elle, l'advection est le déplacement horizontal d'une propriété, ici la pollution, par l'air [37]. Or ces phénomènes peuvent être perturbés par les effets de surface présents au sein de la couche aérienne la plus basse, la sous couche rugueuse [32]. La rugosité augmente la turbulence, favorisant ou non les dépôts des polluants selon le type de surface [38]. La vitesse et la température seront directement influencés par la végétation ou l'orographie [29].

Sous l'effet des mouvements et de la collision des plaques tectoniques, de nombreux reliefs se sont formés sur Terre et contribuent à la modification des régimes d'écoulement de l'air lorsque le vent rencontre ces reliefs (Figure 12). Les particules transportées par l'air peuvent passer outre le relief en passant par-dessus en amont avant de redescendre en aval, il s'agit d'un effet de relief où l'air se déplace verticalement. Si les oscillations sont très importantes, il s'agit d'un régime de déferlement. Enfin, si l'air est contraint de contourner l'obstacle, l'écoulement est bloqué [39].



Figure 12 Différents régimes d'écoulement du vent face à un relief

Également, les vallées influencent la dispersion des polluants. Les parois latérales empêchent l'air situé en fond de vallée de se réchauffer et de s'élever. De ce fait, il s'y accumule ainsi que les polluants qu'il contient [40].

Or, les reliefs terrestres ne sont pas les seuls obstacles qui existent. La surface terrestre est recouverte d'une diversité importante de végétaux [41]. Afin de contrer les effets de chaleur des ilots urbains, des végétaux peuvent être plantés en ville pour bénéficier de leur ombre et de leur capacité à respirer [42]. Cependant cette dernière intervient sur la pollution urbaine locale [43]. Physiquement, la végétation peut faire office de brise-vent, en sachant que son efficacité et ses effets dépendent directement de la configuration de la végétation, de ses dimensions et de sa porosité, des espèces végétales, ainsi que de la direction du vent. Ces paramètres sont à considérer en tout temps lors de l'étude de la modification des processus de brassage vertical des polluants au sein de la couche de mélange [43]. En créant des écrans de protection végétaux d'une certaine hauteur, la vitesse du vent est ralentie et la distribution spatiale des polluants est altérée aboutissant à des zones protégées en aval de la pollution, d'autant plus si les écrans sont proches de la source d'émission. Or, les zones situées en amont deviennent un lieu d'accumulation des polluants ne pouvant contourner l'écran végétal [43]. De même, la réduction de la vitesse du vent engendre une diminution de la couche de mélange. Les polluants seront plus concentrés [44]. Lorsque les végétaux sont implantés de façon linéaire dans une rue, il y a une diminution de la turbulence aboutissant à une faible dilution et à une concentration des polluants émis sous le feuillage des arbres si le trafic est conséquent [43]. Au contraire, si la rue est peu polluée, ceci peut empêcher des polluants situés en altitude de se loger dans la rue (Figure 13) [45].

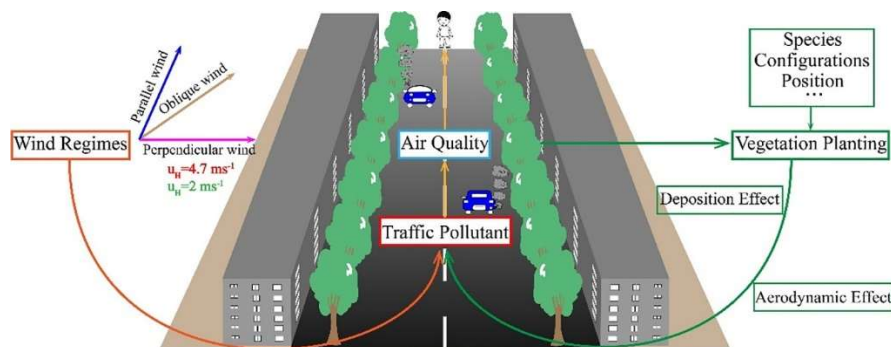


Figure 13 Effets des arbres d'alignement implantés le long d'une rue sur la qualité de l'air

La simulation d'une lignée d'arbre au sein d'une rue à Anvers montre qu'elle peut être la cause d'une augmentation de plus de 2% pour les particules fines PM_{10} et jusque 13% pour le carbone. Une rangée unique d'arbres serait un meilleur compromis que deux rangées parallèles bordant les voiries. De plus, seul un vent perpendiculaire aux lignes de végétation engendre un effet positif concernant la concentration en particules fines de la rue tandis que des vents parallèles aggravent la situation [45]. Ainsi, la qualité de l'air urbain local est affectée par le type de végétation [43] en fonction de la direction des vents [45].

Également, la vitesse du vent est ralentie lorsqu'il frôle la canopée des arbres, d'autant plus que la canopée est haute. La friction contre le feuillage ralentit le vent. Quand le vent pénètre

dans la canopée, la vitesse moyenne du vent est plus faible, mais la turbulence s'intensifie [41].

Par ailleurs, la végétation intervient sur la pollution atmosphérique par des moyens autre que physique, par absorption, adsorption et captation des polluants, et en émettant des substances comme des pollens [43]. L'air en mouvement entre en contact avec de nombreuses parties des végétaux, et notamment les stomates [41]. Ces trous disposés à la surface des feuilles permettent à des gaz de pénétrer dans la plante dans le but de réaliser la photosynthèse. Bien que les échanges essentiels concernent le dioxyde de carbone, la vapeur d'eau et l'oxygène, d'autres polluants peuvent pénétrer dans les végétaux [41]. Par adsorption sur les cuticules lipidiques présentes sur les feuilles de certaines espèces végétales, des polluants comme les particules fines peuvent s'accumuler sur la surface foliaire et s'y agglutiner [43]. Les arbres sont capables d'emmagasiner du carbone [42]. Plus un arbre est gros, plus il pourra en contenir. Un arbre dont le diamètre est inférieur à 8 centimètres séquestre annuellement l'équivalent de 16 kilomètres parcourus en voiture, et jusqu'à 1 500 kilomètres pour les arbres dont le diamètre dépasse 77 centimètres [42]. Cependant, ils peuvent émettre des composés organiques volatils et des pollens [43].

La végétation n'est pas le seul obstacle présent dans les rues. En effet, bien que le bâti ne recouvre que 2% des terres émergées, il constitue un relief important, parfois très dense dans les centres-villes [41].

Un seul bâtiment suffit à altérer le profil du vent. La figure 14 montre les trois voies d'écoulement du vent autour d'un bâtiment [41]. Si le vent est parallèle au bâtiment, la modification dans la direction du vent est moindre, tandis que les turbulences engendrées par la rencontre du vent à un bâtiment perpendiculairement seront majoritaires.

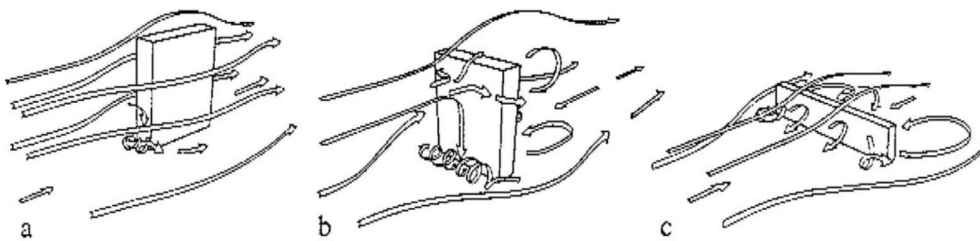


Figure 14 Modification de la direction du vent face à un bâtiment

Plusieurs effets sont observables lorsque le vent rencontre un bâtiment. Par exemple, la vitesse du vent tend à accélérer lorsqu'il rencontre l'angle d'un immeuble, c'est l'effet de coin. Ceci est d'autant plus important que le bâtiment est haut. Il est aussi possible d'observer la formation de tourbillons ou de déviation du vent en fonction de l'agencement des buildings entre eux, de leur espacement et de leur hauteur [46].

Les amas de bâtiments construits à l'aide de matériaux imperméables augmentent la rugosité de la surface terrestre au sein de la couche limite atmosphérique [41]. Dans une rue, deux lignes de bâtiments mitoyens et parallèles forment un canyon, où le profil du vent évolue selon la distance les séparant. Si le vent est perpendiculaire aux bâtiments, le renouvellement

de l'air présent dans le canyon n'aura lieu que si la largeur les séparant est supérieure à la hauteur des buildings [41]. De même, le taux de ventilation est plus important dans les rues composées de bâtiments hauts que de bâtiments bas. Si les échanges entre la rue et son environnement sont interrompus, alors le renouvellement d'air n'a pas lieu et les polluants s'y accumuleront. Il s'agit de l'effet canyon [46].

Des zones de recirculation où se mélangent l'air de la rue et l'air extérieur se mettent en place au pied des bâtiments éloignés (Figure 15) [47]. Au contraire, si des bâtiments sont rapprochés, l'écoulement est rasant et l'air extérieur ne s'engouffre plus dans les rues et les polluants risquent de s'accumuler [46]. Il existe une situation intermédiaire, où les flux seront perturbés.

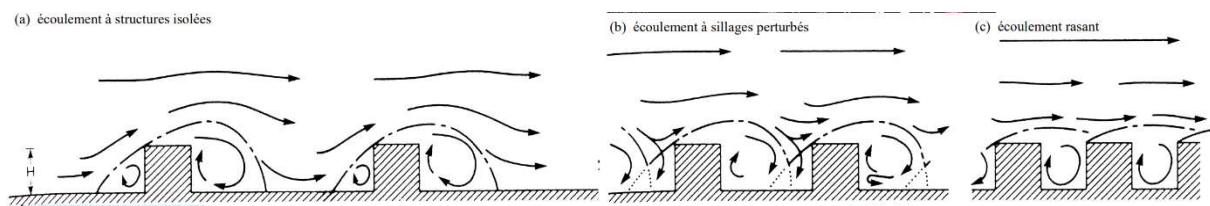


Figure 15 Différents régimes d'écoulement du vent selon la configuration des buildings

En considérant une échelle de 1 ou 2 kilomètres, l'aménagement des quartiers influencent le vent. L'ensemble du bâti forme une canopée urbaine selon la hauteur moyenne des bâtiments à condition qu'ils soient suffisamment regroupés et que leur hauteur reste semblable [46]. Cette dernière augmente la rugosité de la surface de façon similaire à une canopée végétale très dense et peu perméable. La turbulence et la vitesse du vent seront modifiées à l'échelle de la ville, notamment le profil vertical. En effet, les agglomérations urbaines forment des îlots de chaleur qui persistent une fois la nuit tombée et perturbent la dynamique thermique normale de la couche limite. L'inversion thermique engendrée par les bâtiments empêche la migration en altitude des polluants. Comme ce phénomène n'a pas lieu en milieu rural, les polluants émis dans la périphérie citadine sont véhiculés jusqu'au centre-ville où ils se retrouvent piéger formant des dômes de pollution (Figure 16) [47].

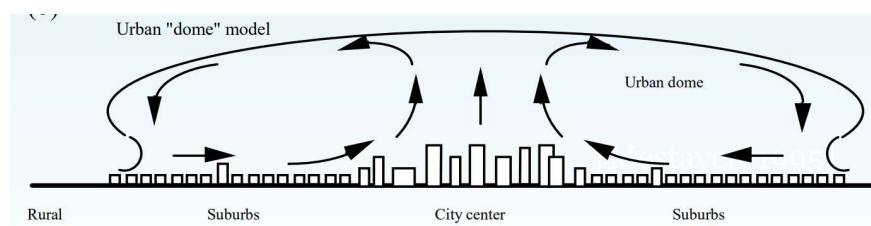


Figure 16 Modèle du dôme urbain

2.2.6 Elimination

Il existe plusieurs possibilités pour qu'un polluant quitte l'atmosphère (Figure 17). Les mécanismes de dépôt sec ou humide permettent aux substances de sortir de l'atmosphère polluée [48].

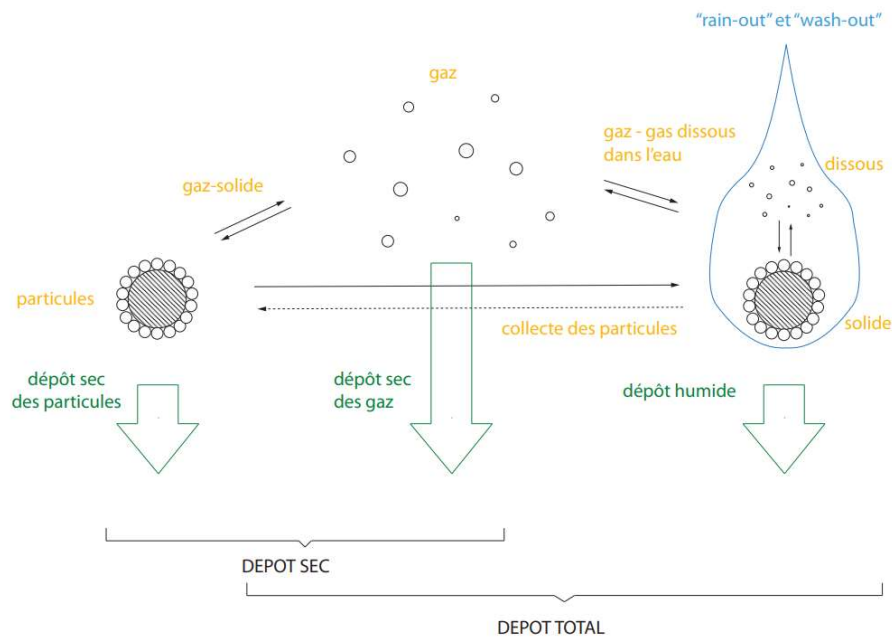


Figure 17 Processus d'élimination des polluants de l'air

Lorsque les polluants quittent l'atmosphère par le biais des précipitations, il s'agit du phénomène de dépôt humide. Le dépôt sec est constitué par tous les phénomènes permettant aux polluants de quitter l'atmosphère de façon indépendante par rapport aux pluies. Plusieurs chemins existent comme la sédimentation, les impacts par inertie, l'interception et la diffusion. Il est important de distinguer les dépôts secs particulaires et gazeux, car seule la diffusion est un mécanisme possible pour les polluants gazeux tandis que les polluants particulaires utilisent tous ces chemins [48].

Sous l'effet de la gravité, les particules sont attirées par la surface terrestre où elles finiront par se déposer, c'est la sédimentation. Pour que la sédimentation soit une voie d'élimination considérable, il faut que les particules soient d'une taille supérieure à 10 microns voire quelques dizaines de microns, afin que leur vitesse de sédimentation soit suffisante. Si la taille est comprise entre 1 et 10 microns, l'impact par inertie est plus important. En effet, lorsque le flux d'air contourne un obstacle, l'inertie causée par la masse de la particule l'empêche de modifier sa trajectoire linéaire, et s'y adsorbe. Enfin, pour les particules entre 0,1 et 1 micron, leur déviation selon le flux d'air par rapport à l'obstacle n'est parfois pas suffisante, c'est l'impact par interception. La particule passe à proximité de l'obstacle et s'y adhère si la distance n'est pas suffisante pour l'éviter. Puis si les particules sont de taille inférieure à 0,1 micron, elles ne suivent plus les flux d'air et se mouvent à une faible vitesse selon les vibrations des particules d'air environnante. Il est alors probable qu'elles rencontrent l'obstacle et s'y arrêtent, c'est la diffusion [49]. Voici un schéma de ces différents mécanismes (Figure 18) [49].

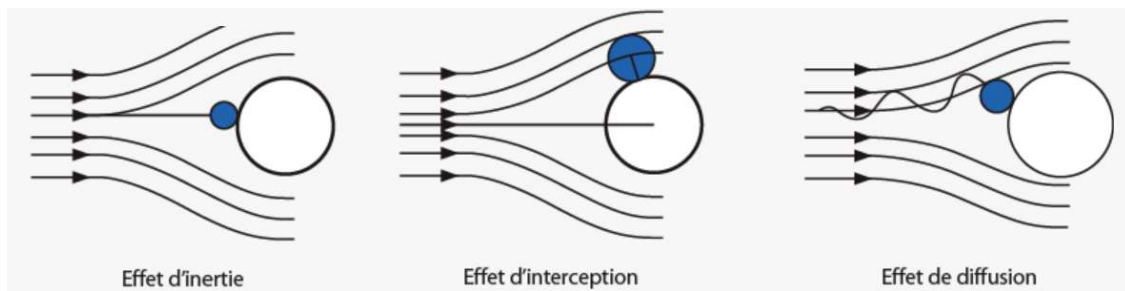


Figure 18 Différents mécanismes de dépôts secs des particules fines

Ces processus dépendent de la turbulence atmosphérique, des caractéristiques des polluants comme leur solubilité ainsi que celles des surfaces rencontrées [50].

Concernant les dépôts humides, deux mécanismes existent. Le mécanisme majoritaire est la capture par les gouttelettes au sein d'un nuage de polluants gazeux solubles et particulaires par collision. Ces dernières deviendront des gouttes de pluie. Ceci est appelé le rain-out. Par la même occasion, les gouttes de pluie lessivent les polluants au sein de la troposphère et des surfaces sur lesquelles elles coulent. Ceci est d'autant plus vrai qu'un polluant sera soluble et qu'une particule sera grosse. Ce second phénomène est le wash-out [48]. Les phénomènes d'inertie et d'interception sont donc également applicables pour des dépôts humides, à condition que l'intensité des précipitations soit suffisante pour que les polluants gazeux solubles ou particulaires s'absorbent ou s'adsorbent aux gouttes d'eau [48].

2.3 POLLUANTS D'INTERET

Il existe une diversité de polluants comme les composés soufrés, les composés azotés, l'ozone, les composés carbonés, les composés organiques volatils, les polluants organiques persistants, les halogénés, les éléments-traces métalliques et les particules. Cependant, tous ne seront pas utilisés pour justifier de la qualité de l'air ambiant. Les polluants présentés ci-dessous sont ceux utilisés dans le bilan de la qualité de l'air rédigé par la Cellule Interrégionale de l'Environnement (IrCeline), et compris dans les indices de la qualité de l'air évoqués ultérieurement dans ce travail.

2.3.1 Ozone

Dans l'atmosphère, deux types d'ozone sont observables. Contenant 90% de l'ozone atmosphérique, l'ozone stratosphérique est la couche d'ozone située au-delà de 12 kilomètres d'altitude. Naturellement présente, cet ozone empêche les UV nocifs d'atteindre la surface de la terre par réaction avec les molécules de dioxygène [51]. Lors de l'usage important de gaz fluorés et chlorés, cette couche d'ozone fut menacée, notamment au niveau de l'Antarctique où une baisse anormale du nombre de molécules fut constatée dans les années 1970. Ces appauvrissements ont pour effet la diminution des réactions photochimiques avec les UV. Ceci se répercute sur la température du second type d'ozone existant dans l'atmosphère, l'ozone troposphérique [52].

Polluant secondaire instable d'origine anthropique, l'ozone troposphérique résulte de réactions d'oxydation photochimiques entre le NO_2 produit par le trafic automobile et les

activités industrielles, et les rayons solaires. Le NO_2 se scinde en monoxyde d'azote et oxygène grâce à un apport énergétique suffisant apporté par des rayonnements ultraviolets dont la longueur d'onde est inférieure à 320 nm [53]. Le radical O obtenu pourra réagir avec le dioxygène naturellement présent dans l'air pour former l'ozone. Ce processus dure plusieurs heures. En fin de journée lorsque l'ensoleillement diminue, la destruction de l'ozone a lieu. La quantité de monoxyde d'azote disponible influence cette destruction, en sachant qu'il est lui-même rapidement transformé dans l'air [54]. En effet, le monoxyde d'azote réagit avec le radical oxygène issu de la molécule d'ozone lors d'une réaction d'oxydation aboutissant à la formation de NO_2 . Ceci est particulièrement vrai lorsque le trafic automobile est important. De ce fait, la destruction de l'ozone en milieu rural est moindre en raison d'un flux automobile réduit. Cependant, la formation d'ozone y est aussi ralentie par une faible présence de précurseurs. Ainsi, la concentration en ozone est souvent majoritaire dans les espaces périurbains et en périphérie des villes en amont les campagnes. Toutefois, les vents peuvent déplacer le NO_2 ou l'ozone périurbain dans les campagnes, où la destruction sera limitée [55].

L'ozone formé tend à rester sur son lieu de production à cause du temps de séjour de quelques heures du NO_2 . Or celui-ci est nocif pour la santé des hommes et des écosystèmes en contribuant au réchauffement climatique et aux pluies acides [48]. Polluant très peu soluble, il atteint les voies respiratoires inférieures et les alvéoles, aggravant les maladies respiratoires comme l'asthme ou les réactions allergiques aux pollens. Il entre aussi dans la composition du smog photochimique [56]. De plus, le ralentissement des réactions dans l'ozone stratosphérique engendre une diminution de la température à cette altitude et favorise le passage des UV. Cela favorise alors le réchauffement de la troposphère et de la surface de la Terre, en sachant que cet ozone est déjà un gaz à effet de serre. Le phénomène est donc amplifié.

En Wallonie, à la suite de l'épisode caniculaire ayant eu lieu au cours de l'été 2003, un plan « Forte chaleur et pic d'ozone » est mis en place. En effet, la hausse des températures et l'ensoleillement important lors des jours estivaux freinent la dispersion des masses d'air aboutissant à la concentration des polluants précurseurs, tout en favorisant les réactions photochimiques formatrices d'ozone [57].

Le graphique (Figure 19) montre une hausse de la concentration mensuelle moyenne en ozone durant les mois de mai à août pour la station de Uccle en Belgique [57].

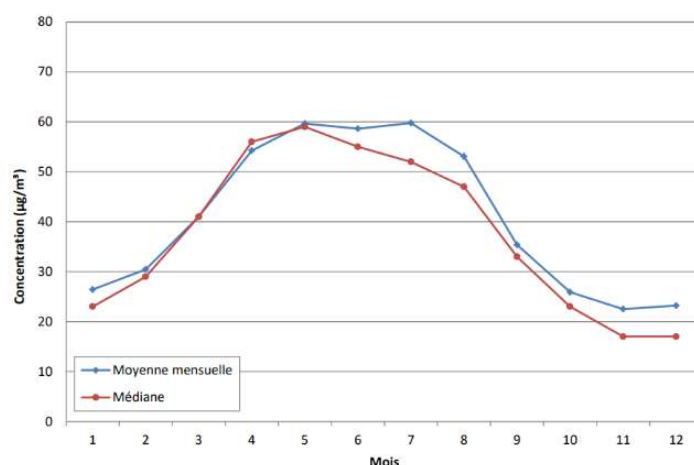


Figure 19 Evolution des concentrations mensuelles en ozone troposphérique enregistrées à la station de Uccle

En effet, la transformation des précurseurs en ozone est accélérée par la quantité importante d'UV durant l'été [57]. Cette situation empire si le vent n'est pas suffisant pour disperser l'ozone formé, aboutissant à des pics d'ozone [58]. Ainsi, des mesures de précaution et des alertes sont mises en place pour freiner la formation d'ozone en cas de vague de chaleur, comme la diminution du trafic routier pour émettre moins de précurseurs. Pour la première fois depuis 1978, aucun jour de dépassement du seuil européen recommandé pour l'ozone n'a été recensé par les stations de mesure en 2021 [59].

2.3.2 Oxydes d'azote

Originellement, les composés azotés minéraux ou organiques sont naturellement présents et en équilibre grâce à des procédés chimiques comme la fixation biologique ou la dénitrification. Les activités humaines ont cependant chamboulé cet équilibre en émettant de nombreux polluants azotés comme le dioxyde d'azote, émis par des phénomènes de combustion, que ce soit dans le secteur de l'énergie ou via la combustion des carburants fossiles dans les moteurs thermiques des véhicules [60]. Lors de ces combustions, l'oxygène et l'azote se lient pour former majoritairement du monoxyde d'azote à 90-95%, et du dioxyde d'azote à 5-10% [61], à l'exception de la combustion du diesel générant jusque 60% de NO_2 [62]. Cependant ne résistant que quelques minutes dans l'atmosphère, ce monoxyde d'azote tend à se transformer en dioxyde d'azote. La réaction inverse est aussi possible et explique pourquoi il est important de les considérer comme un ensemble. Dans l'environnement, ils sont responsables des pluies acides, de l'effet de serre, de la formation du smog photochimique et de la destruction de l'ozone stratosphérique. En effet, la solubilité de l'espèce augmente en fonction du degré d'oxydation de la molécule. Le NO_2 y est donc plus sujet que le NO . Une fois véhiculés par l'eau et répandus dans les écosystèmes, ils contribuent à l'acidification et à l'eutrophisation du milieu ainsi qu'à la corrosion des matériaux et des végétaux [63]. De plus, les oxydes d'azote sont des précurseurs de l'ozone troposphérique. Initiée par les rayons ultraviolets, il s'agit donc de pollution photochimique.

L'ampleur de la pollution au dioxyde d'azote en Belgique en a fait l'un des territoires les plus pollués par le dioxyde d'azote d'Europe. La combustion du diesel et la densité du trafic automobile au niveau des grandes villes engendre parfois des smogs photochimiques lorsque les conditions de température et d'ensoleillement adéquates sont réunies. Les études des mesures de concentration en NO_2 par l'IrCeline montrent effectivement une hausse de la concentration aux heures de pointes (Figure 20) [14].

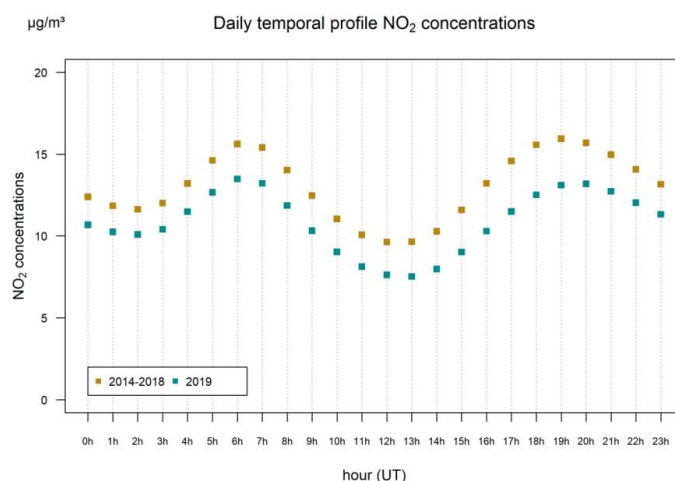


Figure 20 Evolution de la concentration journalière en dioxyde d'azote

Selon l'ISGlobal Institute of Global Health, l'institut pour la santé mondiale situé à Barcelone, Anvers serait la deuxième ville avec la plus forte charge de mortalité due au dioxyde d'azote parmi 31 pays en Europe [66], où la valeur limite annuelle européenne de $40\mu\text{g}/\text{m}^3$ est dépassée à proximité des zones de trafic [64]. En hiver, la concentration en oxydes d'azote est telle que les seuils critiques désignés par l'OMS sont dépassés [61]. En 2018, une expérience nommée « Mon air ma rue » dont le principe était de mesurer le taux de dioxyde d'azote en plein centre-ville dans six villes wallonnes semble révéler que près de 9% des citoyens respirent un air impropre selon les recommandations de l'Union Européenne [64]. Les citoyens sont effectivement plus exposés au NO_2 que le reste de la population, où les concentrations moyennes annuelles sont les plus élevées. Ainsi en 2019, la moyenne annuelle atteint $14,1\mu\text{g}/\text{m}^3$ en Flandre et $22,4\mu\text{g}/\text{m}^3$ à Bruxelles tandis qu'elle n'est que de $8,2\mu\text{g}/\text{m}^3$ en Wallonie [14].

2.3.3 Particules fines

En suspension dans l'air, les particules fines sont des polluants faisant partie des aérosols. Leurs effets sur la santé humaine et environnementale ainsi que leur comportement dans l'air changent selon leurs caractéristiques tels que la taille, la forme ou la composition chimique. Issues de phénomènes naturels comme l'érosion des reliefs ou des combustions incomplètes, une partie des particules est émise directement, ce sont les particules primaires. Ce sont les plus lourdes pouvant mesurer quelques micromètres, et auront tendance à sédimenter. Quant à elles, les particules secondaires résultent de réactions chimiques entre les gaz précurseurs comme les oxydes d'azote et de soufre ainsi que les composés organiques

volatils par nucléation, agglomération ou condensation [65]. Par exemple, les oxydes d'azote et de soufre réagissent avec l'ammoniac [21]. Les particules formées sont généralement plus fines et sont principalement composées de métaux, de carbone, d'ammonium, de sulfate ou de nitrate en fonction des polluants précurseurs [14]. Généralement, l'intérêt se porte sur les particules fines $PM_{2.5}$ et PM_{10} dont les tailles sont respectivement inférieures à 2,5 et à 10 microns, en sachant que les PM_{10} englobent les $PM_{2.5}$. De ce fait lors des études sur les PM_{10} , une partie des particules mesurées sont des $PM_{2.5}$ [66]. A savoir, les particules ultrafines d'un diamètre inférieure à $0,1\mu m$ ne sont pas encore étudiée alors qu'elles sont pourtant toxiques et bien présentes en environnement urbain, où elles représentent près de 90% des émissions de particules fines par le trafic [67]. Leur diamètre influence leur temps de séjour dans l'atmosphère. Plus leur taille est réduite, plus les particules tendent à rester en suspension grâce au brassage des masses d'air troposphériques. Ainsi, elles sont transportées sur de longue distance. Dernièrement, de nombreuses vagues de poussières en provenance des tempêtes de sables du Sahara atteignent l'Europe. Au-delà des PM_{10} , la durée de vie dans l'atmosphère est réduite, et elles retombent en quelques heures. En revanche, les plus fines d'entre elles peuvent être véhiculées pendant plus de 10 jours [68]. Une fois dans l'atmosphère, les particules fines influencent le climat à plusieurs échelles car elles interviennent dans les mécanismes de formation de nuages chauds ou froids selon leur composition. Ainsi, elles influencent le bilan énergétique terrestre en absorbant ou en réfléchissant les rayonnements solaires et telluriques [69].

En Wallonie, les PM_{10} sont émises par le secteur résidentiel à 43%, par les industries à 30% et par les transports à 12%. Les $PM_{2.5}$ sont majoritairement issues du secteur résidentiel avec 63%. Cependant selon des mesures réalisées dans 4 stations urbaines, les concentrations moyennes annuelles et le nombre de jour de dépassement des valeurs limites ont diminué entre 2009 et 2019 [16].

En Wallonie, les $PM_{2.5}$ sont issues des processus de combustion dans les moteurs thermiques des véhicules, dans les industries ou les installations de chauffage. Elles peuvent aussi provenir de chantiers, de travaux routiers, de l'usure des voiries ou de l'épandage de sel en hiver. Bien que l'émission globale de $PM_{2.5}$ tend à diminuer depuis les années 2000, la part attribuable au secteur résidentiel augmente (Figure 21) [58].

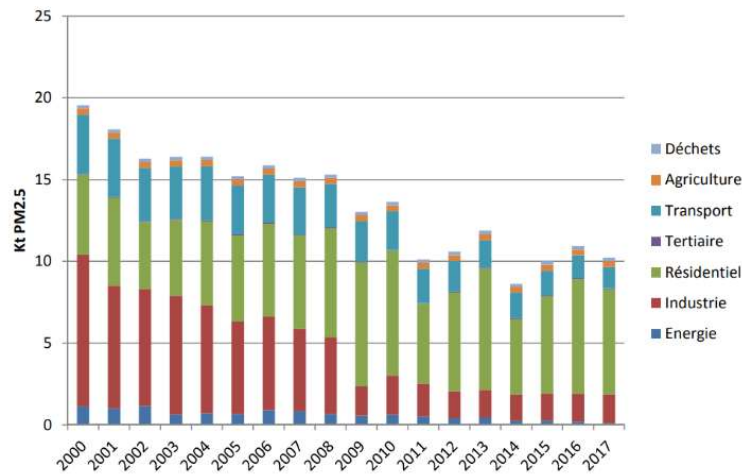


Figure 21 Evolution de la quantité de particules fines $PM_{2.5}$ émises selon le secteur entre 2000 et 2017

En effet en 2017, 63% des $PM_{2.5}$ résultaient de la combustion de biomasse solide comme le charbon ou le bois de chauffage [20]. La forte diminution des émissions industrielles en $PM_{2.5}$ réside dans l'amélioration des procédés industriels et des techniques de filtration ainsi qu'une utilisation moins importante de combustible solide.

La réduction d'émission de la part des industries est telle que la concentration ne dépasse pas la valeur limite européenne, malgré la hausse de la part résidentielle (Figure 22) [58].

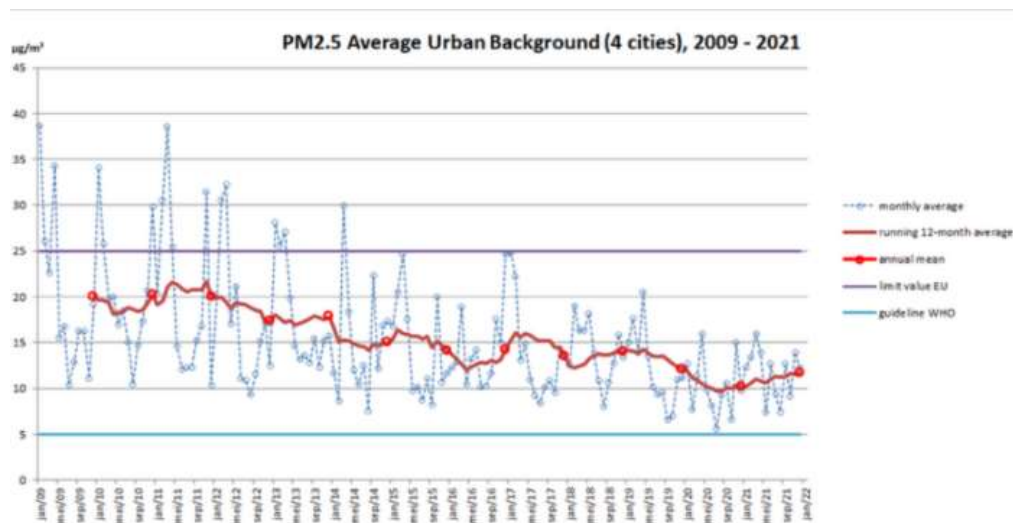


Figure 22 Evolution de la concentration de fond urbaine moyenne en particules fines $PM_{2.5}$ entre 2009 et 2021

Cependant, il existe un plan d'action visant à gérer les pics de pollution par les particules fines depuis 2008 afin d'alerter la population. En effet, durant l'hiver quand les installations de chauffage sont à plein régime et que les conditions météorologiques favorisent l'inversion du gradient thermique, une forte concentration de particules fines non dispersées tendent à rester en suspension au même endroit, formant des smogs [67].

2.4 RISQUE SANITAIRE

Les polluants gazeux sont aisément inhalés et atteignent les voies respiratoires. Plus la molécule est petite, plus elle pénètre dans l'arbre respiratoire en échappant aux processus

d'auto-nettoyage et de filtration comme les cellules ciliées ou à mucus. Les plus fines traversent l'épithélium alvéolaire et entrent dans la circulation sanguine. Bien que les pics de pollution soient un danger sanitaire, une exposition régulière de concentrations modérées sur des temps plus longs engendre le plus d'effets sur la santé, à court terme comme à long terme. La diversité des polluants aboutit à de multiples atteintes sur l'ensemble de l'organisme allant de la réaction inflammatoire locale à des atteintes systémiques, touchant alors la voie digestive, respiratoire et cardiaque (Figure 23) [21]. La pollution atmosphérique est aussi un agent cancérigène de type 1, soit cancérigène certain chez l'homme, selon le Centre international de recherche sur le cancer [21].

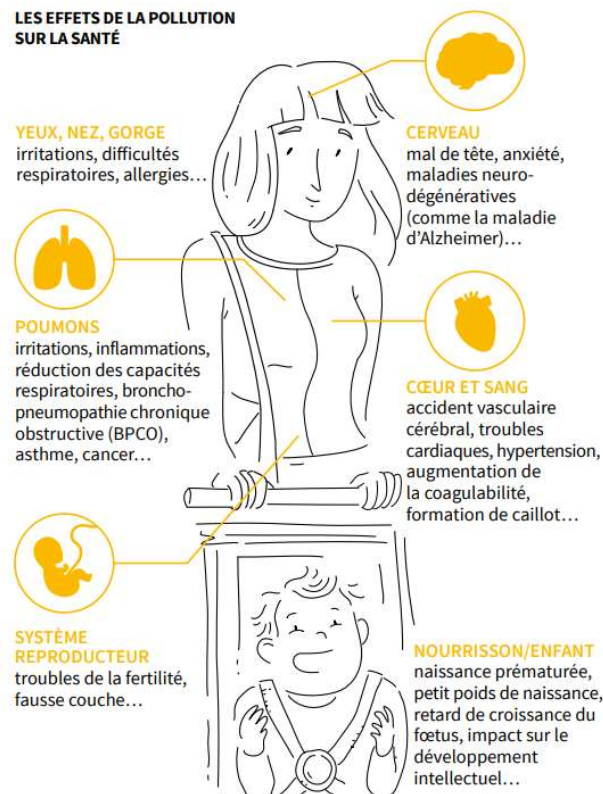


Figure 23 Effets sanitaires de la pollution atmosphérique

Le taux de mortalité imputable à la pollution de l'air en fonction du type de maladie est indiqué en figure 24 [72]. Les maladies majoritaires sont les maladies pulmonaires obstructives chroniques et respiratoires, en sachant qu'il s'agit de chiffres moyennés à l'échelle planétaire.

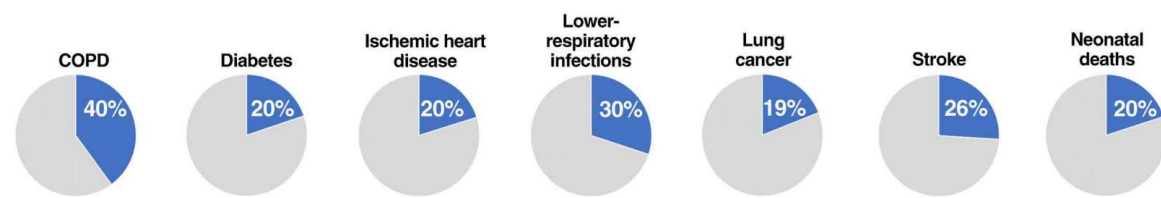


Figure 24 Pourcentage de mortalité globale pour diverses maladies imputables à la pollution atmosphérique

En effet, les impacts de la pollution peuvent différer à un niveau géographique réduit. Par exemple, les cardiopathies sont six fois plus courantes en Asie du Sud et en Afrique

subsaharienne que dans des pays plus développés [69]. Les pays au développement économique moindre voient leurs habitants sujets à la pollution, qui plus est sans avoir les moyens financiers nécessaires pour limiter les impacts sanitaires encourus. Les faits diffèrent en Europe. Les maladies pulmonaires obstructives chroniques sont responsables de 3% des décès attribuables à la pollution de l'air tandis que 17% sont imputables au cancer du poumon (Figure 25) [70].

Non-communicable diseases	Percentage of deaths attributable to ambient air pollution
Ischaemic heart disease	12 %
Lung cancer	17 %
Stroke	11 %
Chronic obstructive pulmonary disease	3 %

Figure 25 Causes de décès en fonction des maladies liées à la pollution de l'air

Il semblerait que 80% des pathologies résultantes de la pollution de l'air seraient des maladies cardio-vasculaires à court terme comme à long terme [66]. Une hausse de la mortalité cardiovasculaire et une diminution de la variabilité de la fréquence cardiaque peuvent résulter d'une exposition à court terme aux particules fines $PM_{2.5}$ [71]. Les cardiopathies comme l'insuffisance cardiaque, l'arythmie ou l'infarctus peuvent alors se déclarer [66]. Quant aux particules ultrafines, il existe une corrélation entre la hausse de leur concentration et le cas d'AVC ischémiques recensés, notamment quelques heures ou jours suivant un pic de pollution de particules fines et à proximité des axes routiers où elles sont émises par les moteurs diesel [72].

Dans le cadre du projet *Air Pollution and Health : a European Information System* [73], la Belgique fit l'objet d'une étude sur l'impact de la qualité de l'air sur la santé publique en se basant sur les villes de Bruxelles, Liège et Anvers concernant l'exposition chronique ou aigue aux particules fines PM_{10} . En moyenne, les concentrations dans les trois villes étaient respectivement de 32, 34 et $38 \mu g/m^3$ à Bruxelles, Anvers et Liège. L'impact sanitaire d'une exposition à court terme à une concentration de $20 \mu g/m^3$ était le plus important à Liège, et le plus faible à Bruxelles (Figure 26) [73].

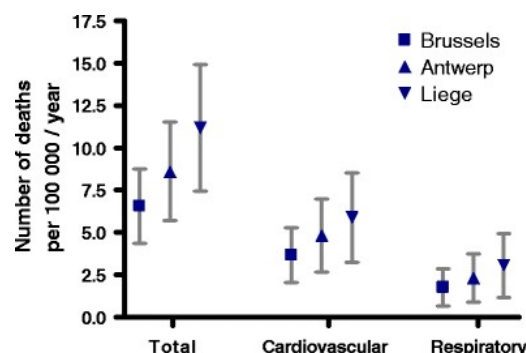


Figure 26 Nombre de décès annuels recensés selon la cause pour Bruxelles, Anvers et Liège

Il en est de même pour une exposition chronique. Une réduction de $5\mu\text{g}/\text{m}^3$ permettrait d'éviter 56 morts dans le cas d'une exposition aigue tandis qu'il serait possible d'en éviter 399 si l'exposition est chronique [73].

Les autres polluants sont aussi dangereux pour le système cardiaque. Une exposition aigue à l'ozone, le monoxyde de carbone, le dioxyde de soufre et le dioxyde d'azote, engendre une hausse des hospitalisations pour insuffisance cardiaque [66]. Quelques symptômes plus spécifiques selon le polluant sont repris dans le tableau 3 [74] [75].

Tableau 3 Problèmes de santé observés en fonction du polluant émis

Ozone	Migraine
	Toux
	Altération des fonctions pulmonaires et cardiaques
	Irritation des muqueuses
Monoxyde de carbone	Irritation des muqueuses
	Diminution des défenses immunitaires
	Altération des fonctions pulmonaires
Oxydes d'azote	Irritation des muqueuses
	Diminution des défenses immunitaires
	Altération des fonctions pulmonaires
	Asthme
	Atteinte hépatique et sanguine
Hydrocarbures	Irritation de la muqueuse oculaire
	Toux
	Actions cancérigènes
Particules fines	Transport des polluants dans les poumons
	Maladie pulmonaire chronique obstructive
	Cancer pulmonaire
	Irritation des muqueuses nasales
	Atteinte du système reproductif

In fine, une exposition chronique peut impacter n'importe quel organe sain et aggraver des pathologies déjà déclarées [70].

Ces impacts sont d'autant plus fatals pour les plus sensibles comme les personnes âgées ou les enfants, au niveau respiratoire, cardiaque et cognitif [70]. Il en est de même pour les individus possédant une maladie chronique ou des antécédents cardio-vasculaires ainsi que les fumeurs ou les personnes possédant une mauvaise hygiène de vie [66], notamment lors des jours de forte pollution. Les femmes enceintes sont elles aussi des sujets à risque, ainsi que leurs fœtus puisque certains polluants comme les particules fines $\text{PM}_{2.5}$ sont capables de traverser le placenta, d'impacter le développement fœtal et le bon déroulement de la grossesse [70].

2.5 LA REGLEMENTATION

Face à de tels risques, la meilleure solution est d'agir en amont de la pollution, et de protéger les individus de l'exposition plutôt que d'en traiter les conséquences souvent lourdes. Alors, il convient de mettre en place des réglementations visant à contrôler la qualité de l'air.

La pollution de l'air ne connaît pas de limite et les polluants émis localement se retrouvent dispersés sur l'ensemble du globe. De ce fait, il existe des conventions telles que la

Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance [2]. Ecrite en 1979 à Genève par la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe et signée par 51 pays dont des pays européens, le Canada et les États-Unis, elle a permis la mise en place de protocoles visant à contrôler les émissions polluantes dans l'hémisphère nord.

L'Union Européenne mène une politique visant à réduire la pollution atmosphérique depuis plus de 50 ans. Aujourd'hui, la qualité de l'air est régie par deux directives européennes. Il s'agit de la directive 2008/50/CE concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe [2], et la directive 2004/107/CE [76]. Elles remplacent en réalité un ensemble de directives appliquées en Europe depuis les années 1980, notamment la directive 96/62/EC et ses directives filles qui concernaient le dioxyde de soufre, le plomb, les particules fines, le dioxyde d'azote et l'ozone [14].

Adoptée en 2004, la directive 2004/107/CE se base sur le caractère toxique et carcinogène de l'arsenic, du cadmium, du nickel et des hydrocarbures aromatiques. Pour se faire, des valeurs cibles sont fixées afin de prévenir ou de réduire les dommages générés par la présence de ces polluants dans l'air ambiant [14]. Le même principe s'applique pour la directive 2008/50/CE concernant le dioxyde de soufre, les oxydes d'azote, l'ozone, le monoxyde de carbone, les particules fines et le benzène [2]. Il en découle de nombreuses définitions concernant les termes présents dans le vocabulaire utilisé pour décrire la qualité de l'air comme la valeur cible, les polluants, la description des milieux, qui sont parfois issus d'une directive antérieure, la directive 96/62/CE concernant l'évaluation et la gestion de la qualité de l'air ambiant. Pareillement, les méthodes d'évaluation et de mesures sont renseignées aux Etats membres, qui doivent alors vérifier ces méthodes et assurer l'exactitude des données récoltées et diffusées. De ce fait, les Etats membres désignent des organismes compétents afin de mettre en place un programme de surveillance de la qualité de l'air au sein de diverses zones géographiques. L'objectif est de maintenir une bonne qualité de l'air si cette dernière l'est déjà, ou de l'améliorer dans le cas contraire. Il existe donc des valeurs cibles à atteindre et des exigences pour chacun des polluants listés afin de maintenir la meilleure qualité de l'air possible, et dans le cas contraire, savoir quoi faire en cas de dépassement des valeurs cibles et de l'atteinte des seuils d'alerte. Ces objectifs à moyen et long terme sont déterminés selon l'impact du polluant d'intérêt sur la santé humaine et environnementale, en tenant compte de la faisabilité technique et financière des opérations à réaliser. Par exemple, l'avancée technologique au sein des industries européennes pourrait permettre de prévenir 100 000 décès prématurés par an [3].

En 2013, une révision de cette directive est réalisée et présente de nouveaux objectifs plus stricts à atteindre dans le but d'améliorer la qualité de l'air en Europe (Tableau 4).

Tableau 4 Nouvelles valeurs limites à respecter selon les polluants émis

Polluants	Concentration moyenne annuelle	Concentration horaire moyenne
PM _{2.5}	20 µg/m ³	
PM ₁₀	40 µg/m ³	24h - 50 µg/m ³
NO ₂	40 µg/m ³	1h - 200 µg/m ³
O ₃		
SO ₂		1h - 350 µg/m ³ 24h - 125 µg/m ³
CO		8h max - 10 mg/m ³

Ceci s'accompagne de la création de deux nouvelles directives, la directive 2016/2284/EU concernant les plafonds d'émissions et la directive MCP 2015/2193/EU concernant les émissions des installations de combustion [2].

D'autres directives plus spécifiques existent. A la suite du protocole de Göteborg sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance afin de diminuer l'acidification, l'eutrophisation et l'ozone au sol, la directive 2001/81/CE fixe les plafonds d'émissions nationaux durant la période 2010 à 2019 concernant les oxydes d'azote, l'ammoniac, le dioxyde de soufre et les composés organiques volatils non méthaniques pour 27 états membres de l'Union Européenne [77]. La directive 2016/2284 lui a succédé pour fixer les plafonds à respecter entre 2020 et 2029 en tenant compte dorénavant des particules fines PM_{2.5} et d'une multitude de polluants supplémentaires, et non plus uniquement des polluants acidifiants ou eutrophisants et des précurseurs de l'ozone [78].

Tous ces efforts sont fournis afin d'obtenir des niveaux de pollution en accord avec les valeurs guides de l'OMS d'ici 2050. En 2021, les recommandations de l'OMS furent révisées et sont désormais plus sévères que celles données pour l'Europe. Elles ont pour but de réduire considérablement la pollution de l'air pour protéger la santé des citoyens, voire d'éviter des morts prématurées et protéger la santé des écosystèmes [2]. Le nombre de décès prématurés causés par la pollution atmosphérique était de plus de 6 millions en 2019 [21]. Ces améliorations permettraient de réduire le pourcentage de population urbaine exposée à des concentrations en polluants excessives, notamment en particules fines, en ozone et en NO₂. La figure 27 indique le pourcentage de population exposée à des concentrations ne respectant pas les valeurs guides de l'OMS publiées en 2021 (Tableau 5) [70]. L'ozone, les particules fines PM_{2.5}

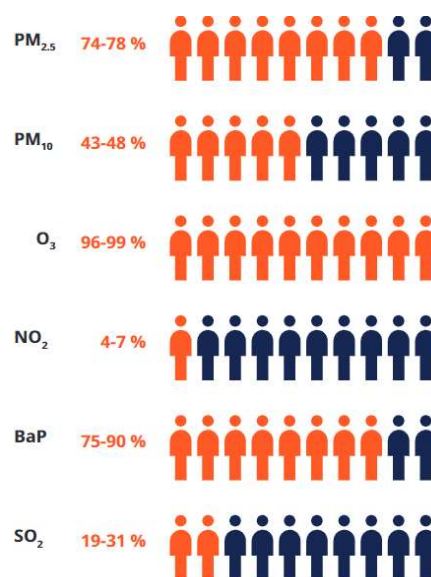


Figure 27 Pourcentage de population urbaine exposée à des concentrations au-delà des valeurs guides

et PM₁₀ ainsi que le benzo[a]pyrène en sont les principaux concernés [70].

Tableau 5 Valeurs guides de l'OMS concernant la qualité de l'air extérieur éditées en 2021

Polluants	Concentration moyenne annuelle	Concentration horaire moyenne
PM _{2.5}	5 µg/m ³	1h - 15 µg/m ³
PM ₁₀	15 µg/m ³	24h - 45 µg/m ³
NO ₂	10 µg/m ³	24h - 25 µg/m ³
O ₃		8h - 100 µg/m ³
		8h - 60 µg/m ³ (pic saisonnier)
SO ₂		24h - 40 µg/m ³
CO		24h - 7 µg/m ³

En effet, l'OMS exige que les états accentuent les mesures mises en œuvre pour respecter les normes relatives à la qualité de l'air en surveillant et en identifiant les sources polluantes, notamment en favorisant l'utilisation d'énergies propres dans les secteurs automobile et résidentiel [79].

En Wallonie, il existe également de nombreux textes de loi encadrant la qualité de l'air dès 1965 avec la loi relative à la lutte contre la pollution atmosphérique, visant à réglementer les sources susceptibles de pollution et à fixer des plafonds d'émission tout en évaluant la qualité de l'air grâce à l'agrégation de laboratoires et de méthodes mesurant les polluants [80]. Par la suite, divers arrêtés et révisions de ces arrêtés parurent en étant parfois plus sectoriels comme l'arrêté royal relatif à la prévention de la pollution atmosphérique engendrée par les installations de combustion de 1971, l'arrêté royal relatif aux mesures à prendre contre la pollution de l'air par les gaz d'échappement provenant des moteurs équipant les véhicules à moteur de 1988, ou plus récemment l'arrêté du Gouvernement wallon relatif à la réduction des émissions de certains polluants atmosphériques de 2019. Souvent, ils complètent ou transposent les directives européennes [81].

3 OBJECTIFS ET HYPOTHESES

Ce travail possède plusieurs objectifs. Le premier consiste à récolter les données nécessaires pour calculer l'indice AQOI permettant de décrire la qualité de l'air au cours de l'année 2019. Celui-ci est calculé sur différents sites wallons de type rural, urbain ou industriel afin d'étudier la capacité de l'indice AQOI à décrire la qualité de l'air dans des environnements variables et à les différencier. Plus spécifiquement, selon l'hypothèse n°1, l'indice AQOI devrait différer entre les sites urbains, industriels et ruraux.

Puis, afin de valider l'indice AQOI, l'objectif est de déterminer un moyen de le comparer à l'indice BelAQI en établissant un lien entre ces deux méthodes. Ainsi, l'hypothèse n°2 serait l'existence d'une corrélation entre l'indice AQOI et l'indice BelAQI, prouvant l'aptitude de l'indice AQOI à décrire la qualité de l'air.

4 MATERIEL ET METHODES

4.1 LES INDICATEURS

La surveillance de la pollution atmosphérique peut s'effectuer à l'aide de l'utilisation d'outils pour évaluer la concentration de polluants atmosphériques, comme les indicateurs. Cette partie consiste en la description de deux indicateurs utilisés dans ce travail, l'indice BelAQI et l'indice AQOI.

4.1.1 Indice BelAQI

Entre 2010 et 2015, le projet JOAQUIN fut créé dans le but de favoriser une politique environnementale soucieuse de la qualité de l'air et de son impact sanitaire sur la population au sein des plusieurs pays dont la France, la Belgique, les Pays-Bas et le Royaume-Uni. Grâce au développement du réseaux de mesure et des connaissances littéraires sur les dangers que représentent la pollution de l'air, l'objectif est d'amener les états à prendre des décisions en faveur d'une meilleure atmosphère. C'est dans ce contexte que furent créés les indices sur la qualité de l'air [82].

Ils en existent de nombreux au travers de l'Europe [79]. En Belgique, l'indice utilisé est nommé le BelAQI pour Belgian Air Quality Index. Etabli sur une échelle numérique allant de 1 à 10, cet indice se base sur les concentrations horaires ou journalières des particules fines $PM_{2.5}$, du dioxyde d'azote et de l'ozone. La concentration en particules fines PM_{10} est déterminée selon la concentration mesurée en particules fines $PM_{2.5}$. Ces polluants sont représentatifs des principales causes de pollution de l'air retrouvés en Belgique : le transport routier, l'industrie automobile, le secteur agricole et l'utilisation de combustibles de chauffage [83]. Ces polluants sont sélectionnés pour leurs impacts sanitaires reconnus. En effet, il n'est plus à discuter de la gravité de l'inhalation de particules fines $PM_{2.5}$ dans les voies respiratoires humaines. Leur forme et leur taille leur confèrent une facilité à s'engouffrer et à pénétrer nos voies respiratoires. Ceci engendre alors des problèmes respiratoires plus ou moins graves. Ainsi, un risque relatif a été calculé pour traduire la hausse de mortalité quotidienne et le nombre d'hospitalisations selon l'Organisation mondiale de la Santé pour une hausse de $10 \mu g/m^3$ du polluant. Pour les particules fines $PM_{2.5}$, il correspond à un facteur de 1,0123 représentant la hausse de la mortalité générée par une augmentation de $10 \mu g/m^3$ des particules fines $PM_{2.5}$. Les risques relatifs pour l'ozone et pour le dioxyde d'azote sont également calculés. Ainsi, sont obtenues les caractéristiques suivantes (Tableau 6) :

Tableau 6 Polluants mesurés pour l'indice BelAQI et risques relatifs associés

Risque relatif	Polluant	Concentration
1.0123	$PM_{2.5}$	Moyenne journalière
1.0029	O_3	Moyenne maximale 8h
1.0027	NO_2	Moyenne maximale 1h

Puis, selon les concentrations en PM_{2.5} responsables d'une hausse de la mortalité quotidienne sont utilisées pour déterminer l'échelle numérique de l'indice. Ensuite, il convient de calculer les concentrations des autres polluants nécessaires pour observer une hausse de la mortalité équivalente à une hausse de la concentration en PM_{2.5}. Ceci explique le fait que les intervalles avec lesquelles augmentent les échelles de concentration diffèrent en fonction du polluant considéré. Il existe alors des concentrations propres à chaque polluant qui traduisent le même taux de mortalité par sous-indice (Tableau 7), soit le même impact sanitaire.

Tableau 7 Echelle de l'indice BelAQI en fonction des concentrations mesurées correspondantes pour chacun des polluants

Sous-indice	Moyenne journ. PM _{2.5} (µg/m ³)	Max journ. 8h O ₃ (µg/m ³)	Max journ. 1h NO ₂ (µg/m ³)
1	0	0	0
2	5	21	23
3	10	42	46
4	15	64	68
5	25	106	114
6	35	148	159
7	40	170	182
8	50	212	228
9	60	254	273
10	70	297	319

Bien que les PM₁₀ ne soient pas mesurées, les concentrations sont déterminées par transposition des mesures de PM_{2.5} selon un rapport entre PM_{2.5}/PM₁₀. Ce rapport vaut 0,65 et correspond à la médiane de la moyenne journalière pour une station belge standard entre 2013 et 2015 [84].

Des classes évaluant l'impact sanitaire en fonction de la concentration de PM_{2.5} et issues de la classification établie lors du projet JOAQUIN sont alors créées (Tableau 8) [85].

Tableau 8 Echelle de l'indice BeIAQI, classe sanitaire et classification selon les concentrations en PM_{2.5}, PM₁₀, O₃ et NO₂ mesurées correspondantes

Classe santé	Indice	Classification	PM ₁₀ – Moyenne journalière (µg/m ³)	PM _{2.5} – Moyenne journalière (µg/m ³)	O ₃ – Max 1 h/j (µg/m ³)	NO ₂ – Max 1 h/j (µg/m ³)
A	1	Excellent	0 – 10	0 – 5	0 – 25	0 – 20
	2	Très bon	11 – 20	6 – 10	26 – 50	21 – 50
B	3	Bon	21 – 30	11 – 15	51 – 70	51 – 70
	4	Assez bon	31 – 40	16 – 25	71 – 120	71 – 120
C	5	Moyen	41 – 50	26 – 35	121 – 160	121 -150
	6	Médiocre	51 – 60	36 – 40	161 – 180	151 – 180
	7	Très médiocre	61 – 70	41 – 50	181 – 240	181 – 200
D	8	Mauvais	71 – 80	51- 60	241 – 280	201 – 250
	9	Très mauvais	81 – 100	61 – 70	281 – 320	251 – 300
	10	Exécrable	>100	>70	>320	>300

Dans ces concentrations, sont retrouvées de nombreuses valeurs recommandées à différents niveaux organisationnels, que ce soit au niveau mondial selon les guides de l'OMS, au niveau européen pour les recommandations portant sur l'ozone et le dioxyde d'azote, ou au niveau national belge concernant les particules fines PM₁₀. La classe A est la classe pour laquelle l'impact sanitaire est minimal, où la concentration mesurée en PM_{2.5} est inférieure à la concentration de 10 µg/m³ recommandée par l'OMS. La classe B est de rigueur lorsque la concentration est entre 10 et 25 µg/m³, la classe C lorsque la concentration est entre 25 et 50 µg/m³. Enfin si la concentration est supérieure à 50 µg/m³, il s'agit de la classe D [86].

4.1.2 Indice AQOI

Contrairement à l'indice BeIAQI, l'indice AQOI pour Air Quality Observed Index, n'est pas le résultat de campagnes de mesures traditionnelles. Plutôt que la mesure de concentration des polluants, ce dernier se base sur les critères pouvant influencer la composition de l'air dans des mailles carrées de 300 mètres de côté autour de stations sélectionnées au travers de la Wallonie. L'acquisition des données se fait sur Microsoft Access, selon des données récoltées sur QGis, Open Street Maps, Google Maps, les registres E-PRTR et Wallonair afin d'utiliser des données disponibles en libre accès et gratuites. Ainsi, il est possible d'évaluer la qualité de l'air locale sur une zone géographique au profil urbain en fonction des caractéristiques descriptives du lieu.

Cet indice est représenté par un chiffre compris entre 0 et 5, où le 0 traduit une bonne qualité de l'air tandis que le 5 signifie que la qualité de l'air est dégradée. Ce chiffre est la somme de sous-indices calculés selon les données encodées pour cinq domaines d'étude, à savoir la topographie, les voiries, les bâtiments, la végétation et les sources extérieures.

La première partie à encoder consiste simplement aux coordonnées du point d'étude comme le nom de la ville et de la commune dans laquelle la station se situe, ainsi que les coordonnées Lambert 72 et la taille de la maille.

Puis les vents sont enregistrés selon leurs directions au cours de l'année 2019 sur le territoire wallon. La fréquence pourra être calculée pour plusieurs stations différentes capables de mesurer le vent, bien qu'elles ne puissent toutes le faire. Il convient alors d'attribuer une rose des vents à chaque station qui ne dispose pas de sa propre base de données.

L'encodage sur la topographie de la zone consiste à recenser le type de relief où se situe la station dans la maille, qu'il s'agisse d'un plat, d'une hauteur, d'une vallée ou d'un flan, et de son orientation selon les quatre points cardinaux. Ce dernier paramètre permet d'évaluer la façon dont le vent va s'engouffrer ou non entre les reliefs selon leur position et l'orientation du vent. Également, la surface des voies navigables existantes est prise en compte dans la topographie puisqu'elles représentent des cours d'eau d'une taille conséquente où des véhicules motorisés pourraient se déplacer et polluer.

Ensuite, les voiries sont recensées en fonction de leur surface et de leur statut. En effet, si une autoroute se trouve à proximité, cette dernière aura sûrement plus d'impact que s'il s'agissait d'une route tertiaire. Chaque type de route est spécifié ainsi que son orientation et la présence ou l'absence d'arrêt. De fait, un véhicule qui s'arrête et qui redémarre émet plus de polluants qu'un véhicule dont la conduite serait fluide et douce. La hauteur des objets longeant la route est également prise en compte s'ils sont suffisamment proche du bord de la voirie afin de mettre en avant les effets canyon. Ainsi les effets du vent, de la surface et de l'orientation de la route, canyon et du démarrage des véhicules sont pris en compte.

Les bâtiments sont recensés ainsi que leur surface, leur hauteur, leur position et la présence de galerie ou d'une façade végétale. La taille et la position d'un bâtiment influence la distribution du vent en lui faisant barrage ou non. De même, les galeries peuvent être des lieux d'engouffrement pour les flux d'air. L'occupation est également prise en compte afin de considérer les besoins en chauffage nécessaires selon la surface chauffée, et le trafic lié à l'attractivité du bâtiment. Par exemple, un bâtiment occupé pour le service tertiaire sera certainement chauffé à un maximum de 20°C tandis qu'une annexe non habitée ne le sera pas. Ainsi, en connaissant le type de chauffage majoritairement présent dans la région concernée, une estimation de la quantité d'énergie et des émissions polluantes est possible.

Puis pour connaître l'impact de la végétation, il est nécessaire de savoir de quel type de végétaux il s'agit : cultures, ligneux ou herbacées. Les caractéristiques comme le type de feuilles, la superficie, la hauteur, la canopée, l'orientation et la disposition sont renseignées. Cet ensemble de paramètres influence la capacité des végétaux à absorber les polluants via les stomates ou à les adsorber sur leur surface foliaire. Les végétaux peuvent émettre des polluants comme les pollens ou les COV précurseurs d'ozone [42]. Également, certains végétaux seront sujets à des entretiens, comme les cultures. Alors, des sources d'émission y seront liées comme les engins agricoles ou les produits phytosanitaires. Tout comme les

reliefs, la position et l'orientation de la végétation sont confrontées aux directions du vent afin de savoir si elle fait office de barrage au vent ou non.

Enfin, au-delà des 90 000 m² situés au sein de la maille, les sources extérieures pouvant l'influencer sont prises en compte. Il s'agit notamment des entreprises IED dont les émissions sont certaines et sont recensées dans des registres européens. Ainsi pour chaque entreprise IED se trouvant dans un rayon de moins de 15 kilomètres, son identité, son adresse ainsi que le type et la quantité de polluants émis sont recensés. Sur le modèle des voiries citées auparavant, les routes situées dans des secondes mailles de 90 000 m² tout au long du périmètre de la maille de départ sont encodées, ainsi que leur type de route, leur surface et leur position. Elles peuvent en effet être responsables de l'émission de polluants qui seraient brassés puis acheminés via les courants d'air vers la maille centrale, et en impacter ainsi la composition de l'air bien qu'elles ne se situent pas directement à proximité de la station.

Pour chaque jeu de données propre à un domaine d'étude, un sous-indice est calculé selon le cas de figure représenté. Par exemple pour la topographie, quatre facteurs existent : plat, hauteur, vallée et flanc. Chacun se voit attribuer une valeur (Tableau 9).

Tableau 9 Valeurs possibles pour le sous-indice topographie

Plat	0
Hauteur	-1
Vallée	1
Flanc	Selon la position (N-S-E-O) et du vent

Le même genre d'opérations ont lieu pour tous les facteurs présents dans les cinq domaines d'étude, comme l'effet écran des bâtiments, l'effet canyon, le genre de voiries. Une fois tous les facteurs d'un domaine d'étude traités, toutes les valeurs attribuées sont sommées pour donner le sous-indice. Ces facteurs sont choisis et attitrés arbitrairement lors de la conception initiale de l'indice AQOI par Claudia Falzone. Il faut ensuite normaliser ces sous-indices afin de les additionner pour obtenir l'indice AQOI.

4.2 LES STATIONS DE MESURE

Les stations peuvent être considérées comme le matériel. En effet, les données enregistrées par les stations concernant la mesure des polluants aboutissent à la détermination de l'indice BelAQI, ensuite utilisé pour vérifier l'efficacité de l'indice AQOI. L'AQOI étant le résultat de l'étude d'une maille, il convient de sélectionner des stations où le calcul du BelAQI est possible à des fins de comparaison des deux indices. Le choix des stations utilisées repose sur les stations déjà existantes au sein du réseau de mesures belge, et plus précisément wallon car chaque région possède son propre réseau. En Wallonie, ce dernier est géré par l'Institut Scientifique de Service Public (ISSEP). En effet, l'évaluation de la qualité de l'air en Belgique est une compétence régionale depuis 1994 [14] [85]. Ceci a abouti à la formation de la Cellule

interrégionale de l'environnement, assurant la coopération entre les trois régions belges et responsable de la publication du rapport annuel à propos de la qualité de l'air en Belgique.

Afin de répondre à la directive 2008/50/CE sur la qualité de l'air ambiant et pour un air pur pour l'Europe, il fut nécessaire de développer des réseaux de mesure. En effet, l'article 1 stipule qu'il faut établir les mesures visant à « à évaluer la qualité de l'air ambiant dans les États membres sur la base de méthodes et de critères communs » et « à obtenir des informations sur la qualité de l'air ambiant afin de contribuer à lutter contre la pollution de l'air et les nuisances et de surveiller les tendances à long terme et les améliorations obtenues grâce aux mesures nationales et communautaires » [2]. Mesurer les concentrations des polluants est un moyen d'y répondre en étant un point de départ pour toute politique visant à améliorer la qualité de l'air. En Wallonie, ceci est la responsabilité de l'ISSEP, évaluant la qualité de l'air en mesurant un certain nombre de polluants en réponse à des directives. Pour cela, la Wallonie dispose d'un réseau fixe de mesure en temps réel composé de 24 stations, avec transmission des résultats via un système informatique. Ceci permet d'une part de récolter les données sur la qualité de l'air en temps réel, et d'autre part d'en informer sous forme d'alerte le public et les professionnels de la qualité de l'air en cas de dépassement des seuils de pollution autorisés. Il convient également de s'assurer du bon fonctionnement de ces appareils grâce à des entretiens préventifs ou curatifs des instruments de mesures.

Grâce à différents types d'analyseurs, ces stations mesurent le dioxyde de soufre, le monoxyde et le dioxyde d'azote, le monoxyde de carbone, l'ozone, le mercure gazeux, le carbone noir et les particules en suspension. Leurs modes de fonctionnement est détaillé dans le mémoire de Quentin Ramé [88].

Une plus grande diversité de polluants est étudiée par des moyens de mesures différents. Il existe également un réseau de mesure mobile sous forme de remorques contenant les analyseurs, et disposées à des endroits stratégiques pour une courte durée afin d'étudier la qualité de l'air et la dispersion de la pollution dans des lieux isolés ou qui ne sont normalement pas des lieux d'intérêt. Parfois au sein du réseau mobile, des prélèvements sont réalisés in situ puis envoyés en laboratoire pour les analyser et en tirer des informations sur la pollution atmosphérique locale.

Ici, afin de pouvoir comparer par la suite l'indice AQOI à l'indice BelAQI, seules les stations wallonnes en capacité de mesurer les polluants nécessaires au calcul du BelAQI sont conservées. Ainsi, ceci correspond à 15 stations parmi les 24, désignées par les villes dans lesquelles elles se situent : Corroy, Dourbes, Engis, Habay-la-Vieille (dite Habay dans la suite du document), Havinnes, Herstal, Lodelinsart, Mons, Namur, Offagne, Sinsin, Vezin, Sainte Ode, Vielsalm et Val-Benoit. Les coordonnées en projection Lambert belge 72 BD72 EPSG :31370 sont renseignées car les adresses ne sont pas toujours précises, ou quand les stations sont situées dans des lieux non renseignés par la nomenclature des routes. Le type de station résulte de la classification attribuée par l'ISSEP.

Les informations concernant le type et la localisation des stations sont reprises dans le tableau 10.

Tableau 10 Adresses et coordonnées des stations de mesure

Identification	Adresse	X	Y	Type
Corroy	Rue de l'Eglise 40 , Chaumont-Gistoux	171190.904	149468.033	Fond rural
Dourbes	Rue du Centre Physique, Namur	166168.392	87188.841	Fond rural
Engis	Rue du Marly 2, Engis	222852.027	141894.667	Industriel suburbain
Habay	Rue du Vivier, Habay-la-Vieille	240867.564	46065.383	Fond rural
Havinnes	Vieux Chemin d'Ath 626, Havinnes	85520.484	145512.895	Fond rural
Herstal	Boulevard Zénobe Gramme, Herstal	239034.32	150510.659	Fond urbain
Lodelinsart	Place de l'Abattoir, Lodelinsart	156389.98	124242.57	Fond suburbain
Mons	Rue du Grand large, Mons	119478.948	128348.15	Fond urbain
Namur	Place Maurice Servais, Namur	185771.872	127861.67	Fond urbain
Offagne	Croix Dominique 32, Offagne (Bertrix)	209921.461	63210.354	Fond rural
Sainte-Ode	Renuamont, Sainte-Ode	237782.779	80268.825	Fond rural
Sinsin	Rue Tige-de-nettinne, Sinsin	211703.268	107269.266	Fond rural
Val Benoit	Rue du Chéra, Val Benoit (Liège)	235129.044	145420.901	Fond suburbain
Vezin	Rue de Ville-en-Waret 266, Vezin (Andenne)	193982.813	132635.697	Fond rural
Vielsalm	Domaine de Tinseubois, Vielsalm	266494.54	111560.72	Fond rural

Les stations sont dispersées sur l'ensemble du territoire wallon dans le but d'être représentatives des différents environnements et niveaux d'exposition existants. Les stations figurant au sud tendent à être plutôt rurales tandis que les stations situées au nord de la Wallonie tendent à être suburbaines voire urbaines (Figure 28) [89]. En effet, le nord fut marqué par une forte activité industrielle au cours du temps formant un « sillon industriel » traversant la Wallonie d'est en ouest, où se situent les zones urbaines plus denses tandis que le sud possède une densité plus faible [89].

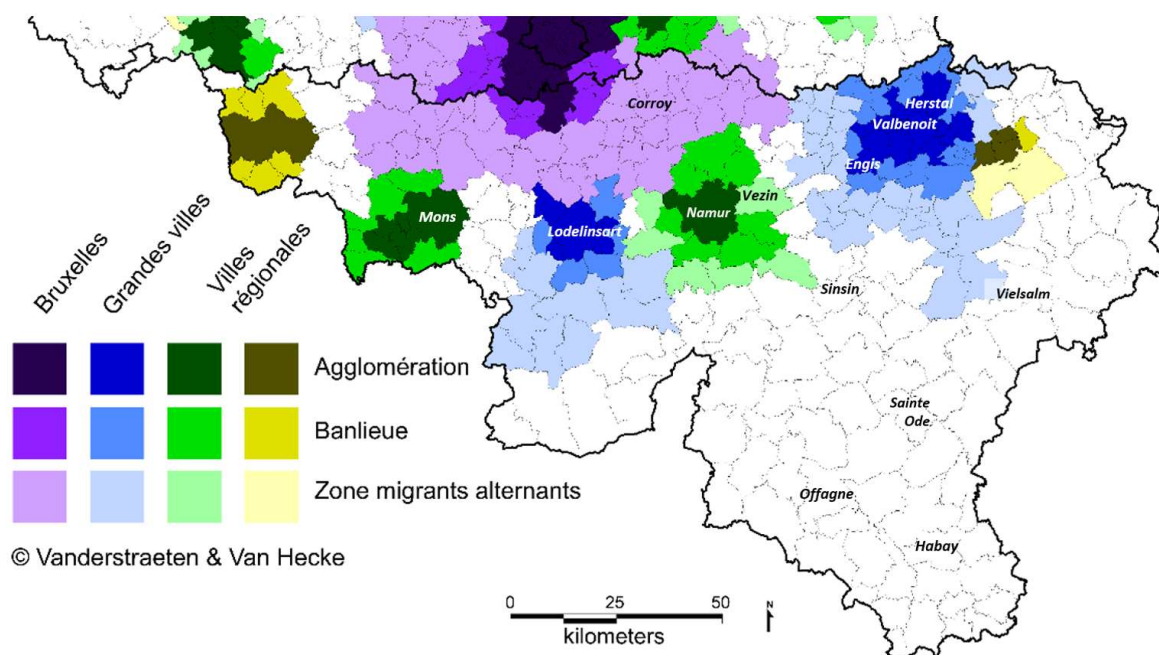


Figure 28 Etendue de l'influence urbaine sur les communes wallonnes

4.2.1 Classification selon l'European Air Quality Index

Tableau 11 Classification des stations selon l'EEA

Type	Stations	
Fond rural	Vielsalm	Sainte Ode
	Sinsin	Offagne
	Dourbes	Havennes
	Vezin	Habay
Fond suburbain	Val-Benoit	
	Herstal	
	Lodelinsart	
	Mons	
	Namur	
Industriel suburbain	Engis	

En plus de la qualification rurale ou urbaine, l'European Environment Agency mentionne s'il s'agit d'une station de trafic à proximité d'au moins une route principale, ou de station de fond avec des niveaux de pollution représentatif de l'exposition des habitants et de la végétation [90].

Le tableau 11 reprend la classification des diverses stations [90]. On remarque que les données portant sur la station de Corroy sont inconnues mais son profil pourrait être similaire à celui des stations de fond rural.

4.2.2 Sites industriels

Certains sites sont à caractère industriel, c'est-à-dire qu'ils se situent à proximité de zones dédiées à des activités industrielles comme la conception et la production de biens matériels et l'exploitation de matières premières. Ici, seule la station d'Engis est désignée comme industrielle [69]. Effectivement, Engis connaît un passé industriel important qui continue de prospérer aujourd'hui grâce à un parc d'activités économiques de 300 hectares pour près de 40 entreprises [91]. Dix entreprises IED sont retrouvées dans un rayon de moins de 15 kilomètres, comme des sociétés impliquées dans le secteur énergétique Electrabel ou EDF Luminus ou encore la société productrice de chaux Dumont Wautier. Ceci résulte en

l'émission de nombreux polluants comme les particules fines, des oxydes d'azote, du zinc, des oxydes de soufres, des PCB et du dioxyde de carbone.

4.2.3 Sites urbains et suburbains

Puis, des stations de type urbain sont retrouvées. Il s'agit des stations situées dans des centres-villes où la densité des bâtiments est importante. Ce sont des territoires caractérisés par une forte densité de population et de services, où sont retrouvés tant des activités économiques comme des bureaux et des commerces, que des logements et des bâtiments résidentiels. Il s'agit des stations urbaines de Mons et de Herstal [69]. Selon la directive 2008/50/CE, les stations urbaines sont utiles à l'évaluation de l'exposition de la population urbaine à l'ozone, c'est-à-dire où la densité de population et la concentration en ozone sont élevées [2].

En périphérie de ces zones urbaines, sont situées des stations suburbaines telles que les stations de Val Benoit et de Lodelinsart. Celles-ci sont dans un rayon proche de l'aire urbaine, où les espaces sont plus riches en bâtiments résidentiels dont les habitants se rendent au centre-ville pour leurs besoins socio-économiques. A la périphérie immédiate des villes, elles subissent alors l'influence de l'aire urbaine comme celle du trafic automobile et constituent un tampon en amont des zones rurales. Selon la directive 2008/50/CE, les espaces suburbains servent à évaluer l'exposition directe ou indirecte de la population et de la végétation situées à la périphérie de l'agglomération [2].

4.2.4 Sites ruraux

Enfin, en dehors de toute zone urbaine ou industrielle, les stations de Corroy, Dourbes, Habay-la-Vieille, Havinnes, Offagne, Sainte-Ode, Sinsin, Vezin et Vielsalm sont recensées. Situées dans des lieux d'une densité démographique bien plus faible qu'un centre-ville, ce sont des sites éloignés des pôles d'attraction urbains où les espaces tendent à être agricoles, avec de nombreuses cultures et/ou espaces forestiers. Ces dernières sont utiles à l'évaluation de l'exposition de la population, des cultures et des écosystèmes naturels aux concentrations d'ozone à l'échelle sous-régionale [2].

4.3 OUTILS INFORMATIQUES

Afin d'encoder et de traiter les informations nécessaires au calcul de l'indice AQOI, plusieurs interfaces sont utilisées.

L'acquisition des informations à propos des stations se fait sur le logiciel d'information cartographique et de cartographie Qgis version 3.16.11 Hannover (Figure 31).

La projection du projet est l'EPSG :31370 Belgian Lambert 72.

Google Maps et Open Street Maps sont aussi utilisés afin de compléter ou vérifier visuellement les données.

Enfin le traitement de certaines données et certaines figures obtenues dans le but de décrire les résultats sont effectués à l'aide du logiciel statistique RStudio version 1.4.1717 © 2009-

2021 RStudio. Les packages utilisés sont « ggplot2 », « reshape2 », « ggrepel », « mcr » et « deming » (Figure 32).



Figure 29 Logo Qgis



Figure 30 Logo RStudio

Les détails portant sur les versions des logiciels et les packages utilisés sont disponibles en annexe A, ainsi que les sites internet utilisés pour exporter ou vérifier les données.

4.4 ACQUISITION DES DONNEES

4.4.1 Indice BelAQI

Les données utilisées lors de l'étude de l'indice BelAQI au cours de ce travail sont issues du mémoire « Étude historique de la qualité d'air en Région wallonne au travers de l'indice BelAQI et de l'indice européen » [88], notamment les résultats concernant le recensement des classes du BelAQI calculées entre 2008 et 2020 pour chacune des stations. Quant aux données relatives au risque sanitaire attribué aux différentes classes du BelAQI, les informations sont obtenues sur le site internet de la Cellule Interrégionale pour l'Environnement.

4.4.2 Indice AQOI

Afin de posséder les données nécessaires à l'encodage de l'indice AQOI, plusieurs paramètres propres à chaque station ont été recensés à l'aide des applications citées ci-dessus.

Les données concernant le recensement des vents sont obtenues auprès de l'Institut Scientifique de Service Public. Celles-ci proviennent des stations de Sainte-Ode, Lodelinsart, Engis et Herstal. La topographie est elle aussi classée parmi plusieurs types : un flanc, une hauteur, une vallée ou un plat, selon l'altitude de la station renseignée sur Wallonair, la vue sur Google Maps et les reliefs mesurés en Wallonie à partir d'un modèle numérique de terrain utilisable sur QGIS.

Les voiries et la végétation sont étudiées sur QGIS. A l'aide des orthophotos de la région wallonne obtenues en 2021, la longueur, la largeur et la surface des routes sont mesurées grâce aux outils « Mesure une aire » et « Mesurer une longueur ». Quant aux types de route, il s'agit de la classification disponible sur Open Street Maps. Pour la végétation, les types sont encodés manuellement selon ce qui est reconnaissable sur les orthophotos. L'aire est aussi calculée à l'aide de l'outil « Mesurer une aire ». Si besoin, des estimations de la hauteur sont réalisées à l'aide de la vue piétonne sur Google Maps.

Concernant les bâtiments, les informations proviennent des couches SIG éditées le 22 avril 2022 renseignées par le Service public de Wallonie sur le Géoportail de la Wallonie dont l'objectif est la référence cartographique numérique et en 3 dimensions de l'ensemble de la région dans le cadre du Projet Informatique de Cartographie Continue, nommé PICC. Chaque

province possède ses propres données topographiques. La surface des bâtiments sera calculée grâce à la fonction \$area sur QGIS, calculant la surface des entités sélectionnées. La hauteur des bâtiments est calculée grâce à des manipulations sur QGIS à l'aide de modèles numérique de terrain et de surface. Le modèle numérique de terrain correspond à l'altitude naturel du terrain à partir du niveau d'altitude zéro tandis que le modèle numérique de surface tient compte des objets se trouvant sur cette surface. Ces derniers sont exportés à partir du Géoportail de la Wallonie.

Enfin les sources extérieures comportant les entreprises IED et les routes environnantes sont étudiées. Les routes sont encodées de la même façon que les voiries décrites auparavant. Les informations portant sur les entreprises IED sont obtenues dans des registres sur les polluants émis des suites de la directive 2010/75/UE relative aux émissions industrielles disponibles sur le site de l'Agence Européenne pour l'Environnement [9]. Le nom de l'entreprise, ses coordonnées ainsi que le nom et la quantité des polluants émis sont disponibles dans des fichiers téléchargeables sur le site. La distance et l'angle auxquels se trouve l'entreprise par rapport à la station de mesure seront déterminés sur QGIS.

Il convient également de déterminer les méthodes à appliquer afin de traiter les données brutes recensées et de les normaliser en étudiant leur distribution afin de déterminer des valeurs de référence qui seront encodées dans l'algorithme Microsoft Access utilisé pour calculer l'indice AQOI.

4.5 TRAITEMENT DES DONNEES

4.5.1 Score sanitaire de l'indice BelAQI

L'indice BelAQI se décompose en dix classes qualifiant la qualité de l'air de 1 à 10, d'excellente à médiocre. Pour créer ces classes, l'indice BelAQI prend en compte un risque relatif traduisant la hausse de la mortalité observée selon la hausse de la concentration en polluant. En réalité, l'indice BelAQI se base sur l'ancien indice européen JOAQUIN [83] du projet Health Risks of Air Pollution In Europe [86]. Dans ce projet, les risques relatifs sont calculés à partir de l'impact sanitaire à court terme des particules fines PM_{2.5}. De ce fait, afin d'estimer l'impact sanitaire selon la qualité de l'air déterminée par l'indice BelAQI, il est possible de recenser les effectifs des classes de l'indice BelAQI de chacune des stations, et de multiplier la fréquence de chaque classe qualitative par le risque relatif qui lui est associé. Le travail est effectué pour l'ensemble des 14 stations de 2013 à 2019. Il conviendra de sélectionner les classes à considérer parmi les dix classes de l'indice BelAQI permettant de distinguer au mieux les types de stations.

Pour une station et pour chaque classe, le calcul sera le suivant :

$$\text{Score sanitaire} = \text{effectif} * RR$$

Ainsi, une nouvelle variable est créée : le score sanitaire. Le score sanitaire total annuel d'une station sera la somme des scores sanitaires obtenus sur l'année. De ce fait, l'indice BelAQI a

été transformé en une autre variable annuelle où l'impact sanitaire est pris en compte (Tableau 12).

Tableau 12 Calcul du score sanitaire annuel pour une station

Station – année			
Risque relatif	Classe BelAQI	Effectif	Effectif * RR
0	1	X	x * 0
0,615	2	X	x * 0,615
...	...	...	...
7,38	9	X	x * 7,38
8,61	10	X	x * 8,61
Score sanitaire annuel		= $\sum$ Effectif * RR	

4.5.2 Comparaison entre les indices BelAQI et AQOI

Afin de valider la cohérence de l'indice AQOI, il convient de le comparer avec l'indice BelAQI déjà existant. Or, ces deux indices ne sont pas sur le même pas de temps. L'un est annuel tandis que l'autre est journalier. La comparaison sera donc indirecte. Pour cela, l'indice AQOI et le score sanitaire sont calculés pour l'intégralité des sites. Puis, leurs distributions respectives pourront être comparés. Également, les résultats pourront être normalisés afin de comparer ces deux indices dont les échelles diffèrent. Les similitudes et les différences seront mises en avant en tenant compte des paramètres pouvant en être la cause.

4.5.3 Tests statistiques

La conjecture et l'observation de graphiques ne suffisent pas toujours à tirer des conclusions. Alors, il est préférable de s'appuyer sur des tests statistiques, possédant une place importante dans l'analyse des données. Collectées à l'aide d'échantillons, les données seront exploitées à l'aide de ces tests afin d'obtenir et interpréter les résultats. Il s'agit d'une analyse inférentielle, dont le but est de choisir l'une des deux hypothèses initialement formulées avec le moins de risque possible de se tromper. Il en existe de différentes sortes selon le but recherché (Tableau 13).

Tableau 13 Descriptif des tests statistiques existants

TESTS				
De conformité	D'homogénéité	D'indépendance	De séries appariées	Par rapport à une loi de probabilité
Comparaison d'une statistique théorique à une statistique observée	Comparaison d'au moins 2 statistiques observées	Déterminer le degré de liaison entre 2 statistiques	Comparaison de statistiques obtenues dans des échantillons appariés	Comparaison d'une distribution observée à une distribution théorique

Les tests peuvent être paramétriques ou non, c'est-à-dire qu'ils se basent sur des distributions théoriques ou non. Le respect de conditions est primordial pour réaliser un test paramétrique, faisant de ce test un test puissant. La puissance d'un test correspond à la probabilité de rejeter l'hypothèse nulle lorsque celle-ci est incorrecte. Si les conditions d'utilisation d'un test ne sont pas respectées, il est possible d'utiliser son équivalent non paramétrique. Un test non paramétrique est plus robuste qu'un test paramétrique, puisqu'il reste applicable malgré le non-respect des modalités.

Qu'importe le test réalisé, deux hypothèses s'opposent : la première hypothèse dite l'hypothèse nulle H_0 , et la seconde hypothèse dite l'hypothèse alternative H_1 . Chaque hypothèse peut être réfutée ou non selon une marge d'erreur (Tableau 14).

Tableau 14 Types d'erreurs existantes à l'issu d'un test statistique

		Réalité	
		H_0 est vraie	H_0 est fausse
Décision	Ne pas rejeter H_0	Cohérence : $1 - \alpha$	Erreur de type II : probabilité β d'accepter H_0 lorsque celle-ci est fausse
	Rejeter H_0	Erreur de type I : probabilité α de rejeter H_0 lorsque celle-ci est correcte	Cohérence : $1 - \beta$

Traditionnellement, le seuil α de 0,05 est utilisé. Plus ce seuil alpha est faible, plus le taux de confiance accordée aux résultats du test est important.

Plusieurs tests statistiques seront utilisés au cours de ce travail dont :

- le test de Shapiro-Wilk permettant de vérifier la normalité des données
- le test de Kruskal Wallis afin de comparer deux moyennes ou deux médianes
- le test de Wilcoxon pour comparer des moyennes
- le test de corrélation de Spearman testant le lien entre deux variables
- le test de Kolmogorov-Smirnov pour comparer des distributions

4.5.4 Normalisation

Certains résultats seront normalisés grâce à la formule suivante :

$$valeur\ normalisée = \frac{valeur - minimum}{maximum - minimum}$$

Cette méthode présente l'avantage de transformer les chiffres originaux en valeurs adimensionnelles entre 0 et 1. Il est alors possible de comparer des résultats numériques ayant des échelles et/ou des unités différentes afin d'en faciliter l'interprétation.

5 RESULTATS

5.1 AQOI

Afin d'être le plus représentatif possible, l'année choisie pour mener ce travail est l'année 2019 car il s'agit de l'année la plus récente précédant la crise sanitaire afin d'éviter les conditions liées au confinement et au ralentissement du trafic et des activités économiques.

NB : En raison de travaux conséquents à proximité de la station de Namur, les mesures qui y sont enregistrées sont inexploitables, notamment à cause d'une concentration particulièrement élevée en particules fines émises par les chantiers. Ceci exclut l'utilisation cette station pour le reste de ce travail.

5.1.1 Vents

L'encodage des vents est nécessaire pour calculer l'indice AQOI. La fréquence de la direction des vents au cours de 2019 est déterminée selon les données issues des stations de Lodelinsart, Sainte Ode, Engis et de Herstal. Comme toutes les stations ne mesurent pas les vents, il convient de les regrouper selon la distance et la topographie de la station mesurant le vent la plus proche.

Les fréquences des directions des vents sont calculées pour chacune de ces quatre stations à partir des données brutes obtenues auprès de l'ISSeP (Tableau 15) :

Tableau 15 Fréquences des directions des vents pour l'année 2019

Origines (°)	Vent	HERSTAL (30m)	ENGIS (6m)	LODELINSART (30m)	SAINTE ODE (30m)
]345-15]	N	4,08%	9,21%	3,69%	3,70%
]15-45]	NNE	9,69%	4,18%	4,74%	5,56%
]45-75]	ENE	4,68%	3,02%	9,62%	6,02%
]75-105]	E	2,23%	3,42%	8,72%	3,74%
]105-135]	ESE	1,16%	3,97%	5,29%	6,18%
]135-165]	SSE	2,21%	8,88%	4,34%	9,74%
]165-195]	S	10,98%	17,05%	6,17%	8,94%
]195-225]	SSO	31,99%	20,24%	15,25%	16,99%
]225-255]	OSO	17,29%	10,87%	20,05%	14,15%
]255-285]	O	6,19%	5,15%	12,29%	14,78%
]285-315]	ONO	5,47%	4,71%	5,23%	6,76%
]315-345]	NNO	3,78%	8,37%	4,45%	3,45%

Puis la localisation, l'altitude et le type des autres stations sont étudiés afin de leur attribuer une distribution des vents parmi les quatre. Le relief influence fortement le vent, par exemple en lui faisant barrage. Ceci peut se répercuter sur les polluants contenus dans l'air en créant des zones concentrées en polluants résultant d'un manque de renouvellement d'air sous

l'effet du relief [39]. Il faut donc le prendre en compte pour associer une localisation aux roses des vents.

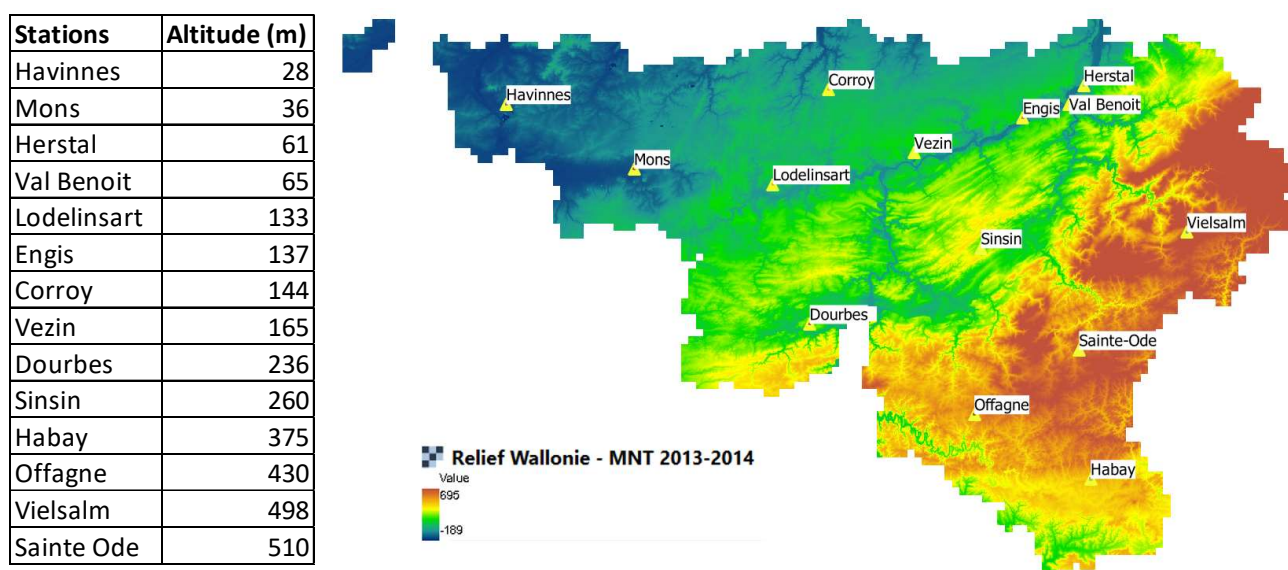


Figure 31 Localisation des stations par rapport aux reliefs wallons et leurs altitudes en mètres

Au sud de la région, les reliefs sont plus importants qu'au nord (Figure 31). Alors, les stations localisées sur des hauteurs sont associées à la distribution des vents de la station de Sainte Ode, puisqu'elle est située en altitude et à proximité de ces stations. Les stations de Habay, d'Offagne et de Vielsalm sont concernées. Bien que la station de Sinsin ne soit pas située à une très haute altitude, elle sera associée aux résultats de Sainte Ode car cette dernière est plus proche de 20 kilomètres par rapport à la station de Lodelinsart.

La station de Val Benoit est entre les stations de mesure de Engis et de Herstal. Toutes sont situées dans une vallée. Cependant, le site de Val Benoit est associé à la station de Herstal qui ne se situe qu'à 6,4 kilomètres tandis qu'Engis est à 12,8 kilomètres.

Concernant le nord-ouest de la région, les stations de Mons, de Havinnes, de Corroy, de Vezin et de Dourbes sont associées à celle de Lodelinsart.

Enfin, Engis dispose de sa propre station et de ses propres données.

Les groupes de stations selon la rose de vent attribuée sont donc les suivants (Tableau 16) :

Tableau 16 Stations regroupées selon leurs roses des vents

Stations	Altitude (m)
Herstal	61
Val Benoit	65
Havinnes	28
Mons	36
Lodelinsart	133
Corroy	144
Vezin	165
Dourbes	236
Engis	137
Sinsin	260
Habay	375
Offagne	430
Vielsalm	498
Sainte Ode	510

5.1.2 Exemple : la station de Corroy

Les données sont récoltées selon les méthodes renseignées dans la partie Matériel et méthodes pour chacune des 14 stations. Ceci est illustré avec la station de Corroy.

Premièrement, les généralités portant sur la position de la station sont renseignées dans le tableau 17.

Tableau 17 Informations sur la station de Corroy

Ville	Corroy
Commune	Chaumont Gistoux
Largeur	300
Longueur	300
Surface	90000
Sommet SO	171040.904;149318.033
Sommet NE	171340.904;149618.033
Année de la rose des vents	2019

La rose des vents est encodée parmi les quatre présentées auparavant, ici il s'agit de la rose des vents de Lodelinsart. Concernant la topographie, la station située à 144 mètres sur un plateau. Aucune voie navigable n'est présente dans la maille.

Puis, les éléments situés à l'intérieur de la maille sont étudiés. Une seule route tertiaire existe, la rue de l'église de 2 250 m². Les informations encodées permettront au logiciel d'évaluer l'effet canyon en fonction de la hauteur des objets le long des routes, et la longueur du canyon (Tableau 18). Les bâtiments suivants sont relevés selon les informations données par le PICC. Les effets des murs végétaux ou des galeries, l'effet écran ainsi que le nombre d'étages et la surface chauffée des édifices seront estimés sur le logiciel (Tableau 19). Enfin,

les données sur la végétation comme le type de végétation, sa position ou son orientation, sont encodées (Tableau 20).

Tableau 18 Données sur les voiries recensées et encodées pour Corroy

Référence	Nom	Classes	Orientat	Présence d'Arrêt	Surface (m²)	Longueur (m)	Largeur (m)	Hauteur 1 (m)	Hauteur 2 (m)
1	Rue de l'Eglise	Route Tertiaire	NE-SO	Non	2250	344	8	1	1

Tableau 19 Données sur les bâtiments recensés et encodés pour Corroy

IdBâtiment	Affectation	SurfaceBat	Hauteur	Galerie	Façade	Position
C-CEE-001	Château d'eau	43	15	Non	Non	Centre
C-STA-001	Annexe	9,2	2,42	Non	Non	Centre
SO-ANE-002	Annexe	91,5	2,82	Non	Non	SO
SO-ANE-003	Annexe	16,9	2,83	Non	Non	SO

Lors de cette étape, le type de chauffage doit être également spécifié. Pour l'intégralité des sites, le chauffage sera mixte. En effet, les chauffages au gaz et au mazout tendent à être les plus utilisés en Wallonie. Cependant, ils sont à bannir lors des rénovations. En renseignant toujours le type de chauffage comme mixte, il y a une cohérence entre les stations permettant de les comparer par la suite. Cependant, il se peut que ceci influence légèrement le résultat final si jamais il s'avère qu'un site possède en réalité un bâti chauffé par un système plus polluant comme le bois, ou moins polluant comme les pompes à chaleur.

Tableau 20 Données sur la végétation recensée et encodée pour Corroy

IdVégétation	Type	uillesCaduqu	Surface	Hauteur	Canopée	Disposition	Position	Orientat
2410	Ligneux	Non	139	2	NA	Linéaire	Centre	NA
2411	Cultures	NA	10000	1	NA	NA	NO	NA
2412	Cultures	NA	9520	1	NA	NA	N	NA
2413	Cultures	NA	9400	1	NA	NA	NE	NA
2414	Cultures	NA	7000	1	NA	NA	Centre	NA
2415	Cultures	NA	10000	1	NA	NA	O	NA
2416	Cultures	NA	10000	1	NA	NA	E	NA
2417	Cultures	NA	8252	1	NA	NA	SO	NA
2418	Cultures	NA	9862	1	NA	NA	S	NA
2419	Cultures	NA	10000	1	NA	NA	SE	NA
2420	Herbacés	NA	434	1	NA	NA	Centre	NA

Enfin, le milieu environnant de la maille est étudié. Les routes voisines ainsi que les entreprises soumises à la directive 2010/75/UE du Parlement européen et du Conseil du 24 novembre 2010 relative aux émissions industrielles sont renseignées. Les informations relevées pour les routes voisines sont similaires à celles des voiries citées précédemment (Tableau 21).

Tableau 21 Données sur les voiries extérieures recensées et encodées pour Corroy

Route ID	Nom Route	Orientation	Position	Surface
556	Rue de l'église	NE-SO	SO	2230
557	Rue de l'église	NE-SO	S	550
558	Chemin de remembrement	NO-SE	SO	996
559	Chemin de remembrement	NO-SE	S	600
560	Chemin de remembrement	NO-SE	O	811
561	Route européenne E411	O-E	NO	12000
562	Route européenne E411	O-E	N	12900
563	Route européenne E411	O-E	NE	11000
564	Rue de l'église	NE-SO	NE	3113
565	Rue Almez	O-E	N	2495
566	Rue Almez	O-E	NE	1312
567	Rue Almez	N-S	NE	333

Enfin, la position et l'adresse des entreprises IED sont entrées dans le logiciel (Tableau 22).

Tableau 22 Données sur les industries IED implantées à proximité de Corroy

IDIndustrie	Nom Industrie	Adresse	CP	Distance (km)	AnneeRapport	Angle
BE.WA/065 010000.FA CILITY	MINAKEM HIGH POTENT sa	Chaussée de Ramioul	4400	7,00	2019	[285-315]
BE.WA/069 010000.FA CILITY	GLAXOSMITHK LINE BIOLOGICALS SA - Rixensart	Rue de l'Institut 89	1330	12,21	2019	[315-345]
BE.WA/071 010000.FA CILITY	GLAXOSMITHK LINE BIOLOGICALS SA	Avenue Pascal 2- 4-6	1300	10,38	2019	[345-15]

Une fois les IED recensées, les registres sont utilisés pour connaître les quantités et le type des polluants émis par ces industries (Tableau 23).

Tableau 23 Types et quantités de polluants émis par les IED recensées

National ID	Polluants	Quantités (kg)
BE.WA/06501 0000.FACILITY	Dichloromethane (DCM)	1 600,00
BE.WA/06901 0000.FACILITY	Hydro-fluorocarbons (HFCS)	189
BE.WA/07101 0000.FACILITY	Hydro-fluorocarbons (HFCS)	433

A cette étape, les sous-indices pour chacun des domaines d'étude sont non normalisés et calculés comme expliqué auparavant, en additionnant les valeurs attribuées aux facteurs lors de l'encodage sur Access. Il faut alors les normaliser pour calculer l'indice AQOI.

5.1.3 Détermination des bornes minimum et maximum et normalisation

Pour suivre la méthode de normalisation renseignée dans la partie « Matériel et méthodes », il faut déterminer les bornes minimum et maximum permettant d'attribuer les notes des sous-indices.

Un premier essai fut réalisé à l'aide de maximums et de minimums fictifs à l'aide de deux mailles imaginaires. Ces mailles imaginaires sont des mailles pour lesquelles des scénarios extrêmes furent imaginés. Ceci permet d'obtenir une « maille parfaite » et une « maille déplorable » dont les indices AQOI seront calculés en espérant obtenir des valeurs pouvant faire office de bornes. Or, les situations réelles étant difficilement prédictibles, ce premier essai fût un échec.

Un second essai est réalisé en tenant compte de la distribution des valeurs des sous-indices obtenus. Cette opération est réalisée une fois l'intégralité des données récoltées pour l'ensemble des stations. La distribution des données est étudiée visuellement grâce à des histogrammes de fréquence générés sur RStudio. Sur ces histogrammes se trouvent en rouge les courbes de distribution. Elles sont réalisées selon la moyenne et l'écart-type calculés sur base de l'échantillon et pour chaque sous-indice.

Le premier sous-indice est celui de la topographie. Bien que les valeurs s'étendent entre -1 et 2, elles sont le plus souvent comprises entre 0 et -0,5 (Figure 32).

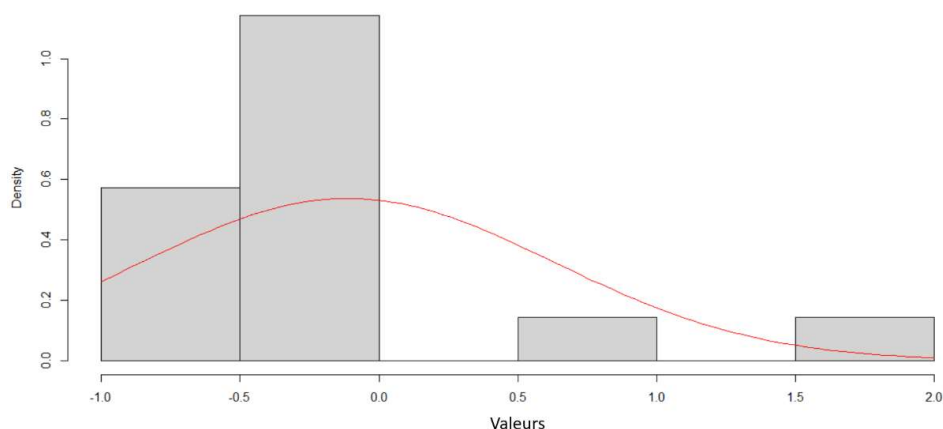


Figure 32 Distribution des valeurs du sous-indice topographie

Concernant les voiries, les valeurs sont aussi le plus souvent faibles, avec des données inférieures à 2 (Figure 33).

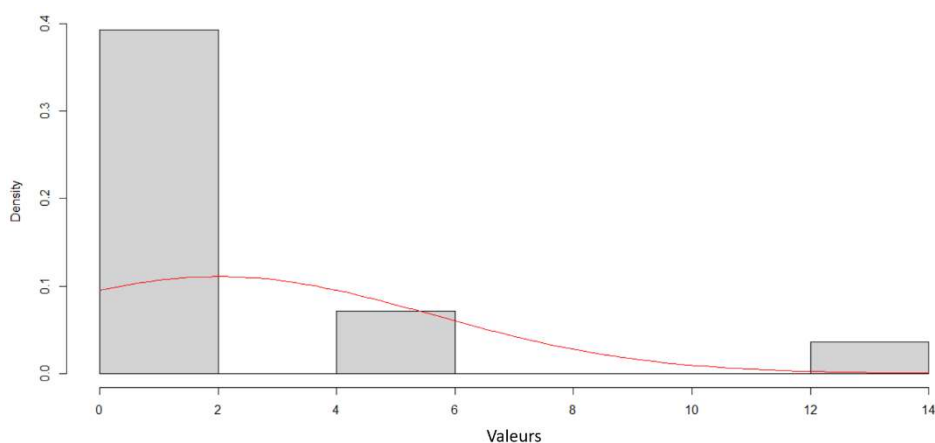


Figure 33 Distribution des valeurs du sous-indice voiries

Pour la végétation, les valeurs oscillent entre 0 et 0.3, avec une valeur extrême supérieure à 0.5. La distribution semble normale et centrée (Figure 34).

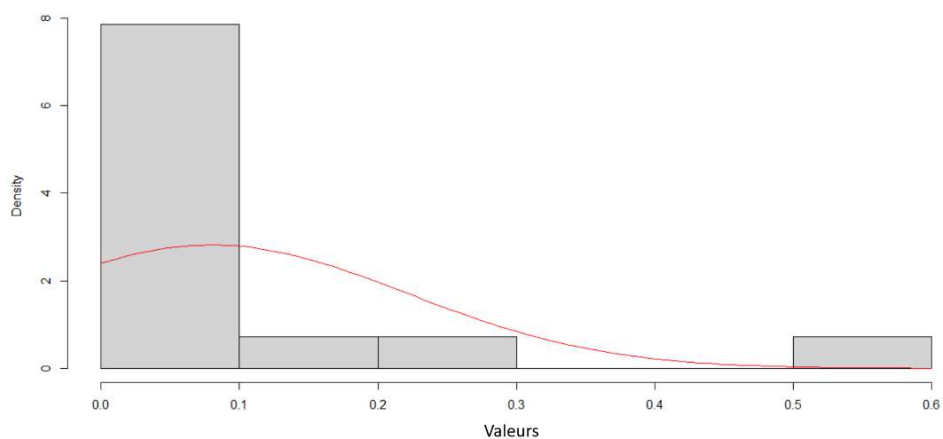


Figure 34 Distribution des valeurs du sous-indice végétation

Pareillement, une forte tendance émerge pour les valeurs du sous-indice bâtiment inférieures entre -0.5 et 0 (Figure 35).

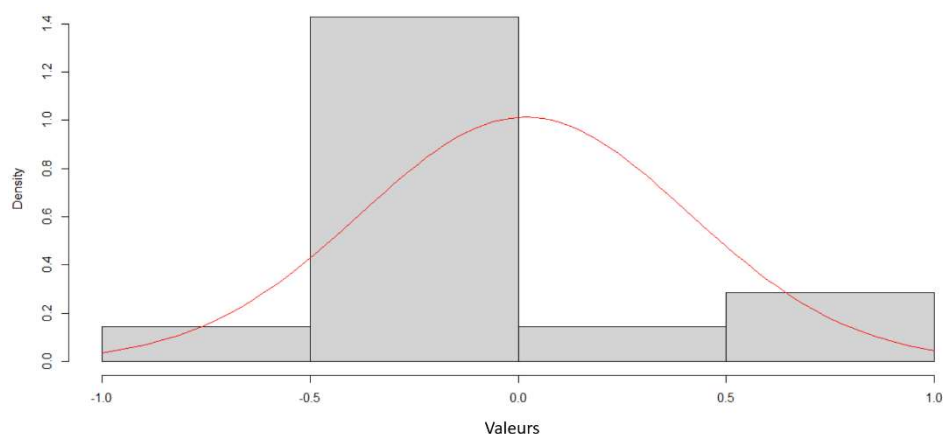


Figure 35 Distribution des valeurs du sous-indice bâtiments

Pour le sous-indice des sources extérieures, une majorité des résultats se situent sous le seuil de 5. Des tendances peuvent émerger, par exemple entre 15 et 20 et 25 et 30 (Figure 36).

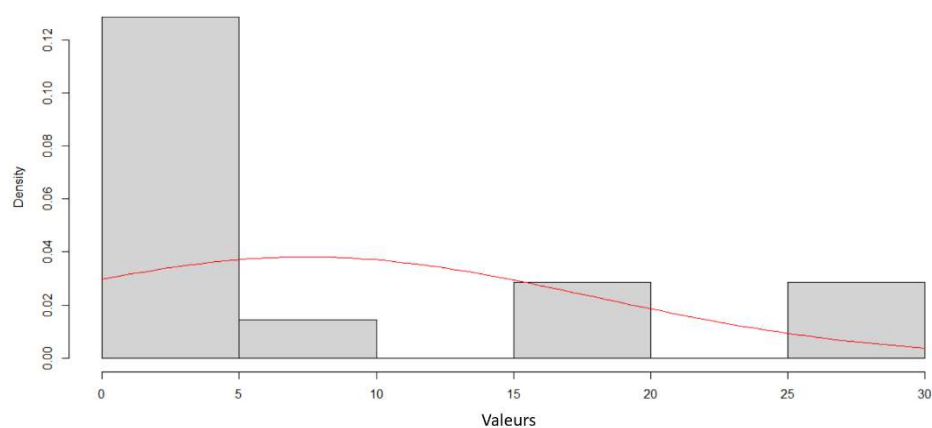


Figure 36 Distribution des valeurs du sous-indice sources extérieures

L'effectif de l'échantillon étant inférieur à 30, la normalité des valeurs obtenues peut être vérifiée grâce à un test de Shapiro-Wilk [94]. Le test est effectué pour chacun des sous-indices. Les résultats sont les suivants (Figure 37) :

```
> shapiro.test(df$SI.topo)
Shapiro-Wilk normality test
data: df$SI.topo
W = 0.82298, p-value = 0.00974

> shapiro.test(df$SI.voiries)
Shapiro-Wilk normality test
data: df$SI.voiries
W = 0.61578, p-value = 5.627e-05

> shapiro.test(df$SI.bâtiments)
Shapiro-Wilk normality test
data: df$SI.bâtiments
W = 0.63386, p-value = 8.263e-05

> shapiro.test(df$SI.végé)
Shapiro-Wilk normality test
data: df$SI.végé
W = 0.77271, p-value = 0.00234

> shapiro.test(df$SI.se)
Shapiro-Wilk normality test
data: df$SI.se
W = 0.72692, p-value = 0.0007124
```

Figure 37 Résultats des tests de Shapiro Wilk obtenus pour les différents sous-indices

Pour chaque test, l'hypothèse nulle confirme la normalité des données tandis que l'hypothèse alternative la rejette. Grâce à la fonction shapiro.test, la statistique W est calculée. Puis il convient de la comparer à la table des valeurs limites de W (Figure 38).

N	W '95%'	W '99%'
10	0.842	0.781
11	0.850	0.792
12	0.859	0.805
13	0.856	0.814
14	0.874	0.825
15	0.881	0.835

Figure 38 Extrait de la table pour la statistique W

Concernant l'échantillon des stations, N vaut 14, donc W est de 0.874 à un seuil de risque de 5%. Tous les tests présentent des valeurs W inférieures à 0.874, l'hypothèse de normalité est rejetée. De même, toutes les p-value sont inférieures à 0.05, signifiant le rejet de l'hypothèse nulle. Ainsi, la distribution des données n'est pas normale.

Si la distribution des données était normale, attribuer des minimum et maximum dans le but de normaliser les résultats aurait été simplifié. En effet, les résultats auraient eu tendance à graviter autour d'une valeur et il aurait été possible de déterminer un intervalle dans lequel retrouver les valeurs à 95%, afin de respecter le seuil α de 5% traditionnellement utilisé. N'importe quel échantillon dont la distribution est normale pourrait convenir. Or, le rejet de la normalité des distributions oblige le respect de certaines conditions pour déterminer ces bornes et pour appliquer les sous-indices AQOI et leur normalisation dans le cas d'une nouvelle étude. Ici si un nouvel échantillon est réalisé, il convient de respecter une proportion du type de station similaire, où 7% des stations sont industrielles, 29% des stations sont urbaines et 64% des stations sont rurales. Ainsi, cet échantillon serait similaire à celui ayant été utilisé pour déterminer les bornes minimum et maximum utiles au calcul des sous-indices et donc à l'indice AQOI. L'indice AQOI pourrait alors être appliqué.

Ainsi, le minimum et le maximum sont déterminés pour chaque sous-indice en prenant les percentiles 2,5 et 97,5 de façon à respecter le seuil α de 5%. Ceci permet d'encadrer 95% des valeurs, représentées schématiquement entre les valeurs $-t^*$ et t^* sur la figure 39 :

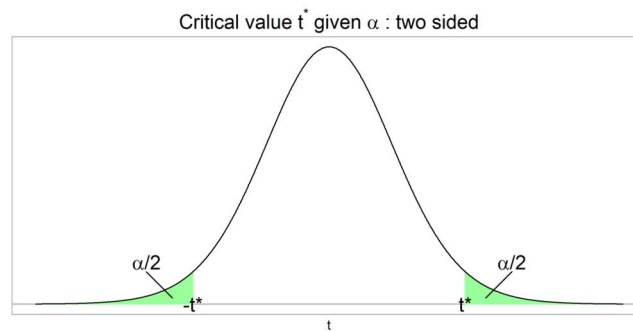


Figure 39 Sélection des bornes minimum $-t^*$ et maximum t^*

Par exemple, pour le sous-indice topographie, les valeurs obtenues sont les suivantes (Tableau 24) :

Tableau 24 Valeurs des sous-indices "topographie" non normalisés pour l'ensemble des stations en 2019

Stations	Dourbes	Corroy	Sainte Ode	Vielsalm	Offagne	Habay	Sinsin	Havinnes	Mons	Engis	Vezin	Herstal	Lodelinsart	Val Benoit
SI topographie	0	0	-1	-1	-1	-1	0	0	0	-0,0938	0	1,5258	0	1

En calculant les percentiles 2,5 et 97,5 de cette distribution à l'aide de la fonction quantile sur RStudio, les résultats sont les suivants (Figure 40) :

```
> quantile(df$SI.topo, c(0.025,0.975))
      2.5%      97.5%
-1.000000  1.354915
```

Figure 40 Quantiles 2.5 et 97.5 concernant la distribution des sous-indices topographie

De ce fait, les bornes minimum et maximum utilisées pour normaliser le sous-indice topographie seront respectivement -1 et 1.355.

Pour toutes les stations, le même travail est réalisé pour chaque sous-indice et permet de déterminer leurs minimums et les maximums respectifs (Tableau 25).

Tableau 25 Sous-indices non normalisés pour chacune des stations et bornes minimum et maximum respectives

Stations	SI Topographie	SI Voiries	SI Bâtiments	SI Végétation	SI Sources extérieures
Dourbes	0	1.52	0.0005	-0.22	0.1215
Corroy	0	0.17	0.0007	0.87	0.4154
Sainte Ode	-1	0.07	0	0	0.4025
Vielsalm	-1	0.06	0	-0.8	2.5956
Offagne	-1	0.41	0.0018	-0.02	0.2352
Habay	-1	0.08	0	-0.06	0.0987
Sinsin	0	0.31	0.0105	-0.08	0.6488
Havinnes	0	0.02	0.0244	0.74	16.9403
Mons	0	1.33	0.0375	-0.08	29.0989
Engis	-0.0938	0.49	0.0822	-0.06	16.2102
Vezin	0	0.24	0.0909	-0.03	0.3336
Herstal	1.5258	5.26	0.1341	-0.02	4.7253
Lodelinsart	0	12.77	0.2207	0.04	27.3442
Val Benoit	1	5.46	0.5163	-0.05	5.0775
Borne min	-1	0.03	0	-0.61	0.11
Borne max	1.355	10.39	0.42	0.83	28.53

Ainsi, la station de Corroy se voit attribuer un indice AQOI de 1,48 dont le détail est le suivant (Tableau 26) :

Tableau 26 Indice AQOI complet pour la station de Corroy

Sous-indice	Valeur
Topographie	0,4246
Voiries	0,0132
Bâtiments	0,0015
Végétation	1,0314
Sources ext.	0,0109
AQOI	1,4818

5.1.4 Les autres stations

Par soucis de visibilité, l'intégralité des données répertoriées pour les treize autres stations ne peuvent être introduites dans le document, mais peuvent être résumées (Tableau 27). L'intégralité des données sont disponibles dans des fichiers Excel correspondants délivrés en complément de ce travail au laboratoire Sensing of Atmospheres and Monitoring. Les orthophotos des lieux d'étude sont disponibles en annexe B.

Tableau 27 Résumé des données recensées pour l'ensemble des stations

Station	Vent	Topographie	Surf. Navigable	Végétation principale	Nb. Bâtiments	Type de bâtiment majoritaire	Nb. Voiries	Type de voirie majoritaire	Nb. IED
Corroy	Lodelinsart	Plat	Non	Cultures	4	Annexe	1	Route tertiaire	3
Dourbes	Lodelinsart	Plat	Non	Ligneux	10	Annexe	10	Route de services	0
Havinnes	Lodelinsart	Plat	Non	Cultures	29	Habitation	1	Route Autre	5
Mons	Lodelinsart	Plat	Non	Herbacées	16	Habitation	5	Route Autre	6
Lodelinsart	Lodelinsart	Plat	Non	Ligneux	100	Annexe	11	Route Autre (Parking)	15
Vezin	Lodelinsart	Plat	Non	Ligneux	56	Habitation	3	Route tertiaire	3
Offagne	Sainte Ode	Hauteur	Non	Herbacées	16	Annexe	3	Route à faible trafic	0
Sinsin	Sainte Ode	Plat	Non	Herbacées	23	Annexe	4	Route tertiaire	2
Engis	Engis	Flanc	Non	Herbacées	231	Annexe	5	Route résidentielle	10
Habay	Sainte Ode	Hauteur	Non	Cultures	8	Annexe	1	Route résidentielle	0
Sainte Ode	Sainte Ode	Hauteur	Non	Cultures	1	Annexe	3	Route résidentielle	0
Vielsalm	Sainte Ode	Hauteur	Non	Ligneux	1	Annexe	2	Route Autre	2
Val Benoit	Herstal	Vallée	Non	Ligneux	105	Habitation	15	Route de services	7
Herstal	Herstal	Vallée	Oui	Herbacées	120	Habitation	12	Route de services	9

Le tableau 28 reprend les surfaces inventoriées et ce à quoi elles correspondent par maille de 90 000 mètres carrés. La dernière colonne indique le pourcentage total de la surface décrite parmi les trois catégories (voiries, végétation et bâtiments) dans la maille.

Tableau 28 Pourcentages et types des surfaces décrites au sein des mailles

Station	Type	Surf végétaux (m²)	%	Surf bâtiments (m²)	%	Surf voiries (m²)	%	TOTAL
Engis	Industrielle	40 881	45	10 267	11	5 265	6	63
Corroy	Rurale	81 369	90	161	0	2 250	3	93
Dourbes	Rurale	62 467	69	707	1	4 935	5	76
Havinnes	Rurale	74 145	82	1 613	2	814	1	85
Vezin	Rurale	58 426	65	4 682	5	2 617	3	73
Offagne	Rurale	72 482	81	3 293	4	2 898	3	87
Sinsin	Rurale	55 155	61	3 152	4	3 511	4	69
Habay	Rurale	48 044	53	645	1	1 208	1	55
Sainte Ode	Rurale	82 766	92	41	0	2 325	3	95
Vielsalm	Rurale	70 615	78	40	0	1 696	2	80
Mons	Urbaine	70 564	78	2 198	2	6 983	8	89
Lodelinsart	Urbaine	19 715	22	19 844	22	17 866	20	64
Val Benoit	Urbaine	20 931	23	18 400	20	16 397	18	62
Herstal	Urbaine	15 140	17	8 722	10	17 676	20	46

Le pourcentage total traduit à quel point une maille fut décrite. Puisque ces pourcentages sont généralement plutôt élevés, les domaines d'études sélectionnés semblent aptes à décrire une maille dans son intégralité, et donc à répondre aux besoins de l'indice AQOI. Cependant certains sites présentent un faible pourcentage comme la station de Herstal. Ceci s'explique par la présence de la Meuse sur 15 775 mètres carrés. D'autres sites comme Habay ou Lodelinsart présentent aussi des pourcentages parfois moins élevés en raison de la présence de structure non renseignée par les domaines d'études comme une gare et des voies ferrées ou un terrain de sport. Il y a aussi des zones non répertoriées comme des zones bétonnées autour d'entreprises, des lieux de stockage ou des trottoirs, notamment pour les lieux urbains.

Sur les sites ruraux, les surfaces correspondant aux voiries et aux bâtiments sont relativement faibles par rapport aux sites urbains, avec un maximum de 5% chacune en milieu rural contre 22% pour les bâtiments et 20% pour les voiries en milieu urbain. Les stations urbaines sont normalement moins végétalisées avec moins de 22% de végétation pour les trois-quarts d'entre elles. En effet, seule la station urbaine de Mons

présente un profil qui tend vers le rural avec peu de voiries et de bâtiments et pus de 70% de végétation. Ceci est dû à la position de la station. Sur la capture d'écran de l'interface OpenStreetMaps via Qgis (Figure 41), il s'avère que la station est en milieu urbain, mais est positionnée dans une « zone verte ».



Figure 41 Plan OpenStreetMaps de l'emplacement de la station de Mons

Ainsi, si la station était plus au sud, à l'est ou à l'ouest de son emplacement actuel, les surfaces décrites seraient sûrement similaires à celles des stations urbaines présentes dans le tableau précédent.

Également, les surfaces végétalisées tendent à être bien plus importantes que les autres pour les stations rurales, avec des pourcentages de végétation parfois très élevés face à des surfaces de voiries ou de bâtiments parfois très faibles voire nulles, les surfaces décrites pour les stations urbaines semblent plus équilibrées. La surface végétalisée maximale est attribuée à la station de Sainte Ode, avec 92% de végétation.

5.1.5 Valeurs obtenues pour l'indice AQOI

Illustrée ci-dessus avec la station de Corroy, la même méthodologie est appliquée aux treize stations restantes. Le tableau 29 contient les sous-indices normalisés et l'indice AQOI de chaque station pour l'année 2019.

Tableau 29 Sous-indices et indices AQOI complet calculés pour l'ensemble des stations

Stations	SI Topographie	SI Voiries	SI Bâtiments	SI Végétation	SI Sources extérieures	AQOI
Corroy	0.4246	0.0132	0.0015	1.0314	0.0109	1.4818
Dourbes	0.4246	0.1433	0.001	0.2723	0.118	0.9591
Havannes	0.4246	0	0.0579	0.9358	0.5923	2.0099
Mons	0.4246	0.1248	0.0892	0.3695	1.0201	2.0282
Lodelinsart	0.4246	1.2292	0.5252	0.4506	0.9583	3.5879
Vezin	0.4246	0.0199	0.2162	0.4072	0.008	1.076
Offagne	0	0.0363	0.0042	0.4138	0.006	0.4603
Sinsin	0.4246	0.0265	0.0248	0.3691	0.018	0.8468
Habay	0.4246	0.005	0	0.3849	0	0.8145
Sainte Ode	0	0.0036	0	0.4249	0.01	0.4385
Vielsalm	0	0.0022	0	0	0.0876	0.1096
Engis	0.8493	0.0441	0.1954	0.3851	0.5666	2.0405
Val Benoit	0.8493	0.5175	1.2081	0.369	0.154	3.0978
Herstal	1.0726	0.4928	0.2843	0.4071	0.2013	2.4581

Une boîte à moustache est réalisée à l'aide de RStudio et permet d'observer une non-normalité des données. Les moustaches sont asymétriques et la médiane ne semble pas égale à la moyenne (Figure 42).

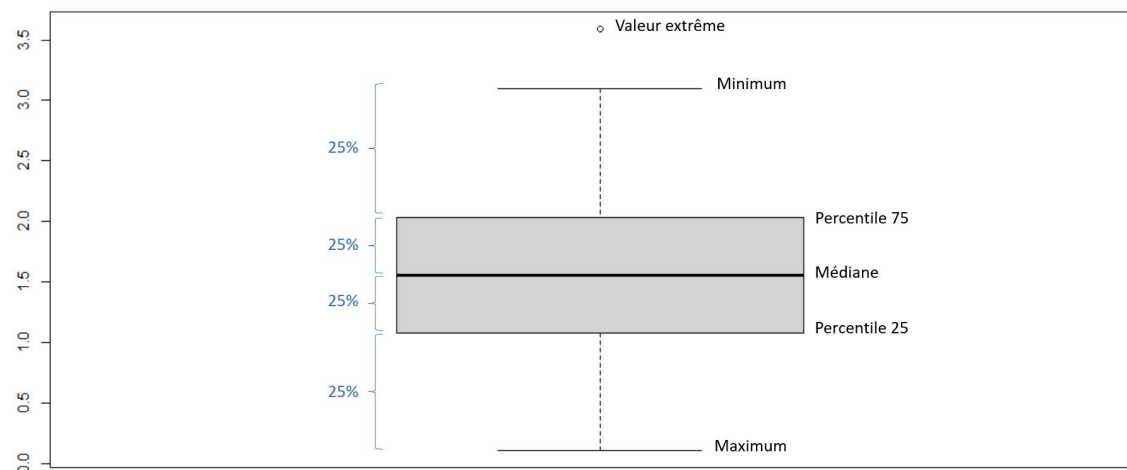


Figure 42 Boîte à moustache des données concernant les indices AQOI

Ceci peut être vérifié par un test de Shapiro-Wilk afin de tester la normalité des données, où l'hypothèse nulle signifie que les données sont normales tandis que l'hypothèse alternative évoque le contraire. Le test est réalisé et les statistiques W et p-value sont comparées à leur seuil respectif de 0.874 pour un échantillon de 14 individus et au seuil α de 0.05.

La statistique W est supérieure à 0.874. La p-value est supérieure à 0.05 (Figure 43). Ainsi, l'hypothèse nulle ne peut être rejetée et la distribution des données devra être considérée comme normale.

```
Shapiro-wilk normality test
data:  aqoi
W = 0.9672, p-value = 0.8371
```

Figure 43 Résultat du test de Shapiro à partir des données de l'indice AQOI issu des 14 stations

5.2 SCORE SANITAIRE DE L'INDICE BELAQI

Premièrement, il convient de déterminer les classes du BelAQI qui seront utilisées pour calculer le score sanitaire représentant au mieux les différents types de stations. Plusieurs essais sont réalisés afin de trouver celles qui permettent de représenter au mieux l'impact sanitaire réellement causé par des sources polluantes, en excluant la pollution de fond. Ici, l'objectif est la distinction des types de stations entre elles, plutôt que l'étude au sens strict des valeurs du score sanitaire calculé.

Le calcul du score sanitaire est réalisé pour chacune des 14 stations entre 2013 et 2019. Ici, l'exemple correspond à la station de Corroy en tenant compte de toutes les classes de l'indice BelAQI de 1 à 10 (Tableau 30).

Tableau 30 Score sanitaire calculé pour la station de Corroy entre 2013 et 2019

		2013		2014		2015		2016	
Risque relatif PM2.5	Classe BelAQI	Effectif	Effectif*RR	Effectif	Effectif*RR	Effectif	Effectif*RR	Effectif	Effectif*RR
0	1	1	0	1	0	0	0	0	0
0,625	2	9	5,625	10	6,25	12	7,5	19	11,875
1,23	3	95	116,85	112	137,76	120	147,6	106	130,38
1,845	4	185	341,325	203	374,535	183	337,635	194	357,93
3,075	5	51	156,825	29	89,175	34	104,55	39	119,925
4,305	6	9	38,745	4	17,22	7	30,135	5	21,525
4,92	7	9	44,28	1	4,92	5	24,6	3	14,76
6,15	8	3	18,45	3	18,45	0	0	0	0
7,38	9	2	14,76	1	7,38	1	7,38	0	0
8,61	10	1	8,61	1	8,61	1	8,61	0	0
Score sanitaire annuel		745,47		664,3		668,01		656,395	
		2017		2018		2019			
Risque relatif PM2.5	Classe BelAQI	Effectif	Effectif*RR	Effectif	Effectif*RR	Effectif	Effectif*RR		
0	1	0	0	0	0	0	0		
0,625	2	15	9,375	11	6,875	8	5		
1,23	3	110	135,3	86	105,78	125	153,75		
1,845	4	192	354,24	197	363,465	187	345,015		
3,075	5	37	113,775	49	150,675	34	104,55		
4,305	6	3	12,915	12	51,66	5	21,525		
4,92	7	5	24,6	8	39,36	4	19,68		
6,15	8	3	18,45	2	12,3	1	6,15		
7,38	9	0	0	0	0	1	7,38		
8,61	10	0	0	0	0	0	0		
Score sanitaire annuel		668,655		730,115		663,05			

Les mêmes calculs sont faits pour toutes les stations. Voici un tableau récapitulatif des scores sanitaires annuels entre 2013 et 2019 pour chacune des stations (Tableau 31).

Tableau 31 Récapitulatif des scores sanitaires calculés pour l'ensemble des stations entre 2013 et 2019

	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Corroy	745	664	668	656	669	730	663
Dourbes	673	623	638	626	650	698	654
Engis	857	796	766	665	725	755	709
Habay	645	605	637	600	601	681	632
Havannes	695	643	618	676	645	685	636
Herstal	709	656	695	650	667	729	657
Lodelinsart	707	602	659	655	650	720	654
Mons	795	628	659	640	651	704	652
Offagne	642	591	621	596	615	681	619
Sainte Ode	644	605	624	574	617	683	638
Sinsin	669	613	653	605	640	706	662
Val-Benoit	747	670	677	643	680	747	734
Vezin	683	623	647	613	649	733	669
Vielsalm	622	555	588	533	563	637	579

Les valeurs du score sanitaire semblent être d'un même ordre de grandeur pour toutes les stations, avec des variations comprises entre 533 et 857. Afin de faciliter la comparaison entre les sites, la figure 44 est générée à l'aide du logiciel R afin de représenter l'évolution au cours du temps du score sanitaire entre 2013 et 2019 grâce aux valeurs calculées (Tableau 31) qui furent normalisées. La couleur des noms indique de quel type de station il s'agit : vert pour une station industrielle, bleu pour une station rurale et rose pour une station urbaine ou suburbaine.

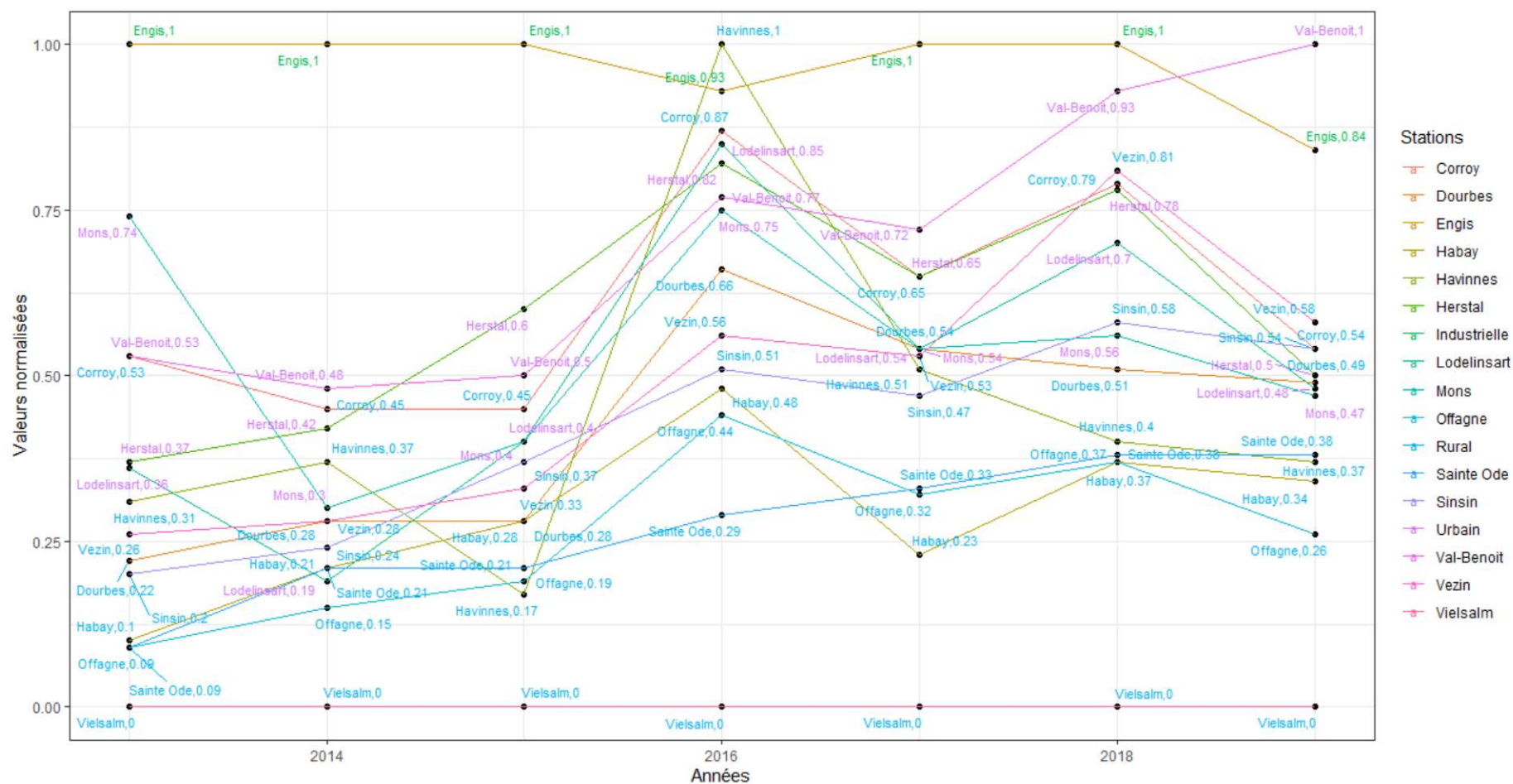


Figure 44 Essai n°1 du calcul du score sanitaire en utilisant les sous-indices BeIAQI allant de 1 à 10

La ségrégation entre les stations est plutôt mitigée. Bien que la station industrielle de Engis possède le score le plus élevé, la distinction entre les stations rurales et urbaines est ambiguë. La répartition des scores sanitaires calculés est restreinte entre 0,15 et 0,85 sans qu'aucune tendance n'émerge selon le type de station. Par exemple en observant l'évolution de la station rurale de Havinnes sur des orthophotos au fil du temps entre 2013 et 2019, aucune différence notable n'est à signaler sur le site. Le score sanitaire pourrait donc rester plus ou moins constant. Pourtant, de fortes variations sont observables comme un indice de 0.17 en 2015 face à un indice de 1 en 2016. Des variations similaires sont aussi observées pour d'autres stations rurales comme Habay ou Dourbes. Les stations urbaines ne sont pas épargnées non plus, comme la station de Lodelinsart qui passe d'un indice 0.19 à 0.85 en deux ans. De plus, en prenant en compte les plus faibles classes de l'indice BelAQI, la pollution de fond peut interférer dans les résultats en dépit de la pollution intrinsèque à chaque site. Cependant, il est possible de déterminer les tendances annuelles. Par exemple, une hausse générale du score sanitaire est observée en 2016 et en 2018.

Pour essayer d'avoir un meilleur discernement entre les stations, une deuxième comparaison est réalisée en tenant compte des polluants existants. L'ozone est un polluant dont la concentration peut différer entre les zones urbaines et les zones rurales à cause de la différence de concentration en précurseurs. De plus, le processus de formation d'ozone ne peut être contrôlé, si ce n'est en influençant l'émission des précurseurs selon le trafic [55]. Afin comme on ne peut réellement contrôler ce polluant, il pourrait être possible de ne pas le considérer. Pour cela, il convient de ne plus prendre en compte les classes du BelAQI pour lesquelles l'ozone est la cause majoritaire des valeurs de l'indice BelAQI.

Le tableau 32 indique les effectifs recensés selon les différentes causes pour trois stations durant la période de 2013 à 2019 : la station rurale de Corroy, la station industrielle d'Engis ainsi que la station urbaine de Val Benoit.

Tableau 32 Sous-indices BelAQI causés par l'ozone entre 2013 et 2016

	ENGIS	VAL BENOIT	CORROY
NO2-O3	81	203	79
2	41	31	16
3	36	98	40
4	4	74	22
5	0	0	1
NO2-O3-PM10	12	20	1
2	9	8	0
3	3	3	0
4		9	0
5	0	0	1
NO2-O3-PM10-PM2.5	79	76	43
2	67	51	30
3	10	11	7
4	2	14	6
NO2-O3-PM2.5	9	37	38
2	2	12	9
3	6	15	16
4	1	10	13
O3-PM10	159	24	8
2	4	24	8
3	54	5	1
4	71	8	5
5	27	10	2
6	3	1	0
O3-PM10-pM2.5	130	58	60
2	8	5	9
3	56	11	11
4	62	39	31
5	4	3	9
O3-PM2.5	88	80	188
2	1	1	2
3	37	32	81
4	48	45	104
5	2	2	1
O3	1146	1634	1840
2	10	15	22
3	393	560	605
4	629	881	1041
5	92	147	141
6	10	18	15
7	12	13	16

L’ozone et les combinaisons de polluants comprenant de l’ozone sont rarement la cause principale des valeurs élevées de l’indice. Par exemple à Engis, sur les 1 146 valeurs dont la cause est l’ozone, 98% des valeurs sont comprises entre 2 et 5 inclus. La même chose est observable pour les stations de Val Benoit et Corroy. Également, les valeurs dépassent rarement 5 quand il s’agit de combinaisons de polluants. Ainsi, un second essai de classification des stations est réalisé en ne tenant compte que des classes allant de 6 à 10 afin d’éliminer l’influence de l’ozone majoritairement présent dans les classes inférieures. Les calculs de multiplication des risques relatifs par l’effectif des indices BelAQI allant de 6 à 10 sont réalisés pour toutes les stations de façon identique aux calculs précédents, et aboutissent à ces résultats (Tableau 33).

Tableau 33 Résultats de l'essai n°1 du calcul du score sanitaire pour l'ensemble des stations entre 2013 et 2019

	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Corroy	125	57	71	36	56	103	55
Dourbes	45	28	47	14	28	55	28
Engis	305	220	200	100	137	162	157
Habay	36	18	51	4	35	42	22
Havannes	127	86	53	90	77	83	48
Herstal	106	55	119	74	72	103	62
Lodelinsart	133	70	113	74	80	101	75
Mons	216	85	97	76	86	73	81
Offagne	31	22	29	4	23	42	13
Sainte Ode	31	20	34	5	14	34	9
Sinsin	62	32	71	23	35	79	29
Val-Benoit	133	69	82	53	77	134	148
Vezin	79	38	60	14	49	114	48
Vielsalm	36	11	43	5	19	28	9

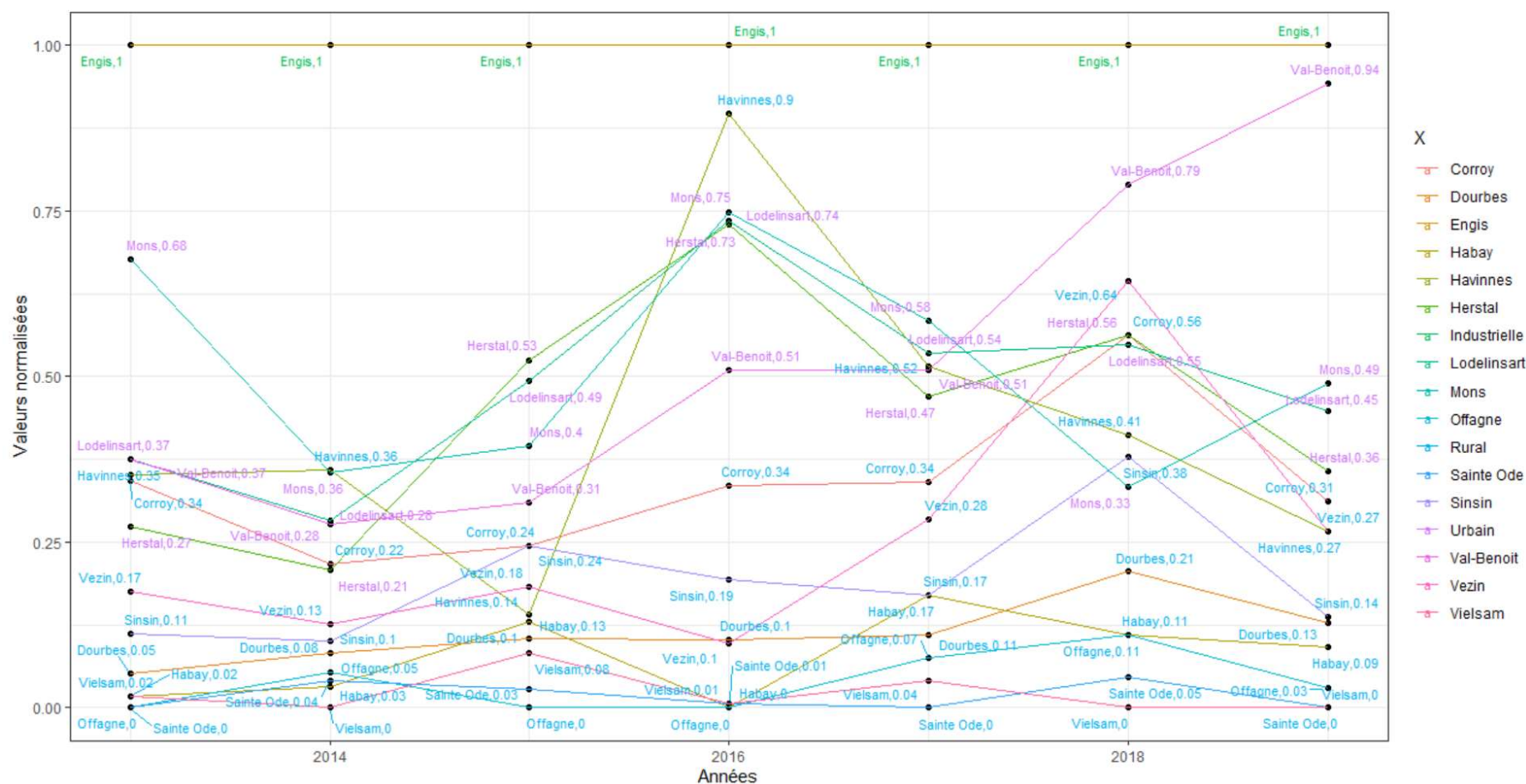


Figure 45 Essai n°2 du calcul du score sanitaire en utilisant les sous-indices BelaQI allant de 6 à 10

La figure 45 est donc réalisée en ignorant les indices inférieurs à 5, jugés trop influencés par l'ozone. Or, bien que la station industrielle d'Engis possède toujours le score sanitaire le plus élevé, la distinction entre les autres stations n'est toujours pas optimale. Bien que les stations rurales

semblent avoir des scores sanitaires plus faibles que les stations urbaines, la distinction du score sanitaire entre les deux reste mitigée. Parfois, des stations rurales comme Corroy ou Vezin ont un score sanitaire soudainement en hausse. De plus, si les tendances générales observées auparavant sont réelles, elles tendent dorénavant à disparaître. Par exemple, la dégradation de la qualité de l'air générale qui semblait avoir lieu en 2016 sur le graphique 44 en amont n'est plus autant visible.

Un énième tri dans les valeurs de l'indice BeIAQI peut être réalisé afin de voir les conséquences engendrées sur le classement des stations. Comme indiqué dans la section portant sur le BeIAQI, les risques relatifs se basent sur l'effet sanitaire des particules fines $PM_{2.5}$. En observant les polluants dégradant la qualité de l'air et menant à des valeurs élevées de l'indice BeIAQI, il s'avère que les particules fines peuvent en être responsables. Ainsi, il est possible de trier les stations en tenant compte des classes de l'indice BeIAQI fortement influencées par les $PM_{2.5}$. Il convient alors de se baser sur les classes 5 à 10 (Tableau 34). En effet, c'est à partir de la classe 5 que le niveau de recommandation par l'OMS de la concentration en $PM_{2.5}$ est dépassée. C'est aussi le seuil pour lequel une classe sanitaire « C » est attribuée à la qualité de l'air, traduisant une diminution significative de sa qualité.

Tableau 34 Résultats de l'essai n°2 du calcul du score sanitaire pour l'ensemble des stations entre 2013 et 2019

	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Corroy	282	146	175	156	170	254	159
Dourbes	171	84	136	109	105	197	145
Engis	465	365	354	504	257	319	261
Habay	183	92	140	109	103	199	108
Havannes	278	166	154	197	164	240	159
Herstal	260	147	236	181	177	260	169
Lodelinsart	303	116	227	197	178	277	195
Mons	410	147	213	174	169	266	229
Offagne	169	81	146	66	91	187	77
Sainte Ode	166	75	135	63	82	178	101
Sinsin	185	84	154	93	103	211	146
Val-Benoit	309	189	208	167	185	276	280
Vezin	226	117	168	106	154	268	183
Vielsalm	165	73	126	48	65	160	89

L'utilisation d'une catégorie restreinte des indices BelAQI allant de 5 à 10 réduit indéniablement les valeurs observées par rapport au premier essai concernant toutes les classes BelAQI. Les valeurs sont une fois de plus normalisées.

Cette sélection des données aboutit à la génération du graphique suivant (Figure 46).

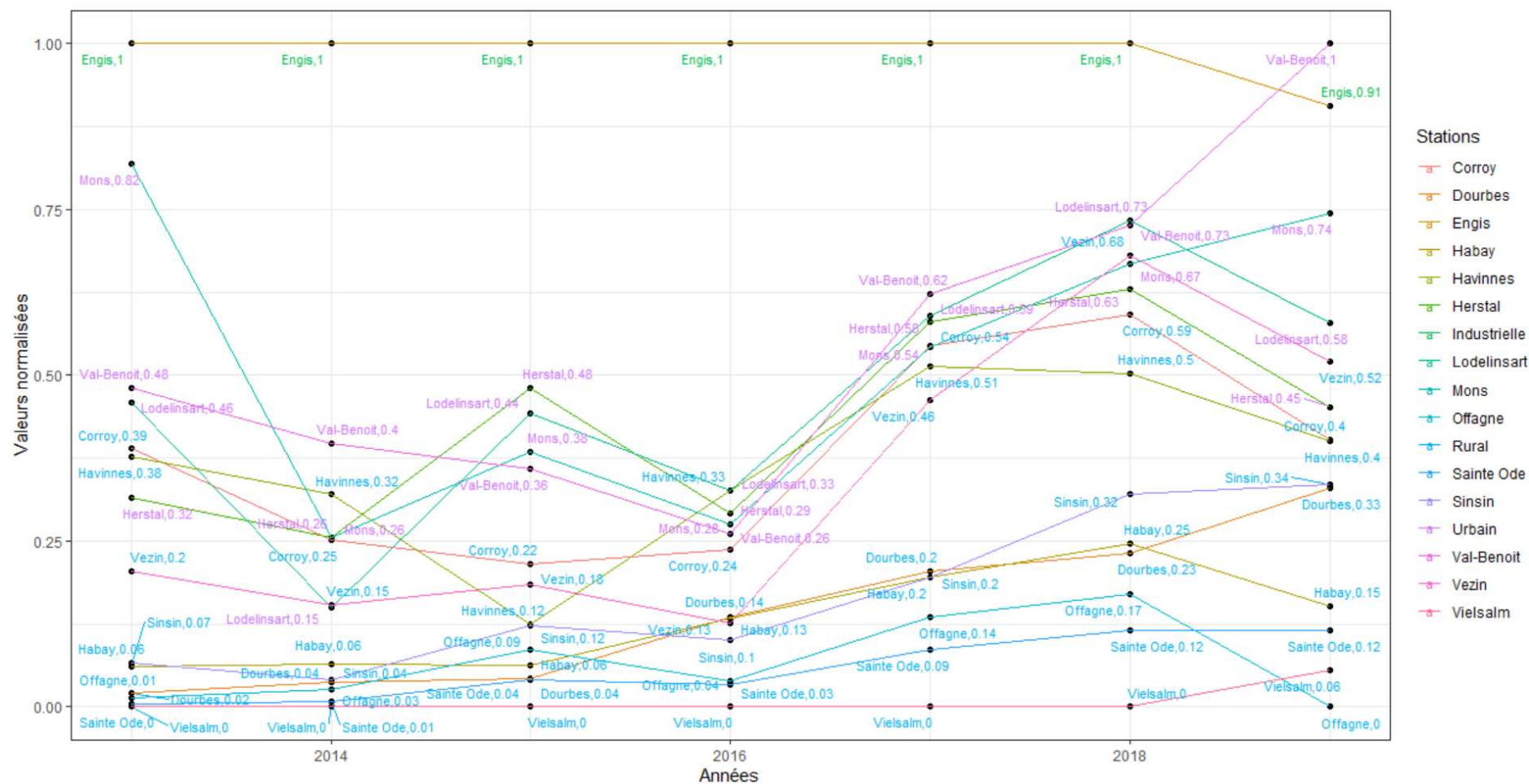


Figure 46 Essai n°3 du calcul du score sanitaire en utilisant les sous-indices BelAQI allant de 5 à 10

Les stations rurales semblent posséder les valeurs de score sanitaire les plus faibles et tendent à apparaître en bas du graphique, comme la station de Vielsalm ou de Sainte Ode. La distinction entre les stations rurales elles-mêmes semble aussi meilleure, avec une évolution plutôt linéaire au fil du temps et moins confuse. Par exemple, le pic pour la station de Havinnes en 2016 visible auparavant est lissé. Leur situation au fil du temps tend à être plus stable, simplifiant la comparaison des stations. Cependant, certaines conservent un score sanitaire plus important et variable que les autres stations rurales comme la station de Vezin, de Havinnes ou de Corroy. Ainsi, cette classification ne semble pas compromettre l'observation des phénomènes normaux de variation temporelle. Les stations urbaines sont elles aussi plutôt regroupées et possèdent des scores sanitaires supérieurs à ceux calculés pour les stations rurales, ce qui semble logique.

En comparant ce graphique aux graphiques 44 et 45, les tendances générales sont toujours observables comme en 2018, sauf pour la répartition des valeurs de l'année 2016 qui change fortement. Or, le classement des stations en 2016 reste similaire donc la comparaison entre les stations au cours de cette année ne sera pas compromise.

Ainsi, le score sanitaire est une variable créée en utilisant les classes 5 à 10 du BelAQI et les risques relatifs sanitaires qui leur sont liés.

L'asymétrie de la boîte à moustache montre que les données ne semblent pas suivre une loi normale (Figure 47).

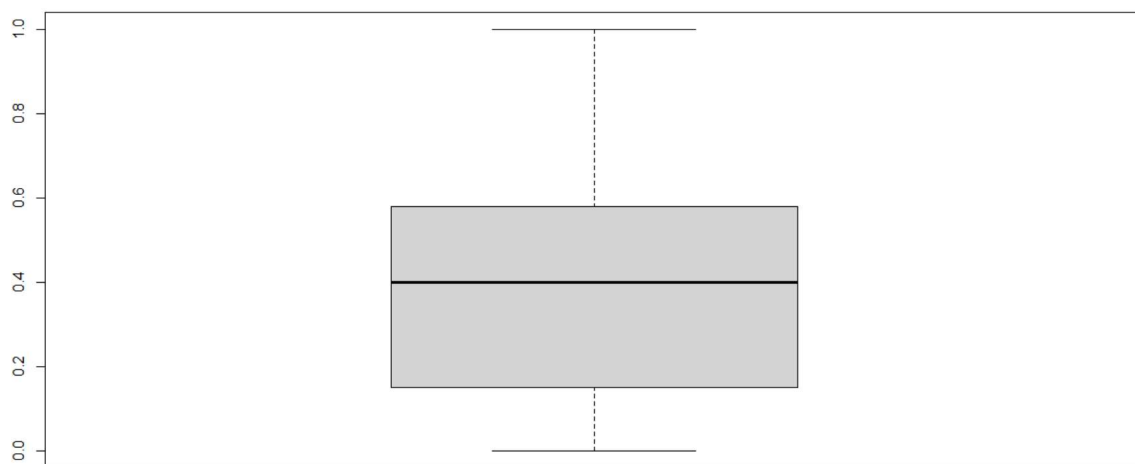


Figure 47 Boîte à moustache obtenue selon les valeurs du score sanitaire

Comme pour l'indice AQOI, un test de Shapiro-Wilk est effectué pour conclure sur la distribution des données :

H0 : les données suivent une distribution normale

H1 : les données suivent une distribution non normale

Les résultats sont les suivants (Figure 48).

```
Shapiro-Wilk normality test
data:  belaqoi$Score.sanitaire
W = 0.95213, p-value = 0.5942
```

Figure 48 Résultats du test de Shapiro concernant le score sanitaire

La statistique W est supérieure à 0.874 et la p-value est supérieure à 0.05 (Figure 48). Ainsi, l'hypothèse nulle ne peut être rejetée et la distribution des données devra être considérée comme normale.

Les données concernant l'indice AQOI et les données du score sanitaire seront donc considérées comme suivant une loi normale.

5.3 VALIDATION DE L'INDICE AQOI

5.3.1 Régression orthogonale

La comparaison de l'indice AQOI avec l'indice BelAQI est un moyen de vérifier la disposition de l'indice AQOI en tant qu'outil d'étude de la qualité de l'air. Cependant, l'indice BelAQI n'étant pas annuel, le score sanitaire lié au BelAQI pour 2019 calculé dans la section précédente sera comparé à l'indice AQOI 2019. Une régression orthogonale est réalisée sur les données des deux variables normalisées.

Le score sanitaire est la variable quantitative explicative, c'est-à-dire celle utilisée dans le but d'expliquer la variation de la variable qualitative expliquée qu'est l'indice AQOI. La régression est réalisée sur RStudio à l'aide de la fonction `mcr` du package `mcr` en appliquant la méthode de Deming. Ceci permet d'obtenir les résultats suivants : pour une équation telle que $y = ax + b$, les coefficients obtenus pour les paramètres a et b sont respectivement de 0.986 et -0.01, soit :

$$\text{Indice AQOI} = 0.986 * \text{Indice BelAQI} - 0.01$$

Le graphique est le suivant (Figure 49) :

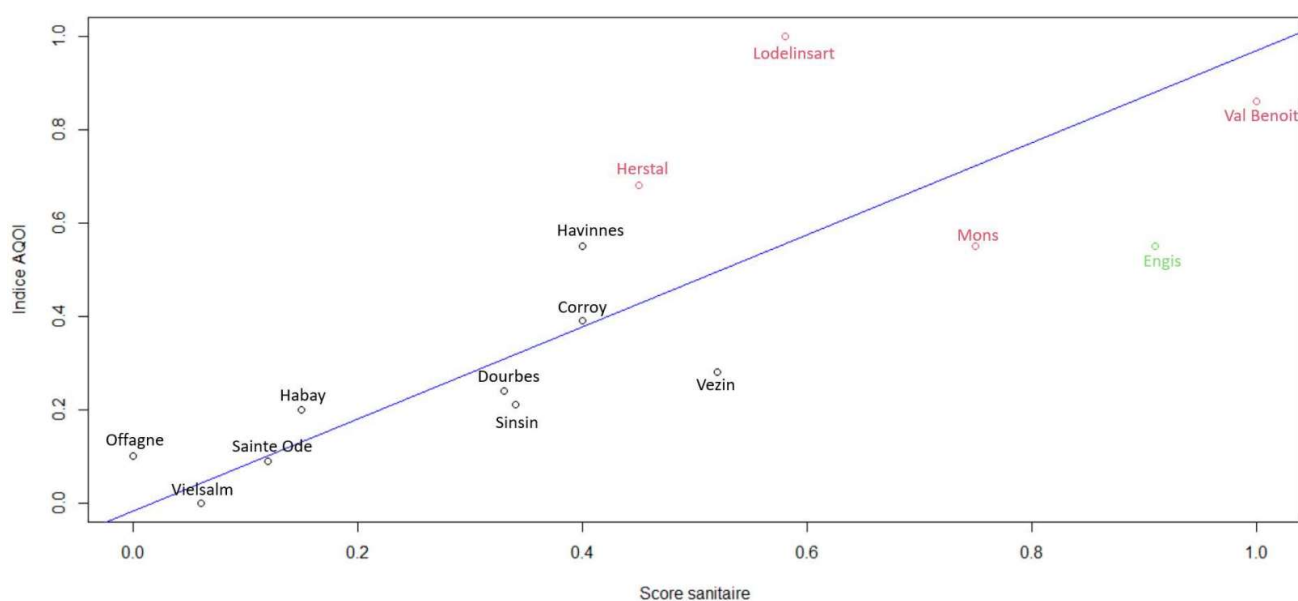


Figure 49 Régression linéaire entre l'indice AQOI et le score sanitaire

Les stations rurales sont en noir, les stations urbaines sont en rose et la station industrielle est en vert (Figure 49).

Visuellement, les indices AQOI et le score sanitaire semblent évaluer dans le même sens, à savoir que si le score sanitaire augmente, l'indice AQOI augmente également.

Un test de corrélation peut être réalisé à l'aide du coefficient de Spearman puisque la relation est monotone, et qu'il étudie les rangs en supposant que les deux variables puissent être classées de façon ordonnée. Ainsi, la position d'une station au sein des deux classements propres à chaque indice sera jugée. L'hypothèse nulle stipule que le coefficient n'est pas significativement différent de zéro.

H_0 : le coefficient n'est pas différent de zéro

H_1 : le coefficient est différent de zéro

Les résultats sont les suivants (Figure 50).

```
Spearman's rank correlation rho
data: belaqoi$Score.sanitaire and belaqoi$AQOI
S = 55.804, p-value = 3.754e-05
alternative hypothesis: true rho is not equal to 0
sample estimates:
rho
0.8773529
```

Figure 50 Résultat du test de corrélation de Spearman entre l'indice AQOI et le score sanitaire

Définissant l'importance de la relation entre les deux indices, le coefficient de corrélation vaut 88% avec une p-valeur de $3.8 \cdot 10^{-5}$ largement inférieure au seuil α de 0.05, signifiant le rejet de l'hypothèse nulle. Le coefficient est donc différent de zéro. Supérieur à 0.8, il traduit une forte relation positive et une corrélation significative entre les deux variables.

5.3.2 Classements

Les stations peuvent être classées selon le score sanitaire obtenu sur base des données du BelAQI de 2019. Le classement est le suivant (Figure 51).

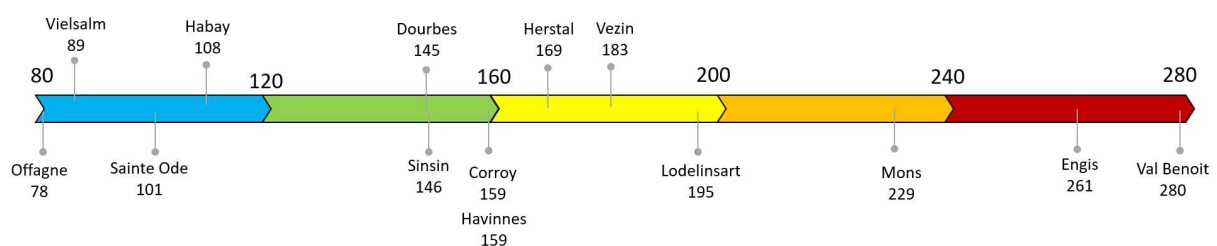


Figure 51 Classement des stations par ordre croissant selon leur score sanitaire

A l'exception de la station de Herstal qui possède un score sanitaire inférieur à celui de la station de Vezin, il semblerait qu'un clivage se forme entre les stations rurales d'un côté avec les valeurs les plus faibles, et de l'autre côté la station industrielle de Engis et les stations urbaines dont les valeurs sont plus élevées. Le minimum observé correspond à la station de Offagne, avec un score de 78. Puis, les stations dont le score sanitaire ne dépasse pas 183 sont toutes des stations rurales. Les stations de Vielsalm, Sainte-Ode et Habay ont des scores inférieurs à 120, tandis que les stations de Dourbes, Sinsin, Corroy, Havannes et Vezin oscillent

entre 145 et 183. Au-delà, il s'agit exclusivement de stations urbaines et de l'unique station industrielle de Engis. La station urbaine de Val Benoit possède le score maximum observé de 280, soit plus de trois fois supérieur à la station de Offagne.

Ici, la figure 52 montre le classement des stations dans l'ordre croissant des indices AQOI.

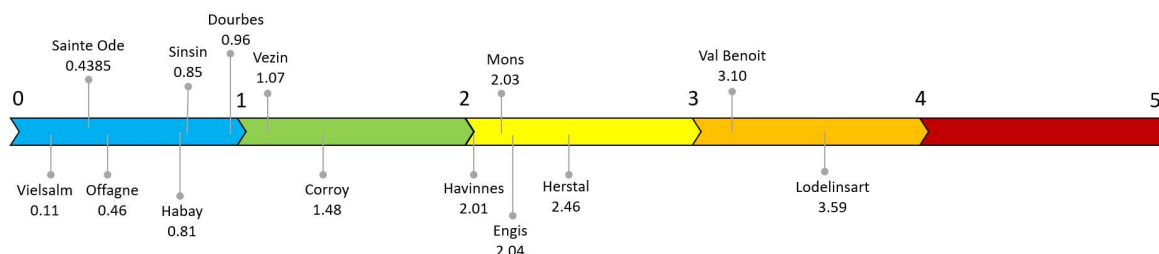


Figure 52 Classement des stations par ordre croissant selon l'indice AQOI

Contrairement à la répartition des stations selon le score sanitaire, les stations semblent ici plutôt regroupées, avec 8 stations dont l'impact est inférieur à 2, soit plus de 50% des stations. Toutes ces stations sont rurales. Seule la station rurale de Havinnnes dépasse un indice AQOI de 2. Les quatre stations urbaines et la station industrielle possèdent des indices plus élevés et supérieurs à 2, avec un maximum de 3.59 pour la station de Lodelinsart. Ainsi, il semble qu'une distinction se crée entre les stations rurales et urbaines/industrielles.

Afin de comparer les classements respectifs des deux indices, les résultats précédents sont normalisés. Ceci permet de repérer facilement les stations dont les variables diffèrent (Figure 53).

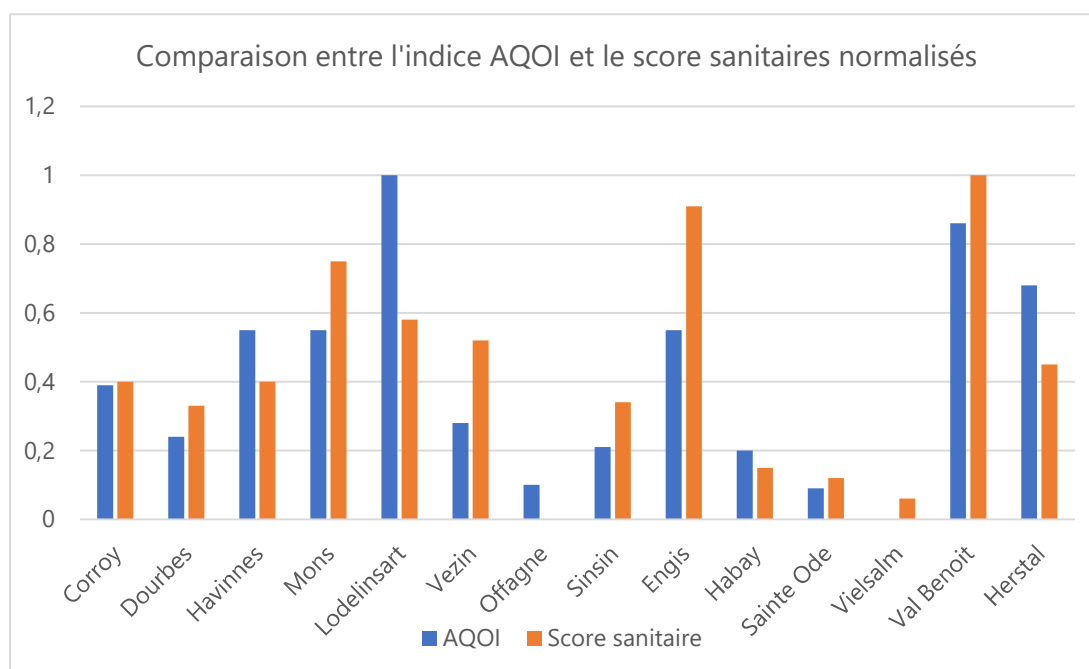


Figure 53 Comparaisons des deux indices obtenus et normalisés pour l'ensemble des stations

Pour les stations de Corroy, Habay et Sainte Ode, les différences semblent minimales. Les autres stations ont des indices AQOI et des scores sanitaires qui diffèrent. La différence est la

plus marquée pour les stations de Mons, Lodelinsart, Vezin, Engis, Val Benoit et Herstal. Concernant leur position dans le classement, les stations de Offagne, Vezin, Mons, Engis et Lodelinsart sont les seules dont la position diffère d'au moins 2 places. Par exemple, Offagne est la station la moins polluée selon le score sanitaire, tandis qu'elle occupe la troisième place lors du calcul de l'indice AQOI. Toutes les autres stations ne sont qu'à un rang d'être à la même position. Les indices pour Offagne et Vielsalm sont de 0, et non pas manquants.

Il est possible de comparer les distributions des indices en considérant l'échantillon comme deux échantillons appariés.

Malgré la normalité des données issues du calcul du score sanitaire et de l'indice AQOI, un test non paramétrique de Kolmogorov-Smirnov est utilisé puisque toutes les conditions ne peuvent être remplies. Il est utile pour comparer la distribution des indices selon le décalage, la dispersion et l'asymétrie des distributions tout en renseignant l'appariement des échantillons. L'hypothèse nulle indique la similitude des distributions tandis que l'hypothèse alternative signifie la différence des distributions.

H0 : les distributions sont similaires

H1 : les distributions sont différentes

Le test est réalisé sur Rstudio à l'aide de la fonction `ks.test` et aboutit aux résultats suivants :

```
Two-sample Kolmogorov-Smirnov test
data:  x and y
D = 0.14286, p-value = 0.9988
alternative hypothesis: two-sided
```

Figure 54 Résultats du test de Kolmogorov-Smirnov concernant les distributions du score sanitaire et de l'indice AQOI

La p-value est supérieure au seuil de 0.05, ainsi l'hypothèse nulle ne peut être réfutée, et les distributions sont identiques (Figure 54).

De même, il est possible d'observer la position des indices AQOI obtenus pour chacune des stations par rapport à la distribution des données concernant le score sanitaire calculé sur la période 2013 à 2019 (Figure 55). Cette comparaison se fait toujours sur les valeurs normalisées.

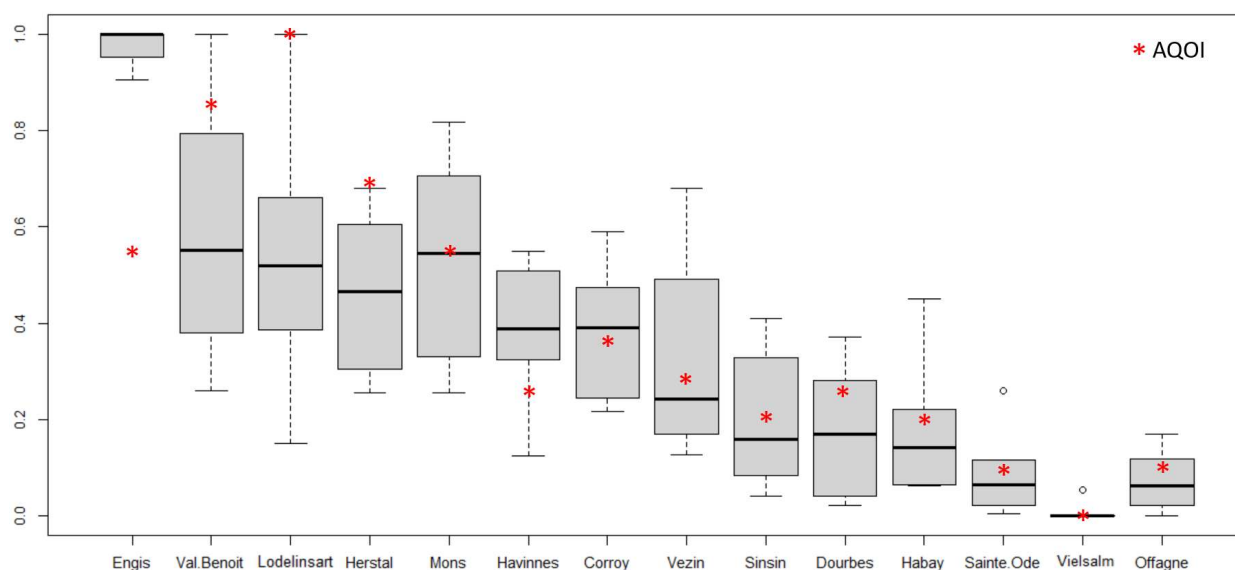


Figure 55 Représentation des données du score sanitaire sous forme de boîte à moustache et positionnement de l'indice AQOI

La plupart du temps, l'indice AQOI se situe dans l'intervalle des valeurs du score sanitaire, à l'exception de la station de Engis et de Herstal. Cependant, les données portant sur l'indice AQOI n'étant obtenues que sur une année et non pas sept, il se pourrait que la distribution de l'indice AQOI évolue au fil du temps en accumulant des données.

Cependant comme indiqué sur la figure 55, les positions des stations dans le classement ne sont pas toujours les mêmes. En effet, les méthodes respectivement utilisées pour chacun des indices diffèrent et peuvent expliquer la différence observée. Le score sanitaire découle du BelAQI, qui lui est calculé grâce à l'étude des concentrations de quatre polluants, l'ozone, les particules fines $PM_{2.5}$ et PM_{10} et le dioxyde d'azote. Puis le polluant responsable de la classe la plus élevée est considéré comme la cause de l'atteinte de cet indice.

Par exemple, lors du calcul du score sanitaire basé sur les classes de BelAQI allant de 5 à 10 pour la station de Corroy, le polluant majoritaire est l'ozone, qui est la cause de 24 indices sur 45, soit 53% des indices (Tableau 35).

Tableau 35 Exemple d'un calcul de fréquence du polluant majoritaire

Nombre de Cause	Étiquettes de colonnes
Étiquettes de lignes	2019
O ₃	24
PM _{2.5}	21
Total général	45

Le tableau 36 indique la fréquence du polluant le plus présent parmi les classes 5 à 10 du BelAQI, utilisées pour le calcul du score sanitaire.

Tableau 36 Récapitulatif des polluants majoritaires pour chacune des stations

Stations	Cause	Fréquence
Engis	Ozone	81%
Corroy	Ozone	53%
Dourbes	Ozone	68%
Habay	Ozone	73%
Havinnes	Ozone	40%
Vielsalm	Ozone	82%
Offagne	Ozone	71%
Sainte Ode	Ozone	75%
Sinsin	Ozone	73%
Vezin	Ozone	59%
Val Benoit	PM ₁₀	37%
Herstal	Ozone	50%
Lodelinsart	PM _{2.5}	35%
	Ozone	35%
Mons	PM ₁₀	27%
	Ozone	27%

Malgré la mesure de quatre polluants et l'élimination des classes inférieures à 5 pour éviter la forte influence de l'ozone, il s'agit du polluant majoritaire pour 13 des 14 stations. Une différence semble tout de même émergée entre les stations rurales et urbaines. L'ozone est responsable du score sanitaire, soit indirectement de l'impact sanitaire des stations urbaines entre 27% et 50%, avec une moyenne de 37%. Dans les zones rurales, la part de l'ozone dans le score sanitaire est supérieure à 70%, avec une moyenne de 66% soit près de 30% de plus qu'en zone urbaine. La station industrielle de Engis montre aussi une forte influence de l'ozone dans l'impact sanitaire avec 81%. Le score sanitaire, et donc par extension l'indice BelAQI, est fortement influencé par l'ozone. Ceci n'est pas le cas pour l'indice AQOI.

L'indice AQOI est normalement créé afin de juger la qualité de l'air en ville selon la configuration urbaine des lieux. De ce fait, les indices AQOI d'un site urbain et d'un site rural devront être différents. Il est possible de réaliser un test afin de savoir si cette différence existe.

Les résultats des indices AQOI calculés sont ceux présentés précédemment. Les données sont divisées en deux échantillons indépendants avec les stations rurales d'une part et les stations urbaines ainsi que la station de Engis de l'autre. En effet, le site de Engis étant seul, il est ajouté dans l'échantillon pour lequel il serait le plus ressemblant.

Les valeurs sont divisées selon les types des stations, et les moyennes sont calculées (Tableau 37).

Tableau 37 Indices AQOI moyens selon le type de station rurale ou urbaine

RURALES		URBAINES	
Stations	AQOI	Stations	AQOI
Corroy	1.48	Mons	2.03
Dourbes	0.96	Lodelinsart	3.59
Havinnes	2.01	Val Benoit	3.10
Vezin	1.08	Herstal	2.46
Offagne	0.46	Engis	2.04
Sinsin	0.85	<i>Moyenne</i>	<i>2.79</i>
Habay	0.81		
Sainte Ode	0.44		
Vielsalm	0.11		
<i>Moyenne</i>	<i>0.91</i>		

Les données sont ensuite représentées sous forme de boîte à moustache (Figure 56).

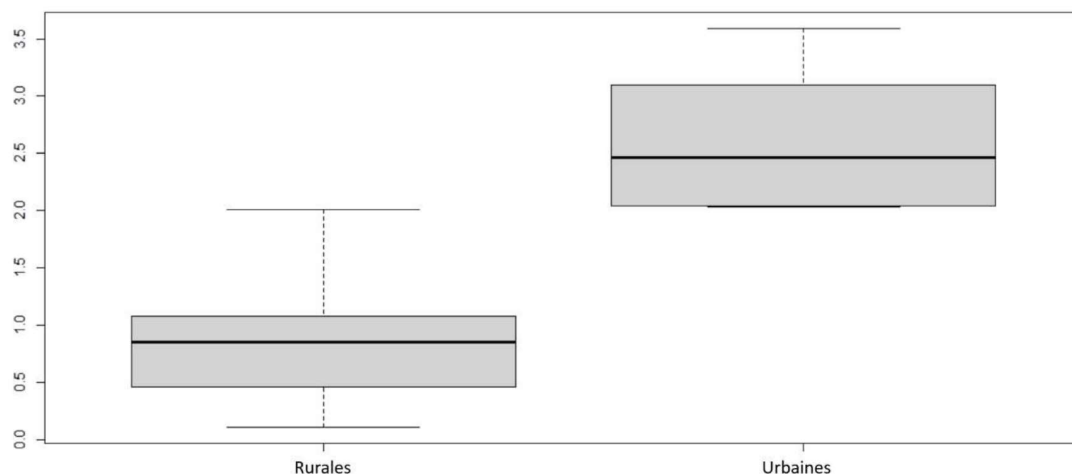


Figure 56 Représentation des indices AQOI ruraux et urbains sous forme de boîte à moustache

Les données provenant des stations ne suivant pas une distribution normale et un des échantillons ayant un effectif inférieur à 6, un test non paramétrique de Mann-Whitney-Wilcoxon est réalisé. L'hypothèse nulle correspond à l'égalité des moyennes entre les deux échantillons tandis que l'hypothèse alternative indique la différence des moyennes.

```

Wilcoxon rank sum exact test
data: rurales and urb
W = 0, p-value = 0.002797
alternative hypothesis: true location shift is not equal to 0

```

Figure 57 Résultats du test de Wilcoxon concernant l'indice AQOI moyen rural et urbain

La p-valeur est de 0.001, soit inférieure au seuil α de 0.05 (Figure 57). L'hypothèse nulle est donc rejetée. Alors, il existe une différence concernant la valeur moyenne des stations rurales et des stations urbaines.

5.4 TAILLE DES MAILLES

Cette partie du mémoire s'inscrit dans un projet en cours mené au sein du laboratoire Sensing of Atmospheres and Monitoring et par une équipe évoluant à l'Institut National pour la Transition Énergétique et Environnementale du bâtiment, dit NOBATEK, un centre privé de recherche appliquée situé à Bordeaux.

Afin de savoir si la taille de la maille choisie pour calculer l'indice AQOI est optimale, le même travail est réalisé en étudiant des mailles de dimensions différentes. Ceci est effectué pour trois stations afin de représenter les trois types possibles : la station rurale de Vezin, la station industrielle de Engis et la station urbaine de Herstal.

Pour des mailles carrées dont le centre est la station de mesure, les dimensions choisies sont de 100, 150, 200, 250 et 300 mètres de côté. Toutes les données seront récoltées de nouveau pour chaque maille, à l'exception du vent, de la topographie et des industries IED. Ces dernières resteront les mêmes quelle que soit la taille de la maille considérée puisqu'une modification de 50 mètres sur le périmètre de 15 kilomètres est négligeable. Les bâtiments, les voiries, la végétation et les routes extérieures sont donc propres à chaque maille.

Tableau 38 Résultats des indices AQOI calculés à Vezin pour des mailles de 100 à 300 mètres

Station	Vezin				
Dimension (m)	100	150	200	250	300
SI Topographie	0.4246	0.4246	0.4246	0.4246	0.4246
SI Voirie	0.0024	0.0052	0.0133	0.0169	0.0199
SI Bâtiments	0.036	0.0701	0.0814	0.1421	0.2162
SI Végétation	0.4393	0.4033	0.3941	0.3748	0.4072
SI Sources extérieures	0	0	0	0	0.008
TOTAL AQOI	0.9023	0.9026	0.9127	0.9578	1.076

Tableau 39 Résultats des indices AQOI calculés à Herstal pour des mailles de 100 à 300 mètres

Station	Herstal				
Dimension (m)	100	150	200	250	300
SI Topographie	0.8493	0.8576	0.9065	0.9588	1.0726
SI Voirie	0.1069	0.1902	0.2663	0.4262	0.4928
SI Bâtiments	0.0001	0.0245	0.1070	0.1849	0.2843
SI Végétation	0.421	0.4113	0.4115	0.4105	0.4071
SI Sources extérieures	0.1547	0.1483	0.1602	0.1826	0.2013
TOTAL AQOI	1.532	1.6319	1.8515	2.163	2.4581

Tableau 40 Résultats des indices AQOI calculés à Engis pour des mailles de 100 à 300 mètres

Station	Engis				
Dimension (m)	100	150	200	250	300
SI Topographie	0.8493	0.8493	0.8493	0.8493	0.8493
SI Voirie	0.0088	0.0162	0.0334	0.0487	0.0441
SI Bâtiments	0.0398	0.1171	0.1652	0.2722	0.1954
SI Végétation	0.4188	0.4167	0.4127	0.4127	0.3851
SI Sources extérieures	0.5562	0.5608	0.5631	0.5654	0.5666
TOTAL AQOI	1.8729	1.96	2.0237	2.1483	2.0405

Pour la station de Vezin (Tableau 38), l'indice AQOI augmente progressivement en même temps que la taille de la maille notamment à cause de l'effet des voiries et des bâtiments, qui sont de plus en plus nombreux et/ou de plus grande superficie. Le sous-indice végétation évolue sans tendance. Ceci peut être dû au changement de la taille de la maille sans changement de la végétation recensée, puisque ce sous-indice repose sur le ratio entre la surface totale et la surface végétalisée. Il y aurait donc une même quantité de végétaux dans une maille plus grande. Le cas contraire est aussi possible : la taille de la maille augmente ainsi que la surface recouverte par des végétaux.

L'indice AQOI de la station de Herstal est lui aussi en constante hausse lorsque la taille de la maille augmente (Tableau 39). Il s'agit de la seule station où le sous-indice topographique augmente au fur et à mesure de la taille de la maille. En effet, la Meuse occupe une surface de plus en plus importante et devient donc une source de pollution croissante entre la plus petite et la plus grande maille. Tous les autres sous-indices augmentent également en fonction de la maille, à l'exception de la végétation qui tend à diminuer bien que l'évolution soit moindre.

Enfin, la station de Engis possède un indice AQOI qui augmente entre 100 et 250 mètres, puis diminue (Tableau 40). Les sous-indices voiries, bâtiments et végétation finissent par diminuer dans la maille de 300 mètres.

L'évolution des sous-indices peuvent provenir d'une modification des surfaces. Par exemple, la surface de végétation être plus ou moins grande dans des mailles de dimensions variées et impacter le sous-indice. Les voiries peuvent être plus longues dans une grande maille que dans une petite, et créer un effet canyon plus ou moins important. La précision et la quantité des données évoluent donc en fonction de la taille de la maille.

La position dans les sous-mailles pourrait aussi être un paramètre modifiant les sous-indices. En effet, les mailles sont divisées en neuf entités afin de positionner les éléments internes selon les points cardinaux. Représenté par une étoile, un élément est positionné à une place unique. Pourtant, sa position varie selon la maille considérée (Figure 58). Pour les mailles de 100 et de 200 mètres, l'élément est au sud-ouest tandis qu'il est au centre pour la maille de 300 mètres.

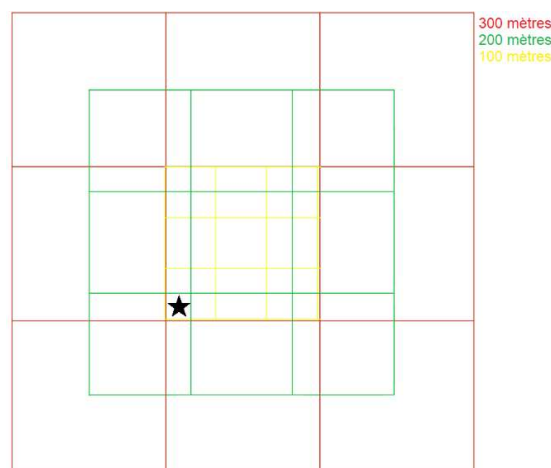


Figure 58 Position d'un élément au sein de diverses mailles

L'asymétrie de la boîte à moustache et la position de la médiane (Figure 59) montrent la non-normalité des données pour chacune des trois stations.

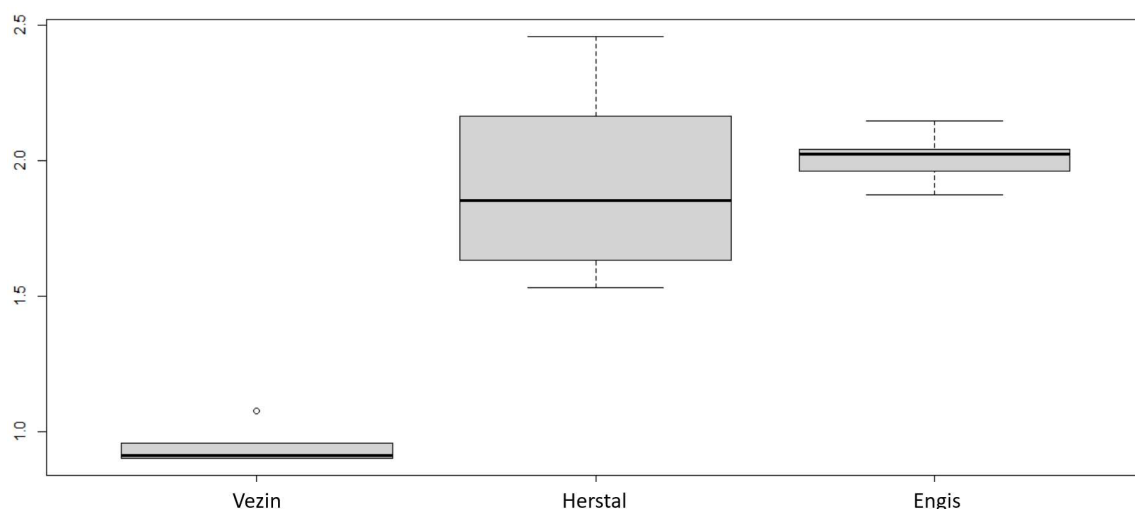


Figure 59 Représentation des distributions des indices AQOI pour chacune des stations sous forme de boîte à moustache

Chaque maille d'une dimension définie est considérée comme une méthode de calcul de l'indice AQOI. Ici, il y a 5 dimensions de maille soit 5 méthodes. Alors, un test peut être réalisé afin de savoir s'il existe une différence significative entre les indices AQOI moyens des stations obtenus à l'aide de ces méthodes.

La moyenne des résultats des trois stations est calculée pour chaque maille et donne les valeurs suivantes (Tableau 41) :

Tableau 41 Indices AQOI moyens selon la dimension de la maille

Dimension (m)	100	150	200	250	300
Moyenne	1.44	1.50	1.60	1.76	1.86

Ainsi, il convient de réaliser un test de Kruskal Wallis à l'aide de Rstudio afin de les comparer, en sachant que ce test permet de savoir si l'un des 5 groupes représentant les 5 tailles de mailles différentes diffère mais sans indiquer duquel il s'agit.

L'hypothèse nulle consiste en l'égalité des moyennes parmi les cinq groupes. L'hypothèse alternative indique qu'au moins l'une des moyennes diffère d'une autre moyenne parmi les cinq groupes.

Les résultats suivants sont obtenus (Figure 60).

```
Kruskal-Wallis rank sum test
data: f..aqoi by maille
Kruskal-Wallis chi-squared = 3.4333, df = 4, p-value = 0.4881
```

Figure 60 Résultats du test de Kruskal Wallis entre les indices AQOI moyens de chacune des méthodes utilisées

La p-value vaut 0.49, soit est supérieure au seuil α de 0.05. Rien ne permet de réfuter l'hypothèse nulle. Les moyennes sont donc égales parmi les cinq groupes. Statistiquement, les cinq mailles peuvent être considérées comme des méthodes équivalentes à la détermination de l'indice AQOI.

5.5 EVOLUTION TEMPORELLE DES SITES D'ETUDE

Pour calculer l'indice AQOI sur une plus longue période temporelle, la composition des sites d'étude doit être étudiée, notamment les industries IED, le vent, les voiries, les bâtiments et la végétation. La topographie sera identique au fil du temps, puisque le site reste implanté au même endroit et que les mouvements géologiques sont bien trop longs à l'échelle humaine pour considérer un changement.

Les sites d'études et leurs alentours sont observés entre 2013 et 2019 grâce aux orthophotos disponibles sur l'application CIGALE 4.0.5 proposée par le SPW [93] afin d'étudier l'évolution des lieux. Les résultats sont les suivants (Tableau 42).

Les cellules vertes signifient qu'aucun changement n'est observé par rapport à l'année témoin 2013. Les cellules jaunes indiquent un changement mineur tandis que les changements plus conséquents sont signalés par une cellule orange.

Tableau 42 Changements observés dans l'environnement proche des stations entre 2013 et 2019

	2013	2015	2016	2017	2018	2019
Corroy	RAS	Nouveau bâtiment	RAS	RAS	RAS	RAS
Dourbes	RAS	Construction PPV	RAS	RAS	RAS	RAS
Engis	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS
Habay	RAS	RAS	RAS	RAS	5000m ² de ligneux abattus	RAS
Havannes	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS
Herstal	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS
Lodelinsart	RAS	Abattage de ligneux	Destruction de grands bâtiments	Nouveau parking Travaux de rénovation	RAS	RAS
Mons	RAS	Abattage de ligneux	RAS	RAS	Nouveau parking	RAS
Offagne	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS
Sainte Ode	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS
Sinsin	RAS	RAS	RAS	Construction annexe agricole	RAS	RAS
Val Benoit	RAS	RAS	RAS	RAS	Rénovation bâtiments	Rénovation bâtiments
Vezin	RAS	Construction logements	Construction logements	RAS	RAS	RAS
Vielsalm	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS

Souvent, les sites restent identiques au fil du temps. Le site de Lodelinsart est celui où le plus de changements furent observés via les orthophotos. Voici le site en 2013 (Figure 61), et en 2019 (Figure 62).

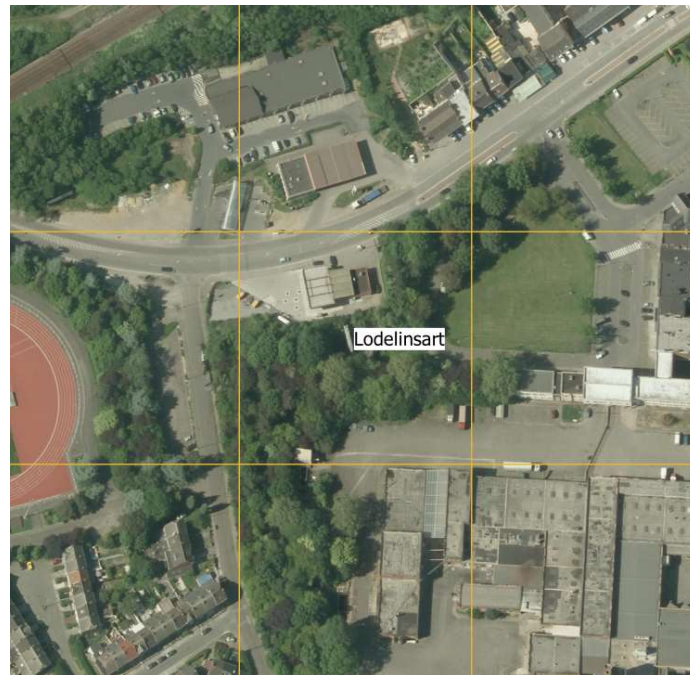


Figure 61 Orthophoto du site de Lodelinsart en 2013

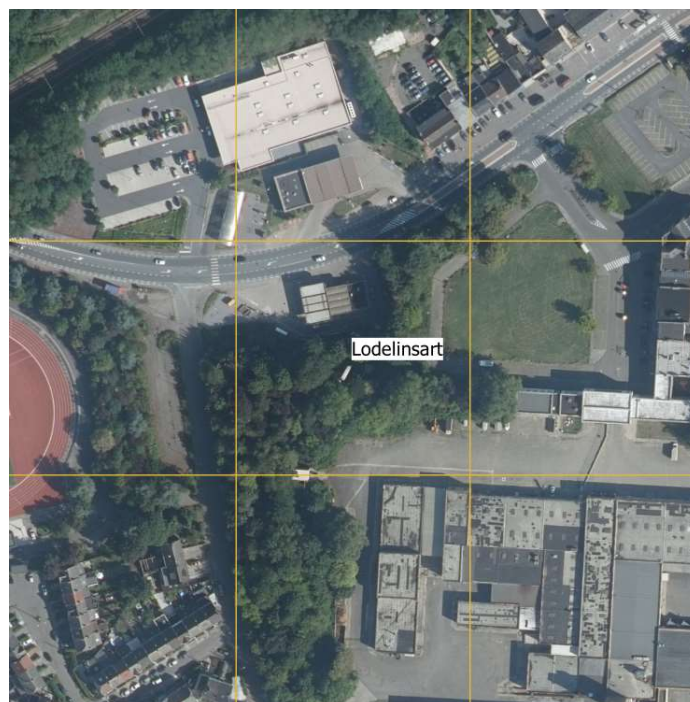


Figure 62 Orthophoto du site de Lodelinsart en 2019

En 6 ans, les seules modifications majeures visibles en étudiant les orthophotos sont la création d'un parking à la place d'un espace vert au nord-est, ainsi que la rénovation et/ou construction du bâtiment et du parking situés au nord-ouest. Ce sont les seules évolutions visibles majeures du site.

6 DISCUSSION

6.1 INDICE AQOI

Selon l'hypothèse n°1, si l'indice AQOI est un outil apte à la description de la qualité de l'air, il doit être en mesure de distinguer les différents types de stations.

La figure 52 reprend le classement des stations dans l'ordre croissant des indices AQOI obtenus. La station de Vielsalm possède l'indice AQOI le plus faible, avec 0.11. En effet, elle possède de nombreuses caractéristiques lui allouant une pollution de l'air moindre : elle se situe au milieu d'un espace boisé et en altitude, sans bâtiment habitable ni voirie accessible par des véhicules motorisés. Placée en pleine zone boisée dans le domaine de Tinseubois, la station de Vielsalm est la plus isolée des sites. Le domaine boisé s'étend sur 9 kilomètres vers le nord et sur 6 kilomètres vers le sud. L'altitude et la présence des arbres peuvent être des avantages pour la qualité de l'air [43]. Les arbres situés au sud peuvent protéger le site en modifiant la vitesse des vents dominants provenant du sud/sud-ouest et la distribution des polluants, et sont capables de séquestrer le carbone [42]. Cependant, l'espèce des arbres et la température à laquelle ils évoluent sont à considérer pour estimer leurs émissions en COV [96]. De plus la route nationale et le village les plus proches sont respectivement à un kilomètre au nord et à l'est. L'autoroute passe au sein du domaine à 7 kilomètres au nord. La pollution qui leur est liée ne sera pas acheminée vers le site. Deux IED existent dans un rayon de 15 kilomètres, dont l'une est à l'ouest. Il s'agit d'une industrie de bois, dont l'impact sur la qualité de l'air reste moindre.

La station de Sainte Ode possède un indice quatre fois plus élevé par rapport à Vielsalm, de 0.44. Placée à proximité d'une dizaine d'éoliennes au sud d'une route nationale et entourée de petits villages, la station de Sainte Ode est elle aussi située parmi des parcelles cultivées. Tout comme Offagne, la présence des cultures et des terrains agricoles pollue, puisque le sous-indice végétation a fortement augmenté par rapport à celui de Vielsalm, de 0 à 0.4249. La pollution issue des sources extérieures peut provenir du trafic lié à la route nationale, car ce sous-indice augmente alors qu'il n'y a pas d'IED dans le périmètre de Sainte Ode. Le sous-indices sources extérieures n'est toujours pas significativement différent de zéro malgré 20 330 m² de routes dénombrées dans l'environnement de la maille. Les pollutions résulteraient de l'activité agricole et du trafic lié à la route nationale.

Ensuite, il s'agit de la station de Offagne ayant un indice de 0.46. Cette station se trouve le long d'une route à faible trafic à proximité d'une ferme. Les parcelles aux alentours sont des cultures. Ces dernières sont traversées par une voie ferrée, et par une route nationale qui relie les divers villages voisins. L'environnement extérieur à la maille est lui aussi rural. La hausse semble principalement due à la végétation, avec un sous-indice de 0.41. En effet, le site est très rural ce qui induit une activité agricole, l'utilisation de machines agricoles et des produits phytosanitaires. Les cultures sont souvent constituées de plantes assez grosses, sources d'échanges gazeux importants et d'adsorption et de pénétration des polluants sur la surface foliaire. Or, ces polluants se retrouvent parfois dans l'environnement par volatilisation ou

lessivage [42]. Les seuls bâtiments présents sont des fermes, où circuleront des engins agricoles. Cependant, l'absence de sources polluantes importantes lui permet de ne pas subir de dégradation de la qualité de l'air : en Belgique, aucune IED n'est recensé à l'ouest ou au sud de ce site. Vielsalm, Offagne et Sainte Ode ont la particularité commune d'être situées en altitude.

A l'est de la commune et de la route nationale la traversant, la station de Habay est à proximité de la gare où elle évolue en milieu rural entourée de cultures lui allouant un indice AQOI de 0.81. La topographie est le sous-indice le plus élevé et est responsable de la moitié de l'indice AQOI total. La position du site semble être la raison principale de la qualité de l'air. Les sous-indices bâtiment et voiries sont de 0 et 0.005 tant la densité urbaine est faible et ne sont donc pas des sources polluantes importantes. Le milieu environnant est principalement constitué de parcelles agricoles, et les communes de Habay-la-Vieille et Habay-la-Neuve sont au nord. La végétation majoritaire est une fois de plus des cultures bien que quelques groupes de ligneux soient présents. Comme les stations rurales précédentes, ceci fait grimper le sous-indice végétation à 0.38. Qui plus est, aucune IED n'est dénombré à proximité. La plus proche se situe à plus de 16 kilomètres. En dehors des routes voisines, les sources extérieures contribuent peu à polluer l'air ambiant local.

Possédant un indice de 0.85, la station de Sinsin est dans une zone peu dense avec des logements séparés de zones d'herbacées. Il s'agit typiquement d'un village où les logements sont des maisons 4 façades disposant d'un jardin. Plusieurs routes sont dans et autour de la maille, notamment deux routes nationales dont l'une reliant Namur et Luxembourg. Les bâtiments et les voiries contribuent faiblement à la pollution de l'air local et de façon égale, avec des sous-indices presque identiques. Au-delà des routes et des petites communes voisines, de nombreuses parcelles d'herbacées et/ou de ligneux ainsi que des cultures sont présentes aboutissant à un sous-indice végétation de 0.37. La végétation et la topographie donnent à elles seules un indice de 0.79 et sont donc les causes principales de la pollution locale. Malgré la présence de 40 000 m² de voiries et deux IED à proximité du site, les sources extérieures contribuent peu à la hausse de l'indice AQOI car les polluants dépassant les plafonds d'émission ne sont pas des polluants comptabilisés lors du calcul.

La station de Dourbes se situe 500 mètres au nord de la commune. Elle est au centre de la végétation, où sont retrouvés majoritairement des ligneux caduques et des herbacées. La mixité de la végétation permet de conserver un sous-indice végétation plus faible qu'une maille constituée de cultures, avec 0.27. Il s'agit d'un site situé dans la réserve naturelle de Dourbes. A proximité se trouvent des panneaux solaires, un parking et une administration. Quant aux routes, ce sont au maximum des routes nationales aboutissant à un sous-indice voiries de 0.14. Ce milieu ne semble pas être un lieu où les activités et le trafic sont importants. A l'extérieur de la maille, un « ulmodrome », c'est-à-dire un aérodrome destiné à l'utilisation d'aéronefs ultra-légers motorisés uniquement, est présent à 3 kilomètres au nord-est de la station. Ce dernier peut être à l'origine d'une pollution selon la fréquence du trafic aérien. Le sous-indice sources extérieures dépasse pour la première fois le seuil de 0.1.

Puis la station de Vezin la suit de près avec un indice de 1.07. La station de Vezin est dans une zone résidentielle rurale peu dense composée de maisons individuelles le long d'une route tertiaire. Le milieu environnant est constitué d'une église et de son cimetière, de cultures, de zones boisées et de logements. Il y a donc des éléments créant de la pollution, comme le bâti et le trafic générant des particules fines et des oxydes d'azote [21], et des éléments limitant cette pollution comme les arbres [42]. Cependant, le sous-indice végétation reste celui pesant le plus dans le bilan final. La végétation et la topographie restent les paramètres majoritaires dans la hausse de l'indice AQOI. Ceci est dû encore une fois à la présence des parcelles agricoles. Bien que Vezin se situe dans la ceinture industrielle de la Wallonie, seules trois IED sont recensées dans un rayon de 15 kilomètres, notamment des cimenteries. Cependant, la distance et les vents lui permettent d'éviter une pollution importante en provenance de ces industries. Les bâtiments y sont plus nombreux engendrant pour la première fois une hausse du sous-indice bâtiments.

Située à quelques centaines de mètres de l'autoroute des Ardennes, la station rurale de Corroy est entourée de cultures. Très peu de bâtiments sont présents dans la maille lui conférant un sous-indice bâtiments de 0.002. Ils sont donc une source de pollution moindre. Le site est entouré de plusieurs villages localisés à une distance de 500 mètres de la station et sont reliés par de nombreuses routes. Ces communes et les voiries comme l'autoroute et les routes tertiaires interfèrent dans la continuité des terres agricoles environnantes. Cependant, l'activité des éléments les plus proches et la distance à laquelle se trouve l'autoroute ne suffisent pas à polluer fortement, et les sous-indices restent inférieurs à 0.015. De plus, les trois IED se situent toutes au nord-ouest du site. Toutes dépassent les plafonds d'émissions de chaque polluant émis. Pourtant, le sous-indice sources extérieures reste proche de zéro. Les panaches polluants ne semblent donc pas distribués vers Corroy, puisque le vent dominant peut les éloigner. Contre toute attente, les nombreuses industries implantées au sud et à l'ouest près de Lodelinsart ne semblent pas contribuer à la pollution de l'air du site de Corroy, peut-être à cause de la distance les séparant. Une fois de plus, les cultures sont la source de pollution majoritaire dans cette maille, avec un sous-indice végétation supérieur à 1. En effet, le site et ses alentours sont effectivement très ruraux, et les cultures occupent de très grandes surfaces. Tout ceci abouti à un indice total de 1.48. Ainsi, la pollution du site peut être issue du trafic et du fonctionnement du bâti dans des proportions très faibles, mais elle provient surtout de la végétation.

Etonnement, la station rurale de Havinnes possède un indice dépassant 2 pour lequel la topographie, la végétation et les sources extérieures sont les paramètres les plus impactants. Le site est en zone rurale entourée de cultures, où les parcelles agricoles sont en rotation entre des états de jachère et de plantation. Ici aussi, le sous-indice végétation est donc élevé et atteint 0.94. L'autoroute se situe à 2 kilomètres à l'ouest et une voie ferrée passe à proximité du village de Havinnes. Les IED les plus proches sont au sud-est. Il s'agit de la station rurale avec l'indice AQOI le plus élevé.

Toutes les stations suivantes sont urbaines, sauf Engis qui est industrielle.

Bien que la maille soit principalement composée d'herbacées, la station de Mons évolue donc dans un milieu riche en sources de pollution, tant liées au trafic qu'à l'utilisation de bâtiments résidentiels ou commerciaux. Située le long d'une avenue, la station est au nord d'une zone économique où se trouvent de nombreux commerces et au sud d'un complexe sportif possédant plusieurs terrains de sport et un lac où de petits bateaux peuvent circuler. Le sous-indice sources extérieures est de 1.02. Il est le sous-indice le plus élevé et ceci renforce le fait que l'indice de la station ne serait pas le même si elle était implantée à quelques dizaines de mètres de son emplacement réel. En effet, sa position lui permet d'obtenir de faibles sous-indices voiries et bâtiments alors que ces éléments sont abondants à proximité car elle se situe proche d'une grosse agglomération. L'autoroute de Wallonie passe à 500 mètres à l'est. Ici, la végétation possède un sous-indice plus élevé que les sous-indices bâtiments et voirie réunis. En effet, les arbres émettent naturellement des COV, dont la concentration diffère selon l'espèce de l'essence. En milieu urbain, notamment lors des fortes chaleurs, ces derniers peuvent interagir avec les oxydes d'azote émis par le trafic pour former des particules fines [96]. Avec un écart de seulement 0.02 de la station de Havinnes, la station de Mons est la station urbaine avec l'indice AQOI le plus faible.

Unique station industrielle présente dans l'échantillon, la station de Engis obtient un indice AQOI de 2.04. Sa position sur un flanc induit une hausse du sous-indice topographique. En effet, le flanc peut affecter les courants d'air lors du renouvellement de l'air ou dans la distribution des polluants [39]. Proche de la Meuse, la station se situe en zone résidentielle assez dense où les bâtiments sont parfois mitoyens, ce qui peut jouer sur le vent et les polluants qu'il transporte [41]. C'est aussi la première station où la surface et le nombre de bâtiments sont expressément plus importants que les stations précédentes. Bien que les bâtiments soient nombreux, le nombre conséquent d'annexes supposées non chauffées et donc moins polluantes que les habitations. Ceci permet de plafonner le sous-indice bâtiments à 0.2. Les voiries ne sont pas une grande source de pollution car ce sont principalement des routes résidentielles. Cependant, 10 industries IED sont implantées à proximité du site, participant à la hausse du sous-indice sources extérieures atteignant 0.57.

Seule maille traversée par une voie navigable, Herstal possède un indice de 2.46. Sa position en fond de vallée couplée à la présence de la Meuse lui imposent un sous-indice topographique élevé de 1.07. Située le long d'un boulevard, des commerces avec de grands parkings ainsi que deux stations-services se situent au sein de la maille, générant un sous-indice voiries plutôt élevé de 0.49. L'activité des commerces, des stations-services et les axes routiers peuvent être des sources de pollution puisqu'il génère du trafic comme en témoigne le sous-indice voiries. Bien que le site présente deux fois moins de bâtiments que Engis, ce sont majoritairement des habitations, qui seront chauffées. Le fonctionnement de tels bâtiments participe à la hausse du sous-indice bâtiments à 0.28. La végétation existante est composée de ligneux pouvant participer à la pollution de l'air local et dont le sous-indice vaut 0.37.

Comme Herstal, Val Benoit est aussi en fond de vallée et ceci se répercute sur le sous-indice topographique atteignant 0.85. Au sein de la maille, les bâtiments suivis des voiries sont les paramètres les plus impactants, avec des sous-indices respectifs de 1.21 et 0.52. Il s'agit de la maille où les bâtiments polluent le plus. La station de Val Benoit est en ville le long d'un parking, près d'habitations, de commerces et de leurs parkings, d'une station-service, d'une voie ferrée et d'une route tertiaire. L'autoroute passe 400 mètres au nord. Le trafic pourrait être une source potentiellement importante de pollution dans cette zone. A l'est de la maille se trouve la Meuse, qui s'écoule du nord-est vers le sud-ouest. Un ensemble d'arbres est présent au nord-ouest dans la maille, et s'étend 400 mètres supplémentaires vers l'est. Cette végétation pollue également l'air local, puisque le sous-indice végétation atteint 0.37. Bien que 7 IED existent dans le périmètre de 15 kilomètres autour du site et qu'il soit positionné dans la ceinture industrielle de la Wallonie, les sources extérieures restent le paramètre contribuant le moins à la dégradation de la qualité de l'air local, avec le sous-indice le plus faible de 0.15.

Enfin, la station dont l'indice est le plus élevé est celle de Lodelinsart. Ceci est attribuable à deux paramètres principaux : les voiries et les sources extérieures. La maille de Lodelinsart est riche en parkings dûs aux commerces et aux activités, qui sont sources de nombreux arrêts et départs de véhicules motorisés. Elle possède le sous-indice voiries le plus élevé avec 1.23. Egalement, il s'agit de la station ayant le plus d'entreprises IED environnantes, avec 15 industries pouvant expliquer un sous-indice sources extérieures de 0.96. La station de Lodelinsart est dans une commune encore plus dense que la station de Mons. Elle est située au bord d'une route nationale à côté d'un abattoir, d'un terrain de sport, d'une station-service de commerces et de leurs parkings respectifs. Malgré la configuration urbaine, de petits groupes d'arbres sont retrouvés dans le centre de la maille. Des habitations sont aussi présentes dans la maille infligeant un sous-indice plutôt haut, mais le sont d'autant plus dans les environs et sont souvent mitoyennes. Ce milieu semble donc être propice à un trafic routier important et ceci est corrélé par un sous-indice voiries de 1.23. Il s'agit du sous-indice voiries le plus élevé de toutes les stations, qui n'atteignait jusqu'ici que 0.52 maximum.

De façon générale, les stations rurales possèdent des indices AQOI plus faibles que les stations urbaines et industrielles. Les indices AQOI moyens ruraux et urbains sont significativement différents. Ici selon l'échantillon utilisé, la quasi-totalité des stations rurales ont un indice inférieur à 2. La topographie et la végétation en sont les causes principales. A l'exception des stations situées en altitude, le sous-indice topographie est souvent au minimum 0.43, soit entre 21% et 52% de la note totale des stations possédant les indices AQOI les plus faibles. La végétation a aussi une part importante dans la note finale des stations rurales. De fait, les effets de la voirie et des bâtiments restent moindres dans les espaces agricoles, ce qui induit une forte influence de la végétation, en plus de la topographie. Les stations rurales subissent donc une dégradation de l'air majoritairement à cause de leur topographie, selon les reliefs ainsi que leur orientation et leur positionnement par rapport au vent. Ceci modifie les régimes d'écoulement de l'air et des polluants

transportés. Si le vent n'est pas capable de passer outre les reliefs, les polluants peuvent s'accumuler [40]. En milieu rural, les cultures et les ligneux recouvrent des surfaces importantes. Or, les échanges gazeux des végétaux avec l'air ou les polluants, leur capacité à les absorber et les adsorber, l'entretien de certains types de végétaux sont d'autant de sources de pollution possibles [96]. La végétation en zone rurale peut représenter jusqu'à 70% de l'indice AQOI total. En milieu urbain, la présence des végétaux, notamment des ligneux dans les rues ou les jardins, sont aussi des sources de pollution de l'air liées à la végétation. En effet, les sous-indices végétation des stations urbaines et rurales sont parfois très similaires. Cependant, comme les bâtiments et les voiries sont plus nombreux, la pollution qui leur est liée s'ajoute à la pollution issue de la végétation. Quand ces sous-indices sont très faibles voir proches de zéro en milieu rural, ils sont bien plus élevés dans les villes. Le sous-indice voirie peut représenter jusqu'à 34% de l'indice total en ville, contre 15% en milieu rural, soit plus du double. Les bâtiments en ville représentent jusqu'à 39% de l'indice AQOI tandis qu'ils n'en représentent que 19% en milieu rural. Ceci abouti à des indices AQOI supérieurs pour les sites citadins, puisqu'ils cumulent des sources de pollution variées telles que le trafic routier, l'utilisation des bâtiments et la végétation. De plus, parmi les stations de l'échantillon, la topographie des sites urbains joue en leur défaveur. Les trois stations situées en vallée ou sur un flanc possédant les plus lourds sous-indices topographie sont urbaines. Ceci peut aboutir à une accumulation de polluants, qui seraient peut-être moindre en zone rurale, en altitude ou sur un plateau. Toutefois, les stations urbaines situées à plat possèdent quand même des indices AQOI plus élevés.

En effet, la pollution de l'air s'est généralisée sur l'ensemble des territoires, mais peut différer entre les milieux ruraux et urbains [94]. Ceci ne signifie pas que l'air rural n'est pas pollué, mais il peut l'être moins ou de nature différente par rapport à la ville. En 2010, l'étude Particul'Air menée par l'Agence de la transition écologique en France indique que la différence entre la qualité de l'air rurale et urbaine dépend de la distance à laquelle se trouve l'activité polluante, et de son intensité. L'agriculture est une grosse émettrice de particules fines PM_{10} tandis que le secteur résidentiel et le trafic émettent plutôt des $PM_{2,5}$ en ville [95]. De même, qu'importe le type du milieu, la pollution de l'air était importante dans les lieux enclavés au sein de relief [95]. Quoi qu'il en soit, la population reste exposée à des niveaux accrus et une diversité importante de polluants, dépendamment des agglomérations voisines, du trafic, de la pollution issue des ménages et du type de chauffage utilisé et de l'agriculture. En attribuant des notes entre 0 et 5, l'indice AQOI peut représenter ces différents niveaux de pollution.

L'indice AQOI semble donc remplir sa fonction d'indicateur de la qualité de l'air des zones urbaines en les distinguant des autres types de sites. Également, puisqu'une différence se creuse entre les stations urbaines et industrielles et les stations rurales, l'indice AQOI pourrait être adéquat pour décrire plusieurs types de sites. L'hypothèse n°1 peut ainsi être vérifiée.

6.2 SCORE SANITAIRE

Le score sanitaire fut calculé selon les indices BelAQI obtenus entre 2013 et 2019. Il dépend donc des concentrations de particules fines $PM_{2.5}$ et PM_{10} , des oxydes d'azote et de l'ozone. En observant le classement croissant du score sanitaire obtenu, les stations ne sont plus dans le même ordre par rapport au classement croissant de l'indice AQOI. Plus le score sanitaire est élevé, plus la station a obtenu d'indices BelAQI élevés au cours de ces sept ans, signifiant une dégradation de la qualité de l'air néfaste pour la santé. Dans ce classement, Engis devient la station la plus polluée durant cette période. Elle évolue en milieu industriel où peuvent être émis des COV ou des oxydes d'azote qui sont des précurseurs d'ozone, en sachant qu'il cause 81% des classes 5 à 10 des indices BelAQI obtenus. Puis, ce sont les stations urbaines de Val Benoit, Lodelinsart, Herstal et Mons où sont mesurés de l'ozone et des particules fines PM_{10} et $PM_{2.5}$. Val Benoit, Lodelinsart et Mons sont les seules stations de l'échantillon où les particules fines causent le plus d'indices BelAQI élevés. Val Benoit est l'unique station pour laquelle les PM_{10} sont l'unique cause principale de la dégradation de l'air, causées par d'importants travaux de rénovation sur les façades des bâtiments voisins de la station de mesure. Peut-être que l'ozone y aurait été aussi majoritaire si ce n'était pas le cas. A Mons et Lodelinsart, les particules fines sont à égalité avec l'ozone. Les stations rurales ont des scores sanitaires plus faibles. Bien qu'elles soient situées loin des émissions de précurseurs, des IED et du trafic, la concentration d'ozone est la cause principale des classes élevées de l'indice BelAQI. En effet, l'ozone produit la journée en ville sera dégradé grâce au monoxyde d'azote. Cependant, le manque de monoxyde d'azote en campagne abouti à l'accumulation d'ozone formé sur place ou en provenance des villes voisines [55]. Alors, la concentration en ozone dans les zones rurales peut être plus haute que dans les zones urbaines, notamment lors de la belle saison où le rayonnement solaire favorise sa formation [95]. Par exemple pour la station de Vielsalm, qui est l'une des moins polluée selon les indices obtenus, l'ozone est le polluant le plus fréquent, avec 82%. Les stations rurales dont le score sanitaire est le plus haut sont celles situées dans la ceinture industrielle. Il s'agit des sites de Corroy, Vezin et Havinnes. Ceci peut s'expliquer par la direction du vent dominant, qui est du sud-ouest vers le nord-est. Ainsi, il se peut que Corroy et Vezin soient sous l'influence des rejets en provenance des quinze industries situées au sud-ouest dans la région de Lodelinsart. Les stations rurales situées au sud-est sont celles dont le score sanitaire reste faible. Ceci peut être expliqué par leur localisation : elles sont éloignées de la zone industrielle wallonne et le vent dominant ne semble pas y acheminer les polluants qui y sont émis. Les stations de Vielsalm, Sainte Ode et Offagne sont toujours les stations les moins polluées.

Lorsque la distribution des scores sanitaires obtenus entre 2013 et 2019 est comparée avec les indices AQOI obtenus en 2019, l'indice AQOI se situe dans l'intervalle des valeurs du score sanitaire la plupart du temps, à l'exception de la station de Engis et de Herstal. Cependant, le laps de temps utilisé pour le calcul de chaque indice est différent. Il convient alors de comparer uniquement le score sanitaire de l'année 2019. La station de Lodelinsart est de loin la plus polluée selon l'indice AQOI par rapport à la note qu'elle obtient avec le score sanitaire. Les voiries et les logements fortement présents et pris en compte par l'indice AQOI peuvent

en être la cause. Bien que le score sanitaire considère la mesure de polluants pouvant être émis par les voiries et les bâtiments, ces polluants ne sont pas intrinsèques à ces domaines d'études et peuvent donc être mesurés dans des concentrations plus importantes sur d'autres sites. C'est le cas de Val Benoit, Engis et Mons, où les scores sanitaires sont plus élevés que le score sanitaire de Lodelinsart, et plus élevé que les indices AQOI obtenus pour ces trois stations.

La différence entre le score sanitaire et l'indice AQOI semble plus importante pour les stations urbaines et industrielles que les stations rurales. Cependant, l'un n'est pas toujours plus élevé ou plus faible que l'autre. L'indice AQOI est supérieur au score sanitaire pour Engis, Val Benoit et Mons tandis qu'il est inférieur pour Lodelinsart et Herstal. Aucun des deux indices ne semble donc surestimé ou sous-estimé un site puisqu'aucune tendance ne se dégage. Malgré les différences persistantes, les stations dont le profil peut supposer que l'air y est pollué ont toujours des indices AQOI témoignant de la dégradation de l'air par rapport aux stations dont l'air est supposé plus propre. Ceci repose sur la diversité des paramètres pris en compte pour déterminer l'indice AQOI. Bien que leur objectif soit identique, à savoir la description de la qualité de l'air, la méthode utilisée pour parvenir à la qualifier diffère et se répercute indéniablement sur les résultats. L'indice BelAQI mesure des polluants dont l'origine peut être reconnue comme la circulation ou les activités industrielles. Par exemple, les oxydes d'azote sont notamment émis par le trafic [60]. Cependant, il est fortement influencé par la présence de l'ozone, qui devient la cause principale de pollution dans la plupart des cas. De ce fait la plupart du temps, l'indice traduit la dégradation de la qualité de l'air causée par l'ozone, produit dans les zones urbaines ou industrielles où les précurseurs pullulent, puis acheminé vers les zones rurales par le vent et les mouvements d'air. Quant à lui, l'indice AQOI permet d'utiliser un plus vaste panel de paramètres. En étudiant directement les voiries, les bâtiments, les industries ou la végétation, des sous-indices leur sont attribués permettant de reconnaître rapidement quel est le paramètre polluant le plus influent sur un site. Il y a donc d'une part un indice permettant de retracer le chemin jusqu'à la source de pollution via l'intermédiaire d'une mesure de polluants, et d'autre part un second indice qui juge directement la source d'émission. De façon générale, les deux indices semblent tout de même converger vers une même tendance. En effet, le coefficient de corrélation calculé pour ces deux indices indique une forte relation positive, c'est-à-dire que quand le score sanitaire d'une station augmente, l'indice AQOI augmente aussi, traduisant une dégradation de la qualité de l'air. Donc, il existe un lien entre les variations des indices. Ainsi, l'hypothèse n°2 supposant un lien entre les deux indices peut être validée.

7 PERSPECTIVES

Tout d'abord, l'utilisation des données numériques telles que les recensements de vents par l'Institut de météorologie, les plans d'urbanisation concernant les bâtiments ou les orthophotos lors du recensement des voiries et de la végétation permet de juger la qualité de l'air sans dépendre de campagnes de mesure. Le but est de rassembler des données

gratuites et accessibles afin de déterminer l'indice AQOI. Ceci permet d'une part d'étudier directement les sources de pollution, et d'autre part de ne pas nécessiter la mise en service d'instruments de mesure coûteux. La région wallonne dispose d'un réseau de diffusion d'information suffisamment développé pour répondre à ces besoins. Cependant, il peut être compliqué d'appliquer l'indice AQOI si ce n'est pas le cas. Il faudrait alors générer un nombre important de données à la main. Ici, la végétation et les voiries nécessitent d'être entièrement encodées à la main. L'utilisation d'outils informatiques permettant l'automatisation de certaines étapes permettrait de réduire le temps d'acquisition des données. C'est également pour cette raison que la taille de la maille pourrait être modifiée. L'utilisation des différentes mailles ne semble pas dénigrer l'efficacité des petites mailles, qui restent cohérentes lors du calcul de l'AQOI. Un compromis doit être fait entre une taille de maille efficace pour le calcul de l'indice AQOI tout en étant plutôt petite pour limiter le temps nécessaire à l'acquisition des données.

Également, l'indice AQOI fut calculé uniquement sur l'année 2019. Bien que les données obtenues concordent avec celles du score sanitaire, elles ne sont pas sur la même période. Cependant, il faudrait un événement majeur pour affecter réellement une maille d'étude d'une année à l'autre. En effet qu'il s'agisse de la voirie, des bâtiments, de la végétation ou des industries IED, il faudrait observer un changement majeur pour que l'indice AQOI soit significativement différent d'une année à l'autre comme des feux ravageant une grande surface boisée ou agricole, l'implantation d'une IED ou la construction de nombreux logements. La topographie ne risque pas de changer non plus. Par exemple lors des restrictions sanitaires et des confinements, l'indice BelAQI peut enregistrer des variations inhabituelles des polluants résultant du trafic et des activités industrielles. Cependant il ne faut pas omettre l'influence de l'ozone, qui semble être le polluant le plus fréquemment responsable de la dégradation de la qualité de l'air selon la méthode BelAQI. L'indice AQOI ne peut qu'estimer les variations des émissions des industries IED selon les registres de polluants car l'estimation du trafic dépend du type de route encodé. Or, le type de route reste le même durant une période de confinement ou de déconfinement. Seuls les vents et les émissions des industries IED semblent variables d'une année à l'autre. Ainsi, il serait judicieux de déterminer tous les indices AQOI des années 2013 à 2019 afin de comparer les deux indices sur deux périodes identiques afin de savoir comment les résultats concernant la similitude des distributions ou le classement des stations pourraient en être affectés. Ceci permettra de juger la sensibilité de l'indice AQOI.

Comme cité auparavant, il aurait été très chronophage de récolter les données à la main sur les mailles actuelles de 90 000 mètres carrés. Ceci soulève un autre problème : l'erreur liée à l'acquisition manuelle des données. En effet, l'utilisateur induit des erreurs lors de la saisie des données. Les informations sur le vent, sur les bâtiments et les entreprises IED ne sont pas concernées puisqu'il s'agit de bases de données. Cependant, lors de la mesure des surfaces pour les voiries et la végétation, il n'y a actuellement pas d'autre moyen que l'utilisation de l'outil de mesure de surface disponible sur QGIS en fonction de ce qui est visible sur les

orthophotos. Ainsi, si deux personnes calculent l'indice AQOI pour le même site, il y a de forte chance pour qu'il y ait une incertitude autour de la valeur de la surface réelle. Il convient de fixer un cadre dès le début du recensement des données afin d'uniformiser leur acquisition. Par exemple, ce peut être la prise en compte ou non des trottoirs, la détermination des hauteurs à choisir lors de l'étude de l'effet canyon des bâtiments, le recensement des zones piétonnes. De plus, l'utilisation des orthophotos ne permet pas toujours de remarquer toutes les modifications qu'un site connaît au fil du temps. Par exemple, des travaux de grande envergure sont visibles depuis les photos satellites, mais des travaux comme de la peinture ne seront pas visibles, bien qu'ils polluent et devraient être signalés. Il faut donc veiller à accompagner les données recensées sur les orthophotos par des informations obtenues auprès d'autres sources.

8 CONCLUSION

Le but de l'indice AQOI est de déterminer la qualité de l'air selon la configuration urbaine du lieu. Pour se faire, plusieurs sites d'étude sont choisis : ruraux, urbains ou industriels. Le calcul de l'indice AQOI propre à chacun de ces sites a permis de montrer qu'il existe une différence entre les indices obtenus selon le type de la station considérée. Des différences émergent entre les résultats obtenus pour les stations urbaines possédant un indice AQOI moyen plus élevé, que les stations rurales possédant un indice AQOI moyen plus faible. Il serait donc possible d'utiliser l'indice AQOI comme outil de la qualité de l'air.

Obtenu en manipulant l'indice BelAQI, le score sanitaire fut aussi calculé pour ces quatorze stations wallonnes, en tenant compte des polluants émis dans l'environnement et des risques sanitaires associés. En parallèle, l'indice AQOI utilise une diversité des paramètres pour déterminer la qualité de l'air. Ceci cause un écart entre les deux indices. Tout comme l'indice BelAQI, l'indice AQOI tient compte des polluants émis dans la région du site d'étude, en prenant en compte les inventaires des rejets des industries IED dans un périmètre de 15 kilomètres. Il y a donc une plus grande diversité de polluants pris en compte. L'indice AQOI se base également sur les voiries, les bâtiments et la végétation. En connaissant la surface et le type des bâtiments présents dans la maille et le mode de chauffage, il est possible d'estimer la pollution résultant de leur fonctionnement selon la température à atteindre et le type d'énergie ou combustible utilisé. Pareillement, en renseignant le type de route, le trafic et la pollution résultante peut être estimé. La même chose se produit en renseignant le type de végétation. Bien que les résultats de ces deux indices ne soient pas parfaitement identiques, les conclusions quant à la qualité de l'air d'un lieu aboutissent à la même tendance. Si un lieu est jugé pollué par le score sanitaire, il le sera aussi via l'indice AQOI. Ce sont donc deux méthodes différentes aboutissant à des conclusions similaires, permettant de crédibiliser l'indice AQOI.

BIBLIOGRAPHIE

1. Gemenne, F., & Rankovic, A. (2019). *Atlas de l'Anthropocène* (1^{re} éd.). SCIENCES PO.
2. DIRECTIVE 2008/50/CE DU PARLEMENT EUROPÉEN ET DU CONSEIL du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe
3. Commission Européenne. (s. d.). *Un air plus propre pour tous*. Office des publications. <https://doi.org/10.2779/32307>
4. Karavas, Z., Karayannis, V., & Moustakas, K. (2020). Comparative study of air quality indices in the European Union towards adopting a common air quality index. *Energy & Environment*, 32(6), 959-980. <https://doi.org/10.1177/0958305x20921846>
5. Organisation Mondiale de la Santé. (2021b, septembre 22). *Qualité de l'air ambiant et santé*. <https://www.who.int/>.
6. Organisation Mondiale de la Santé. (2018, avril). *Santé, environnement et changement climatique Feuille de route pour une action mondiale renforcée face aux effets néfastes de la pollution de l'air sur la santé* (SOIXANTE ET ONZIÈME ASSEMBLÉE MONDIALE DE LA SANTÉ). https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/276323/A71_10Add1-fr.pdf
Perruso, C. (2021). "L'affirmation d'un droit à un environnement propre, sain et durable universel", *La Revue des droits de l'homme*, Actualités Droits-Libertés. URL: <http://journals.openedition.org/revdh/13063> ; DOI: <https://doi.org/10.4000/revdh.13063>
7. Institut Scientifique de Service Public. (2017, 18 septembre). *Comment surveille-t-on la qualité de l'air en Wallonie?* [Vidéo]. YouTube. <https://www.youtube.com/watch?v=NI36pDofK0k>
8. Romain, A.-C. (2021). *Indicateurs environnementaux*. Enseignement pour la seconde année de master sciences et gestion de l'environnement. Université de Liège.
9. European Environment Agency. (2021, 30 septembre). *Air Quality e-Reporting (AQ e-Reporting)*. <https://www.eea.europa.eu/>. www.eea.europa.eu/
10. Agence wallonne de l'Air et du Climat & Institut Scientifique de Service Public. (s. d.). *Généralités*. <https://www.wallonair.be/>. <https://www.wallonair.be/fr/en-savoir-plus/generalites.html>
11. Romain, A.-C. (2021). *Pollution de l'air ambiant*. Enseignement pour la seconde année de master sciences et gestion de l'environnement. Université de Liège.
12. Saha, K. (2008). *The Earth's Atmosphere : Its Physics and Dynamics* (1^{re} éd.). Springer Berlin, Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-540-78427-2>
13. Institut Royal d'Aéronomie Spatiale de Belgique. (s. d.). *Thermosphère et exosphère, l'atmosphère de la Terre*. www.aeronomie.be.
14. Cellule Interrégionale de l'Environnement. (2019). *Rapport annuel 2019 de la qualité de l'air en Belgique*.
15. European Environment Agency. (2021). *Air pollution sources*. www.eea.europa.eu

16. Pépin, M. H. (2015). L'ancêtre de La Météorologie disponible en ligne. *La Météorologie*, 8(89), 3. <https://doi.org/10.4267/2042/56588>
17. Liu, J.C., Mickley, L.J., Sulprizio, M.P. *et al.* (2016). Particulate air pollution from wildfires in the Western US under climate change. *Climatic Change* 138, 655–666 <https://doi.org/10.1007/s10584-016-1762-6>
18. Churkina, G., Kuik, F., Bonn, B., Lauer, A., Grote, R., Tomiak, K., & Butler, T. M. (2017). Effect of VOC Emissions from Vegetation on Air Quality in Berlin during a Heatwave. *Environmental Science & Technology*, 51(11), 6120-6130. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b06514>
19. Misztal, P.K., Hewitt, C.N., Wildt, J., Blande, J.D., Eller, A.S.D., Fares, S., Goldstein, A.H. (2015). *Atmospheric benzenoid emissions from plants rival those from fossil fuels*. Scientific Reports, 5, 12064. <http://doi.org/10.1038/srep12064>
20. Wallonie Energie Service Public de Wallonie. (2021). *Plan Air Climat Énergie à l'horizon 2030 (PACE 2030)*.
21. Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie. (2019, septembre). *La pollution de l'air en 10 questions. Comment respirer un air de meilleure qualité ?*
22. Wallonie Environnement. (2021). *L'environnement wallon en 10 infographies : air* [Illustration]. <http://etat.environnement.wallonie.be/>.
23. Wallonie Environnement. (1997). *Echelles spatiales et temporelles des phénomènes de pollution*.
24. Grandjean, B. (s.d.). *Introduction à la pollution atmosphérique* [Diapositives]. Département de Génie Chimique. Université Laval de Québec. <https://www.grandjean-bpa.com/>.
25. Michelot, N., Carrega, P., & Rouil, L. (2015, mars). *POLLUTION ATMOSPHERIQUE : Panorama de la modélisation de la dispersion atmosphérique*. Pointes.
26. Shaw, G.E., Khalil, M.A.K. (1989). Arctic Haze. In: Air Pollution. The Handbook of Environmental Chemistry, vol 4 / 4B. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-540-46113-5_3
27. René, M. (2021, 12 mai). *La circulation atmosphérique : son organisation*. Encyclopédie de l'environnement.
28. Auby, A. (2012). Modélisation à haute résolution du transport de polluants à longue distance. Sciences de l'environnement. Université Pierre et Marie Curie - Paris VI. Français. tel-00735198
29. Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air, Académie de Toulouse, A.E.R.I.S., & Observatoire Midi-Pyrénées. (2010). *Outils numériques pour l'étude des Sciences de l'Environnement Terrestre : Distribution des polluants, échelles de la pollution atmosphérique*.
30. Sportisse, B. & Centre d'Enseignement et de Recherche en Environnement Atmosphérique, Laboratoire Commun EDF R&D-ENPC. (s. d.). *Modélisation de la pollution atmosphérique. Cours de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées*. Ecole nationale d'ingénieurs des Ponts et Chaussées de Paris.

31. Schmitt-Foudhil, H. (2009, octobre). *Météorologie de la couche limite atmosphérique : Module environnement atmosphérique et qualité de l'air* [Diapositives]. Centre d'enseignement et de recherches en environnement atmosphérique. Ecole nationale d'ingénieurs des Ponts et Chaussées de Paris. <http://cerea.enpc.fr/>
32. Aumond, P., Berengier, M., Gauvreau, B., Lac C., Masson, V. (2011). Modélisation numérique pour l'acoustique environnementale : simulation de champs météorologiques et intégration dans un modèle de propagation. Acoustics. Université du Maine. French.
33. Grazzini, F. (1999). *Étude expérimentale de la dispersion de polluants en présence d'obstacles*. Thèse de doctorat en Physique et chimie de l'environnement.
34. Fekih, A. (2012). *ÉTUDE ET MODELISATION DE L'ECOULEMENT ET DE LA DISPERSION DES POLLUANTS ATMOSPHERIQUES DANS UNE RUE CANYON IDEALISEE*. Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique. Université des Sciences et de la Technologie Mohammed BOUDIAF de Oran. http://www.univ-usto.dz/theses_en_ligne/doc_num.php?explnum_id=445
35. National Research Council. (2010). *Global Sources of Local Pollution : An Assessment of Long-Range Transport of Key Air Pollutants to and from the United States*. National Academies Press.
36. Météo France. (2003). *Glossaire*. [meteofrance.com. http://files.meteofrance.com/files/glossaire/FR/glossaire/](http://files.meteofrance.com/files/glossaire/FR/glossaire/)
37. Tirabassi, T. (1989). Analytical air pollution advection and diffusion models. *Water Air Soil Pollut* 47, 19–24. <https://doi.org/10.1007/BF00468993>
38. Ólafsson, H. (2000). COMMENT LES MONTAGNES RALENTISSENT-ELLES LE VENT ? *La Météorologie*, n°31, 19-24.
39. Diaf, N., Bouchaour, M., Merad, L., et Benyoucef, B. (2003). Paramètres Influençant la Dispersion des Polluants Gazeux. Laboratoire De Matériaux & Energies Renouvelables, Facultés Des Sciences, Université De Tlemcen.
40. Barlow, J. (2009). Boundary layer meteorology and atmospheric dispersion. Department of Meteorology. University of Reading.
41. Brunet, Y. (2016). Impact de la végétation sur le microclimat urbain et la qualité de l'air. Institut national de la recherche agronomique.
42. Mestayer, P.G., Brunet, Y. (2015). Impact de la végétation urbaine sur la qualité de l'air. *Innovations Agronomiques*, Institut national de la recherche agronomique, 45, pp.35-45. [ff10.15454/1.4622651014844446E12ff](https://doi.org/10.15454/1.4622651014844446E12ff). [ffhal-02636068f](https://doi.org/10.15454/1.4622651014844446E12ff)
43. Nowak, D. & Van den Bosch, M. (2019). Les effets des arbres et de la forêt sur la qualité de l'air et la santé humaine dans et autour des zones urbaines. *Santé Publique*, 1, 153-161. <https://doi.org/10.3917/spub.190.0153>
44. Zhang, L., Zhang, Z., Feng, C., Tian, M., Gao, Y. (2021). Impact of various vegetation configurations on traffic fine particle pollutants in a street canyon for different wind regimes, *Science of The Total Environment*, Volume 789, 147960, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147960>.

45. Wang, B. (2015). Les impacts de la morphologie urbaine sur le vent : performance d'énergie éolienne à l'échelle de quartier. Energie électrique. INSA de Toulouse. Français. ffNNT : 2015ISAT0004ff. fftel-01245149f
46. Schmitt-Foudhil, H. (2009, octobre). *Météorologie de la couche limite atmosphérique : Module environnement atmosphérique et qualité de l'air* [Diapositives]. Centre d'enseignement et de recherches en environnement atmosphérique. Ecole nationale d'ingénieurs des Ponts et Chaussées de Paris. <http://cerea.enpc.fr/>
47. Agence wallonne de l'air et du climat, IrCeline. (s.d.). Modélisation et cartographie à haute résolution du dépôt de polluants acidifiants et de bases cationiques en Wallonie
48. Seigneur, C. (2010). Dépôts de polluants atmosphériques et impacts sur les écosystèmes. Laboratoire commun École des PontsParisTech / EDF R&D.
49. France Air. (2019, 11 décembre). *Règles de l'art en filtration*. france-air.com. <https://www.france-air.com/services/reglementation-regles-de-lart/regles-de-lart-en-hygiene-hospitaliere/regles-de-lart-en-filtration/>
50. Roustan, Y. (2011). Pollution et aérocontamination, atmosphère et air intérieur, dépôts atmosphériques et impacts sur les écosystèmes. Centre d'enseignement et de recherches en environnement atmosphérique. Ecole nationale d'ingénieurs des Ponts et Chaussées de Paris.
51. Rainaud, A. (2017). Couche d'ozone. Dans : Jean-Luc Pissaloux éd., *Dictionnaire Collectivités territoriales et Développement Durable* (pp. 141-145). Cachan: Lavoisier.
52. Fergusson, A., Meteorological Service of Canada, & Minister of the Environment. (2001). *Ozone Depletion and Climate Change : Understanding the Linkage* (N° EN56-168/2001E). Minister of Public Works and Government Services Canada.
53. Wallonie Environnement. (1997). *Ozone - Interaction avec d'autres polluants*. environnement.wallonie.be. http://environnement.wallonie.be/rapports/dppgss/air1997/o3_5.htm
54. Bruxelles Environnement. (2014, janvier). *INDICATEUR : EMISSIONS DE SUBSTANCES PRÉCURSEURS D'OZONE TROPOSPHÉRIQUE (NOX, COV, CO ET CH4)*. DÉPARTEMENT ETAT DE L'ENVIRONNEMENT ET INDICATEURS.
55. Cellule Interrégionale de l'Environnement. (s. d.-a). *Pourquoi les concentrations d'ozones sont-elles plus élevées dans les campagnes que dans les villes ? — Français*. <https://www.irceline.be/>.
56. *Qualité de l'air ambiant et santé*. (2021, 22 septembre). www.who.int.
57. Bruxelles Environnement. (2016, février). *Ozone troposphérique (O₃)*.
58. Cellule Interrégionale de l'Environnement. *Qu'est-ce que le plan « Forte chaleur et pics d'ozone » et quelles sont les différentes phases ? — Français*. (s. d.). <https://www.irceline.be/>. Consulté en 2022, à l'adresse
59. Cellule Interrégionale de l'Environnement. (2022). *Qualité de l'air : Bilan provisoire 2021*. www.irceline.be.

60. Organisation Mondiale de la Santé. (2021b, septembre 22). *Qualité de l'air ambiant et santé*. <https://www.who.int/>.
61. Merlaud, A., van Gent, J., Tack, F., Fayt, C., & van Roozendaal, M. (2015). *Cartographie Du Dioxyde D'azote En Belgique Mesures De La Distribution Spatiale Du Dioxyde D'azote Par Télédétection Optique Embarquée Sur Une Voiture*. Institut d'Aéronomie Spatiale de Belgique. [https://orfeo.belnet.be/bitstream/handle/internal/2688/Merlaud\(2015\).pdf?sequence=1](https://orfeo.belnet.be/bitstream/handle/internal/2688/Merlaud(2015).pdf?sequence=1)
62. THOMAS, D. (2009). NO (oxydes d'azote). *Environnement*. <https://doi.org/10.51257/a-v1-g1805>
63. Barcelona Institute for Global Health. (2022, 8 mars). *ISGlobal Ranking of cities*. ISGlobal Ranking Of Cities. <https://isglobalranking.org/>
64. Mertz, E. (2018). *Mon air, ma rue : étude sur la pollution de l'air dans les villes wallonnes*.
65. Cellule Interrégionale de l'Environnement. (s. d.). *Comment les particules primaires et secondaires se forment-elles?*. www.irceline.be.
66. Bruxelles Environnement & Observatoire des données de l'environnement. (2009, juillet). *Les particules fines (PM₁₀, PM_{2,5})*.
67. Mealier, M. (2021, juin). « *Etude Qualitative Par Entretiens Individuels De L'expérience Des Médecins Généralistes De L'hérault Quant À La Pollution Atmosphérique Dans La Prévention Cardiovasculaire* ». Université de Montpellier, Faculté de Médecine Montpellier-Nîmes.
68. Organisation Mondiale de la Santé. (2022b, juillet 13). *Tempêtes de sable et de poussière*. Organisation météorologique mondiale. www.public.wmo.int
69. Wallonair. (2020). *Plan - Pollution*. www.wallonair.be.
70. The Lancet Planetary Health. (2021, novembre). *Health impacts of the new WHO air quality guidelines in European cities* (Vol. 5). thelancet.com/planetary-health.
71. European Environment Agency. (2019). *Healthy environment, healthy lives : how the environment influences health and well-being in Europe* (ISSN 1977–8449). <https://www.eea.europa.eu/>
72. Shah AS, Langrish JP, Nair H, McAllister DA, Hunter AL, Donaldson K, et al. Global association of air pollution and heart failure: a systematic review and meta-analysis. *Lancet*. 21 sept 2013;382(9897):1039–48.
73. Johnson JY, Villeneuve PJ, Pasichnyk D, Rowe BH. A retrospective cohort study of stroke onset: implications for characterizing short term effects from ambient air pollution. *Environ Health*. 6 oct 2011;10:87.
74. Remy, S., Nawrot, T., Fierens, F. et al. Health impact of urban air pollution in Belgium. *Air Qual Atmos Health* 4, 243–246 (2011). <https://doi.org/10.1007/s11869-010-0078-3>

75. European Environment Agency. (2022). *Air pollution : how it affects our health*. WwW.Eea.Europa.Eu. <https://www.eea.europa.eu/themes/air/health-impacts-of-air-pollution>
76. Fekih, A. (2012). *ÉTUDE ET MODELISATION DE L'ÉCOULEMENT ET DE LA DISPERSION DES POLLUANTS ATMOSPHERIQUES DANS UNE RUE CANYON IDEALISEE*. Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique. Université des Sciences et de la Technologie Mohammed BOUDIAF de Oran. http://www.univ-usto.dz/theses_en_ligne/doc_num.php?explnum_id=445
77. DIRECTIVE 2004/107/CE DU PARLEMENT EUROPÉEN ET DU CONSEIL du 15 décembre 2004 concernant l'arsenic, le cadmium, le mercure, le nickel et les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans l'air ambiant
78. DIRECTIVE 2001/81/CE DU PARLEMENT EUROPÉEN ET DU CONSEIL du 23 octobre 2001 fixant des plafonds d'émission nationaux pour certains polluants atmosphériques
79. Directive (EU) 2016/2284 du Parlement européen et du Conseil du 14 décembre 2016 concernant la réduction des émissions nationales de certains polluants atmosphériques, modifiant la directive 2003/35/CE et abrogeant la directive 2001/81/CE
80. Organisation Mondiale de la Santé. (2022, 4 avril). *Des milliards de personnes respirent toujours un air pollué : nouvelles données de l'OMS*. who.int. <https://www.who.int/fr/news/item/04-04-2022-billions-of-people-still-breathe-unhealthy-air-new-who-data>
81. Service Public de Wallonie. (1964). Loi relative à la lutte contre la pollution atmosphérique du 28 décembre 1964
82. Cellule Interrégionale de l'Environnement (Irceline). (s. d.). *Projet Joaquin*. irceline.be. <https://www.irceline.be/fr/documentation/projets-2/joaquin>
83. Service Public de Wallonie. (2022). *Législation sur l'Air*. <http://environnement.wallonie.be/>. <http://environnement.wallonie.be/legis/tmpol.htm>
84. *Belgium Air Quality Index (AQI) and Air Pollution information | IQAir*. (2022). Iqair.Com. <https://www.iqair.com/belgium>
85. Cellule Interrégionale de l'Environnement. (s. d.). *Indice BelAQI*. www.irceline.be. https://www.irceline.be/fr/qualite-de-lair/mesures/belaqi-indice-de-la-qualite-de-lair/information?set_language=fr
86. World Health Organization. (2013). *Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project – Recommendations for concentration–response functions for cost–benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide*. https://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0006/238956/Health_risks_air_pollution_HRAPIE_project.pdf
87. Informations et services officiels - Belgique. (2022, 1 juillet). *Qualité de l'air et mesure de la qualité de l'air | Belgium.be*. <https://www.belgium.be/>.

88. Ramé, Q. (2021). *Étude historique de la qualité d'air en Région wallonne au travers de l'indice BelAQI et de l'indice européen*. Université de Liège.
89. Conférence Permanente du Développement Territorial, Gotard, M.-F., & Hanin, Y. (2015, octobre). *Région wallonne : défis des espaces ruraux*. Université Libre de Bruxelles. Université Catholique de Louvain.
90. Vanderstraeten, L., Van Hecke, E. (2019). « Les régions urbaines en Belgique », *Belgeo* <http://journals.openedition.org/belgeo/32246> ; DOI : <https://doi.org/10.4000/belgeo.32246>
91. European Environment Agency. (2022). *European Air Quality Index*. Eea.Europa.Eu. <https://www.eea.europa.eu/themes/air/air-quality-index>
92. Administration communale d'Engis. (2022). *Parc d'activités économiques*. <https://www.engis.be/>. <https://www.engis.be/economie/parc-dactivites-economiques>
93. Service Public de Wallonie. (2022). CIGALE pour l'Internet. <http://geoapps.wallonie.be/Cigale/Public/>
94. Churkina, G., Kuik, F., Bonn, B., Lauer, A., Grote, R., Tomiak, K., Butler M. T. (2017). Effect of VOC Emissions from Vegetation on Air Quality in Berlin during a Heatwave *Environmental Science & Technology* 51 (11), 6120-6130. DOI: 10.1021/acs.est.6b06514
95. Shaddick, G., Thomas, ML, Mudu, P. *et al.* (2020). La moitié de la population mondiale est exposée à une pollution atmosphérique croissante. *npj Clim Atmos Sci* 3, 23. <https://doi.org/10.1038/s41612-020-0124-2>

ANNEXE A : OUTILS INFORMATIQUES



Version du logiciel RStudio utilisée

Les packages utilisés sont les suivants :

- Ggplot2
Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Version 3.3.6. Springer-Verlag New York. ISBN 978-3-319-24277-4, <https://ggplot2.tidyverse.org>.
- Reshape2
Wickham, H. (2007). "Reshaping Data with the reshape Package." Version 1.4.4. *Journal of Statistical Software*, 21(12), 1–20. <http://www.jstatsoft.org/v21/i12/>.
- Ggrepel
Slowikowski, K. (2022). « Repel overlapping text labels away from each other ». Version 0.9.1. GPL-3.0. ggrepel.slowkow.com
- Mcr
Manuilova, E. et al. (2021). « Method Comparison Regression » Version 1.2.2. <https://CRAN.R-project.org/package=mcr>
- Deming
Therneau, T. (2018). « Deming, Theil-Sen, Passing-Bablok and Total Least Squares Regression » Version 1.4. <https://CRAN.R-project.org/package=deming>

La version de Qgis utilisé ainsi que les extensions actives sont :

Version de QGIS	3.16.11-Hannover	Révision du code	26cc1c76
Compilé avec Qt	5.15.2	Utilisant Qt	5.15.2
Compilé avec GDAL/OGR	3.3.1	Utilisé avec GDAL/OGR	3.3.1
Compilé avec GEOS	3.9.1-CAPI-1.14.2	Utilisé avec GEOS	3.9.1-CAPI-1.14.2
Compilé avec SQLite	3.35.2	Fonctionne avec SQLite	3.35.2
Version du client PostgreSQL	13.0	Version de Spatialite	5.0.1
Version de QWT	6.1.3	Version de QScintilla2	2.11.5
Compilé avec PROJ	8.1.1	Fonctionne avec PROJ	Rel. 8.1.1, September 1st, 2021
Version de l'OS	Windows 10 Version 2009		
Extensions Python actives	DataPlotly; DigitizingTools; Generalizer3; GroupStats; mmqgis; NNJoin; processing_r; Qgis2threejs; qgis2web; quick_map_services; ViewshedAnalysis; db_manager; MetaSearch; processing		

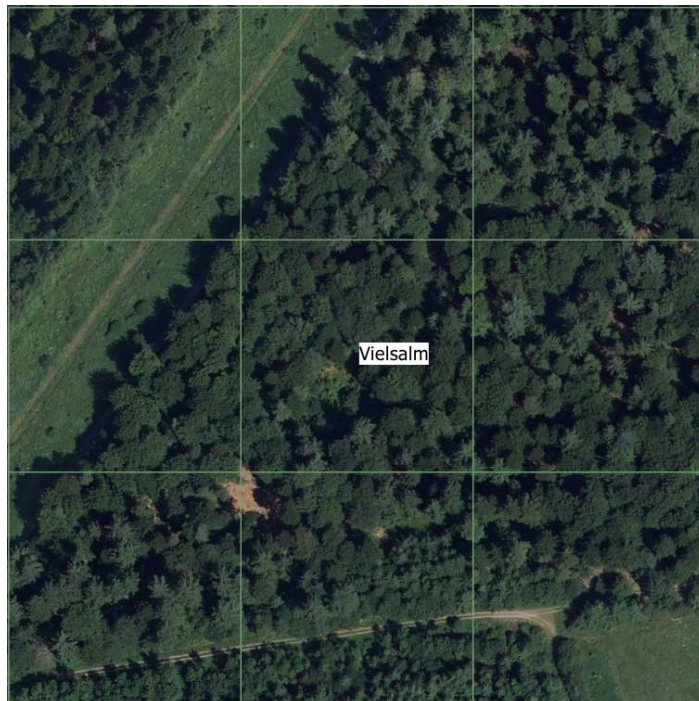
Les données sont aussi vérifiées à l'aide de

- Google Maps. <https://www.google.com/maps>
Données cartographiques Google Maps. (2022).
Données cartographiques GeoBasis-DE/BKG. (2009).
- Open Street Maps. <https://www.openstreetmap.org>
Open Data Commons Open Database License accordée par la Fondation
OpenStreetMap (CC-BY-SA 2.0). <https://www.openstreetmap.org/copyright>
- Wallonair
<https://www.wallonair.be/fr/>
- Géoportail de la Wallonie (application WalOnMap)
<https://geoportail.wallonie.be/home.html>

ANNEXE B : ORTHOPHOTOS DES LIEUX D'ETUDE

Toutes les images suivantes sont issues des orthophotos de 2019 disponibles sur le géoportail du SPW.

1. Le site de Vielsalm



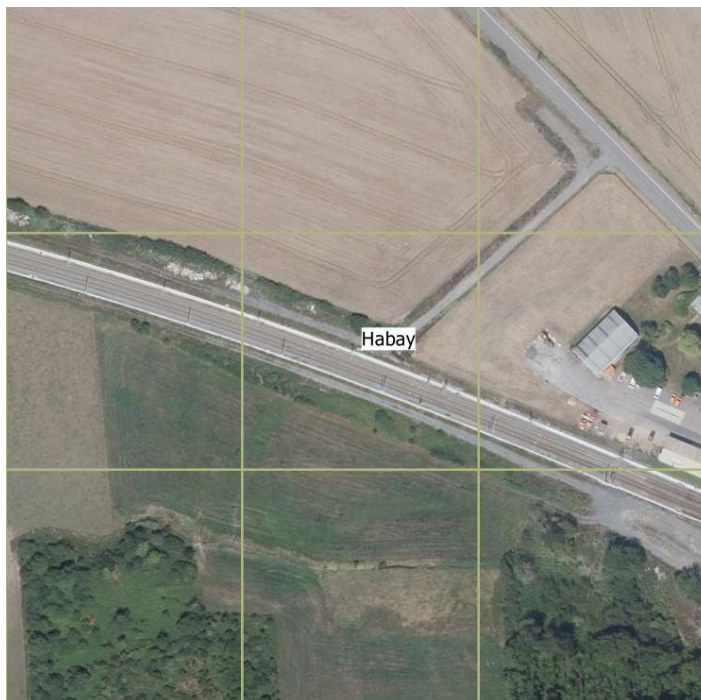
2. Le site de Herstal



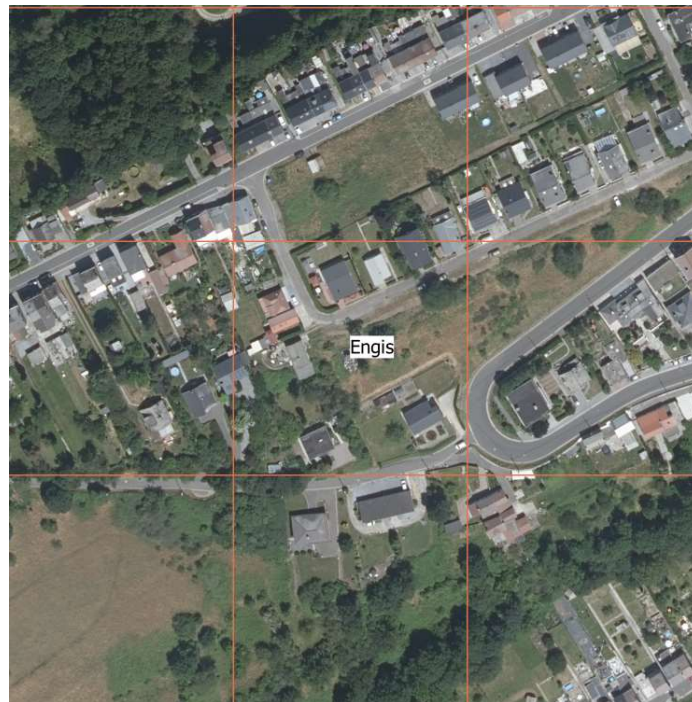
3. Le site de Offagne



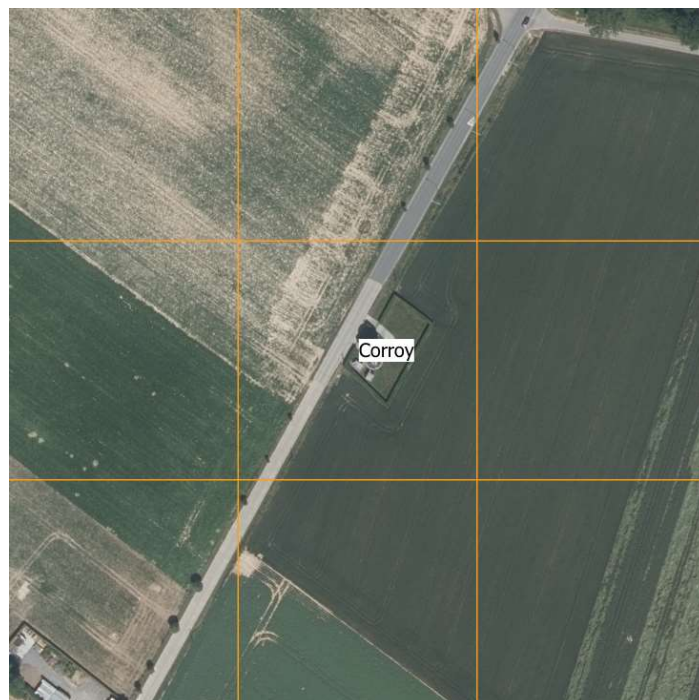
4. Le site de Habay



5. Le site de Engis



6. Le site de Corroy



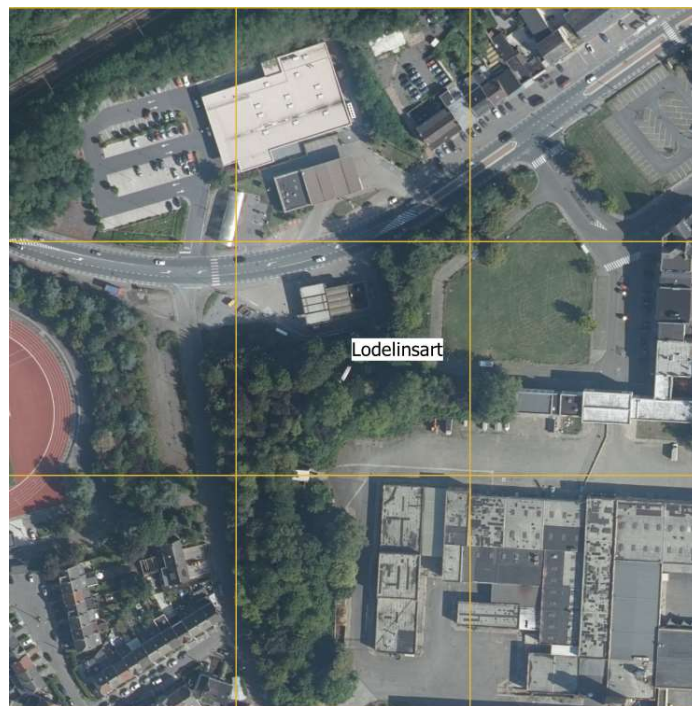
7. Le site de Dourbes



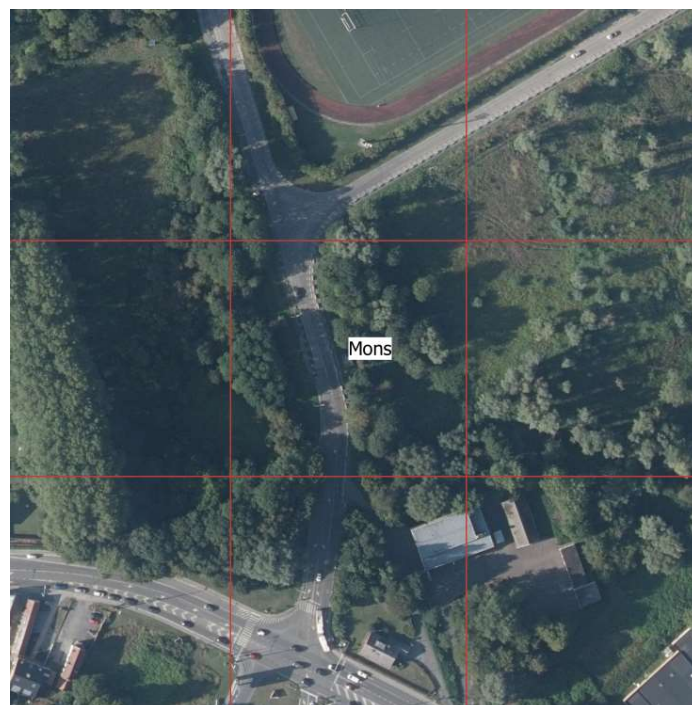
8. Le site de Havinnes



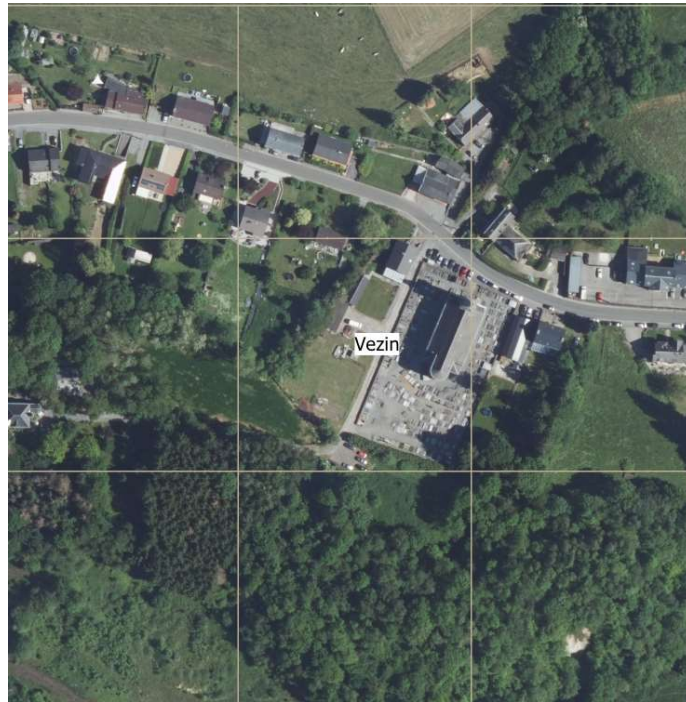
9. Le site de Lodelinsart



10. Le site de Mons



11. Le site de Vezin



12. Le site de Sinsin



13. Le site de Sainte Ode



14. Le site de Val Benoit

