
Innover dans la conception des murs végétaux afin de maximiser leurs effets sur la qualité de l'air

Auteur : Hellebaut, Anaïs

Promoteur(s) : Mahy, Grégory; Boisson, Sylvain

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

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

Année académique : 2020-2021

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/13158>

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.

**INNOVER DANS LA CONCEPTION DES MURS
VÉGÉTAUX AFIN DE MAXIMISER LEURS
EFFETS SUR LA QUALITÉ DE L’AIR**

ANAÏS HELLEBAUT

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

ANNÉE ACADÉMIQUE 2020-2021

CO-PROMOTEURS : SYLVAIN BOISSON & GRÉGORY MAHY

« 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 académique¹ de Gembloux Agro-Bio Tech. »

« Le présent document n'engage que son auteur. »

¹ Dans ce cas, l'autorité académique est représentée par le(s) promoteur(s) membre du personnel(s) enseignant de GxABT.

INNOVER DANS LA CONCEPTION DES MURS VÉGÉTAUX AFIN DE MAXIMISER LEURS EFFETS SUR LA QUALITÉ DE L’AIR

ANAÏS HELLEBAUT

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

ANNÉE ACADÉMIQUE 2020-2021

CO-PROMOTEURS : SYLVAIN BOISSON & GRÉGORY MAHY

REMERCIEMENTS

Pour commencer, je tiens à remercier mes promoteurs et l'équipe de travail.

Merci **Sylvain Boisson & Monsieur Mahy** d'avoir soutenu mon travail avec autant de présence du début à la fin. Il paraît qu'un TFE ce sont des questionnements à n'en plus finir et une exaspération de ce travail au bout d'un moment ; grâce à vous, je n'ai pas vécu ça ! Des réponses si rapides aux mails, des réunions très fréquentes, une relecture assidue... j'ai eu beaucoup de chance. De plus, merci pour tout ce que j'ai appris grâce à vous.

Merci **Lucie Rivière** pour tes relectures et ton encouragement dans la rédaction de l'article scientifique.

Merci à **l'équipe BP** en général, pour avoir réussi à si bien accueillir les TFistes dans ce contexte particulier de TFE réalisés à distance.

Merci **Monsieur Yves Brostaux** pour votre aide précieuse sur l'analyse statistique des données.

Merci **Monsieur Kristof Van Oost** pour le prêt de vos systèmes de capteurs !

Merci **Monsieur Fabian Lenartz** de nous avoir aidé dans la création du protocole d'utilisation des capteurs.

J'aimerais ensuite remercier les propriétaires ou responsables (ou autre) des murs végétaux qui m'ont autorisée à venir y placer les capteurs : **Marc Clemeur & Michel de Pete, Dani Willekens & Valentine Gilbert, Julie Toussaint & Kevin, Morgan Liesenhoff & François Custers & leur voisine du 14 !**, et **Yelena Loteteka**. Vous avez tous été si accueillants et intéressés par mon travail !

Lisa, Camille, Sam, Clarisse & Marie Lassuie, merci à vous d'être venus m'aider à positionner les capteurs sur le terrain, dans des situations pas toujours évidentes !

Je remercie également toutes les personnes qui m'ont prêté des batteries portables :-D.

Enfin, comme ce travail marque la fin de mes cinq années d'études à Gembloux, je remercie ma famille dont le soutien est si grand :

Camille, tu es mon inspiration dans ta persévérance, ton organisation et ta force, mais aussi dans le fait d'apprendre à se plaindre moins et agir plus ! Notre complicité est si précieuse, merci d'être toujours si présente, ton soutien pendant ces années a été indispensable pour moi.

Maman & Papa, si j'en suis ici aujourd'hui c'est entièrement grâce à vous. Vous êtes mes modèles et mes piliers. Merci pour tout !

Papy & Nonna, mais quelle aventure ! Une petite fille bioingénieure ? Ça valait la peine de m'apprendre à lire à cinq ans, et de toujours me suggérer des idées pour aller plus loin depuis lors. Merci d'être si présents, toujours à l'écoute pour m'aider et me prodiguer de bons conseils. Merci bien sûr aussi à **Bonne-Maman**.

Sam, après le CESS on va fêter nos diplômes universitaires ensemble. Quel chemin parcouru ! Tout ce temps tu as été là pour me soutenir, m'aider, m'apaiser... Tu m'as probablement empêchée plus d'une fois de mourir de stress ! Merci pour tout.

Sophie, ton intérêt et ton soutien infailible m'ont si souvent aidée. Merci d'être à mes côtés depuis toutes ces années !

Merci **Olivier** et **Monika** pour vos relectures !

Maryse & Greg, merci de toujours croire en moi, et de temps en temps me rappeler qu'il faut prendre des pauses !

De plus, j'ai une pensée pour les propriétaires de mon kot. **Émilie, Mathieu, Joséphine & Adam** ; mes cinq ans n'auraient pas été pareils sans votre accueil et mon petit kot adoré, merci !

RÉSUMÉ

Il est régulièrement avancé que les murs végétaux ont un rôle à jouer dans la régulation de la qualité de l'air et des îlots de chaleurs urbains dans les endroits les plus minéralisés de la ville. Cela dépend néanmoins de leur conception et du choix des communautés végétales qui y sont plantées. Premièrement, un état de l'art des connaissances a été réalisé dans le but de savoir quels traits les plantes choisies devraient comporter en priorité pour maximiser l'effet des murs végétaux sur la qualité de l'air. L'analyse de leur composition en espèces a en effet permis de se rendre compte que celles-ci ne comportaient pas majoritairement les traits identifiés comme efficaces dans la capture de particules. Ces traits se sont avérés être la présence de poils (trichomes) sur les feuilles, une certaine rugosité et une petite taille de ces dernières.

Dans un second temps, l'effet de cinq murs végétaux sur les teneurs en particules (PM_{10} et $PM_{2.5}$) a été mesuré sur le terrain, à l'aide de deux types de capteurs. Suite à des mesures de taux de polluants dans et aux alentours de murs verts, un effet positif de ces derniers sur les teneurs des particules n'a pas pu être clairement mis en avant. Par contre, ceux-ci ont joué un rôle dans la diminution de la température.

ABSTRACT

It is regularly argued that green walls have a role to play in regulating air quality and urban heat islands in the most mineralized areas of the city. However, this all depends on their specific design and the selected plant communities. Firstly, an in-depth survey of the knowledge was carried out in order to know which traits the selected plants should include in priority, in order to maximize the effect of the green wall on air quality. The analysis of their species composition showed that they did not include the majority of the traits identified as effective in the capture of particles. These traits were found to be the presence of hairs (trichomes) on the leaves, a certain roughness and a small leaf size.

In a second step, the effect of five vegetation walls on PM_{10} and $PM_{2.5}$ levels was measured in the field, using two types of sensors. Following measurements of pollutant levels in and around the green walls, a positive effect of the latter on particle levels could not be clearly demonstrated. However, they did play a role in reducing the temperature.

LISTE DES FIGURES

FIGURE 1 (PERINI ET AL., 2011). PLANTES GRIMPANT DIRECTEMENT SUR LA FAÇADE (A), INDIRECTEMENT (B), ET INDIRECTEMENT À PARTIR D'UNE JARDINIÈRE (C).	3
FIGURE 2 (PERINI ET AL., 2011). LWS BASE SUR DES BACS DE PLANTATION (D), LWS BASE SUR UN SUBSTRAT EN MOUSSE (E), LWS BASE SUR DES COUCHES DE FEUTRE (F).	3
FIGURE 3. SCHÉMA REPRÉSENTANT L'INTÉRIEUR D'UN <i>ATMOTUBE</i> , ILLUSTRANT LES NOTIONS DE CAPTEURS ET SYSTÈME DE CAPTEURS. SOURCE : NOTANOTHERONE/ATMOTUBE, (N.D.)	13
FIGURE 4. MOYENNES PAR HEURE DES TAUX DE PARTICULES À SIBELGA (SBG) LES 17 ET 18 JUIN 2021. MV = MUR VÉGÉTAL, ZN = ZONE NEUTRE, MOY MV = MOYENNE SUR LA PÉRIODE POUR MUR VÉGÉTAL, MOY ZN = MOYENNE SUR LA PÉRIODE POUR LA ZONE NEUTRE, HR = HUMIDITÉ RELATIVE.	42
FIGURE 5. MOYENNES PAR HEURE DES TAUX DE PARTICULES AU PARLEMENT BRUXELLOIS (Pbx) LES 21 ET 22 JUIN 2021. MV = MUR VÉGÉTAL, ZN = ZONE NEUTRE, MOY MV = MOYENNE SUR LA PÉRIODE POUR MUR VÉGÉTAL, MOY ZN = MOYENNE SUR LA PÉRIODE POUR LA ZONE NEUTRE, HR = HUMIDITÉ RELATIVE.	43
FIGURE 6. MOYENNES PAR HEURE DES TAUX DE PARTICULES À LA RUE TRAVERSIÈRE (Tvs) LES 25 ET 26 JUIN 2021. MV = MUR VÉGÉTAL, ZN = ZONE NEUTRE, MOY MV = MOYENNE SUR LA PÉRIODE POUR MUR VÉGÉTAL, MOY ZN = MOYENNE SUR LA PÉRIODE POUR LA ZONE NEUTRE, HR = HUMIDITÉ RELATIVE.	44
FIGURE 7. MOYENNES PAR HEURE DES TAUX DE PARTICULES À L'HÔTEL ROYAL SNAIL (RSn) LES 27, 28 ET 29 JUIN 2021. MV = MUR VÉGÉTAL, ZN = ZONE NEUTRE, MOY MV = MOYENNE SUR LA PÉRIODE POUR MUR VÉGÉTAL, MOY ZN = MOYENNE SUR LA PÉRIODE POUR LA ZONE NEUTRE, HR = HUMIDITÉ RELATIVE.	45
FIGURE 8. MOYENNES PAR HEURE DES TAUX DE PARTICULES AU DOCKS BRUXSEL (Dks) LE 23 JUIN ET LE 1 ^{ER} JUILLET 2021. MV = MUR VÉGÉTAL, ZN = ZONE NEUTRE, MOY MV = MOYENNE SUR LA PÉRIODE POUR MUR VÉGÉTAL, MOY ZN = MOYENNE SUR LA PÉRIODE POUR LA ZONE NEUTRE, HR = HUMIDITÉ RELATIVE.	46
FIGURE 9. MOYENNES PAR HEURE DES TEMPÉRATURES SUR TOUS LES SITES. MV = MUR VÉGÉTAL, ZN = ZONE NEUTRE, MOY MV = MOYENNE SUR LA PÉRIODE POUR MUR VÉGÉTAL, MOY ZN = MOYENNE SUR LA PÉRIODE POUR LA ZONE NEUTRE, HR = HUMIDITÉ RELATIVE.	47
FIGURE 10. MOYENNES PAR HEURE DES TAUX DE PARTICULES A BRUXELLES (UCCL) LE 29 JUILLET 2021 (UNE COURBE PAR CAPTEUR). LA P-VALEUR ASSOCIEE A LA DIFFERENCE DES RESULTATS ENTRE LES DEUX MARQUES DE CAPTEURS EST <0,001 POUR LES PM _{2.5} ET LES PM ₁₀	48

LISTE DES FIGURES PRESENTES DANS L'ARTICLE SCIENTIFIQUE

FIG. 1. NUMBER OF STUDIES ADDRESSING THE RELATIONSHIPS BETWEEN SPECIFIC PLANT TRAITS (TREES OR GW PLANTS) AND PM CAPTURE. ONE ARTICLE STUDIED TREES AND CREEPERS AND IS THEREFORE COUNTED TWICE (ONCE FOR TREES AND ONCE FOR CREEPERS).	24
FIG. 2. NUMBER OF REFERENCES REPORTING AN INCREASE IN PM CAPTURE CAPACITY RELATED TO THE TRAIT, NO EFFECT, OR A DECREASE ONE.....	26
FIG. 3. NUMBER OF SPECIES PER WALL AND NUMBER OF SPECIES COVERING A PERCENTAGE OF THE WALL (DOMINANCE STRUCTURE OF THE PLANT COMMUNITY) (SOME SPECIES OVERLAP WHICH EXPLAINS A SURFACE OF MORE THAN 100% WHEN CALCULATING THE SUM).	29
FIG. 4. PROPORTION OF SMALL LEAVES AND MEDIUM/BROAD LEAVES AMONG THE DOMINANT SPECIES PRESENT ON THE WALL.....	30
FIG. 5. PROPORTION OF SPECIES HAVING TRICHOMES/HAIRS AMONG THE DOMINANT SPECIES PRESENT ON THE WALL.	30

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1. PRINCIPAUX POLLUANTS ATMOSPHERIQUES PRIMAIRES (EEA, 2020) ET SOURCES PRINCIPALES EN VILLE (BRUXELLES ENVIRONNEMENT, 2018).	6
TABLEAU 2. PRINCIPAUX POLLUANTS SECONDAIRES (EEA, 2020).	7
TABLEAU 3. ÉCHELLE DE L'INDICE BELAQI (*CONCENTRATIONS MOYENNES GLISSANTES SUR 24H POUR LES PM ₁₀ ET PM _{2.5} , ET CONCENTRATIONS HORAIRES POUR L'O ₃ ET LE NO ₂ DANS LE CAS DU CALCUL DE L'INDICE ACTUEL. SOURCE : ISSEP-AWAC (2020))	10
TABLEAU 4. LIMITES EUROPÉENNES ET RECOMMANDATIONS DE L'OMS CONCERNANT LES CONCENTRATIONS DE PM ₁₀ , PM _{2.5} , O ₃ ET NO ₂ DANS L'AIR AMBIANT.	11
TABLEAU 5. CATEGORIES DE CAPTEURS MESURANT DES POLLUANTS DE L'AIR, LES COMPOSES MESURES ET LEUR SENSIBILITE (EUROPEAN COMMISSION, 2017 ; WMO, 2018).	13
TABLEAU 6. NOMS DES CAPTEURS, POLLUANTS MESURÉS ET TECHNOLOGIES UTILISÉES.	34
TABLEAU 7. DÉTAILS SUR LE POSITIONNEMENT DES CAPTEURS EN FONCTION DES SITUATIONS, ET MÉTÉO LES JOURS DE PRISES DE MESURES.	35
TABLEAU 8. MOYENNES DES PM _{2.5} (MG/M ³) PAR SITE POUR LE MUR VEGETAL (MV) ET LA ZONE NEUTRE (ZN), DIFFERENCE DE MOYENNES ENTRE MV ET ZN (MV-ZN) ET P-VALEURS ASSOCIEES A LA DIFFERENCE ENTRE LES ZONES (MV, ZN).	38
TABLEAU 9. MOYENNES DES PM ₁₀ (MG/M ³) PAR SITE POUR LE MUR VEGETAL (MV) ET LA ZONE NEUTRE (ZN), DIFFERENCE DE MOYENNES ENTRE MV ET ZN (MV-ZN) ET P-VALEURS ASSOCIEES A LA DIFFERENCE ENTRE LES ZONES (MV, ZN).	38
TABLEAU 10. MOYENNES DES TEMPERATURES (°C) PAR SITE POUR LE MUR VEGETAL (MV) ET LA ZONE NEUTRE (ZN), DIFFERENCE DE MOYENNES ENTRE MV ET ZN (MV-ZN) ET P-VALEURS ASSOCIEES A LA DIFFERENCE ENTRE LES ZONES (MV, ZN).	39
TABLEAU 11. MOYENNES DES PM _{2.5} (MG/M ³) PAR SITE, MESUREES PAR LES <i>ATMOTUBES</i> ET PAR LES <i>NOVA</i> , DIFFERENCE DE MOYENNES ENTRE LES DEUX MARQUES DE CAPTEURS (<i>ATMOTUBES</i> – <i>NOVA</i>), ET P-VALEURS ASSOCIEES A LA DIFFERENCE ENTRE LES DEUX MARQUES.	39
TABLEAU 12. MOYENNES DES PM ₁₀ (MG/M ³) PAR SITE, MESUREES PAR LES <i>ATMOTUBES</i> ET PAR LES <i>NOVA</i> , DIFFERENCE DE MOYENNES ENTRE LES DEUX MARQUES DE CAPTEURS (<i>ATMOTUBES</i> – <i>NOVA</i>), ET P-VALEURS ASSOCIEES A LA DIFFERENCE ENTRE LES DEUX MARQUES.	39

LISTE DES TABLEAUX PRESENTS DANS L'ARTICLE SCIENTIFIQUE

TABLE 1. KEYWORDS USED AND COMBINED (ON THE LEFT THOSE CONCERNING PLANTS, ON THE RIGHT THOSE CONCERNING AIR QUALITY).	23
TABLE 2. PUBLICATIONS RETAINED, TYPE OF VEGETATION STUDIED, NUMBER OF SPECIES AND SCALE OF THE STUDIES.....	26

LISTE DES ANNEXES

ANNEX 1. INFORMATION ABOUT STUDIED GW.	60
ANNEX 2. NAME OF THE DATABASES USED, WITH THEIR REFERENCES.	61
ANNEXE 3. INFORMATIONS SUR LES MURS VÉGÉTAUX ÉTUDIÉS.	62
ANNEXE 4. PHOTOGRAPHIES DES DEUX TYPES DE CAPTEURS UTILISÉS. LES DEUX PHOTOS DE GAUCHE MONTRENT LE CIRCUIT ÉLECTRONIQUE ET LE DISPOSITIF DANS LEQUEL IL ÉTAIT PLACÉ POUR ÊTRE PROTÉGÉ DES INTEMPÉRIES, CELLE DE DROITE MONTRE UN <i>ATMOTUBE</i>	63
ANNEXE 5. CODE R RÉALISÉ POUR LE TRAITEMENT DES DONNÉES.	64
ANNEXE 6. DESCRIPTION DE LA CONTRIBUTION PERSONNELLE DE L'ÉTUDIANT.	66

LISTE DES ABRÉVIATIONS

COV	Composé organique volatil
COVB	Composé organique volatil biogène
Dks	Docks Bruxsel
ECb	Rue Ernest Cambier
GW	Green wall
HR	Humidité relative
LWS	Living wall system
Moy MV	Moyenne mur vert
Moy ZN	Moyenne zone neutre
MV	Mur vert
Pbx	Parlement bruxellois
PM	Matière particulaire
RH	Relative humidity
RSn	Hôtel Royal Snail
Sbg	Sibelga
Tvs	Rue Traversière
ZN	Zone neutre

TABLE DES MATIÈRES

1. INTRODUCTION (ÉTAT DE L'ART BASÉ SUR LA BIBLIOGRAPHIE)	1
1.1. CONTEXTE	1
1.2. LES VILLES DE DEMAIN	2
1.2.1. LES MURS VÉGÉTAUX	2
1.2.2. LES BÉNÉFICES	4
1.3. LES POLLUANTS URBAINS	6
1.3.1. LA MATIÈRE PARTICULAIRE	7
1.3.2. LE DIOXYDE D'AZOTE	8
1.3.3. L'OZONE TROPOSPHÉRIQUE	8
1.4. L'INDICE DE QUALITÉ DE L'AIR	9
1.5. LES ÎLOTS DE CHALEUR URBAINS	11
1.6. AUTRES POINTS QUI INFLUENT LA QUALITÉ DE L'AIR	11
1.7. MESURER LA QUALITÉ DE L'AIR	12
1.7.1. DIFFÉRENTES ÉCHELLES DE MESURE	14
1.8. RÔLES DE LA VÉGÉTATION	14
1.8.1. LES EFFETS À L'ÉCHELLE D'UNE PLANTE	14
1.8.2. LES EFFETS À L'ÉCHELLE D'UNE COMMUNAUTÉ DE PLANTES (VÉGÉTATION)	16
1.8.3. LES EFFETS DE LA POLLUTION SUR LES PLANTES	17
1.8.4. LES TRAITS FONCTIONNELS	17
2. OBJECTIF GLOBAL	19
2.1. OBJECTIFS SPÉCIFIQUES SOUS FORME DE QUESTIONS DE RECHERCHE	19
3. PREMIÈRE PARTIE : LES TRAITS DES PLANTES EFFICACES POUR AMÉLIORER LA QUALITÉ DE L'AIR (ARTICLE SCIENTIFIQUE)	21
3.1. INTRODUCTION ET RÉSUMÉ DE L'ARTICLE SCIENTIFIQUE	21
<u>PLANT TRAITS AND GREEN WALLS DESIGN FOR URBAN POLLUTION CONTROL: A REVIEW OF SCIENTIFIC EVIDENCES AND KNOWLEDGE GAPS</u>	22
3.2. ABSTRACT	22
3.4. INTRODUCTION	22
3.5. MATERIAL AND METHOD	23
3.5.1. REVIEW METHODOLOGY	23
3.5.2. DESIGN OF EXISTING GREEN WALLS	24
3.6. RESULTS	24
3.6.1. ARTICLES CONTENT	24
3.6.2. EFFECTS OF THE TRAITS ON PM CAPTURE	27
3.6.3. ANALYSIS OF THE PRESENCE OF TRAITS IDENTIFIED AS EFFECTIVE, ON SIX EXISTING GW.	29
3.7. DISCUSSION AND CONCLUSIONS	31

4. SECONDE PARTIE : MESURES DE TAUX DE PARTICULES AMBIANTS DANS ET AUX ALENTOURS DE MURS VÉGÉTAUX EXISTANTS, À L'AIDE DE CAPTEURS	33
4.1. INTRODUCTION ET OBJECTIFS	33
4.2. MATÉRIEL ET MÉTHODE	33
4.2.1. MURS VÉGÉTAUX ÉTUDIÉS	33
4.2.2. CAPTEURS UTILISÉS	33
4.2.3. PRISES DE MESURES	34
4.2.4. ANALYSES STATISTIQUES	36
4.3. RÉSULTATS	37
4.3.1. CARACTÉRISATION DE L'EFFET DE CAPTURE D'UN MUR VÉGÉTAL SUR LES CONCENTRATIONS EN PM PAR SITE	37
4.3.2. CARACTÉRISATION TEMPORELLE DES CONCENTRATIONS EN PM	40
4.4. DISCUSSION ET CONCLUSIONS	48
5. TROISIÈME PARTIE : CONCLUSION GÉNÉRALE	52
6. BIBLIOGRAPHIE	54
7. ANNEXES	60

1. INTRODUCTION (ÉTAT DE L'ART BASÉ SUR LA BIBLIOGRAPHIE)

1.1. CONTEXTE

La pollution² de l'air en ville est un problème ancien. Au 18^e siècle déjà, l'air était vicié dans les villes d'Europe et causait une surmortalité. La décomposition des déchets, de la matière, et certaines activités implantées en ville, telles que les tanneries et les boucheries, étaient à l'origine d'exhalaisons nocives (Hajek et al., 2015).

Au 21^e siècle, la pollution en ville existe toujours, même si elle n'est plus de même nature. Il s'agit d'une pollution générée principalement par les véhicules (Kumar et al., 2014 ; Omid et al., 2016 ; Ottelé et al., 2010 ; Pugh et al., 2012 ; Santamouris, 2001 ; Silva & Mendes, 2012 ; Vos et al., 2013). En Europe, le secteur « résidentiel, commercial et institutionnel » est le deuxième plus important, après celui des transports (EEA, 2020). Plus généralement, la pollution atmosphérique urbaine provient de sources de combustion (Cohen et al., 2004). Le nombre de personnes habitant en ville augmente continuellement (Silva & Mendes, 2012) : environ 60% de la population mondiale habitera en ville d'ici 2030 (United Nations, 2018). La pollution atmosphérique s'accroît en phase avec la croissance de la population et de l'urbanisation (Kumar et al., 2016). Les activités industrielles et la mobilité (dont le trafic routier) s'intensifient, ils contribuent et contribueront à détériorer la qualité de l'air (Silva & Mendes, 2012).

Cette pollution contemporaine de l'air n'est pas sans conséquence : elle est la cause de nombreux problèmes de santé (Vos et al., 2013). Selon le rapport européen de 2020, la pollution atmosphérique représente aujourd'hui le risque environnemental le plus important pour la santé humaine. En plus de la santé, des effets néfastes sur les écosystèmes peuvent être relevés (par exemple, eutrophisation ou acidification du milieu) (EEA, 2020).

² Dégradation de l'environnement par des substances (naturelles, chimiques ou radioactives), des déchets (ménagers ou industriels) ou des nuisances diverses (sonores, lumineuses, thermiques, biologiques, etc.) (Larousse, n.d.-c).

1.2. LES VILLES DE DEMAIN

L'une des solutions avancées en réponse aux problèmes de qualité de l'air et de chaleur en ville consiste en la mise en place d'infrastructures vertes urbaines et d'espaces verts urbains (Abhijith et al., 2017 ; Heidt & Neef, 2008). En effet, la végétation est identifiée comme une solution pour diminuer les températures et fixer les polluants.

Les parcs et les arbres sont difficiles à installer dans les zones urbaines fortement densifiées et minéralisées. Pourtant, c'est dans cette partie bâtie et dense de la ville que l'Homme va travailler et vivre, et par conséquent passer l'essentiel de son temps. Il est donc important que de la végétation conquière ces espaces minéraux. C'est ici que les murs et toits végétalisés ont un rôle à jouer, puisqu'ils peuvent se développer sur des surfaces urbaines verticales et horizontales qui n'ont pas d'autres fonctions. Ceux-ci pourraient influencer le microclimat de l'environnement bâti, en fonction des caractéristiques climatiques, de la quantité de végétation et de la géométrie urbaine (Alexandri & Jones, 2008).

La création d'une enveloppe verte (murs et toits verts) externe aux bâtiments des centres-villes offre la possibilité de générer un réseau de végétation reliant les toits, les murs, les cours, les rues et les espaces ouverts (Johnston & Newton, 2004).

1.2.1. LES MURS VÉGÉTAUX

Il y a 2000 ans, les murs végétaux existaient déjà dans la région méditerranéenne. Il s'agissait alors de vignes qui couvraient les murs dans les arrière-cours des palais (Köhler, 2008). Entre temps, d'autres types de murs végétaux se sont développés. Ceux-ci peuvent être classés en deux grandes catégories (Kontoleon & Eumorfopoulou, 2010 ; Ottelé, 2011).

La première catégorie concerne les façades dites vertes (green façades). Il s'agit de l'utilisation de plantes grimpantes qui s'attachent d'elles-mêmes le long de la façade, et qui sont plantées au pied de celle-ci, directement dans le sol. Ces plantes sont tantôt indigènes (lierre (*Hedera helix*), clématite (*Clematis vitalba*), chèvrefeuilles (*Lonicera periclymenum*, et *L. xylosteum*)), tantôt exotiques (vignes vierges (*Parthenocissus quinquefolia*) (Ottelé, 2011)). Les plantes grimpantes poussent soit directement sur la façade, soit sur un treillis ou des câbles placés juste devant (Figure 1) (Fernández-Cañero et al., 2018 ; Dunnett and Kingsbury, 2008 (cité par Francis & Lorimer, 2011) ; Hunter et al., 2014 ; Köhler, 2008 ; Kontoleon & Eumorfopoulou, 2010 ; Perini et al., 2011).

Dans certains cas, les plantes grimpantes sont plantées dans des jardinières, et pas directement dans le sol (Köhler, 2008 ; Perini et al., 2011).

La deuxième catégorie concerne les murs végétaux dont les plantes ne sont pas directement connectées au sol. Ceux-ci portent différents noms, comme : murs végétaux vivants « living walls systems (LWS) » (Köhler, 2008 ; Kontoleon & Eumorfopoulou, 2010), murs verts ou encore jardins verticaux. Il peut s'agir de systèmes de bacs à plantes (jardinières) ou de panneaux modulaires verticaux (Figure 2) (Kontoleon & Eumorfopoulou, 2010 ; Perini et al., 2011). Les panneaux modulaires contiennent chacun de la terre ou un milieu de croissance (composé d'un substrat en mousse, de couches de feutre, de perlite ou encore de laine minérale). Ces systèmes requièrent l'apport de solutions nutritives pour répondre aux besoins des plantes (Dunnet & Kingsbury, 2004 (cité par Perini et al., 2011)).

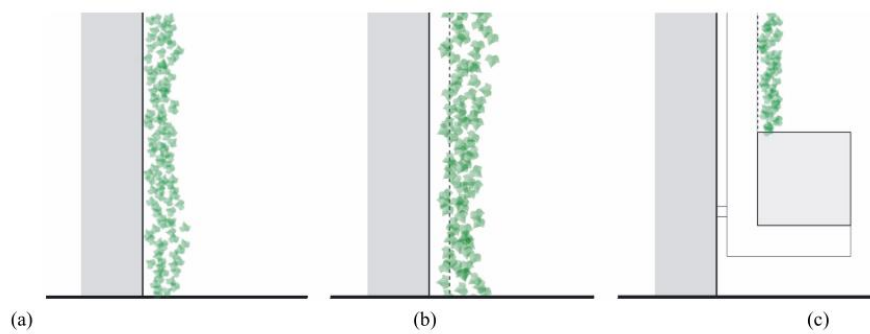


Figure 1 (Perini et al., 2011). Plantes grimpant directement sur la façade (a), indirectement (b), et indirectement à partir d'une jardinière (c).

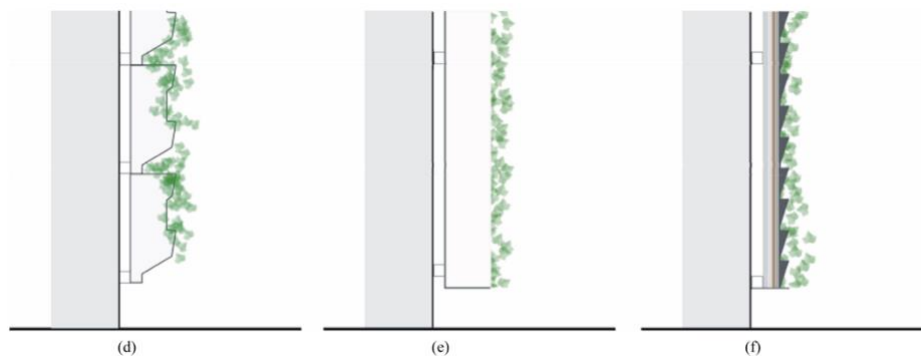


Figure 2 (Perini et al., 2011). LWS basé sur des bacs de plantation (d), LWS basé sur un substrat en mousse (e), LWS basé sur des couches de feutre (f).

Les living walls systems (LWS) peuvent être divisés en deux groupes, les systèmes continus et les modulaires (Fernández-Cañero et al., 2018 ; Hadba et al., 2017) :

- Le système continu utilise une couche de tissu (feutre, mousse) qui sert de milieu de culture dans lequel les plantes peuvent être enracinées. Il n'y a donc pas de terre, et les plantes sont nourries et hydratées par des techniques hydroponiques. Les espèces sont plantées en coupant le feutre sur place ou en utilisant des systèmes comportant des poches déjà préparées.
- Le système modulaire consiste à comprimer du substrat à l'intérieur de panneaux horizontaux (ou des bacs), puis à y planter les espèces. Un système d'irrigation est aussi nécessaire. L'avantage de ce système est de fournir une profondeur de plantation supplémentaire et de faciliter le remplacement des plantes mortes.

Les LWS ont un coût plus élevé que l'utilisation de plantes grimpantes. Ces coûts proviennent de la technologie, de l'installation (besoin d'un système d'irrigation automatique, d'un substrat, d'une structure portante) et de l'entretien ensuite nécessaire (Baudoux, 2018).

Il existe également des murs végétaux destinés à être mis en place à l'intérieur des bâtiments (bureaux, centres commerciaux, etc.). Ils peuvent être appelés biowall (Cameron et al., 2014 ; Francis & Lorimer, 2011). C'est le plus souvent à l'intérieur que l'on retrouve les « active living walls ». Il s'agit de systèmes dans lesquels on force l'air à passer à travers le mur végétal, afin de le filtrer (Darlington, 2000 ; Fernández-Cañero et al., 2018).

1.2.2. LES BÉNÉFICES

Selon la littérature scientifique, l'installation de murs végétaux extérieurs comporte de nombreux bénéfices. Ceux-ci peuvent être esthétiques, sociaux, écologiques et environnementaux (Ottelé et al., 2010). Ils peuvent, par exemple, aider à l'augmentation de la biodiversité en ville, en fournissant un habitat pour les invertébrés et un site de nidification et de nourriture pour les oiseaux (Collins et al., 2017 ; Ottelé, 2011). Les murs végétaux bien couvrants peuvent quant à eux protéger le bâtiment contre la pluie et les rayons du soleil (Ottelé, 2011). De plus, ils ajoutent une couche d'isolation supplémentaire aux constructions (Alexandri & Jones, 2008). Néanmoins, l'ampleur de ce bénéfice dépend de différents facteurs comme le pourcentage de recouvrement, la densité et la largeur du feuillage, l'étendue des murs, leurs configurations ou encore leur orientation (Kontoleon & Eumorfopoulou, 2010). Ils peuvent aussi atténuer les bruits (Wong et al., 2010).

Plus particulièrement, les murs végétaux peuvent contribuer à atténuer les îlots de chaleur urbains (Cameron et al., 2014). En général, les murs verts rafraîchissent le microclimat qui les entoure (Alexandri & Jones, 2008). En effet, recouvrir une façade de végétaux peut amener un certain refroidissement dans la zone bâtie (Kontoleon & Eumorfopoulou, 2010). Cependant, toutes les espèces végétales ne fournissent pas un rafraîchissement d'une même ampleur ou par les mêmes mécanismes (ombrage ou évapotranspiration). Cela est influencé par les caractéristiques individuelles des plantes (Cameron et al., 2014).

De plus, il est souvent affirmé dans la littérature que les murs végétaux peuvent influencer de façon positive la qualité de l'air en ville (Abhijith et al., 2017 ; Joshi & Ghosh, 2014). Par exemple :

- Ceux-ci peuvent contribuer à absorber les gaz toxiques émis par les véhicules (Feng & Hewage, 2014).
- La concentration de SO₂ est plus faible entre les feuilles d'un mur qu'en face d'une façade non végétalisée (Rath and Kiebl, 1989 (cité par Ottelé, 2011)).
- Ils peuvent avoir un effet sur la concentration des particules (PM) dans l'air (Perini et al., 2017; Weerakkody et al., 2018b). L'efficacité de l'élimination des particules est influencée par les espèces de plantes présentes sur les murs verts (Pettit et al., 2017). Cette étude dit aussi que la sélection des espèces dans les murs verts actifs est d'une importance critique pour la remédiation de la qualité de l'air intérieur par les plantes (COV³, PM (voir paragraphe « 1.3.1 La matière particulaire ») et CO₂).
- Une étude réalisée sur un biowall (intérieur) indique que le système est capable de réduire les taux de particules, d'éliminer les COV et le CO₂, en plus de moduler la température et l'humidité (Irga et al., 2017).

En outre, les plantes jouent un rôle majeur dans l'adsorption⁴ et absorption des polluants atmosphériques (Wei et al., 2017) (voir paragraphe « 1.8.1 Les effets à l'échelle d'une plante »), et donc les murs végétaux également. Pourtant, une attention particulière doit être portée sur le choix du type de mur végétal, et sur les matériaux utilisés. Par exemple, il semblerait que les systèmes de treillis et de panneaux modulaires soient relativement durables en termes d'épuration de l'air et d'économies d'énergie, à l'inverse des systèmes de couches de feutre

³ Composés organiques volatils.

⁴ Rétention à la surface d'un solide des molécules d'un gaz ou d'une substance en solution ou en suspension (Le Robert, n.d.-a).

(Feng & Hewage, 2014). La création de murs verts durables doit donc tenir compte des matériaux utilisés, car ils peuvent exercer une grande influence sur l'impact environnemental (Ottelé et al., 2011).

Il est important de comprendre que les living walls systems (LWS), en raison de la disposition particulière des plantes et de la sélection des espèces, auront une action différente sur le dépôt des particules et l'absorption de polluants gazeux, par rapport aux arbres et arbustes urbains (Thönessen et al., 2008 (cité par Perini et al., 2017)). En effet, certaines de leurs caractéristiques s'avèrent être plus efficaces que d'autres pour améliorer leurs effets sur la qualité de l'air. L'une d'entre elles est la Wall Leaf Area Index (WLAI), qui correspond à la quantité de surface de végétation par surface verticale de mur. Ce paramètre permet de déterminer le degré de couverture végétale d'un mur (Koch et al., 2020). D'autres caractéristiques concernent la surface du mur, le nombre d'espèces différentes, la proximité à la source de pollution, la hauteur, etc.

1.3. LES POLLUANTS URBAINS

La source des polluants atmosphériques peut être naturelle, anthropique, ou les deux (EEA, 2020). Ces polluants sont soit primaires, soit secondaires (Silva & Mendes, 2012). Les polluants primaires sont émis directement dans l'atmosphère, sans être modifiés par des réactions chimiques et physiques (Netherlands Environmental Assessment Agency, 2005). Les secondaires se forment, par exemple, lorsque les polluants provenant des voitures réagissent avec les composants de l'air, ou entre eux (Silva & Mendes, 2012).

Tableau 1. Principaux polluants atmosphériques primaires (EEA, 2020) et sources principales en ville (Bruxelles Environnement, 2018).

Polluants primaires	Sources principales
Particules (PM)	Chauffage des bâtiments et transport routier
Carbone noir (BC)	Chauffage des bâtiments et transport routier
Oxydes de soufre (SO _x)	Chauffage des bâtiments et transport routier
Oxydes d'azote (NO _x)	Transport routier
Ammoniac (NH ₃)	Transport routier
Monoxyde de carbone (CO)	Transport routier
Méthane (CH ₄)	Transport routier
Composés organiques volatils non méthaniques (COVNM), dont le benzène (C ₆ H ₆)	Procédés industriels et utilisation de produits de nettoyage, cosmétiques, parfums, peintures

Tableau 2. Principaux polluants secondaires (EEA, 2020).

Polluants secondaires
Particules (formées dans l'atmosphère)
Ozone (O ₃)
Dioxyde d'azote (NO ₂)
Plusieurs composés organiques volatils oxydés (COV)

1.3.1. LA MATIÈRE PARTICULAIRE

La matière particulaire est un type de pollution de l'air sous forme de particules. Cette pollution est communément appelée PM (particulate matter). Il s'agit d'un mélange complexe de particules de différents diamètres et de différentes compositions chimiques. Les PM₁₀ sont des particules dont le diamètre mesure moins de 10 micromètres, et les PM_{2.5}, moins de 2,5 micromètres. La fraction PM_{2.5} contient les particules dites fines et ultra-fines (Netherlands Environmental Assessment Agency, 2005). En effet, entre 2,5 et 10 micromètres, les particules sont dites grossières, entre 0,01 et 2,5 micromètres, elles sont dites fines, et les ultra-fines sont plus petites que 0,01 micromètre de diamètre (Gawrońska & Bakera, 2015).

Les PM ne sont pas d'une seule origine physico-chimique, mais d'un mélange complexe de différents composants (Fattore et al., 2011). Il peut s'agir entre autres de sodium (Na), de magnésium (Mg), d'aluminium (Al), de silicium (Si), de chlore (Cl), de potassium (K), de calcium (Ca), de fer (Fe), de zinc (Zn), d'arsenic (As) de cadmium (Cd), d'étain (Sn), de titane (Ti), de plomb (Pb), d'antimoine (Sb), de chrome (Cr), ou de cuivre (Cu) (Przybysz et al., 2014 ; Ram et al., 2014).

Les particules présentes dans l'atmosphère constituent l'une des plus grandes menaces pour la santé humaine, car elles provoquent des maladies cardiaques et/ou aggravent les maladies respiratoires aiguës (Ottelé, 2011). Ces particules en suspension dans l'air peuvent induire une mortalité prématurée (Netherlands Environmental Assessment Agency, 2005). Une exposition aux particules fines a des conséquences néfastes sur la santé cardio-pulmonaire (Pope & Dockery, 2006). Plus elles sont fines, plus elles sont susceptibles de pénétrer profondément dans les alvéoles des poumons (Freer-Smith et al., 2005). Une exposition aux PM_{2.5} est donc en lien avec la propension de certaines maladies. Par exemple, une forte augmentation du taux de mortalité dû à la COVID-19 a eu lieu dans des zones où les personnes subissent de longues expositions aux PM_{2.5} (Wu et al., 2020).

1.3.2. LE DIOXYDE D'AZOTE

Le dioxyde d'azote (NO_2) est un gaz aux propriétés oxydantes qui affecte la qualité de l'air dans des contextes urbains et industriels, ainsi que l'air intérieur de certaines habitations (Omid et al., 2016).

Il fait partie de la famille des NO_x , et est étudié plus en détail car il est la forme la plus répandue de NO_x générée de manière anthropique (Wei et al., 2017). Le principal précurseur du NO_2 est l'oxyde d'azote (NO), et la réaction se produit en présence d'oxydants atmosphériques tels que l'ozone (O_3) (Fattore et al., 2011 ; Omid et al., 2016). La présence de NO et de NO_2 dans la basse atmosphère est donc liée au niveau d' O_3 troposphérique (Wei et al., 2017). Comme expliqué plus bas (chapitre « 1.3.3. L'ozone troposphérique »), à l'inverse, les NO_x peuvent être eux-mêmes responsables d'une production nette d'ozone, en fonction de leur concentration (Aumont, 2005).

En ville, la principale source de NO_2 provient du trafic routier. Les autres sources anthropiques de NO_2 comprennent les centrales électriques, les combustibles fossiles, les incinérateurs de déchets, les chaudières industrielles et les appareils de chauffage domestique (Omid et al., 2016). Le temps de vie du NO_x est d'une journée, ce qui induit de fortes variations dans les concentrations mesurées en milieu urbain et plus loin (Aumont, 2005).

Une augmentation du dioxyde d'azote dans l'air entraîne une augmentation du nombre d'infarctus du myocarde, de maladies cardiovasculaires et de maladies pulmonaires obstructives (Zallaghi et al., 2014).

1.3.3. L'OZONE TROPOSPHÉRIQUE

L'ozone troposphérique est l'ozone se trouvant au niveau du sol (EEA, 2020). Il est formé par des réactions chimiques entre des gaz précurseurs, principalement des composés organiques volatils non méthaniques (COVNM), des NO_x , du CO et du méthane (CH_4), sous l'action de la lumière du soleil (Aumont, 2005 ; Currie & Bass, 2008). Cependant, dans les zones à fortes émissions en NO_x , on observe l'effet inverse : l' O_3 troposphérique diminue pour former du NO_2 et de l'oxygène (O_2) (Aumont, 2005 ; EEA, 2020). La production chimique d'ozone dépend donc directement des concentrations de NO_x , et également des taux de COV. Le temps de vie de l'ozone dans la troposphère est de quelques semaines (Aumont, 2005).

Une augmentation du taux d’ozone dans l’air engendre des maladies pulmonaires obstructives chroniques (Lelieveld et al., 2015). De plus, l’ozone troposphérique est le principal composant du *smog*⁵ (Currie & Bass, 2008 ; Krupa et al., 2001). L’inhalation du *smog* a comme conséquences les plus courantes de générer des difficultés respiratoires, des problèmes cardiaques et de l’asthme (Currie & Bass, 2008).

Un autre problème lié à l’ozone troposphérique est celui de la perte de rendement dans les cultures (Krupa et al., 2001). Celui-ci réduit le taux de croissance des plantes (EEA, 2020 ; Fiscus et al., 2005).

1.4. L’INDICE DE QUALITÉ DE L’AIR

Il existe en Belgique un indice de la qualité de l’air, appelé BelAQi (Belgian Airquality Index). Il permet de surveiller les taux de PM₁₀, PM_{2.5}, NO₂ et O₃ ambiants. L’objectif est d’obtenir un seul indice au départ des mesures de concentrations de ces 4 polluants. Cet indice est entièrement basé sur les effets liés à la santé (IRCEL-CELINE, n.d.).

« Un indice de qualité de l’air permet d’évaluer globalement la qualité de l’air à court terme sur une zone géographique déterminée, à partir des mesures de plusieurs polluants de l’air ambiant. » (ISSeP-AwAC, 2020)

Le BelAQI se base sur les mesures des concentrations réalisées en temps réel par des stations des réseaux wallons et bruxellois. Comme expliqué sur le site internet de Wallonair (ISSeP-AwAC, 2020) : « l’indice BelAQi se calcule sur une base journalière ou sur une base horaire, et s’exprime suivant une échelle graduée de 1 à 10. Plus la valeur de l’indice est élevée, plus la qualité de l’air est mauvaise. La valeur du sous-indice la plus élevée est attribuée à l’indice.

Deux modes de calculs sont réalisés :

- l’indice journalier (de la veille) se base sur les concentrations moyennes journalières (J-1) de PM₁₀ et de PM_{2.5}, et les concentrations maximales horaires de la journée (J-1) pour l’O₃ et le NO₂ ;
- l’indice actuel se base sur les concentrations moyennes glissantes (moyennes mobiles) sur 24h pour les PM₁₀ et PM_{2.5}, et sur les concentrations horaires pour l’O₃ et le NO₂. »

⁵ (Anglais *smog*, de *smoke*, fumée, et *fog*, brouillard.) Mélange de fumée et de brouillard stagnant parfois au-dessus des concentrations urbaines et industrielles (Larousse, n.d.-d).

Tableau 3. Échelle de l'indice BeAQI (*concentrations moyennes glissantes sur 24h pour les PM₁₀ et PM_{2,5}, et concentrations horaires pour l'O₃ et le NO₂ dans le cas du calcul de l'indice actuel. Source : ISSeP-AwAC (2020))

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)
1	excellent	0 - 10	0 - 5	0 - 25	0 - 10
2	très bon	11 - 20	6 - 10	26 - 50	21 - 50
3	bon	21 - 30	11 - 15	51 - 70	51 - 70
4	assez bon	31 - 40	16 - 25	71 - 120	71 - 120
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
8	mauvais	71 - 80	51 - 60	241 - 280	201 - 250
9	très mauvais	81 - 100	61 - 70	281 - 320	251 - 300
10	exécration	> 100	> 70	> 320	> 300

Les taux de ces quatre polluants dans l'air sont règlementés par des valeurs limites européennes (EEA, 2020). De plus, L'Organisation Mondiale de la Santé⁶ fournit des recommandations de concentrations à ne pas dépasser (WHO, 2006) (Tableau 4).

⁶ OMS = WHO (*World Health Organization*).

Tableau 4. Limites européennes et recommandations de l’OMS concernant les concentrations de PM₁₀, PM_{2.5}, O₃ et NO₂ dans l’air ambiant.

Polluant	Période de calcul de la moyenne	Concentration limite européenne	Recommandation OMS
PM ₁₀	1 jour	Valeur limite : 50 µg/m ³	50 µg/m ³ moyenne sur 24h
	Année civile	Valeur limite : 40 µg/m ³	20 µg/m ³ moyenne annuelle
PM _{2.5}	Année civile	Valeur limite : 25 µg/m ³	10 µg/m ³ moyenne annuelle 25 µg/m ³ moyenne sur 24h
O ₃	Moyenne maximale journalière sur 8h	Valeur cible : 120 µg/m ³	
	1 heure	Objectif à long terme : 120 µg/m ³ Seuil d’information : 180 µg/m ³ Seuil d’alerte : 240 µg/m ³	100 µg/m ³ moyenne sur 8h
NO ₂	1 heure	Valeur limite : 200 µg/m ³ Seuil d’alerte : 400 µg/m ³	200 µg/m ³ moyenne sur 1h 40 µg/m ³ moyenne annuelle
	Année civile	Valeur limite : 40 µg/m ³	

Malgré ces normes, selon Greenpeace, la situation reste problématique en Wallonie et (surtout) à Bruxelles, spécialement en ce qui concerne les concentrations en NO₂ (Leroy, 2021). Bruxelles Environnement tire la même conclusion (Bruxelles Environnement, 2021a).

1.5. LES ÎLOTS DE CHALEUR URBAINS

Dans les villes, de grosses chaleurs peuvent également être ressenties comme une mauvaise qualité de l’air. Il y fait plus chaud, en moyenne de 2°C par rapport à la campagne environnante. Ce phénomène se nomme d’ailleurs « îlots de chaleur urbains », et il s’agit d’un problème bien connu des villes (Alexandri & Jones, 2008 ; Santamouris, 2001 ; Taha, 1997). En outre, la formation de *smog* est accélérée sous de fortes températures (Currie & Bass, 2008).

1.6. AUTRES POINTS QUI INFLUENCENT LA QUALITÉ DE L’AIR

L’humidité relative⁷ joue un rôle important dans l’analyse de l’exposition aux polluants atmosphériques locaux (Abhijith et al., 2017). Par exemple, une température basse et une

⁷ Rapport, en pourcents, de la pression effective de la vapeur d’eau à la pression maximale (saturante) (Larousse, n.d.-a).

humidité relative élevée coïncident avec des concentrations de NO₂ élevées (Fantozzi et al., 2015). L'absorption de SO₂ (ou de tout autre gaz polaire) est sensible à l'humidité pendant la nuit (Joshi & Ghosh, 2014). Ou encore, le dépôt de particules est fonction de la météo (Weerakkody et al., 2019).

« La qualité de l'air varie selon (Bruxelles Environnement, 2020) :

- les émissions plus ou moins élevées d'un ou plusieurs polluants ;
- les conditions météorologiques, qui favorisent ou non la dispersion de ces polluants dans l'air ambiant et déterminent le risque de pics de pollution ;
- la période de l'année : certains polluants sont davantage présents dans l'air ambiant en hiver (voire au printemps) (PM₁₀, PM_{2.5}, NO₂), d'autres en été (pics d'ozone). »

1.7. MESURER LA QUALITÉ DE L'AIR

La qualité de l'air doit être constamment sous surveillance. Plusieurs méthodes existent afin de l'analyser (ISSeP, n.d.). Les mesures peuvent être réalisées à l'aide d'instruments de référence « officiels », ou avec des systèmes de capteurs, parfois dits « low-cost » (WMO, 2018). Il s'agit cependant de rester prudent avec ces derniers. Leurs mesures sont souvent de qualité inférieure aux résultats des stations de surveillance officielles effectuées par les États membres de l'UE (ces mesures étant conformes à la législation européenne et aux méthodes des normes internationales) (European Commission, 2017).

Une distinction doit être faite entre capteur et système de capteurs (Figure 3). Le premier désigne le sous-composant de base, qui effectue la mesure analytique d'un gaz ou d'un polluant atmosphérique. Le système de capteurs (ou système de détection, ou module), quant à lui, désigne le dispositif comprenant un ou plusieurs capteurs, ainsi que d'autres composants de soutien qui permettent au système de fonctionner de manière autonome. De nombreux systèmes de capteurs commerciaux combinent plusieurs capteurs de polluants atmosphériques dans un seul système et comprennent souvent des capteurs pour l'humidité et la température. Le transfert à distance des données est généralement possible (WMO, 2018).



Figure 3. Schéma représentant l'intérieur d'un *Atmotube*, illustrant les notions de capteurs et système de capteurs. Source : notAnotherOne/Atmotube, (n.d.)

Plusieurs catégories de capteurs existent (Tableau 5) (European Commission, 2017 ; WMO, 2018).

Tableau 5. Catégories de capteurs mesurant des polluants de l'air, les composés mesurés et leur sensibilité (European Commission, 2017 ; WMO, 2018).

Type de capteur	Composé mesuré	Sensibilité
→ Capteur électrochimique	Gaz	Interférences avec l'humidité relative et la température.
→ Capteur à oxyde métallique (capteur résistif, semi-conducteur)	Gaz	Sensible aux changements de conditions environnementales et aux interférences des autres gaz qui peuvent être présents.
→ Détecteur à photo-ionisation	COV	Donne des valeurs pour les COV totaux ambiants qui sont influencées par le mélange réel de COV lui-même.
→ Compteur optique de particules	PM	Sensible à l'eau et à des conditions d'humidité élevée (80-85%).
→ Capteur optique	Gaz (CO, CO ₂)	/

La température, l'humidité, la pression ou encore l'instabilité du signal vont modifier la réponse du capteur face au polluant mesuré. Si la concentration de celui-ci est faible, ces interférences peuvent fortement modifier le résultat donné. Le type de capteur et les conditions d'utilisation influencent donc la qualité des résultats obtenus. Les analyseurs des stations de surveillance officielles, eux, sont calibrés et testés en fonction des interférences. L'environnement autour de ces stations est contrôlé, leurs instruments sont régulièrement vérifiés et les mesures sont

soumises à des procédures rigoureuses de contrôle de la qualité et d'étalonnage (European Commission, 2017).

1.7.1. DIFFÉRENTES ÉCHELLES DE MESURE

L'évaluation de la qualité de l'air en ville se fait à différentes échelles. Ce n'est pas la même chose de mesurer une qualité de l'air globale et moyenne sur toute la ville, ou de mesurer des points précis dans une rue. Par exemple, les stations de mesures officielles bruxelloises peuvent être utilisées pour savoir si la norme européenne a été respectée sur une année, mais elles ne savent pas donner des indications plus fines sur un quartier ou un axe routier où les taux de pollution vont varier. En effet, les taux de pollution peuvent fortement varier sur quelques dizaines de mètres, ou d'une rue à l'autre. Pour obtenir cette vue nuancée, plusieurs milliers de points de mesure sont nécessaires (De Muelenaere, 2021).

Selon Olivier Brasseur, le patron du laboratoire de la qualité de l'air de Bruxelles-Environnement, interviewé par Michel De Muelenaere (dans *Le Soir*), les situations sont très contrastées en fonction de l'intensité du trafic, de la présence d'espaces verts et de la configuration urbaine qui influence la force et la direction du vent (De Muelenaere, 2021).

1.8. RÔLES DE LA VÉGÉTATION

1.8.1. LES EFFETS À L'ÉCHELLE D'UNE PLANTE

Trois processus participent au dépôt des particules sur les plantes (Smith, 1977) :

- la sédimentation sous l'influence de la gravité,
- l'impact sous l'influence des courants de Foucault,
- le dépôt sous l'influence des précipitations.

La sédimentation entraîne généralement le dépôt de particules de plus grandes tailles sur les surfaces supérieures des plantes. L'impact se produit lorsque l'air passe devant un obstacle et que le courant d'air se divise, mais que les particules dans l'air continuent tout droit en raison de leur élan, et vont frapper l'obstacle (Smith, 1977).

Les particules peuvent par conséquent être éliminées de l'air par dépôt sur les feuilles et les branches (Vos et al., 2013). Les plantes sont donc capables d'accumuler la matière particulaire (Sæbø et al., 2012). En plus de pouvoir fixer les particules, les feuilles sont capables d'absorber les polluants gazeux (CO₂ et NO_x (Ottelé, 2011)) par leurs stomates (Fowler, 2002 (cité par Ottelé et al., 2010)). Par exemple, lors de la photosynthèse, se réalisant principalement dans les

feuilles, le CO₂ est réduit en glucose (Raven et al., 2014). Les plantes absorbent également le NO₂ et l'O₃. L'absorption de l'O₃ par les plantes se fait aussi principalement par les stomates (Wei et al., 2017). La végétation a une incidence sur les concentrations de polluants liés au trafic, tel que le NO₂ (Vos et al., 2013). Par conséquent, les feuilles des plantes semblent bel et bien aptes à adsorber ou absorber les polluants atmosphériques (Wei et al., 2017 ; Weyens et al., 2015).

En outre, il n'y a pas que la plante en elle-même qui est capable d'agir sur les polluants : les racines et les micro-organismes présents jouent également un rôle important (Xu et al., 2011). Ces micro-organismes sont capables d'absorber, de métaboliser, de dégrader, ou encore de séquestrer des polluants (Dela Cruz et al., 2014 ; Wei et al., 2017 ; Weyens et al., 2015 ; Xu et al., 2011). Cependant, si les microbes situés à la surface des feuilles et dans les feuilles sont capables transformer les polluants en molécules moins ou non toxiques, leur potentiel pour l'assainissement de l'air reste un domaine largement inexploré (Wei et al., 2017).

En plus de cela, la chute des feuilles et le ruissellement provoquent l'écoulement des polluants vers le sol juste en dessous de la plante, où ils entrent en contact avec le sol, la rhizosphère et les racines (Weyens et al., 2015). Le sol, et donc la conception du substrat, s'avère être un élément important. Le type de substrat peut, par exemple, influencer le taux d'élimination des COV et du CO₂ (Irga et al., 2013, 2018).

Le dépôt de particules sur les surfaces des plantes est influencé par une variété de facteurs, comme le diamètre et la forme des particules, mais aussi l'humidité, la vitesse du vent ou encore les turbulences. Ces paramètres ont un impact important sur la vitesse de dépôt et la performance de filtration des plantes. En outre, l'espèce végétale et la configuration de la plantation jouent aussi un rôle, car la structure particulière de la végétation et la forme de la surface des feuilles sont des facteurs importants dans le dépôt et la remise en suspension des particules. La remise en suspension des particules est l'une des principales raisons de la variabilité des vitesses de dépôt (Litschike & Kuttler, 2008). Les particules interceptées sont souvent remises en suspension dans l'atmosphère, lavées des feuilles par la pluie ou tombées au sol avec la chute des feuilles et des rameaux (Nowak et al., 2014).

A contrario, les plantes génèrent elles-mêmes des COV qui sont alors appelés composés organiques volatils biogènes (COVB), et du pollen (Barwise & Kumar, 2020 ; Litschike & Kuttler, 2008).

1.8.2. LES EFFETS À L'ÉCHELLE D'UNE COMMUNAUTÉ DE PLANTES (VÉGÉTATION)

La végétation urbaine modifie la qualité de l'air en influençant la dispersion et le dépôt des polluants. La dispersion implique le transport et la dilution des polluants à partir de leur source (Janhäll, 2015). Par exemple, une barrière végétale proche d'une route en milieu ouvert peut permettre de disperser les polluants (en fonction des flux d'air et de la turbulence) (Barwise & Kumar, 2020). Le dépôt, quant à lui, correspond au fait que les particules et les molécules de gaz en suspension dans l'air peuvent se déposer sur une surface lorsqu'elles la rencontrent. La plupart des plantes ont une grande surface par unité de volume, ce qui augmente la probabilité de dépôt par rapport aux surfaces lisses des bâtiments (Janhäll, 2015). Un alignement d'arbres devant des maisons peut permettre une diminution de 50% des PM à l'intérieur de celles-ci (Maher et al., 2013).

La végétation (passant d'un arbre à une surface plantée) est également capable d'influer sur la température de l'air en ombrageant les surfaces, en modérant les apports de chaleur solaire via l'évapotranspiration, et en convertissant le rayonnement solaire incident en chaleur latente. Par exemple, les parcs urbains permettent une diminution de la température en leur sein et dans leurs environs (Dimoudi & Nikolopoulou, 2003).

Néanmoins, la réalité est très complexe, et l'affirmation selon laquelle la végétation en ville est LA solution est à nuancer. Par exemple, des arbres placés dans des rues relativement étroites comportant des bâtiments des deux côtés et peu d'ouvertures (rues canyons (Kyra Koch & Samson, 2019 ; Leroy, 2021)) peuvent localement influencer de façon négative la qualité de l'air, en emprisonnant les polluants en dessous de la canopée (Vos et al., 2013).

De plus, un mélange d'espèces végétales produit un mélange de COVB et de pollens (Barwise & Kumar, 2020 ; Litschike & Kuttler, 2008). Les COVB ont des rôles de défense, de protection et de communication pour les plantes (Baghi, 2013). Ces émissions sont néanmoins négatives pour la qualité de l'air si elles sont présentes en grande concentration. Ce problème peut être minimisé par une sélection appropriée d'espèces (Barwise & Kumar, 2020).

Les caractéristiques des plantes (macrostructures de la végétation et microstructures de la surface des feuilles) jouent un rôle majeur dans le processus de dépôt (Abhijith et al., 2017 ; Ysebaert et al., 2021). L'effet des plantes sur la qualité de l'air en ville dépend donc de la conception de la végétation, et du niveau de pollution de l'air. De plus, il est préférable que la végétation soit proche de la source de polluants, afin d'augmenter le dépôt (Janhäll, 2015).

1.8.3. LES EFFETS DE LA POLLUTION SUR LES PLANTES

La pollution urbaine peut exercer un impact négatif sur les plantes. Par exemple, une forte concentration de dioxyde d'azote endommage les feuilles, l'activité photosynthétique et provoque une chlorose⁸ (Yaquib et al., 2015). Cela peut entraîner une réduction de la croissance des espèces sensibles (Bell et al., 1992). La pollution atmosphérique peut aussi avoir des effets directs sur les arbres. Des lésions visibles peuvent apparaître sur le feuillage, ainsi qu'une perturbation de processus physiologiques comme la photosynthèse. Cela entraîne des pertes de croissance et de productivité. De plus, ces polluants modifient la tolérance au froid de certains arbres (Chappelka & Freer-Smith, 1995). Parallèlement à cela, les plantes présentes près des routes semblent avoir des feuilles sèches en raison de l'état de stress généré par la pollution environnante (Ishaq et al, 2012, (cité par Yaquib et al., 2015)).

L'ozone est plus phytotoxique⁹ que le SO₂. Celui-ci peut produire des dommages visibles sur les plantes. À forte concentration, il peut réduire la production de biomasse et modifier la répartition du carbone. L'efficacité photosynthétique peut également se trouver réduite (Atkinson et al., 1988).

D'une manière générale, les polluants atmosphériques peuvent donc affecter la photosynthèse, la respiration, la répartition du carbone et la fonction stomatique (Darrall, 1989 ; Saxe, 1991).

1.8.4. LES TRAITS FONCTIONNELS

La capacité de la végétation à réguler la pollution urbaine dépend donc fortement des caractéristiques individuelles des espèces végétales (Barwise & Kumar, 2020 ; Mo et al., 2015). Ces caractéristiques peuvent être appelées « traits fonctionnels des plantes ».

⁸ Étiollement et jaunissement des végétaux dus au manque de chlorophylle (Le Robert, n.d.-b).

⁹ Se dit des substances toxiques pour les plantes (Larousse, n.d.-b).

Un trait est (Violle et al., 2007) : « Toute caractéristique morphologique, physiologique ou phénologique mesurable au niveau individuel, de la cellule à l'organisme entier, sans référence à l'environnement ou à tout autre niveau d'organisation. »

Un trait fonctionnel est (Violle et al., 2007) : « Tout trait qui a un impact indirect sur la condition physique par le biais de ses effets sur la croissance, la reproduction et la survie ».

Différentes caractéristiques attribuées aux feuilles rentrent donc dans la catégorie de trait fonctionnel, comme :

- la présence et la densité de cire,
- la présence et la densité de trichomes,
- la forme et la taille ;
- la rugosité,
- la densité stomatique.

Des plantes qui présentent certains traits biophysiques peuvent améliorer l'atténuation de la pollution atmosphérique (Barwise & Kumar, 2020).

2. OBJECTIF GLOBAL

Les murs végétaux ont le potentiel de reverdir les endroits les plus minéralisés et pollués de la ville. Dans ce contexte, il est alors primordial de les concevoir afin de maximiser leurs effets sur la qualité de l'air. Pour ce faire, les traits des plantes pertinents, permettant de rendre les systèmes de murs végétaux les plus efficaces possible pour produire un effet positif sur la qualité de l'air, sont à identifier.

L'objectif de cette étude est donc d'évaluer l'impact des murs verts ainsi que le choix des espèces végétales (en fonction de leurs caractéristiques) sur la qualité de l'air en ville, à proximité directe du mur. Les éléments de la qualité de l'air pris en compte étant les $PM_{2.5}$, les PM_{10} et la température.

2.1. OBJECTIFS SPÉCIFIQUES SOUS FORME DE QUESTIONS DE RECHERCHE

➔ PREMIÈRE PARTIE : LES TRAITS DES PLANTES EFFICACES POUR AMÉLIORER LA QUALITÉ DE L'AIR (ARTICLE SCIENTIFIQUE).

1. Quels traits fonctionnels des plantes peuvent être efficaces pour améliorer l'effet des murs verts sur la qualité de l'air ?

- *Revue simplifiée de la littérature.*

2. Les végétaux présents sur des murs verts existants comportent-ils des traits identifiés comme efficaces pour améliorer la qualité de l'air ?

- *Recherche des valeurs des traits dans des bases de données.*

➔ SECONDE PARTIE : MESURES DE TAUX DE PARTICULES AMBIANTS DANS ET AUX ALENTOURS DE MURS VÉGÉTAUX EXISTANTS, À L'AIDE DE CAPTEURS.

3. Quel est l'effet global d'un mur végétal sur la qualité de l'air, à proximité directe de celui-ci ?

- *Comparaison de la température et des taux de PM_{10} , et $PM_{2.5}$, dans un mur végétal et dans une zone de contrôle (zone neutre, non influencée par le mur). Utilisation de capteurs.*

4. Est-ce que des capteurs de marques différentes, utilisant la même technologie de mesure, donnent des résultats similaires ?

- *Comparaison de deux marques de capteurs (Nova SDS011 et Sensirion SPS30).*

3. PREMIÈRE PARTIE : LES TRAITS DES PLANTES EFFICACES POUR AMÉLIORER LA QUALITÉ DE L’AIR (ARTICLE SCIENTIFIQUE)

3.1. INTRODUCTION ET RÉSUMÉ DE L’ARTICLE SCIENTIFIQUE

La première partie de ce travail de fin d’études consiste en la rédaction en anglais d’un article scientifique. Celui-ci va répondre aux objectifs spécifiques 1 et 2. Une revue de la littérature scientifique a été réalisée dans le but de connaître les traits fonctionnels des plantes les plus efficaces pour améliorer l’effet des murs verts sur la qualité de l’air. Ensuite, la composition en espèces de murs végétaux existants a été étudiée, pour connaître la proportion de plantes utilisées présentant des traits identifiés comme efficaces.

En effet, il est souvent affirmé que les murs verts ont un effet positif face aux problèmes de pollution urbaine, si leur composition végétale est optimisée (conception du mur vert). L’état actuel des connaissances sur les caractéristiques des plantes maximisant les effets des murs verts sur la pollution de l’air montre que cette affirmation est faite trop rapidement : de grandes lacunes dans les connaissances existent encore. Des conclusions solides ne peuvent être tirées que pour les PM : les feuilles contenant des trichomes/poils sont les plus efficaces pour capturer les PM, plus la feuille est rugueuse, plus elle capture de PM, et les petites feuilles collectent plus de PM que les grandes. Après avoir analysé la composition végétale de six murs végétaux existant en Belgique, nous avons remarqué que ces connaissances sur les caractéristiques des plantes efficaces ne sont pas utilisées pour les concevoir dans le but de maximiser leur capture des PM. Le plus souvent, c’est l’aspect esthétique qui guide le choix des espèces. En outre, des études sur d’autres polluants et d’autres traits de plantes sont nécessaires pour optimiser la composition en espèces des murs végétaux, afin de maximiser leurs effets sur la qualité de l’air.

PLANT TRAITS AND GREEN WALLS DESIGN FOR URBAN POLLUTION CONTROL: A REVIEW OF
SCIENTIFIC EVIDENCES AND KNOWLEDGE GAPS

3.2. ABSTRACT

Green walls (GW) and living wall systems (LWS) are often claimed to have a positive effect in front of urban pollution problems, if their plants composition is optimal (design of the LWS). An in-depth survey of the knowledge on plants traits maximizing GW effects on air pollution shows that this statement is made too quickly: there are still some large knowledge gaps. Robust conclusions can only be drawn for PM: leaves containing trichomes/hairs are the most effective to capture PM, the rougher the leaf is, the more PM it catches, and small leaves collect more PM than large leaves. After having analyzed the plant composition of six LWS existing in Belgium, we noticed that this knowledge on efficient plant traits is not used to design them with the goal to maximize their PM capture. In addition, studies about other pollutants and other traits are required to optimize the GW plant composition and to maximize their effects on air quality.

3.3. Keywords

Green walls (GW), living wall systems (LWS), air quality, particulate matter (PM), plant functional traits.

3.4. INTRODUCTION

Urban air pollution is one of the most important environmental risk for human health in Europe (EEA, 2020; Vos et al., 2013). One of the most dangerous anthropogenic pollutant for human health is particulate matter (PM) (Ottelé, 2011), causing cardiopulmonary diseases and premature mortality (Netherlands Environmental Assessment Agency, 2005; Ottelé, 2011; Pope & Dockery, 2006; Wu et al., 2020).

The development of urban green infrastructures is increasingly advocated as a solution to reduce urban air pollution (Abhijith et al., 2017; Heidt & Neef, 2008). Plants can accumulate PM deposited on leaves and branches (S eb  et al., 2012; Vos et al., 2013) and/or are able to adsorb, absorb or degrade atmospheric pollutants

(Wei et al., 2017; Weyens et al., 2015). However, the capacity of vegetation to regulate urban pollution is dependent on individual plant species traits and plant communities composition of urban ecosystems (Barwise & Kumar, 2020; Mo et al., 2015). Traits are “Any morphological, physiological or phenological feature measurable at the individual level, from the cell to the whole-organism level, without reference to the environment or any other level of organization.” Plant traits influence ecosystems functional process (Violle et al., 2007). Specific plant traits can enhance air pollution attenuation (Barwise & Kumar, 2020). Plant traits (vegetation macrostructure and leaf surface microstructures) can play a major role in the deposition process. In addition to being able to bind particles, leaves can absorb gaseous pollutants (CO₂ and NO_x (Ottelé, 2011)) through their stomata (Ottelé et al., 2010). Plants also take up NO₂ and O₃, this is uptake primarily through the stomata (Wei et al., 2017).

Green walls (GW) and living wall systems (LWS) are increasingly considered as important ecosystems for the development of urban green infrastructures. Those two terms will be used indifferently as GW inside this paper. GW provide a high potential for developing vegetation in highly mineralized areas where the presence of ground vegetation is not possible, while pollution is very strong (Alexandri & Jones, 2008). Outdoor GW provide many potential benefits: aesthetic, social, ecological and environmental (Ottelé et al., 2010). Among those ecosystem services (ES), they are reported to positively influence urban air quality (Abhijith et al., 2017; Feng & Hewage, 2014; Joshi & Ghosh, 2014; Perini et al., 2017; Weerakkody et al., 2019). Nevertheless, little is known about the plant trait composition of GW vegetation and design of GW plant community that maximizes pollution capture. Considering the potential influence of plant traits on pollution control (Perini et al., 2017; Pettit et al., 2017; Weerakkody et al., 2018b), exploring the current status of researches on this topic may help to identify key questions for future research as well as to support GW design.

The first goal of this review is to provide an in-depth survey of the knowledge (and knowledge gaps) on relationships between plant traits and air quality, focusing on knowledge on GW vegetation. The second goal is to question whether this knowledge is currently used to maximize the service of air quality regulation when designing GW.

We reviewed studies assessing relationships between the traits of GW

plants and pollution, and extended the review to other urban ecosystems to provide a complete synthesis on the selection of plant species with traits maximizing pollution regulation. Then, we analyzed the plant community present on existing LWS in Belgium, to test whether air pollutant capture is maximized thanks to the functional traits composition of plant species.

3.5. MATERIAL AND METHOD

3.5.1. REVIEW METHODOLOGY

The search engine “Google Scholar” was selected. Using a sequence of keywords related to plant traits and urban pollution (Table 1), we identify relevant research articles testing the influence of plant traits on air quality in GW and other urban ecosystems. At each search step, one criterion related to plant traits was combined with one criterion related to air quality. The selection of articles was not limited to those addressing GW. We also included papers dealing with the effect of plant species leaves traits on pollutant capture in other urban ecosystems, as those results may be transferred to the design of GW. For all selected papers, title and abstract were read first to check the adequacy of the paper for the present review. The list of references of all paper selected was checked for identification of any additional paper relevant for the present review. No filter was made regarding the year of publication. However, articles discussing the effects of pollution on plants (not the effects of plants on pollution) were excluded. Only results about higher plants were kept, not those about thallophytes and bryophytes.

Table 1. Keywords used and combined (on the left those concerning plants, on the right those concerning air quality).

Research criteria related to plant species

- functional trait
- characteristics vegetation
- « leaf surface characteristics »
- « plant species selection »
- "specific plant traits"
- leaf characteristics
- "plant structure"
- stomates

Research criteria related to air pollution

- air quality
- air pollution
- urban air pollution
- air pollution abatement
- air quality deposition

3.5.2. DESIGN OF EXISTING GREEN WALLS

Six Belgian GW were studied (three in Brussels city, one in Namur city, and one in Ath city (Wallonia). Details can be found in Annex 1(Name, localization, surface, year of plantation and picture).

The lists of plant species of each GW were obtained, either thanks to the owner, either via identification through high-quality pictures. For plants covering at least 1/8 of the wall, values of traits influencing pollution capture (selected on the literature review) were searched in databases and scientific literature. Databases used are referenced in Annex 2. We obtained for each GW a list with their plant species and their respective traits. Thanks to it we counted, per GW, the number of species with the most effective traits.

3.6. RESULTS

3.6.1. ARTICLES CONTENT

Thirty five articles were retained based on the selection criteria: six review papers and 29 experimental papers. Most studies examined relationships among plant traits and trees (60%). Eleven publications examined these relationships directly on GW. Two studies focusing on ground herbaceous plants and green roofs were not considered for the following analysis. While used keywords did not target a specific pollutant, most studies (71%) considered particulate matters (PM). SO₂ appears twice, whereas CO₂, O₃, NO₂, CO and ethers appear only once. Consequently, following conclusions will be made only about PM. In total, 25 experiences were retained for the next step.

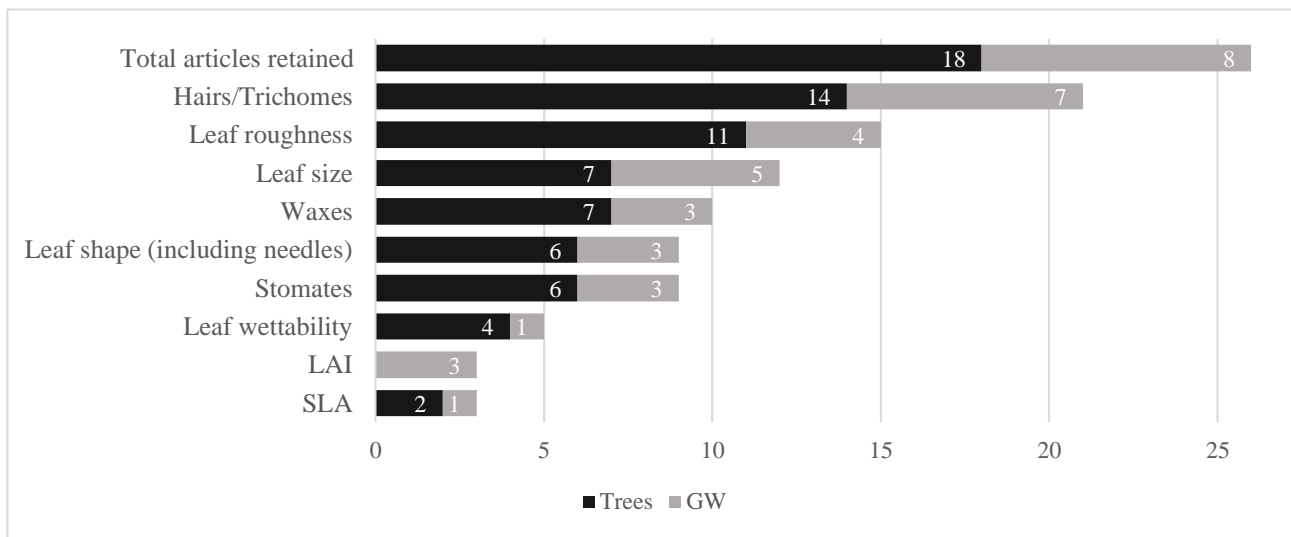


Fig. 1. Number of studies addressing the relationships between specific plant traits (trees or GW plants) and PM capture. One article studied trees and creepers and is therefore counted twice (once for trees and once for creepers).

The most studied traits (at least 10 studies) were: leaf hairs/trichomes, leaf roughness, leaf size and waxes (Fig.1). On the other hand, some traits were merely studied: stomates, leaf wettability, leaf shape (and needles), LAI, and SLA. Four traits were handled only once: evergreen foliage (Nowak, 1994), the length of the petiole (Leonard et al., 2016), the rigidity of the leaf (Weerakkody et al., 2017) and the leaf

dissection index (LDI) (Muhammad et al., 2019).

The methods used by the authors focused mainly on counting or weighing the particles on the leaves. It is not common practice that measurements and comparisons of ambient air quality are performed in order to assess the efficacy of the trait on reducing PM air concentrations (Table 2).

Table 2. Publications retained, type of vegetation studied, number of species and scale of the studies.

Authors	Type of vegetation	Number of species studied	Scale of leaves (L) or air quality (A)?
(Barima et al., 2014)	Tree & herbaceous plants	1 & 3	L
(Beckett et al., 2000)	Trees	5	L
(Blanuša et al., 2020)	Hedges	7	L
(Dzierżanowski et al., 2011)	Trees, shrubs & creeper (GW)	4, 3 & 1	L
(Freer-Smith et al., 2005)	Trees	5	L
(J. Chen et al., 2017)	Trees	5	L
(Joshi & Ghosh, 2014)	Creeper (GW)	1	L + extrapolation
(L. Chen et al., 2017)	Trees	31	L
(Leonard et al., 2016)	Trees and shrubs	16	L
(Little, 1977)	Trees	NA	L
(Mitchell et al., 2010)	Trees	2	L
(Mo et al., 2015)	Trees & shrubs	24 & 11	L
(Muhammad et al., 2019)	Trees, shrubs & creepers (GW)	62, 32 & 2	L
(Nowak, 1994)	Trees	NA	A
(Perini et al., 2017)	GW	4	L
(Ram et al., 2014)	Tree & shrub	1 & 1	L
(Räsänen et al., 2013)	Trees	4	L + A
(Sæbø et al., 2012)	Trees & shrubs	22 & 25	L
(Song et al., 2015)	Trees	5	L
(Viecco et al., 2018)	GW & green roofs	4 & 5	L
(Wang et al., 2013)	Trees	3	L
(Weerakkody et al., 2017)	GW	17	L
(Weerakkody et al., 2018a)	GW & synthetic leaves	4 & NA	L
(Weerakkody et al., 2018b)	GW	20	L
(Zhang et al., 2019)	Trees	5	L

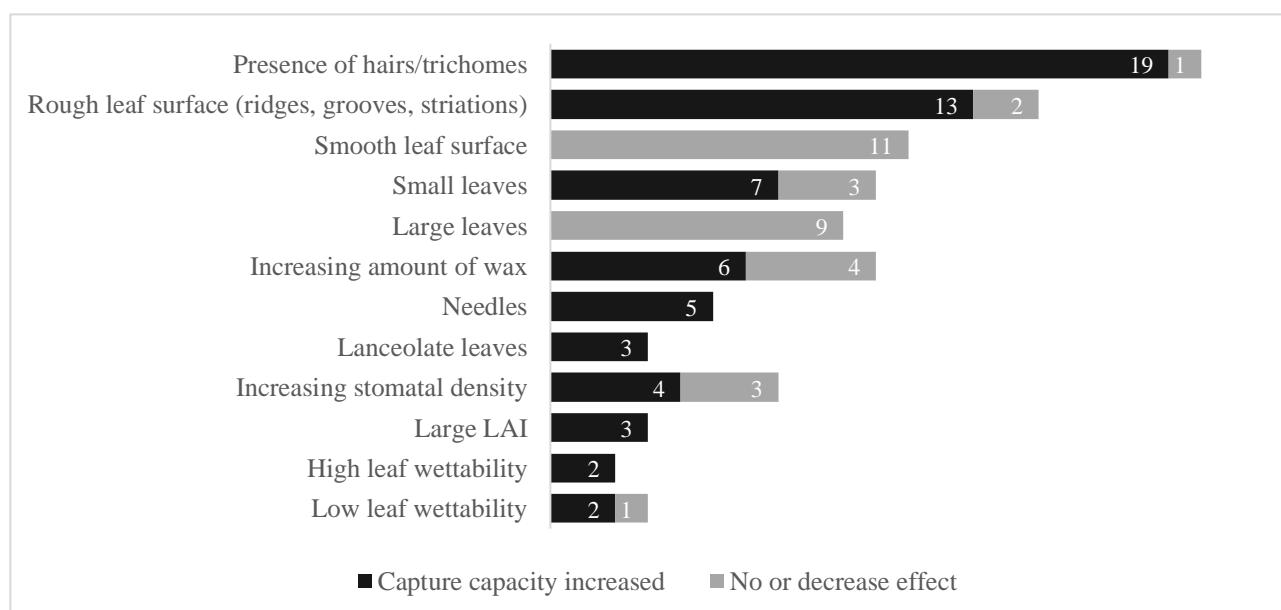


Fig. 2. Number of references reporting an increase in PM capture capacity related to the trait, no effect, or a decrease one.

3.6.2. EFFECTS OF THE TRAITS ON PM CAPTURE

Each studied trait can either help to enhance the impact of the leaf on air quality (pollutant capture), either have no impact or decrease the effect (Fig. 2).

EPIDERMIS TRAITS

Nineteen publications concluded that the presence of hairs/trichomes on the leaf is beneficial to maximize the impact of the vegetation on air quality (Fig. 2). From these studies, 14 were focused on trees and demonstrated that the presence of trichomes increased PM capture by leaves (Barima et al., 2014; Beckett et al., 2000 ; J. Chen et al., 2017; L. Chen et al., 2017; Leonard et al., 2016; Little, 1977; Mitchell et al., 2010 ; Mo et al., 2015 ; Muhammad et al., 2019 ; Ram et al., 2014 ; Räsänen et al., 2013; Sæbø et al., 2012; Song et al., 2015 ; Zhang et al., 2019). The positive relation between the presence of hairs/trichomes and the capacity to capture PM was confirmed for GW in six studies (Blanuša et al., 2020 ; Muhammad et al., 2019 ; Viecco et al., 2018 ; Weerakkody et al., 2017, 2018a, 2018 b). As example, Weerakkody et al., (2018 b) studied 20 GW plants and found that leaf hairs/trichomes showed a positive relationship with the density of PM₁₀ present on the leaves.

In addition, seven studies demonstrated that, besides presence, higher density of leaf hairs/trichomes increase PM capture. That was concluded six times about trees (L. Chen et al., 2017; Mo et al., 2015; Muhammad et al., 2019; Ram et al., 2014; Räsänen et al., 2013; Sæbø et al., 2012) and confirmed by Muhammad et al., (2019) for GW climber plants having a trichome density more than 0.58 mm⁻².

On the contrary, Perini et al., (2017) found that hairy leaves of four GW plants did not allow to collect more fine or ultrafine dust particles. Nevertheless, few studies (two) quantified precisely the magnitude of leaf hairs/trichomes effect on PM capture. Leonard et al., (2016) showed that hair presence increased three times the PM capture by leaves, while Little, (1977) reported that hairy leaves are seven times more efficient.

Leaf roughness is related to more PM capture in 13 studies (Fig. 2) (Beckett et al., 2000 ; J. Chen et al., 2017; L. Chen et al., 2017; Little, 1977; Mitchell et al., 2010 ; Mo et al., 2015 ; Ram et al., 2014 ; Song et al., 2015 ; Viecco et al., 2018; Wang et al., 2013; Weerakkody et al., 2018a, 2018b; Zhang et al., 2019). Smooth leaves of trees are less effective in capturing PM than leaves with rough surfaces in nine experiences (Beckett et al., 2000; J. Chen et al., 2017; L. Chen et al., 2017; Little, 1977; Mitchell et al., 2010; Mo et al., 2015; Ram et al., 2014; Sæbø et al., 2012; Song et al., 2015). That was confirmed in two GW plants experiences (Viecco et al., 2018; Weerakkody et al., 2018a). However, roughness is defined by a combination of different morphological features among studies: ridges or grooves densities (Weerakkody et al., 2018b); coarseness of the epidermis (Zhang et al., 2019); furrowed areas (Song et al., 2015); groove density (L. Chen et al., 2017). The relationship between roughness and PM capture may also vary depending on the leave face (Weerakkody et al., 2018b; Zhang et al., 2019). In contrast, Perini et al., (2017) found that less rough leaves were more efficient, when studying four GW plants. Sæbø et al., (2012) did not find any relationship between leaves roughness and PM capture.

Influence of leaf wax on PM capture is controversial. In total, six experiences found that leaf wax allowed to catch more PM, against four that found no relation or a negative one (Fig. 2). Three stated that the quantity of wax is related to PM accumulation on leaf trees (Barima et al., 2014; Mo et al., 2015; Sæbø et al., 2012). Perini et al., (2017) confirmed this positive relation between waxy leaves and particle deposition for four GW plant species. The two species comporting waxy-leaves in the study of Weerakkody et al., (2017) also captured high levels of PM. One more study draw the same conclusion about GW plant species (Weerakkody et al., 2018a). In contrast, Dzierzanowski et al., (2011) did not find any relationship, and the lowest rate of deposition occurred for leaves with waxy surfaces in Leonard et al., (2016), Mitchell et al., (2010) and Wang et al., (2013).

The role of stomata in PM deposition is unclear, as noticed by Räsänen et al., (2013). An increasing stomatal density is related to increase in PM capture in four papers, but three papers stated the opposite. As far as trees are concerned, as many articles found a positive relationship between an increasing stomatal density and PM capture (J. Chen et al., 2017; Ram et al., 2014; Song et al., 2015), as articles did not (L. Chen et al., 2017; Muhammad et al., 2019; Räsänen et al., 2013). For GW, adaxial faces caught more PM_{2.5} and PM₁₀ when the stomatal density was higher (Weerakkody et al., 2018b). The same conclusion was drawn about the PM₁₀ on the abaxial surface. On the contrary, Muhammad et al., (2019) did not find any relation between the presence of stomates on a creeper and the capacity of leaves to capture PM.

LEAF SIZE AND SHAPE TRAITS

Leave size is reported to influence PM capture with small leaves reported to increase PM capture in the majority of studies (7/10) and large leaves unanimously reported to be less efficient in PM capture (9 studies) (Fig. 2), while comparing small, medium and large leaves. Small leaves are defined by a surface inferior to 200mm² (Viecco et al., 2018; Weerakkody et al., 2018a, 2018b) and large leaves by a surface between 1280 et 6990 mm² (Weerakkody et al., 2017, 2018a, 2018b).

Three studies on trees found that smallest leaved plants are particularly good at immobilizing PM (Beckett et al., 2000; Leonard et al., 2016; Räsänen et al., 2013). In contrast, a same number of studies did not find any correlation between trees leaf size and PM accumulation on the leaves surfaces (J. Chen et al., 2017; Muhammad et al., 2019; Sæbø et al., 2012). However, six studies about trees concluded that broad leaves were not efficient in the PM accumulation (Beckett et al., 2000; J. Chen et al., 2017; Freer-Smith et al., 2005; Leonard et al., 2016; Muhammad et al., 2019; Sæbø et al., 2012).

Studies on GW indicated that the smaller the leaf, the more particles it captures (Viecco et al., 2018; Weerakkody et al., 2017, 2018a, 2018b), except for the creepers in Muhammad et al., (2019). Four studies stated a lower PM capture for large leaves (Muhammad et al., 2019; Weerakkody et al., 2017, 2018a, 2018b). According to Leonard et al., (2016), large leaf could both increase and decrease PM deposition because it provides a greater surface to catch PM, but it also increases leaf movement that can lead to PM dislodgement.

Not enough publications were found about leaves shapes to make solid claims, except for the case of needles. Four studies stated that trees having needles were more efficient in capturing PM (Beckett et al., 2000; L. Chen et al., 2017; Freer-Smith et al., 2005; Räsänen et al., 2013). As examples, coniferous scots pine collected the largest number of particles in the study of Räsänen et al. (2013) on four trees. That was confirmed for *Juniperus chinensis* L. present on a GW (Weerakkody et al., 2018b).

In addition, three studies on trees stated that lanceolate leaves (broadest below the middle) are more efficient to capture PM (L. Chen et al., 2017; Leonard et al., 2016; Muhammad et al., 2019). That was also to case for two climbers in Muhammad et al., (2019).

3.6.3. ANALYSIS OF THE PRESENCE OF TRAITS IDENTIFIED AS EFFECTIVE, ON SIX EXISTING GW.

The total number of plant species of the six studied GW was between nine and 38 (Fig. 3). The plant communities were dominated by a small number of species, from 4 to 7, each covering $> 1/8$ wall surface and up to $1/2$ surface of the wall. On one site (ECb), one species dominated $3/4$ of the GW. For the site with the most different species (Pbx), one was dominant on half of the GW, and 31 were only some individuals. On the Tvs site, species were more evenly distributed, with five species each filling one eighth of the GW. These species having been planted for less than one year (Annex 1), some will probably become dominant in the future.

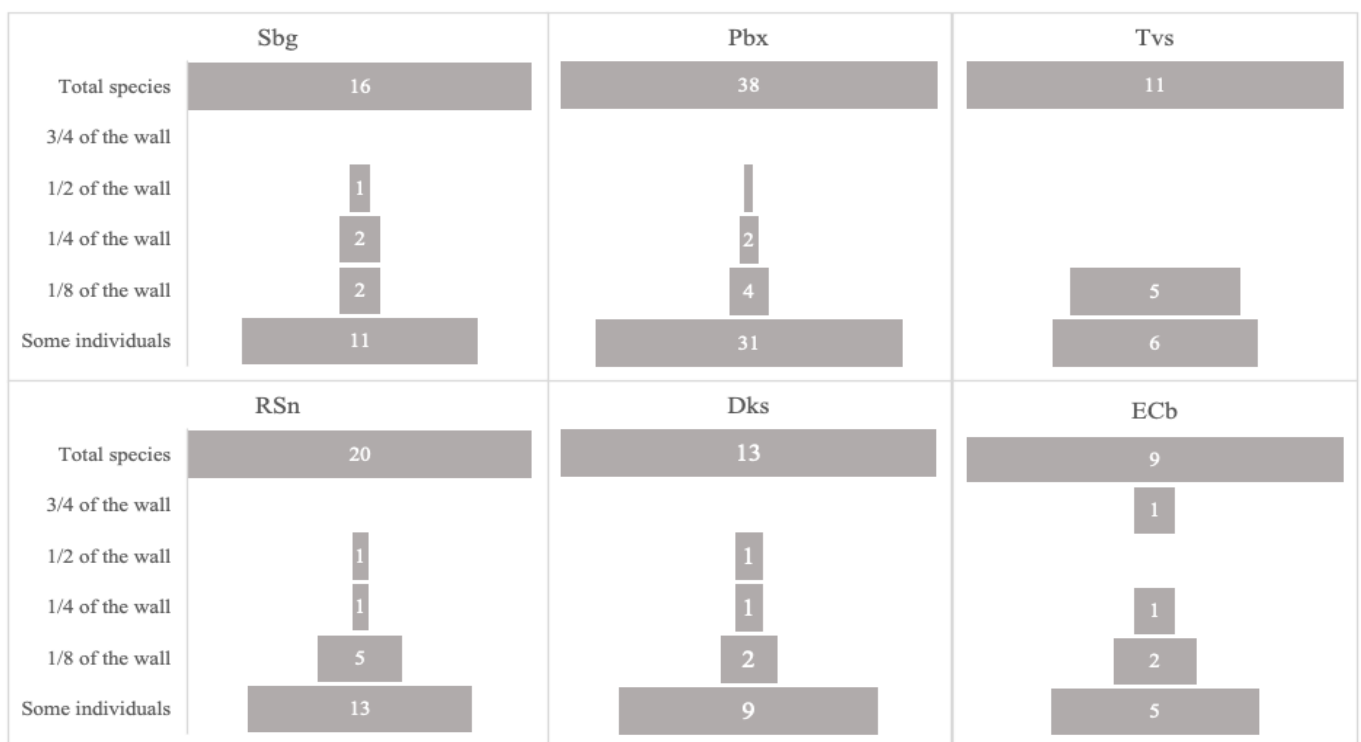


Fig. 3. Number of species per wall and number of species covering a percentage of the wall (Dominance structure of the plant community) (some species overlap which explains a surface of more than 100% when calculating the sum).

Among the species covering at least 1/8 of the wall, medium and broad leaves were dominant (Fig. 4). On two sites (Sbg and ECb), there were no species with small leaves. The maximum was 43% of the species with small leaves (RSn). Species having trichomes/hairs generally represent

less than 30% of the dominant species of the wall (Fig. 5). The maximum was 29% of the species having trichomes (Pbx and RSn). For the ECb wall, all were annual and horticultural species. Hence, no information was found in the databases.

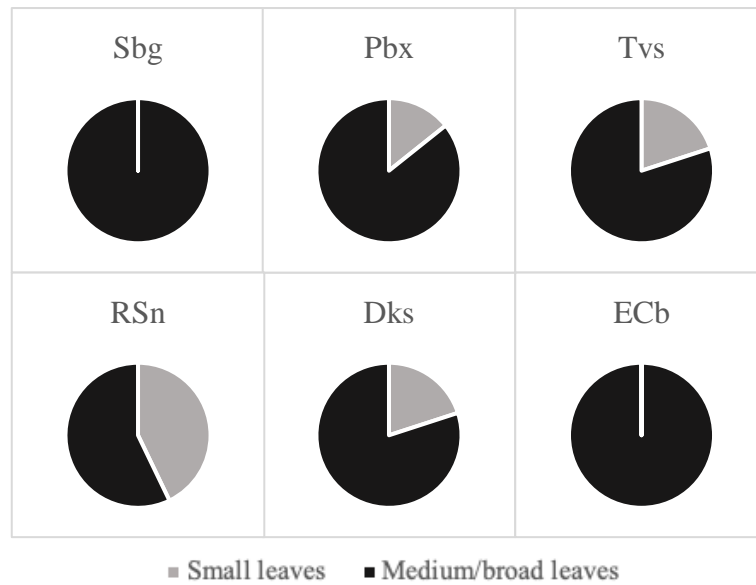


Fig. 4. Proportion of small leaves and medium/broad leaves among the dominant species present on the wall.

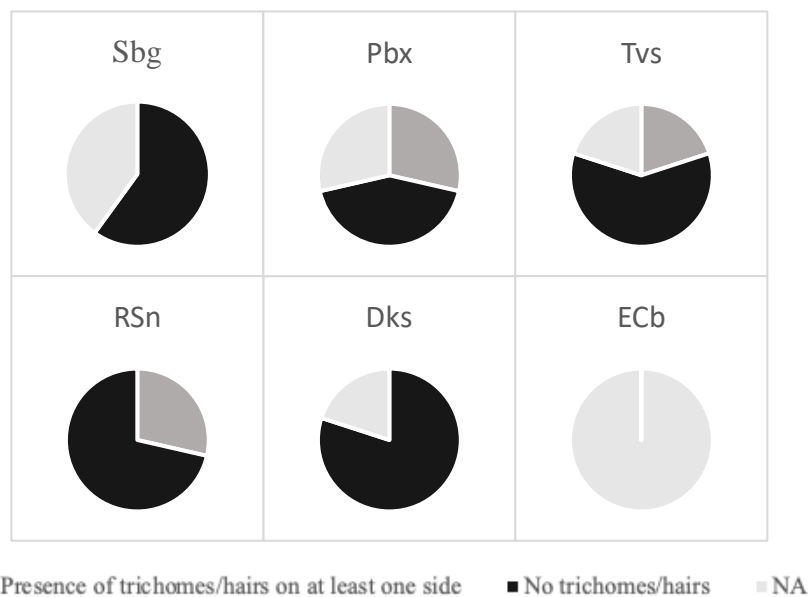


Fig. 5. Proportion of species having trichomes/hairs among the dominant species present on the wall.

3.7. DISCUSSION AND CONCLUSIONS

Despite the general assumption that GW have a positive impact on urban air quality (Abhijith et al., 2017; Barwise & Kumar, 2020; Feng & Hewage, 2014; Joshi & Ghosh, 2014; Ottelé, 2011; Perini et al., 2017; Weerakkody et al., 2018b), our study shows that large knowledge gaps limit our abilities to optimize this function through functional design of plant communities using plant traits. Knowledge on the relationships between plant traits and air quality is almost limited to PM. Very few experiments have studied the link between plant traits and other pollutants than PM, despite the diversity of urban pollution components. Also, few traits have been analyzed in details by a significant number of studies. A more comprehensive list of effective pollutant capture traits is needed to design the most effective GW.

Among the possible functional traits of plants, not all are equally well studied, but at least three traits are reported to influence PM capture: hairiness, roughness and leave size.

The presence of hairs/trichomes on the leaves is the most studied trait, and the results converge. Leaves with higher density of hairs/trichomes capture more PM than those with little or none. This effect is related to the facts that leaf hairs increase the surface area where PM are intercepted and at the same time decrease the chances that PM are falling away when leaves are moving (Zhang et al., 2019). "The presence of leaf hairs/trichomes is reported to be the most influential traits for effectiveness of net particle accumulation, compared to other micromorphological features"

(Muhammad et al., 2019; Weerakkody et al., 2018a).

Leaf roughness is the second most studied trait with a general conclusion that a rough leave surface (containing ridges, grooves, striations) is more efficient than a smooth one to catch PM.

Broad leaves are reported to present low efficiency in capturing PM while small leaves are generally reported to capture more PM. In this sense, needles are good PM catchers.

Not only the number of traits studied in details is low but they were studied individually. Yet, combination of traits is seen to be critical when looking at PM deposition and accumulation. Indeed, it is clear that shapes and leaf hairs are important but their effectiveness can be decreased by the presence of other traits (Leonard et al., 2016).

In addition, conclusions on the effect of plant traits on PM capture are drawn from experiments carried out on the scale of the leaf (most often it is a question of counting PM present on the surfaces). Very few studies have measured pollutant levels in ambient air. The question may therefore arise as how conclusions drawn at the leaf scale can be extrapolated to ambient air quality.

While our review reports evidence that hairiness and leave size can increase the capture of PM by GW, these evidences are not transferred to GW design. The six GW studied supported a plant community dominated by only a few species, which do not exhibit in majority the most effective traits. This highlights the need to select

species with more appropriate traits in the future. Moreover, even when the number of species is high, the plants communities are dominated by a small number of them. Even if these have efficient traits, the PM capture function of the GW is linked to the survival of a reduced number of species and that makes the system less resilient to environmental perturbations. Increasing the diversity of the community with species having traits favorable to the capture of pollutants is the preferred design. In brief, while this review points to the potential of using plant traits to provide operational

designs for GW with the goal of improving their effect on air quality, the state of knowledge makes it premature to conclude on operational guidelines. Further researches are needed to increase the diversity of traits and pollutants studied, the effect of traits combination and the scalability of leaf effect to ambient air quality. Nevertheless, knowledge on the effect of leaf hairiness, leaf size and leaf roughness can be included in current design of GW, which does not seem to be the case.

4. SECONDE PARTIE : MESURES DE TAUX DE PARTICULES AMBIANTS DANS ET AUX ALENTOURS DE MURS VÉGÉTAUX EXISTANTS, À L'AIDE DE CAPTEURS

4.1. INTRODUCTION ET OBJECTIFS

Nous avons pu remarquer dans la première partie que les murs végétaux sont souvent annoncés comme ayant un effet bénéfique sur la qualité de l'air en ville, mais que très peu d'études mesurant directement les taux de pollution ambiants ont été réalisées. De plus, les technologies de mesures sont encore en développement, et peu d'informations ont été trouvées concernant la sensibilité de mesure des capteurs en fonction des marques. Cette seconde partie va permettre de répondre aux objectifs spécifiques 3 et 4. Il s'agit de mesurer la qualité de l'air dans et aux alentours de murs végétaux existants, à l'aide de capteurs.

Cette partie expérimentale consiste à réaliser des mesures sur les murs végétaux étudiés dans la première partie. Le but premier est d'évaluer l'effet global d'un mur végétal sur la qualité de l'air à proximité directe du mur. Les éléments de qualité de l'air pris en compte dans cette étude sont les PM_{10} et les $PM_{2.5}$. Le second objectif est de tester si des capteurs de deux marques différentes, utilisant la même technologie de mesure, donnent des résultats similaires (évaluation du degré de fiabilité des mesures).

4.2. MATÉRIEL ET MÉTHODE

4.2.1. MURS VÉGÉTAUX ÉTUDIÉS

Cinq murs végétaux ont été étudiés. Ils se situent à Bruxelles et à Namur. Un tableau reprenant leurs caractéristiques se trouve en Annexe 3. Celui-ci comporte pour chaque mur vert étudié : son numéro, l'abréviation utilisée, la ville, la superficie du mur, la distance à la route, l'année de création, le type de milieu, la densité de la circulation et une photo.

4.2.2. CAPTEURS UTILISÉS

Afin d'évaluer l'effet global d'un mur végétal sur la qualité de l'air, deux marques de systèmes de capteurs mesurant la qualité de l'air ont été employées. La première comporte des capteurs *Nova SDS011*, et la deuxième, appelée « *Atmotubes* », comporte des capteurs *Sensirion SPS30* pour la mesure des particules. Afin d'alléger la lecture, les « systèmes de capteurs » seront appelés « capteurs » par la suite.

Tableau 6. Noms des capteurs, polluants mesurés et technologies utilisées.

Capteurs	Polluants mesurés	Technologie utilisée	Mesure de la température et de l'humidité ?
<i>Nova SDS011</i>	PM ₁₀ , PM _{2.5}	Laser (Compteur optique)	Non
<i>Sensirion SPS30</i> (dans les <i>Atmotubes</i>)	PM ₁₀ , PM _{2.5}	Laser (Compteur optique)	Oui

Les capteurs *Nova SDS011* et *Sensirion SPS30* sont des compteurs optiques de particules qui détectent la pollution particulaire en mesurant la lumière diffusée par les particules (capteurs à diffusion laser (Sensirion, 2020)). Ils utilisent généralement une source lumineuse de faible puissance dans laquelle les particules collectées diffusent la lumière mesurée par un dispositif de photodétection (European Commission, 2017 ; WMO, 2018). La source de lumière de ce type de capteur peut être un laser rouge ou une diode électroluminescente (DEL¹⁰) infrarouge (IR). Les capteurs LED sont équipés de lentilles supplémentaires de focalisation de la lumière. Leur chambre optique est constituée d'un corps en plastique moulé par injection, qui est placé sur une carte de circuit électronique. Pour générer un flux d'air, les capteurs SDS011 et SPS30 utilisent des ventilateurs. Ils sortent les données de façon numérique (en opposition aux sorties analogiques) (Kuula et al., 2019). Une photo de chaque système se trouve en Annexe 4.

Les capteurs « low cost » *Nova SDS011* ont été prouvés raisonnablement précis dans les mesures des PM_{2.5}, dans certaines conditions environnementales (Kuula et al., 2019 ; Liu et al., 2019). Par contre, selon Kuula et al., (2019), leurs « mesures des PM₁₀ peuvent être grossièrement inexactes ». Les capteurs *Sensirion SPS30* présentent une gamme opérationnelle limitée. Leur précision peut se révéler proche de la qualité réglementaire si la fraction de taille mesurée est alignée avec la gamme de détection valide du capteur (< 0,9 µm et PM₁) (Kuula et al., 2019).












4.2.3. PRISES DE MESURES

Pour chaque site étudié, des mesures ont été prises dans deux zones distinctes. La première zone correspond au mur végétal en lui-même (MV). La seconde est appelée la zone neutre (ZN). Chaque situation a demandé de placer les capteurs selon une configuration bien déterminée pour respecter les deux zones (Tableau 7). La ZN correspond à un secteur dans lequel l'air est supposé ne pas être influencé par les effets du mur, si effet il y a.

¹⁰ LED en anglais.

La ZN se situe entre deux et dix mètres du mur végétal, afin de rester dans des conditions environnementales similaires (Tableau 7). Elle se trouve avant le mur vert dans le sens des vents dominants. Le but étant ici de savoir si un effet du mur pourrait exister, la ZN se trouve parfois, en fonction des situations, sur une façade avoisinante à celle du MV, et pas obligatoirement dans la rue au niveau des piétons. En effet, il s'agit ici d'une étude exploratoire, et si aucune différence n'est trouvée avec la façade voisine, il pourrait être conclu qu'une différence avec la rue serait encore plus difficile à distinguer.

Tableau 7. Détails sur le positionnement des capteurs en fonction des situations, et météo les jours de prises de mesures.

LWS	Position des capteurs MV	Position des capteurs ZN	Hauteur des capteurs	Distance entre MV et ZN	Date	Météo
Sbg	Dans la végétation	Sur un toit situé en face du MV	3,5 m	8 m	17/06	
					18/06	
Pbx	Accrochés à une barrière 4 cm devant la végétation	Accrochés à une barrière dans la cour	1,5 m	4 m	21/06	
					22/06	
Tvs	Appuis de fenêtre dans la végétation	Appuis de fenêtre de la façade mitoyenne au MV	4 m	3 m	25/06	
					26/06	
RSn	Appuis de fenêtre dans la végétation	Appuis de fenêtre de la façade mitoyenne au MV	4 m	6 m	27/06	
					28/06	
					29/06	
Dks	Dans la végétation	Accrochés à des poteaux en face du MV	2 m	8 m	23/06	
					01/07	

Chaque mur végétal a été équipé de huit capteurs *Nova* et de huit *Atmotubes*, pour une durée de minimum deux jours (consécutifs, excepté pour le Dks). Le même nombre de capteurs a été placé en même temps dans la zone neutre. Les dates des séances de mesure ainsi que la météo sont données dans le Tableau 7.

Les capteurs *Nova* sont relativement sensibles à l'humidité relative lorsque celle-ci est supérieure à 45-50%). Les murs végétaux sont des systèmes irrigués et donc très humides. L'humidité relative mesurée a donc été mise en parallèle avec les taux de polluants, afin de pouvoir rester critique lorsque celle-ci est élevée. Afin d'effectuer une calibration interne des systèmes de mesure, les 16 capteurs ont été utilisés les uns à côté des autres, pendant une journée complète à Bruxelles (29/07), dans une ZN. Cette calibration avait comme but d'évaluer la variation intercapteurs liée à leurs sensibilités de détection.

4.2.4. ANALYSES STATISTIQUES

a. Données de départ

Suite à l'utilisation des capteurs *Nova* et *Atmotubes*, 16 jeux de données comportant les concentrations de PM_{10} au cours du temps, et 16 jeux de données comportant les concentrations de $PM_{2.5}$ au cours du temps ont été obtenues par site (16 capteurs x 2 mesures x 5 sites = 160 jeux de données au total). Pour chacun, une distinction peut être établie entre les capteurs placés dans la ZN et le MV. Les *Atmotubes* réalisant une mesure toutes les minutes, et les *Nova* toutes les trois minutes, 16 fois la mesure de la concentration en PM_{10} et $PM_{2.5}$ toutes les minutes pour les *Atmotubes* et toutes les trois minutes pour les *Nova*, durant deux jours pour chaque couple de MV et ZN, ont été obtenues. Les *Atmotubes* mesurant aussi la température et l'humidité relative, ces données ont été traitées de la même façon.

b. Préparation des données

Pour chacun des jeux de données obtenus, les données aberrantes (outliers), dans le jeu de données de chaque capteur indépendamment, ont dû être analysées et éventuellement supprimées. Afin de les trouver, la moyenne mobile des données a été calculée. Un pas de 11 minutes a été pris pour les *Atmotubes*, car les données étaient bien continues, et un pas de trois minutes a été utilisé pour les *Nova*, car il y avait moins de données et beaucoup de « trous », donc un pas plus grand faisait perdre trop de données. La moyenne mobile a permis d'obtenir la tendance générale des données. Ensuite, cette moyenne mobile a été soustraite aux données de base. Cela a alors permis d'obtenir les résidus des données, autrement dit, les données qui ne suivaient pas la tendance. Parmi ceux-ci, il a alors fallu déterminer lesquels il était bon de supprimer (les données aberrantes). Pour cela, l'écart-type des résidus a été calculé. Ensuite, les résidus trois fois plus grands que l'écart-type ont été supprimés. Pour finir, le jeu de données a été simplifié : les données par minutes ont été agrégées en une moyenne par heure.

c. Traitement statistique des données

Le choix du modèle pour comparer les concentrations en PM_{10} et $PM_{2.5}$ entre MV et ZN s'est porté sur le modèle linéaire mixte. Ce type de modèle est souvent utilisé lorsqu'il n'y a pas d'indépendance dans les données (UCLA, 2021). Dans cette étude, les données temporelles provenant d'un même capteur n'étaient pas indépendantes. Le modèle utilisé a pris en compte toute la période considérée (deux jours). Le capteur était un facteur aléatoire. Les facteurs fixes étaient la date, l'heure, et la zone (ZN ou MV).

Le modèle a été réalisé pour chaque mur séparément, une fois avec le type de zone pris en compte (ZN ou MV), et une fois sans le prendre en compte. Ensuite, une analyse de la variance (Anova) a été réalisée dans le but de comparer les deux modèles, afin de tester si les concentrations en PM₁₀ et PM_{2.5} différaient significativement entre MV et ZN sur l'ensemble de la période de mesure (deux jours). Si une différence statistique existait, la moyenne globale sur les deux jours était observée, afin de savoir lequel du mur vert ou de la zone neutre avait la concentration en polluants la plus élevée. Le code R réalisé se trouve en Annexe 5.

Les résultats obtenus sont présentés dans la partie « 4.3.2 Caractérisation temporelle des concentrations en PM » sous forme de graphiques représentant les concentrations en polluants et la température, en fonction du temps. L'humidité relative (HR) est ajoutée sur les graphiques des *Atmotubes*. L'HR n'est pas apparente sur les graphiques des capteurs *Nova*, puisque ceux-ci ne la mesuraient pas. L'erreur standard est ajoutée sur les données, puisqu'un point sur le graphique est donné par la moyenne de plusieurs capteurs. La moyenne de la totalité de la période étudiée est également représentée. Une coupure apparaît sur les graphiques pour lesquels les données n'ont pas été prises en continu pendant toute la période considérée. Dans ces cas-là, la moyenne étant calculée sur l'ensemble des données, celle-ci n'est pas représentée en deux parties sur les graphiques.

4.3. RÉSULTATS

4.3.1. CARACTÉRISATION DE L'EFFET DE CAPTURE D'UN MUR VÉGÉTAL SUR LES CONCENTRATIONS EN PM PAR SITE

Trois sites sur cinq présentent une différence statistique entre le MV et la ZN pour les concentrations moyennes en PM_{2.5} (Tableau 8). Les sites identifiés avec des différences ZN/MV significatives ne sont pas les mêmes selon la marque du capteur. Sur deux sites (Sbg et RSn), la p-valeur est < 0,001 pour les deux marques de capteurs, une p-valeur significative est donnée pour les *Atmotubes* au Pbx, et pour les *Nova* au Dks. Cinq fois sur six, c'est dans le MV que le taux de PM_{2.5} est le plus élevé. La plus grande différence de concentration en PM_{2.5} entre le MV et la ZN est de 4,93 mg/m³. La ZN comporte plus de PM_{2.5} que le MV une unique fois (site Dks), et la différence entre les deux est de 0,25 mg/m³ (Tableau 8).

Tableau 8. Moyennes des PM_{2.5} (mg/m³) par site pour le mur végétal (MV) et la zone neutre (ZN), différence de moyennes entre MV et ZN (MV-ZN) et p-valeurs associées à la différence entre les zones (MV, ZN).

Site	Atmotubes		MV-ZN	p-valeur	Nova		MV-ZN	p-valeur
	MV	ZN			MV	ZN		
Sbg	19,08	14,15	4,93	<0,001	4,66	4,62	0,05	<0,001
Pbx	11,93	11,77	0,17	0,011	9,49	8,07	1,42	0,235
Tvs	17,07	16,40	1,18	0,313	10,98	NA	NA	NA
RSn	7,08	6,48	0,66	<0,001	4,37	4,62	-0,25	<0,001
Dks	13,74	12,56	0,60	0,067	9,29	7,18	2,11	<0,001

Pour les concentrations moyennes en PM₁₀, le MV en contient plus que la ZN dans deux cas mesurés par les *Atmotubes*. La plus grande différence est de 5,70 mg/m³, sur le site Sbg (Tableau 9). Les capteurs *Nova* ne donnent pas les mêmes résultats. Selon ces capteurs, la différence entre les taux de PM₁₀ du MV et de la ZN est significative trois fois, et dans deux cas sur les trois la concentration est plus élevée dans la ZN. La différence maximale s'élève à 3,48 mg/m³, sur le site RSn (Tableau 9).

Tableau 9. Moyennes des PM₁₀ (mg/m³) par site pour le mur végétal (MV) et la zone neutre (ZN), différence de moyennes entre MV et ZN (MV-ZN) et p-valeurs associées à la différence entre les zones (MV, ZN).

Site	Atmotubes		MV-ZN	p-valeur	Nova		MV-ZN	p-valeur
	MV	ZN			MV	ZN		
Sbg	21,25	15,56	5,70	<0,001	12,04	12,45	-0,41	<0,001
Pbx	13,68	13,27	0,41	0,466	17,43	15,65	1,78	0,101
Tvs	19,01	18,79	0,23	0,080	18,92	NA	NA	NA
RSn	8,29	7,68	0,61	<0,001	7,58	11,06	-3,48	<0,001
Dks	15,62	14,53	1,09	0,302	20,08	19,72	0,36	<0,001

Les moyennes de températures sont pour chaque site significativement différentes entre le MV et la ZN (Tableau 10). Dans quatre cas sur les cinq, il fait plus frais dans le MV. La plus grande différence de température est de 2,8°C sur le site Sbg.

Tableau 10. Moyennes des températures (°C) par site pour le mur végétal (MV) et la zone neutre (ZN), différence de moyennes entre MV et ZN (MV-ZN) et p-valeurs associées à la différence entre les zones (MV, ZN).

Site	Atmotubes		MV-ZN	p-valeur
	MV	ZN		
Sbg	25,25	28,05	-2,80	< 0,001
Pbx	16,53	16,24	0,29	< 0,001
Tvs	20,35	21,12	-1,66	< 0,001
RSn	23,57	24,26	-0,77	< 0,001
Dks	15,34	17,00	-0,69	< 0,001

Les deux marques de capteurs donnent des résultats significativement différents sur trois sites sur cinq, pour la mesure des PM_{2.5} et des PM₁₀ (Tableau 11 et Tableau 12). En ce qui concerne les PM_{2.5}, ce sont trois fois les *Atmotubes* qui donnent la valeur la plus élevée. La plus grande différence significative de mesure de la concentration moyenne en PM_{2.5} entre les deux marques de capteurs s'élève à 4,6 mg/m³ (Tableau 11). Pour les PM₁₀, ce sont trois fois les *Nova* qui donnent une moyenne plus élevée, et le maximum s'élève à 4,87 mg/m³ (Tableau 12).

Tableau 11. Moyennes des PM_{2.5} (mg/m³) par site, mesurées par les *Atmotubes* et par les *Nova*, différence de moyennes entre les deux marques de capteurs (*Atmotubes* – *Nova*), et p-valeurs associées à la différence entre les deux marques.

Site	<i>Atmotubes</i>	<i>Nova</i>	Différence	p-valeur
Sbg	16,69	4,64	12,05	0,142
Pbx	11,85	8,87	2,98	< 0,001
Tvs	16,73	10,98	5,75	0,958
RSn	6,78	4,54	2,24	< 0,01
Dks	13,15	8,55	4,6	< 0,001

Tableau 12. Moyennes des PM₁₀ (mg/m³) par site, mesurées par les *Atmotubes* et par les *Nova*, différence de moyennes entre les deux marques de capteurs (*Atmotubes* – *Nova*), et p-valeurs associées à la différence entre les deux marques.

Site	<i>Atmotubes</i>	<i>Nova</i>	Différence	p-valeur
Sbg	18,50	12,22	6,28	0,745
Pbx	13,48	16,66	-3,18	< 0,001
Tvs	18,90	18,92	-0,02	0,893
RSn	7,99	10,06	-2,07	< 0,001
Dks	15,08	19,95	-4,87	< 0,001

4.3.2. CARACTÉRISATION TEMPORELLE DES CONCENTRATIONS EN PM

D'une manière générale, les concentrations particulières mesurées sont très variables au cours du temps. Les concentrations en $PM_{2.5}$ (tous capteurs confondus) passent de 2,45 à 82,81 mg/m^3 sur le site Sbg (Figure 4), de 2,7 à 27 mg/m^3 sur le site Pbx (Figure 5), de 8,38 à 34,07 mg/m^3 sur le site Tvs (Figure 6), de 0,62 à 13,65 mg/m^3 sur le site RSn (Figure 7) et de 3,98 à 20,57 mg/m^3 sur le site Dks (Figure 8). Les concentrations en PM_{10} (tous capteurs confondus) passent de 5,56 à 96,70 mg/m^3 sur le site Sbg (Figure 4), de 5,72 à 31,22 mg/m^3 sur le site Pbx (Figure 5), de 9,6 à 38,37 mg/m^3 sur le site Tvs (Figure 6), de 3,24 à 23,78 mg/m^3 sur le site RSn (Figure 7) et de 7,17 à 32,98 mg/m^3 sur le site Dks (Figure 8).

Les plus hauts pics de pollution particulaire mesurés par les *Atmotubes* sont donc relevés sur le site Sbg (Figure 4). Durant cette période, plus de particules ont été mesurées dans le MV. Les mesures réalisées par les *Atmotubes* des taux de PM sont très similaires entre MV et ZN sur le site Pbx (Figure 5). Sur ce site, de plus grandes variations ont été obtenues avec les capteurs *Nova*. Au Dks, les particules mesurées dans le MV sont presque constamment plus élevées que dans la ZN (Figure 8).

Des différences de températures entre MV et ZN sont visibles sur les courbes des moyennes de température au cours du temps, et les courbes des MV sont presque constamment plus basses que celles des ZN (Figure 9). Les pics les plus chauds sont apparus sur les sites Sbg et RSn.

Les erreurs standards représentent la variation intracapteurs d'une même marque. Il est à remarquer que celles-ci sont très grandes lors des pics de particules mesurées sur le site de Sbg (Figure 4), et qu'elles sont importantes là où des différences entre MV et ZN ont été détectées par les capteurs *Nova* sur le site Pbx (Figure 5). Sur le site RSn, les erreurs standards sont également très élevées pour la mesure des PM_{10} par les capteurs *Nova* (Figure 7). Il est aussi possible de remarquer sur la Figure 10 que les capteurs *Nova* peuvent donner des concentrations en PM_{10} assez différentes selon le capteur.

Les moyennes des taux de particules dans le temps n'ont pas les mêmes valeurs en fonction de la marque des capteurs (Figure 5, Figure 7 et Figure 8). Cette différence entre les deux marques se confirme lorsque tous les capteurs ont tourné en même temps au même endroit (Figure 10).

Sur deux sites de mesure (Sbg et RSn), les courbes des concentrations en PM mesurées par les *Atmotubes* semblent suivre la courbe du taux d'HR (Figure 4 et Figure 7). Sur le site RSn (Figure 7), les taux de PM sont plus élevés dans le MV quand l'HR est la plus élevée, mais l'inverse se remarque quand l'HR diminue. Sur les trois autres sites, les concentrations en particules mesurées ne suivent pas les taux d'HR (Figure 5, Figure 6 et Figure 8).

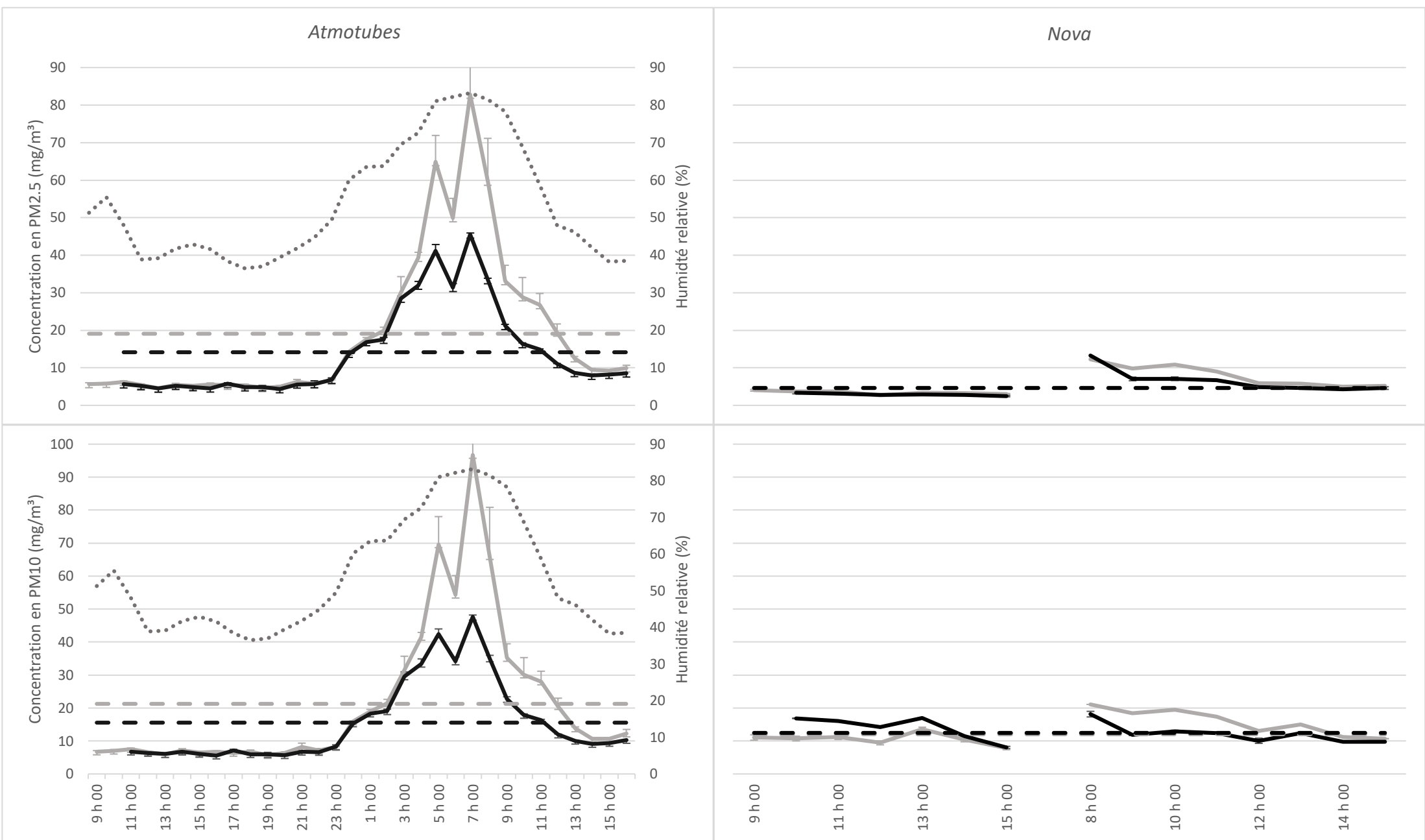


Figure 4. Moyennes par heure des taux de particules à Sibelga (Sbg) les 17 et 18 juin 2021. MV = mur végétal, ZN = zone neutre, Moy MV = moyenne sur la période pour mur végétal, Moy ZN = moyenne sur la période pour la zone neutre, HR = humidité relative.

— MV — ZN — — Moy MV — — Moy ZN HR

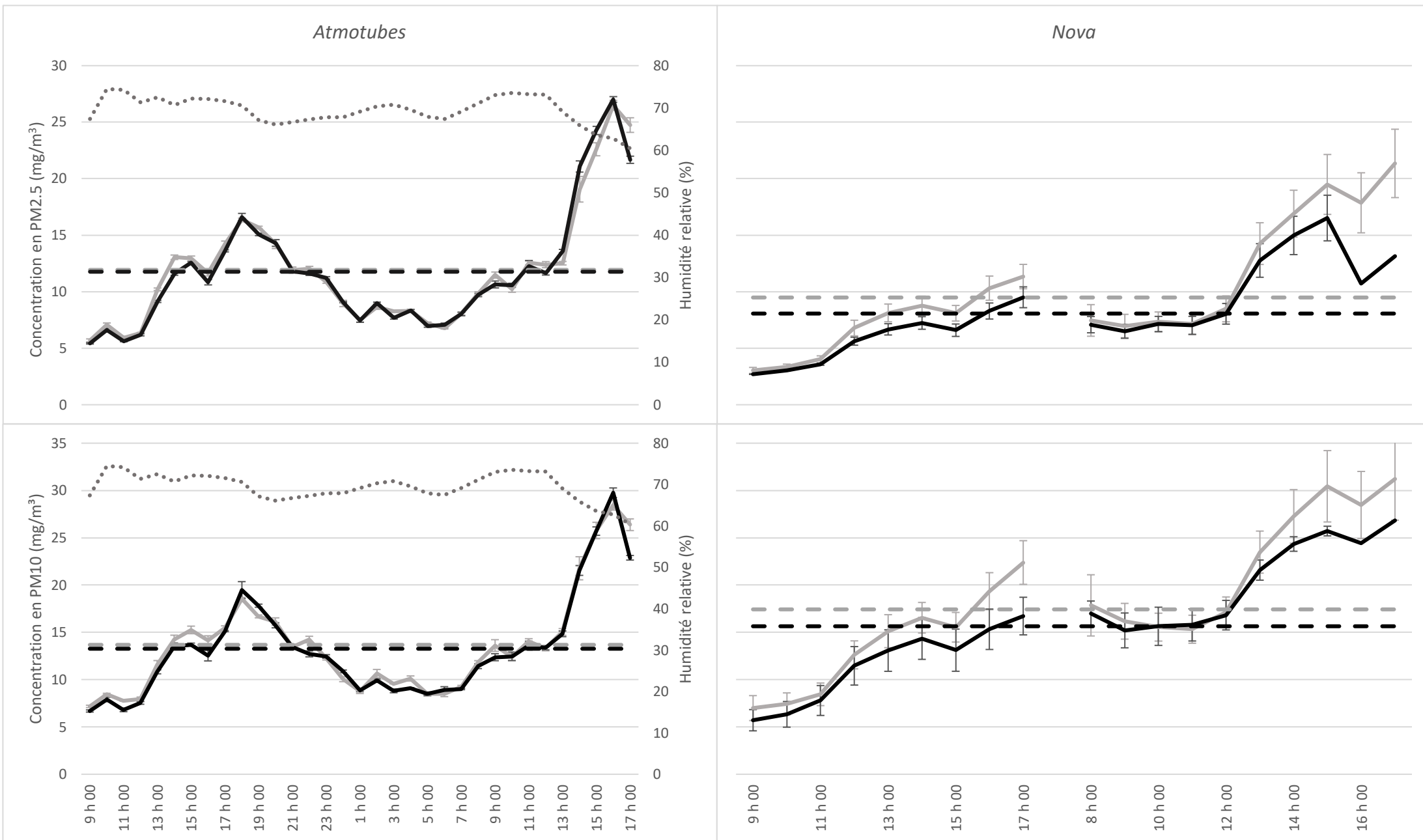


Figure 5. Moyennes par heure des taux de particules au Parlement bruxellois (Pbx) les 21 et 22 juin 2021. MV = mur végétal, ZN = zone neutre, Moy MV = moyenne sur la période pour mur végétal, Moy ZN = moyenne sur la période pour la zone neutre, HR = humidité relative.

— MV — ZN — — Moy MV — — Moy ZN HR

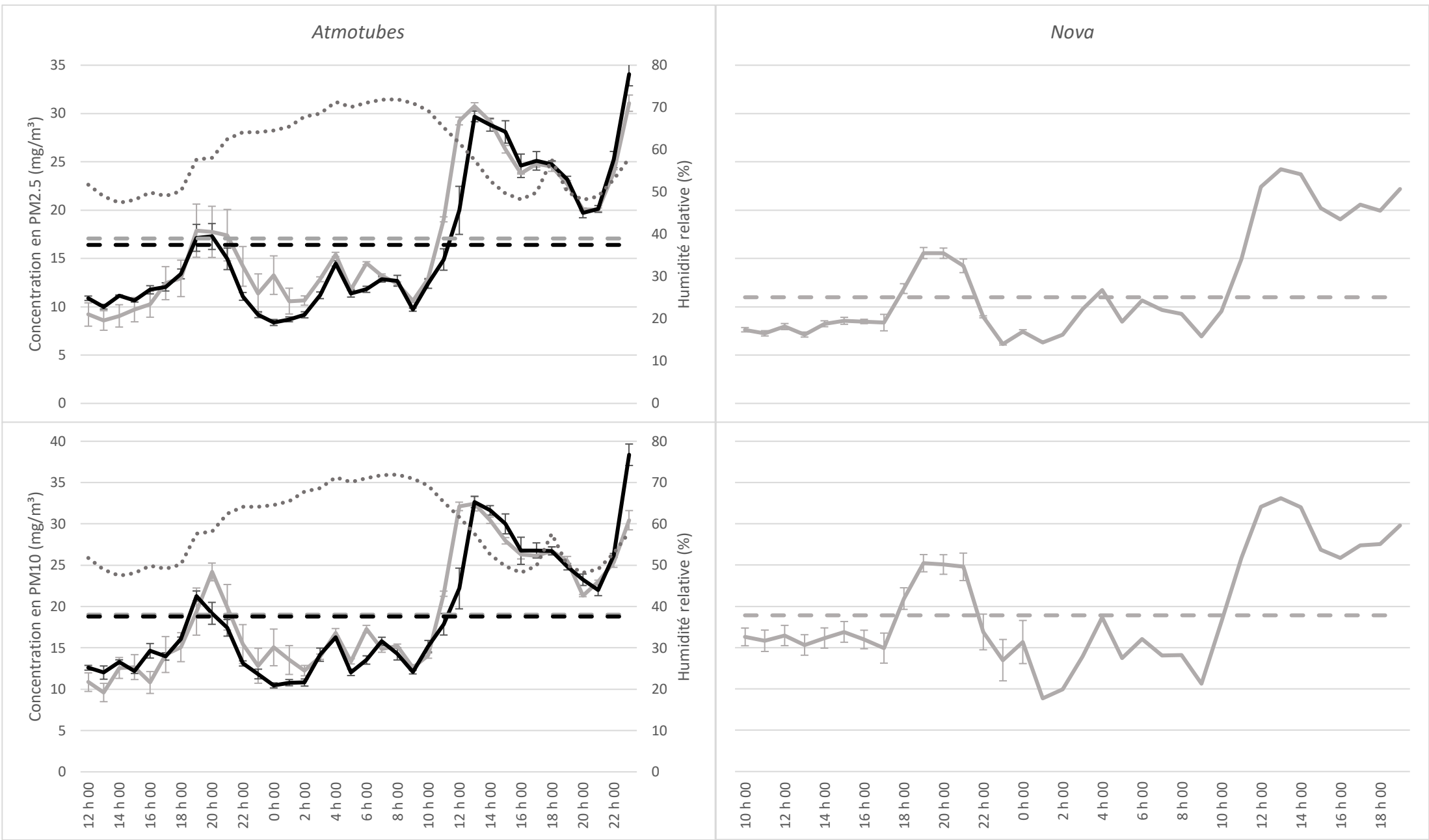


Figure 6. Moyennes par heure des taux de particules à la rue Traversière (Tvs) les 25 et 26 juin 2021. MV = mur végétal, ZN = zone neutre, Moy MV = moyenne sur la période pour mur végétal, Moy ZN = moyenne sur la période pour la zone neutre, HR = humidité relative.

— MV — ZN - - - Moy MV - - - Moy ZN HR

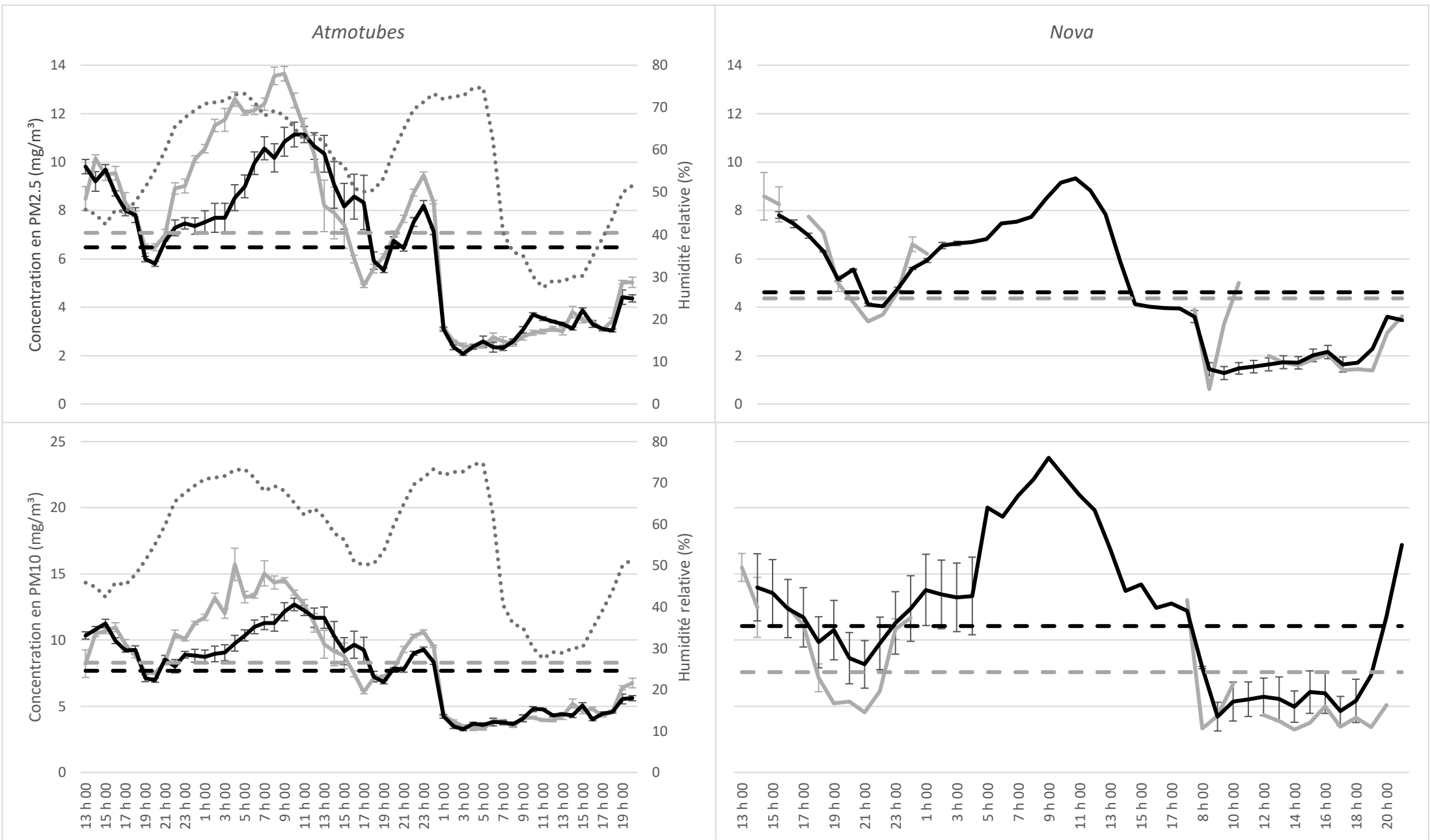


Figure 7. Moyennes par heure des taux de particules à l'hôtel Royal Snail (RSn) les 27, 28 et 29 juin 2021. MV = mur végétal, ZN = zone neutre, Moy MV = moyenne sur la période pour mur végétal, Moy ZN = moyenne sur la période pour la zone neutre, HR = humidité relative.

— MV — ZN - - - Moy MV - - - Moy ZN HR

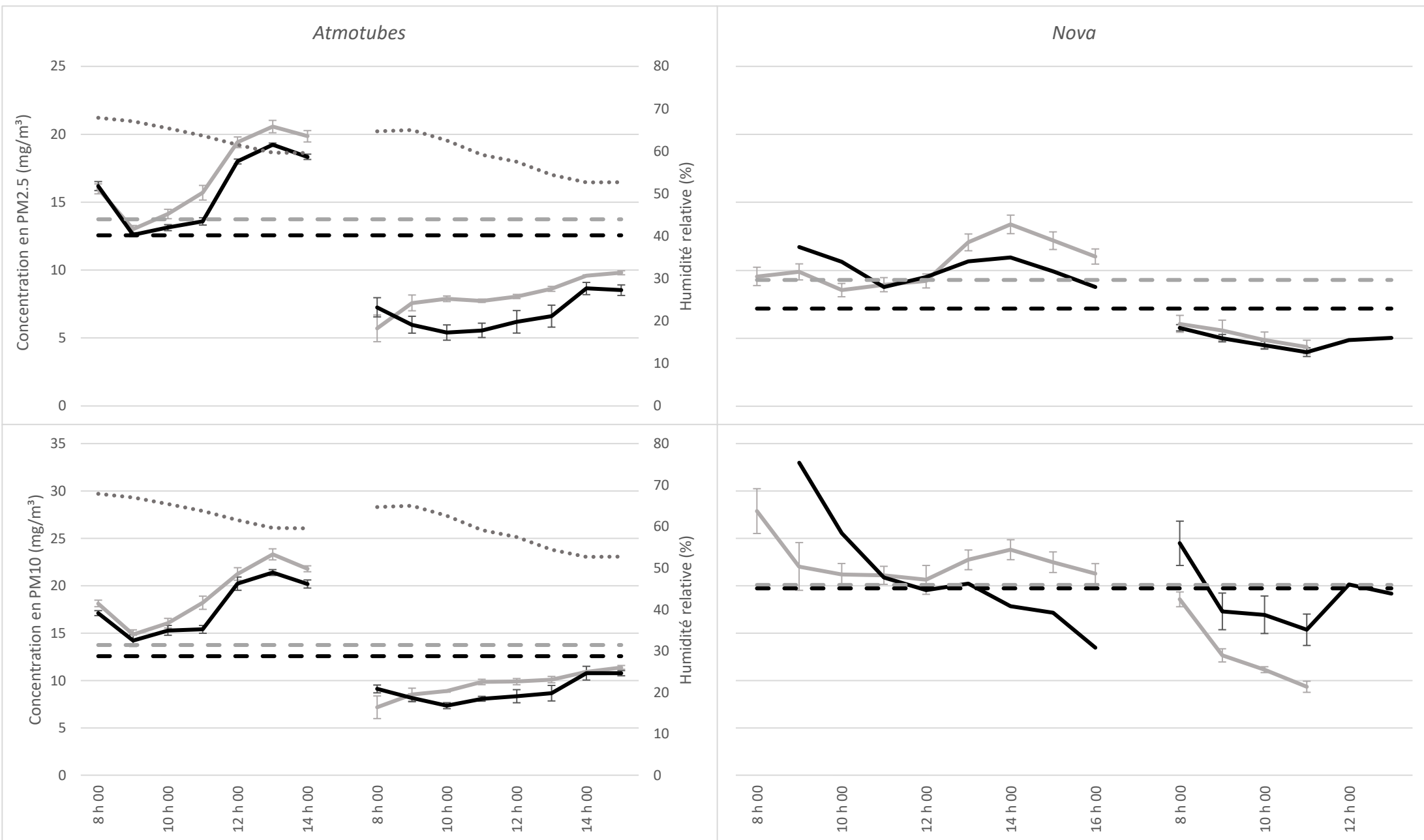


Figure 8. Moyennes par heure des taux de particules au Docks Brussel (Dks) le 23 juin et le 1^{er} juillet 2021. MV = mur végétal, ZN = zone neutre, Moy MV = moyenne sur la période pour mur végétal, Moy ZN = moyenne sur la période pour la zone neutre, HR = humidité relative.

— MV — ZN - - - Moy MV - - - Moy ZN HR

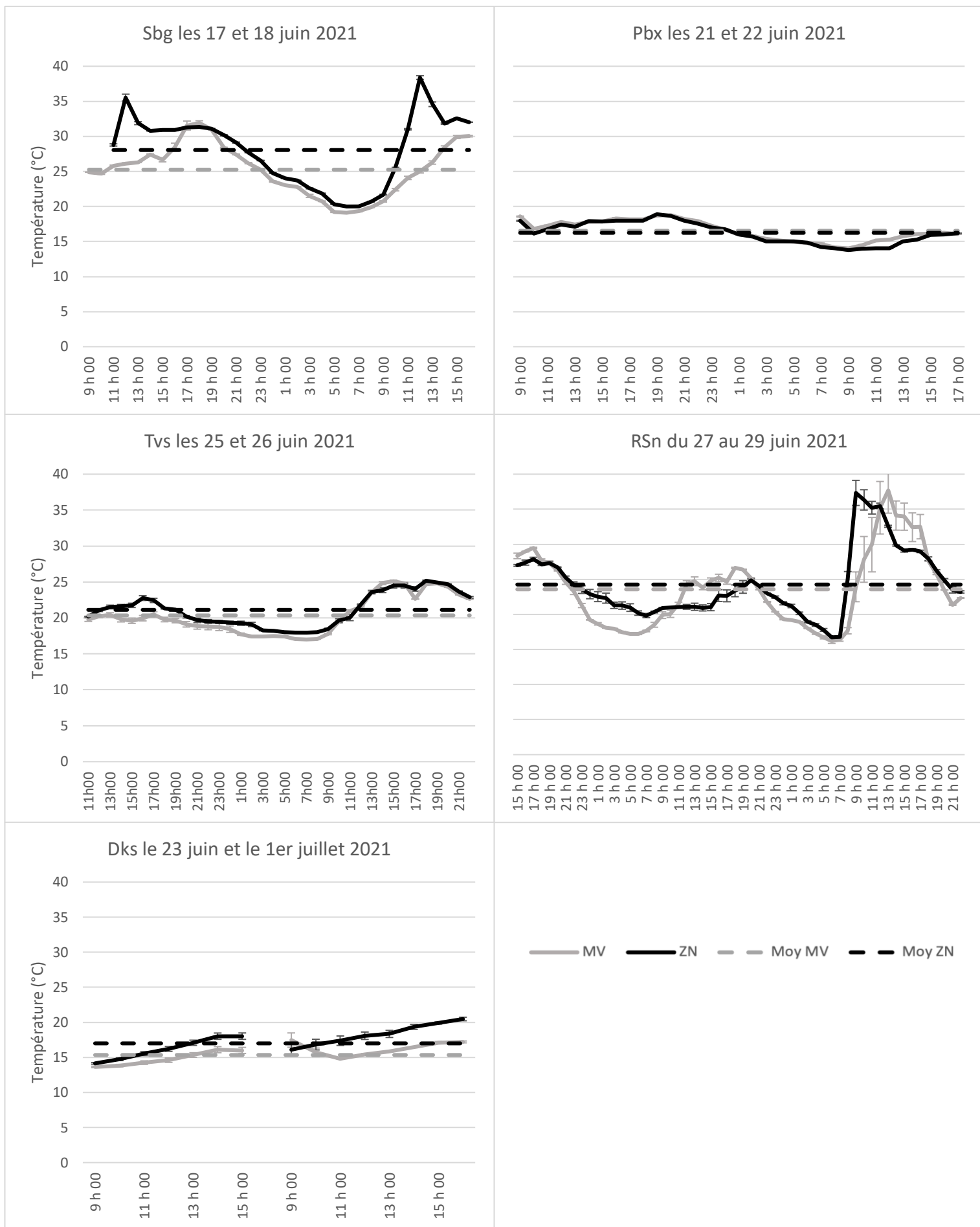


Figure 9. Moyennes par heure des températures sur tous les sites. MV = mur végétal, ZN = zone neutre, Moy MV = moyenne sur la période pour mur végétal, Moy ZN = moyenne sur la période pour la zone neutre, HR = humidité relative.

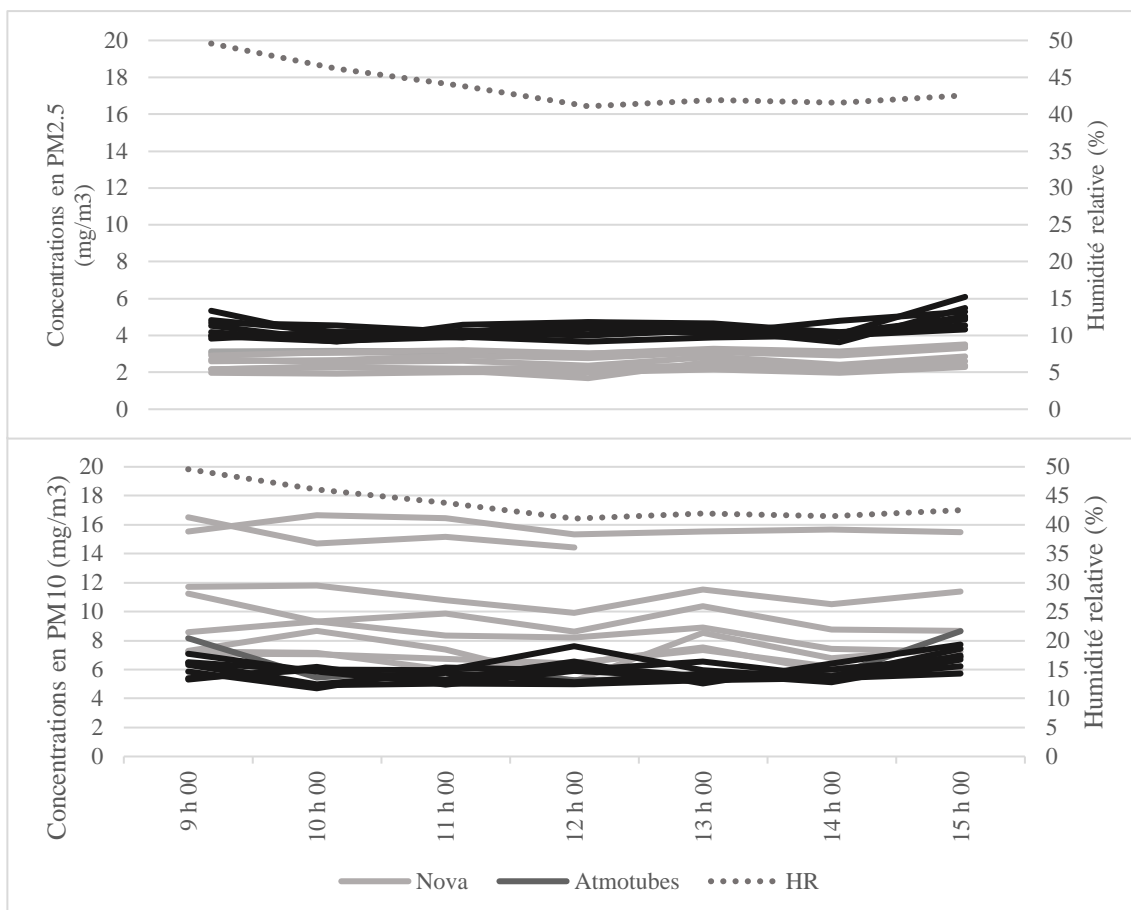


Figure 10. Moyennes par heure des taux de particules à Bruxelles (Uccle) le 29 juillet 2021 (une courbe par capteur). La p-valeur associée à la différence des résultats entre les deux marques de capteurs est $<0,001$ pour les $PM_{2.5}$ et les PM_{10} .

4.4. DISCUSSION ET CONCLUSIONS

Il n'est pas possible d'affirmer que les MV peuvent influencer la qualité de l'air dans leur environnement proche, en ce qui concerne les PM. Par contre, ceux-ci diminuent la température environnante. L'absence d'une différence claire entre MV et ZN pour les taux de PM peut cependant s'expliquer par plusieurs facteurs tels que l'échelle de l'indice de qualité de l'air, les périodes de mesure, l'état initial de la qualité de l'air et les types de capteurs.

Pour les $PM_{2.5}$ et les PM_{10} , une différence minimale de respectivement 5 mg/m^3 et 10 mg/m^3 est nécessaire pour passer d'une classe d'indice de qualité de l'air à une autre. Les différences de concentrations en $PM_{2.5}$ obtenues (maximum $4,93 \text{ mg/m}^3$), et en PM_{10} (maximum $5,70 \text{ mg/m}^3$) ne permettent pas de donner deux indices de qualité de l'air différents pour les ZN ou MV, même si dans certains cas des différences significatives ont été observées.

Une différence statistique significative des taux de particules entre MV et ZN est observée six fois sur dix pour la mesure des PM_{2.5}, et cinq fois sur dix pour les PM₁₀. Le plus souvent (cinq fois pour les PM_{2.5} et trois fois pour les PM₁₀), c'est dans le MV que la concentration est la plus élevée en PM. Cela est en contradiction avec la littérature scientifique qui affirme que les murs végétaux ont le potentiel de capturer les particules présentes dans l'air (Abhijith et al., 2017 ; Feng & Hewage, 2014 ; Joshi & Ghosh, 2014 ; Perini et al., 2017 ; Weerakkody et al., 2018 b, 2019). Cependant, l'ampleur de cet effet dépend de certains traits des plantes (qui diffèrent selon les espèces) (Barwise & Kumar, 2020 ; Perini et al., 2017 ; Pettit et al., 2017 ; Weerakkody et al., 2018b).

La première partie de ce travail (3. Article scientifique) a démontré que les plantes présentes sur les murs végétaux utilisés dans cette étude ne comportaient pas beaucoup de traits considérés comme efficaces dans la capture de PM. De plus, les plantes du mur Tvs venaient d'être remplacées et n'étaient par conséquent pas très développées. Des feuilles juvéniles ont une plus faible capacité de rétention des particules (Wang et al., 2013).

D'autre part, les taux ambiants de PM n'étaient pas élevés lors des jours de prises de mesures. Les moyennes maximales mesurées étant de 19,08 mg/m³ pour les PM_{2.5} et de 21,25 mg/m³ pour les PM₁₀, il s'agissait chaque jour d'une qualité de l'air excellente à assez bonne (selon l'indice BelAQI, en considérant ici uniquement les PM). Cela pourrait expliquer les petites différences mesurées entre MV et ZN (la plus grande différence étant de 4,93 mg/m³ pour les PM_{2.5} et de 5,70 mg/m³ pour les PM₁₀), puisque les effets des murs verts sont plus grands lorsque la pollution est plus élevée (Janhäll, 2015). Nous n'observons pas ici de plus grandes différences lorsque les taux de PM sont plus élevés, mais cela aurait peut-être été le cas lors de journées de pollution plus intense. La météo fut très pluvieuse pendant les jours de mesures, et les taux de particules chutent en cas de pluie (Amato et al., 2012).

La localisation des murs verts étudiés est aussi à prendre en compte. L'un d'eux se situe dans une rue canyon (Tvs), un dans une cour intérieure (Pbx), et les autres sont dans des milieux relativement ouverts, mais toujours proches d'axes routiers abondamment empruntés. Cela signifie que les particules ont l'occasion de beaucoup circuler dans l'air, grâce au vent et au peu d'obstacles rencontrés, et ne vont donc pas forcément passer par le mur vert et dans les capteurs. De plus, le positionnement de la ZN par rapport au MV s'est fait en fonction du sens des vents dominants (ZN avant MV dans le sens d'un vent provenant du sud-ouest), mais il est à noter

que la direction du vent est changeante et que des particules ont pu passer d'abord par le MV et donc ne pas atteindre les capteurs de la ZN.

Il est possible d'affirmer que les MV jouent un rôle positif dans la régulation de la température, puisque dans quatre cas sur cinq, la température mesurée en leur sein était plus basse que celle mesurée dans la ZN avoisinante. La plus grande différence de température était de 2,80°C (site Sbg), et il s'agissait des jours les plus chauds lors des prises de mesure de cette étude. Pour les trois autres sites, le MV est plus frais entre 0,69 et 1,66°C. Cela rejoint d'autres études affirmant un effet positif des MV sur la diminution de températures dans leur environnement proche. En outre, plus les chaleurs ambiantes sont élevées, plus l'effet de refroidissement du MV est fort (Alexandri & Jones, 2008 ; Cameron et al., 2014 ; Kontoleon & Eumorfopoulou, 2010).

Étant donné que les deux marques de capteurs donnent des résultats significativement différents dans six cas sur dix, il est bon de rester critique face aux concentrations mesurées. En outre, les résultats des différents capteurs de la marque *Atmotube* semblent cohérents entre eux, ainsi que les concentrations en PM_{2.5} mesurées par les capteurs *Nova*. Par contre, certains capteurs *Nova* mesurent des concentrations en PM₁₀ assez différentes lorsqu'ils sont placés au même endroit.

D'une manière générale, l'humidité relative de l'air était assez élevée lors des jours de mesure. Ceci s'explique par le fait que les MV sont des systèmes irrigués, et que la météo a été très pluvieuse la plupart du temps. Les capteurs *Nova SDS011* et *Sensirion SPS30 (Atmotubes)* étant relativement sensibles à l'HR (voir paragraphe « 4.2.2 Capteurs utilisés »), certains résultats sont donc à relativiser. Par exemple, il est possible d'observer sur le site Sbg que les concentrations en PM semblent très élevées lorsque l'HR dépasse les 80%. De plus, il est à noter que les plus grandes valeurs de particules (site Sbg) ont été mesurées pendant la nuit, ce qui est étonnant puisque la source première de ces particules est le trafic routier. Cet exemple n'est toutefois pas à généraliser à l'ensemble des sites.

En résumé, les mesures des taux de particules effectuées aux alentours de murs végétaux existants n'ont pas permis de conclure une influence de ces derniers sur la qualité de l'air. Il semble que lorsque la qualité de l'air est déjà bonne (pour les PM₁₀ et PM_{2.5}), ceux-ci ne l'améliorent pas davantage. Les différences de concentrations obtenues entre MV et ZN étaient parfois statistiquement différentes, mais toujours trop faibles pour entraîner une réelle modification de la qualité de l'air. En revanche, la température était plus basse dans quatre murs

végétaux sur cinq. En outre, les capteurs de marques différentes ont souvent donné des résultats statistiquement différents. L'humidité relative élevée et les faibles taux de pollution ont pu mener à ces résultats. Ceci laisserait penser que la technologie actuelle de capteurs « low-cost » est encore assez instable et ne permettrait pas un monitoring très précis de type « smart-cities¹¹ ».

Étant donné les effets peu conséquents que les murs végétaux ont pu avoir dans cette étude sur la capture de particules dans leur environnement proche, il est possible de conclure que les murs végétaux tels que conçus actuellement ne vont pas pouvoir changer drastiquement la qualité de l'air à l'échelle de la ville. Leurs effets ne sont pas très importants, particulièrement à côté de grands espaces verts urbains (Barwise & Kumar, 2020). Par contre, ceux-ci peuvent revêtir un réel intérêt dans les endroits très denses et minéralisés de la ville, ces milieux dans lesquels les grands espaces verts ne peuvent exister, par manque de place. Végétaliser ces lieux grâce à l'installation de système de murs verts est prometteur, mais il est nécessaire de concevoir ces derniers de façon à maximiser leurs effets sur la qualité de l'air. Pour ce faire, des expériences et des études supplémentaires sont requises pour mettre en lumière les traits des plantes les plus efficaces pour absorber, adsorber et dégrader les principaux polluants atmosphériques urbains.

¹¹ Une ville intelligente (smart-city) est un lieu où les réseaux et services traditionnels sont rendus plus efficaces grâce à l'utilisation de solutions numériques, au bénéfice de ses habitants et de ses entreprises (European Commission, n.d.).

5. TROISIÈME PARTIE : CONCLUSION GÉNÉRALE

L'objectif principal de cette étude était d'évaluer l'impact des murs végétaux sur la qualité de l'air en ville, dans leur environnement proche, et de connaître les traits des plantes les plus efficaces pour maximiser cet impact.

De nombreuses incertitudes demeurent quant à la capacité des murs végétaux à jouer un rôle significatif dans l'amélioration de la qualité de l'air en ville. Il est possible de conclure que les murs végétaux ne sont pas conçus de façon optimale pour améliorer leurs effets sur la qualité de l'air (en particulier sur la capture de particules). Il s'est avéré que le choix des plantes, en fonction de leurs traits, était crucial pour permettre aux murs végétaux de jouer un rôle sur la qualité de l'air dans leur environnement proche. Cependant, des expériences sont requises au préalable pour acquérir davantage de connaissances concernant les traits des plantes et leurs effets sur différents polluants.

En effet, la première partie de ce travail a montré que beaucoup d'inconnues demeuraient à ce sujet. Des conclusions peuvent être tirées uniquement à propos des PM, et pour certains traits. Afin de maximiser la capture de PM, les feuilles des plantes présentes sur un mur végétal devraient comporter des poils (trichomes), être rugueuses plutôt que lisses, et être petites ($< 200 \text{ mm}^2$) plutôt que grandes (1280 et 6990 mm^2). En ce qui concerne les autres polluants urbains et les autres traits des plantes, plus d'études sont nécessaires pour pouvoir tirer des conclusions. Ensuite, nous avons pu remarquer, après l'analyse de la composition en espèces de six murs végétaux, que ces connaissances n'étaient pas particulièrement utilisées dans la sélection des plantes. Ce choix s'opère plutôt sur base de l'esthétique. Pour finir, peu d'études traitant de la relation entre les murs végétaux, les traits des plantes, et la qualité de l'air ont mesuré l'effet direct de ces murs sur la qualité de l'air environnante. Les méthodes utilisées sont souvent relatives à des comptages du nombre de particules présentes sur les feuilles. Il semble par conséquent difficile de passer de ces comptages à l'échelle de la feuille, à un effet sur la qualité de l'air à une échelle plus grande comme celle d'une rue.

La seconde partie de ce TFE a permis de conclure que, lorsque la qualité de l'air est déjà bonne, les murs végétaux étudiés ne semblent pas l'améliorer davantage dans leur environnement proche (en ce qui concerne les PM_{10} et les $\text{PM}_{2.5}$). Les murs verts utilisés pour la mesure des taux de particules ambiants étaient les mêmes que ceux étudiés dans la partie une, et ne comportaient donc pas beaucoup de plantes possédant des traits efficaces dans la capture de

particules. En revanche, ceux-ci ont eu un effet de refroidissement de la température. Il a de plus été conclu que les deux marques de capteurs utilisées donnaient souvent des résultats différents et, par conséquent, que la technologie actuelle de capteurs « low-cost » était probablement encore trop instable pour permettre un monitoring très précis de type « smart-cities ».

En outre, les problèmes de qualité de l'air en ville liés au trafic routier vont être traités à la source durant les prochaines années. Les véhicules fonctionnant au diesel seront interdits à Bruxelles en 2030, et ceux fonctionnant à l'essence en 2035 (Bruxelles Environnement, 2021b). Ces changements sont progressifs et leurs impacts peuvent être plus grands si on intègre dans les stratégies l'installation d'infrastructures vertes comme les murs végétaux. Or, comme signalé plus haut, les murs végétaux ne semblent pas avoir un impact significatif sur la quantité de particules dans leur environnement proche lorsque la qualité de l'air est bonne. Il est dès lors crucial de cibler les zones dans lesquelles ils peuvent être implantés, en tenant compte des mesures de la qualité de l'air. Par ailleurs, les effets de ces murs végétaux sur les réductions de températures dans leur environnement proche sont intéressants dans le cadre d'isolation et de réduction de chaleur entrant dans les bâtiments. L'optimisation du fonctionnement des murs végétaux et l'étude des différents contextes dans lesquels ils sont susceptibles d'être implantés est indispensable afin d'assurer leur bon fonctionnement et de fournir les meilleurs services possibles dans les villes de demain.

6. BIBLIOGRAPHIE

- Abhijith, K. V., Kumar, P., Gallagher, J., McNabola, A., Baldauf, R., Pilla, F., Broderick, B., Di Sabatino, S., & Pulvirenti, B. (2017). Air pollution abatement performances of green infrastructure in open road and built-up street canyon environments – A review. In *Atmospheric Environment* (Vol. 162, pp. 71–86). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.05.014>
- Alexandri, E., & Jones, P. (2008). Temperature decreases in an urban canyon due to green walls and green roofs in diverse climates. *Building and Environment*, 43(4), 480–493. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2006.10.055>
- Amato, F., Schaap, M., Denier van der Gon, H. A. C., Pandolfi, M., Alastuey, A., Keuken, M., & Querol, X. (2012). Effect of rain events on the mobility of road dust load in two Dutch and Spanish roads. *Atmospheric Environment*, 62, 352–358. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.08.042>
- Atkinson, C. J., Robe, S. V., & Winner, W. E. (1988). The relationship between changes in photosynthesis and growth for radish plants fumigated with SO₂ and O₃. *New Phytologist*, 110(2), 173–184. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1988.tb00250.x>
- Aumont, B. (2005). Production d’ozone troposphérique et régimes chimiques. In *Laboratoire Interuniversitaire des Systèmes Atmosphériques* (pp. 1–13). http://www.lisa.u-pec.fr/~aumont/contenu/enseignement/M2_SGE/cours_O3prod.pdf
- Baghi, R. (2013). *Émissions biogéniques de composés organiques volatils en région méditerranéenne : développement instrumental, mesures et modélisation* [Université de Toulouse]. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00873143>
- Barima, Y. S. S., Angaman, D. M., N’Gouran, K. P., Koffi, N. A., Kardel, F., De Cannière, C., & Samson, R. (2014). Assessing atmospheric particulate matter distribution based on Saturation Isothermal Remanent Magnetization of herbaceous and tree leaves in a tropical urban environment. *Science of the Total Environment*, 470–471, 975–982. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.082>
- Barwise, Y., & Kumar, P. (2020). Designing vegetation barriers for urban air pollution abatement: a practical review for appropriate plant species selection. *Npj Climate and Atmospheric Science*, 3(1), 1–19. <https://doi.org/10.1038/s41612-020-0115-3>
- Baudoux, T. (2018). *Murs verts : Une approche « Habitats analogues ». Test pour la mise en œuvre de murs végétalisés analogues aux habitats de falaises et de vieux murs.*
- Beckett, K. P., Freer-Smith, P. H., & Taylor, G. (2000). Particulate pollution capture by urban trees: Effect of species and windspeed. *Global Change Biology*, 6(8), 995–1003. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2000.00376.x>
- Bell, S., Ashenden, T. W., & Rafarel, C. R. (1992). Effects of rural roadside levels of nitrogen dioxide on *Polytrichum formosum* Hedw. *Environmental Pollution*, 76(1), 11–14. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(92\)90110-V](https://doi.org/10.1016/0269-7491(92)90110-V)
- Blanuša, T., Qadir, Z. J., Kaur, A., Hadley, J., & Gush, M. B. (2020). Evaluating the Effectiveness of Urban Hedges as Air Pollution Barriers: Importance of Sampling Method, Species Characteristics and Site Location. *Environments*, 7(10), 81. <https://doi.org/10.3390/environments7100081>
- Brach, A. R., & Song, H. (2006). eFloras : New directions for online floras exemplified by the Flora of China Project. *Taxon*, 55(1), 188–192. <https://doi.org/10.2307/25065540>
- Bruxelles Environnement. (2018). *Air*. <https://environnement.brussels/lenvironnement-etat-des-lieux/rapports-sur-letat-de-lenvironnement/synthese-2015-2016/air-1>
- Bruxelles Environnement. (2020). *Qualité de l’air*. <https://qualitedelair.brussels/>
- Bruxelles Environnement. (2021a). *La qualité de l’air étudiée sous tous les angles grâce au « Partenariat bruxellois pour un air pur » lancé en 2020 à Bruxelles*. <https://environnement.brussels/news/la-qualite-de-lair-etudiee-sous-tous-les-angles-grace-au-partenariat-bruxellois-pour-un-air-pur>
- Bruxelles Environnement. (2021 b). *Stratégie « Low Emission Mobility »*. <https://environnement.brussels/thematiques/mobilite/strategie-low-emission-mobility>
- Cameron, R. W. F., Taylor, J. E., & Emmett, M. R. (2014). What’s “cool” in the world of green façades? How plant choice influences the cooling properties of green walls. *Building and Environment*, 73, 198–207. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2013.12.005>
- Chappelka, A. H., & Freer-Smith, P. H. (1995). Predisposition of trees by air pollutants to low temperatures and moisture stress. *Environmental Pollution*, 87(1), 105–117. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)80013-X](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)80013-X)
- Chen, J., Yu, X., Bi, H., & Fu, Y. (2017). Indoor simulations reveal differences among plant species in capturing particulate matter. *PLoS ONE*, 12(5), e0177539. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0177539>
- Chen, L., Liu, C., Zhang, L., Zou, R., & Zhang, Z. (2017). Variation in Tree Species Ability to Capture and Retain Airborne Fine Particulate Matter (PM_{2.5}). *Scientific Reports*, 7(1), 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-03360-1>
- Cohen, A. J., Anderson, H. R., Ostro, B., Pandey, K. D., Krzyzanowski, M., Künzli, N., Gutschmidt, K., III, C.

- A. P., Romieu, I., Samet, J. M., & Smith, K. R. (2004). Urban Air Pollution. In M. Ezzati, A. D. Lopez, A. Rodgers, & C. J. L. Murray (Eds.), *Comparative Quantification of Health Risks - Global and Regional Burden of Disease Attributable to Selected Major Risk Factors* (p. 1353). WHO.
- Collins, R., Schaafsma, M., & Hudson, M. D. (2017). The value of green walls to urban biodiversity. *Land Use Policy*, *64*, 114–123. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.02.025>
- Currie, B. A., & Bass, B. (2008). Estimates of air pollution mitigation with green plants and green roofs using the UFORE model. *Urban Ecosystems*, *11*(4), 409–422. <https://doi.org/10.1007/s11252-008-0054-y>
- Darlington, A. (2000). The biofiltration of indoor air: Implications for air quality. *Indoor Air*, *10*(1), 39–46. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0668.2000.010001039.x>
- Darrall, N. M. (1989). The effect of air pollutants on physiological processes in plants. *Plant, Cell and Environment*, *12*(1), 1–30. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.1989.tb01913.x>
- De Muelenaere, M. (2021). *CurieuzenAir : 3.000 nez pour scruter la pollution de l'air à Bruxelles*. Le Soir Plus. <https://plus.lesoir.be/373352/article/2021-05-21/curieuzenair-3000-nez-pour-scruter-la-pollution-de-lair-bruxelles?referer=%2Farchives%2Fcherche%3Fdatefilter%3Dlastyear%26sort%3Ddate%2Bdesc%26word%3DNO2%2Bbruxelles>
- Dela Cruz, M., Christensen, J. H., Thomsen, J. D., & Müller, R. (2014). Can ornamental potted plants remove volatile organic compounds from indoor air? — a review. *Environmental Science and Pollution Research*, *21*(24), 13909–13928. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3240-x>
- Dimoudi, A., & Nikolopoulou, M. (2003). Vegetation in the urban environment: Microclimatic analysis and benefits. *Energy and Buildings*, *35*(1), 69–76. [https://doi.org/10.1016/S0378-7788\(02\)00081-6](https://doi.org/10.1016/S0378-7788(02)00081-6)
- Dzierżanowski, K., Popek, R., Gawrońska, H., Sæbø, A., & Gawroński, S. W. (2011). Deposition of Particulate Matter of Different Size Fractions on Leaf Surfaces and in Waxes of Urban Forest Species. *International Journal of Phytoremediation*, *13*(10), 1037–1046. <https://doi.org/10.1080/15226514.2011.552929>
- EEA. (2020). Air quality in Europe - 2020 report. In *European Environment Agency Report*. <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2020-report>
- European Commission. (n.d.). *Smart cities*. Retrieved August 3, 2021, from https://ec.europa.eu/info/eu-regional-and-urban-development/topics/cities-and-urban-development/city-initiatives/smart-cities_en
- European Commission. (2017). *Measuring air pollution with low-cost sensors*.
- Fantozzi, F., Monaci, F., Blanusa, T., & Bargagli, R. (2015). Spatio-temporal variations of ozone and nitrogen dioxide concentrations under urban trees and in a nearby open area. *Urban Climate*, *12*, 119–127. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2015.02.001>
- Fattore, E., Paiano, V., Borgini, A., Tittarelli, A., Bertoldi, M., Crosignani, P., & Fanelli, R. (2011). Human health risk in relation to air quality in two municipalities in an industrialized area of Northern Italy. *Environmental Research*, *111*(8), 1321–1327. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2011.06.012>
- Feng, H., & Hewage, K. (2014). Lifecycle assessment of living walls: Air purification and energy performance. *Journal of Cleaner Production*, *69*, 91–99. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.01.041>
- Fernández-Cañero, R., Pérez Urrestarazu, L., & Perini, K. (2018). Vertical greening systems: Classifications, plant species, substrates. In *Nature Based Strategies for Urban and Building Sustainability* (pp. 45–54). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812150-4.00004-5>
- Fiscus, E. I., Booker, F. I., & Burkey, K. O. (2005). Crop responses to ozone: uptake, modes of action, carbon assimilation and partitioning. *Plant, Cell and Environment*, *28*(8), 997–1011. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2005.01349.x>
- Francis, R. A., & Lorimer, J. (2011). Urban reconciliation ecology: The potential of living roofs and walls. In *Journal of Environmental Management* (Vol. 92, Issue 6, pp. 1429–1437). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.01.012>
- Freer-Smith, P. H., Beckett, K. P., & Taylor, G. (2005). Deposition velocities to *Sorbus aria*, *Acer campestre*, *Populus deltoides* × *trichocarpa* “Beaupré”, *Pinus nigra* and × *Cupressocyparis leylandii* for coarse, fine and ultra-fine particles in the urban environment. *Environmental Pollution*, *133*(1), 157–167. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.03.031>
- Gawrońska, H., & Bakera, B. (2015). Phytoremediation of particulate matter from indoor air by *Chlorophytum comosum* L. plants. *Air Quality, Atmosphere and Health*, *8*(3), 265–272. <https://doi.org/10.1007/s11869-014-0285-4>
- Hadba, L., Mendonça, P., & Silva, L. T. (2017). Green walls an efficient solution for hygrothermal, noise and air pollution control in the buildings. *Living and Sustainability: An Environmental Critique of Design and Building Practices, Locally and Globally, February 2018*. <http://repositorium.sdum.uminho.pt/handle/1822/45971>
- Hajek, I., Hamman, P., & Lévy, J.-P. (2015). *De la ville durable à la nature en ville*. Presses Universitaires du Septentrion.
- Heidt, V., & Neef, M. (2008). *Ecology, Planning, and Management of Urban Forests International Perspectives* (M. M. Carreiro, Y.-C. Song, & J. Wu (Eds.); Springer). SPRINGER SERIES ON ENVIRONMENTAL

MANAGEMENT.

- Hunter, A. M., Williams, N. S. G., Rayner, J. P., Aye, L., Hes, D., & Livesley, S. J. (2014). Quantifying the thermal performance of green façades: A critical review. In *Ecological Engineering* (Vol. 63, pp. 102–113). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.12.021>
- IRCEL-CELINE. (n.d.). *Indice BELAQI*. Retrieved July 19, 2021, from <https://www.irceline.be/fr/qualite-de-lair/mesures/belaqi-indice-de-la-qualite-de-lair/information>
- Irga, P. J., Paull, N. J., Abdo, P., & Torpy, F. R. (2017). An assessment of the atmospheric particle removal efficiency of an in-room botanical biofilter system. *Building and Environment*, *115*, 281–290. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2017.01.035>
- Irga, P. J., Pettit, T. J., & Torpy, F. R. (2018). The phytoremediation of indoor air pollution: a review on the technology development from the potted plant through to functional green wall biofilters. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, *17*(2), 395–415. <https://doi.org/10.1007/s11157-018-9465-2>
- Irga, P. J., Torpy, F. R., & Burchett, M. D. (2013). Can hydroculture be used to enhance the performance of indoor plants for the removal of air pollutants? *Atmospheric Environment*, *77*, 267–271. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.04.078>
- ISSeP-AwAC. (2020). *Indice de la qualité de l'air*. <https://www.wallonair.be/fr/en-savoir-plus/indice-de-la-qualite-de-l-air.html>
- ISSeP. (n.d.). *Qualité de l'air*. Retrieved March 25, 2021, from <https://www.issep.be/qualite-de-lair/>
- Janhäll, S. (2015). Review on urban vegetation and particle air pollution - Deposition and dispersion. In *Atmospheric Environment* (Vol. 105, pp. 130–137). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.01.052>
- Johnston, J., & Newton, J. (2004). *Building green : a guide to using plants on roofs, walls and pavements*. Greater London Authority City Hall.
- Joshi, S. V., & Ghosh, S. (2014). On the air cleansing efficiency of an extended green wall: A CFD analysis of mechanistic details of transport processes. *Journal of Theoretical Biology*, *361*, 101–110. <https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2014.07.018>
- Kattge, J., Díaz, S., Lavorel, S., Prentice, I. C., Leadley, P., Bönsch, G., Garnier, E., Westoby, M., Reich, P. B., Wright, I. J., Cornelissen, J. H. C., Violle, C., Harrison, S. P., Van Bodegom, P. M., Reichstein, M., Enquist, B. J., Soudzilovskaia, N. A., Ackerly, D. D., Anand, M., ... Wirth, C. (2011). TRY - a global database of plant traits. *Global Change Biology*, *17*(9), 2905–2935. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02451.x>
- Kleyer, M., Bekker, R. M., Knevel, I. C., Bakker, J. P., Thompson, K., Sonnenschein, M., Poschlod, P., Van Groenendael, J. M., Klimeš, L., Klimešová, J., Klotz, S., Rusch, G. M., Hermy, M., Adriaens, D., Boedeltje, G., Bossuyt, B., Dannemann, A., Endels, P., Götzenberger, L., ... Peco, B. (2008). The LEDA Traitbase: A database of life-history traits of the Northwest European flora. *Journal of Ecology*, *96*(6), 1266–1274. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01430.x>
- Koch, K., Ysebaert, T., Denys, S., & Samson, R. (2020). Urban heat stress mitigation potential of green walls: A review. *Urban Forestry and Urban Greening*, *55*, 126843. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126843>
- Köhler, M. (2008). Green facades-a view back and some visions. *Urban Ecosystems*, *11*(4), 423–436. <https://doi.org/10.1007/s11252-008-0063-x>
- Kontoleon, K. J., & Eumorfopoulou, E. A. (2010). The effect of the orientation and proportion of a plant-covered wall layer on the thermal performance of a building zone. *Building and Environment*, *45*(5), 1287–1303. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2009.11.013>
- Krupa, S., McGrath, M. T., Andersen, C. P., Booker, F. L., Burkey, K. O., Chappelka, A. H., Chevone, B. I., Pell, E. J., & Zilinskas, B. A. (2001). Ambient ozone and plant health. *Plant Disease*, *85*(1), 4–12. <https://doi.org/10.1094/PDIS.2001.85.1.4>
- Kumar, P., de Fatima Andrade, M., Ynoue, R. Y., Fornaro, A., de Freitas, E. D., Martins, J., Martins, L. D., Albuquerque, T., Zhang, Y., & Morawska, L. (2016). New directions: From biofuels to wood stoves: The modern and ancient air quality challenges in the megacity of São Paulo. In *Atmospheric Environment* (Vol. 140, pp. 364–369). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.05.059>
- Kumar, P., Morawska, L., Birmili, W., Paasonen, P., Hu, M., Kulmala, M., Harrison, R. M., Norford, L., & Britter, R. (2014). Ultrafine particles in cities. In *Environment International* (Vol. 66, pp. 1–10). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.01.013>
- Kuula, J., Mäkelä, T., Aurela, M., Teinilä, K., Varjonen, S., Gonzales, O., & Timonen, H. (2019). Laboratory evaluation of particle size-selectivity of optical low-cost particulate matter sensors. *Atmospheric Measurement Techniques Discussions*, *December*, 1–21. <https://doi.org/10.5194/amt-2019-422>
- Kyra Koch, R., & Samson, S. D. (2019). *Groene gevels voor duurzame gebouwen en steden*.
- Larousse. (n.d.-a). *Définitions : humidité*. Retrieved August 1, 2021, from <https://www.larousse.fr/dictionnaires/francais/humidité/40650#162966>
- Larousse. (n.d.-b). *Définitions : phytotoxique*. Retrieved August 3, 2021, from

- <https://www.larousse.fr/dictionnaires/francais/phytotoxique/60671>
- Larousse. (n.d.-c). *Définitions : pollution*. Retrieved July 14, 2021, from <https://www.larousse.fr/dictionnaires/francais/pollution/62217>
- Larousse. (n.d.-d). *Définitions : smog*. Retrieved August 3, 2021, from <https://www.larousse.fr/dictionnaires/francais/smog/73094>
- Le Robert. (n.d.-a). *adsorption - Définitions, synonymes, conjugaison, exemples | Dico en ligne*. Retrieved April 3, 2021, from <https://dictionnaire.lerobert.com/definition/adsorption>
- Le Robert. (n.d.-b). *chlorose - Définitions, synonymes, conjugaison, exemples | Dico en ligne Le Robert*. Retrieved May 3, 2021, from <https://dictionnaire.lerobert.com/definition/chlorose>
- Lehrer, J. M., & Brand, M. H. (2003). An interactive online database for the selection of woody ornamental plants. *HortTechnology*, 13(3), 562–568. <https://doi.org/10.21273/horttech.13.3.0562>
- Lelieveld, J., Evans, J. S., Fnais, M., Giannadaki, D., & Pozzer, A. (2015). The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale. *Nature*, 525(7569), 367–371. <https://doi.org/10.1038/nature15371>
- Leonard, R. J., McArthur, C., & Hochuli, D. F. (2016). Particulate matter deposition on roadside plants and the importance of leaf trait combinations. *Urban Forestry and Urban Greening*, 20, 249–253. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.09.008>
- Leroy, T. (2021). *Qualité de l'air : de nouvelles cartes montrent que les villes wallonnes suffoquent*. Greenpeace Belgique. https://www.greenpeace.org/belgium/fr/communique-de-presse/20754/qualite-de-lair-de-nouvelles-cartes-montrent-que-les-villes-wallonnes-suffoquent/?utm_campaign=fossil-fuels&utm_source=facebook.com&utm_medium=post
- Litschike, T., & Kuttler, W. (2008). On the reduction of urban particle concentration by vegetation - A review. *Meteorologische Zeitschrift*, 17(3), 229–240. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2008/0284>
- Little, P. (1977). Deposition of 2.75, 5.0 and 8.5 µm particles to plant and soil surfaces. *Environmental Pollution (1970)*, 12(4), 293–305. [https://doi.org/10.1016/0013-9327\(77\)90023-4](https://doi.org/10.1016/0013-9327(77)90023-4)
- Liu, H. Y., Schneider, P., Haugen, R., & Vogt, M. (2019). Performance assessment of a low-cost PM 2.5 sensor for a near four-month period in Oslo, Norway. *Atmosphere*, 10(2). <https://doi.org/10.3390/atmos10020041>
- Maher, B. A., Ahmed, I. A. M., Davison, B., Karloukovski, V., & Clarke, R. (2013). Impact of roadside tree lines on indoor concentrations of traffic-derived particulate matter. *Environmental Science and Technology*, 47(23), 13737–13744. <https://doi.org/10.1021/es404363m>
- Mitchell, R., Maher, B. A., & Kinnersley, R. (2010). Rates of particulate pollution deposition onto leaf surfaces: Temporal and inter-species magnetic analyses. *Environmental Pollution*, 158(5), 1472–1478. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.12.029>
- Mo, L., Ma, Z., Xu, Y., Sun, F., Lun, X., Liu, X., Chen, J., & Yu, X. (2015). Assessing the Capacity of Plant Species to Accumulate Particulate Matter in Beijing, China. *PLoS ONE*, 10(10). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0140664>
- Muhammad, S., Wuyts, K., & Samson, R. (2019). Atmospheric net particle accumulation on 96 plant species with contrasting morphological and anatomical leaf characteristics in a common garden experiment. *Atmospheric Environment*, 202(July 2018), 328–344. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.01.015>
- NC State University, & N.C. A&T State University. (n.d.). *North Carolina Extension Gardener Plant Toolbox*. Retrieved July 26, 2021, from <https://plants.ces.ncsu.edu/>
- Netherlands Environmental Assessment Agency. (2005). *Particulate matter : a closer look - The state of affairs in the particulate matter dossier from a Dutch perspective*.
- notAnotherOne/Atmotube. (n.d.). *Atmotube PRO Reviewer's Guide*.
- Nowak, D. J. (1994). Air pollution removal by Chicago's urban forest. In E. G. McPherson, D. J. Nowak, & R. A. Rowntree (Eds.), *Chicago's Urban Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project* (pp. 63–82). U.S. Department of Agriculture. https://books.google.be/books?hl=fr&lr=&id=RnT26_xGC-4C&oi=fnd&pg=PA63&dq=Stomates+air+quality+deposition&ots=G9vEJvws-U&sig=EXYIUyp5SJINye0y5g4EhZZEnbU&redir_esc=y#v=onepage&q&f=true
- Nowak, D. J., Hirabayashi, S., Bodine, A., & Greenfield, E. (2014). Tree and forest effects on air quality and human health in the United States. *Environmental Pollution*, 193, 119–129. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.05.028>
- Omidi, Y., Goudarzi, G., Heidari, A. M., & Daryanoosh, S. M. (2016). Health impact assessment of short-term exposure to NO₂ in Kermanshah, Iran using AirQ model. *Environmental Health Engineering and Management Journal*, 3(2).
- Ottelé, M. (2011). *The Green Building Envelope: Vertical Greening* [Civil Engineering and Geosciences]. <https://repository.tudelft.nl/islandora/object/uuid%3A1e38e393-ca5c-45af-a4fe-31496195b88d>
- Ottelé, M., Perini, K., Fraaij, A. L. A., Haas, E. M., & Raiteri, R. (2011). Comparative life cycle analysis for green façades and living wall systems. *Energy and Buildings*, 43(12), 3419–3429.

- <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2011.09.010>
- Ottelé, M., van Bohemen, H. D., & Fraaij, A. L. A. (2010). Quantifying the deposition of particulate matter on climber vegetation on living walls. *Ecological Engineering*, *36*(2), 154–162. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.02.007>
- Perini, K., Ottelé, M., Giuliani, S., Magliocco, A., & Roccotiello, E. (2017). Quantification of fine dust deposition on different plant species in a vertical greening system. *Ecological Engineering*, *100*, 268–276. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.12.032>
- Perini, K., Ottelé, M., Haas, E. M., & Raiteri, R. (2011). Greening the building envelope, facade greening and living wall systems. *Open Journal of Ecology*, *01*(01), 1–8. <https://doi.org/10.4236/oje.2011.11001>
- Pettit, T., Irga, P. J., Abdo, P., & Torpy, F. R. (2017). Do the plants in functional green walls contribute to their ability to filter particulate matter? *Building and Environment*, *125*, 299–307. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2017.09.004>
- Pope, C. A., & Dockery, D. W. (2006). Health effects of fine particulate air pollution: Lines that connect. *Journal of the Air and Waste Management Association*, *56*(6), 709–742. <https://doi.org/10.1080/10473289.2006.10464485>
- Przybysz, A., S eb , A., Hanslin, H. M., & Gawroński, S. W. (2014). Accumulation of particulate matter and trace elements on vegetation as affected by pollution level, rainfall and the passage of time. *Science of the Total Environment*, *481*(1), 360–369. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.072>
- Pugh, T. A. M., MacKenzie, A. R., Whyatt, J. D., & Hewitt, C. N. (2012). Effectiveness of green infrastructure for improvement of air quality in urban street canyons. *Environmental Science and Technology*, *46*(14), 7692–7699. <https://doi.org/10.1021/es300826w>
- Ram, S. S., Majumder, S., Chaudhuri, P., Chanda, S., Santra, S. C., Maiti, P. K., Sudarshan, M., & Chakraborty, A. (2014). Plant canopies: Bio-monitor and trap for re-suspended dust particulates contaminated with heavy metals. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, *19*(5), 499–508. <https://doi.org/10.1007/s11027-012-9445-8>
- R as nen, J. V., Holopainen, T., Joutsensaari, J., Ndam, C., Pasanen, P., Rinnan,  ., & Kivim enp a, M. (2013). Effects of species-specific leaf characteristics and reduced water availability on fine particle capture efficiency of trees. *Environmental Pollution*, *183*, 64–70. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.05.015>
- Raven, Johnson, Mason, Losos, & Singer. (2014). *Biologie* (3  me  dit). de Boek supérieur. <https://www.unithèque.com/biologie/de-boeck-superieur/Livre/68891>
- S eb , A., Popek, R., Nawrot, B., Hanslin, H. M., Gawronska, H., & Gawronski, S. W. (2012). Plant species differences in particulate matter accumulation on leaf surfaces. *Science of the Total Environment*, *427–428*, 347–354. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.03.084>
- Santamouris, M. (Ed.). (2001). *Energy and Climate in the Urban Built Environment*. James & James. https://books.google.be/books?hl=fr&lr=&id=_r_9IPbjxX8C&oi=fnd&pg=PP1&dq=Santamouris+M,+edit+or.+Energy+and+climate+in+the+urban+built+environment.+London:+James+%26+James%3B+2001.+%5B7%5D&ots=4DeeREc4a0&sig=paiIKXH2i8AFRRrToJizDIXK-YxI&redir_esc=y#v=onepag
- Saxe, H. (1991). Photosynthesis and Stomatal Responses to Polluted Air, and the Use of Physiological and Biochemical Responses for Early Detection and Diagnostic Tools. *Advances in Botanical Research*, *18*(C), 1–128. [https://doi.org/10.1016/S0065-2296\(08\)60021-X](https://doi.org/10.1016/S0065-2296(08)60021-X)
- Sensirion. (2020). *Datasheet SPS30 Particulate Matter Sensor for Air Quality Monitoring and Control* (Issue March, pp. 1–26).
- Silva, L. T., & Mendes, J. F. G. (2012). City Noise-Air : An environmental quality index for cities. In *Sustainable Cities and Society* (Vol. 4, Issue 1, pp. 1–11). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2012.03.001>
- Smith, W. H. (1977). Removal of atmospheric particulates by urban vegetation: Implications for human and vegetative health. *Yale Journal of Biology and Medicine*, *50*(2), 185–197.
- Song, Y., Maher, B. A., Li, F., Wang, X., Sun, X., & Zhang, H. (2015). Particulate matter deposited on leaf of five evergreen species in Beijing, China: Source identification and size distribution. *Atmospheric Environment*, *105*, 53–60. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.01.032>
- Taha, H. (1997). Urban climates and heat islands: Albedo, evapotranspiration, and anthropogenic heat. *Energy and Buildings*, *25*(2), 99–103. [https://doi.org/10.1016/s0378-7788\(96\)00999-1](https://doi.org/10.1016/s0378-7788(96)00999-1)
- Tela Botanica. (n.d.). *Bibliographie Botanique*. Retrieved July 26, 2021, from <https://www.tela-botanica.org/>
- UCLA. (2021). *Introduction to Linear Mixed Models*. <https://stats.idre.ucla.edu/other/mult-pkg/introduction-to-linear-mixed-models/>
- United Nations. (2018). The World’s Cities in 2018 - Data Booklet. In *Economic & Social Affairs*.
- Viecco, M., Vera, S., Jorquera, H., Bustamante, W., Giron s, J., Dobbs, C., & Leiva, E. (2018). Potential of Particle Matter Dry Deposition on Green Roofs and Living Walls Vegetation for Mitigating Urban Atmospheric Pollution in Semiarid Climates. *Sustainability*, *10*(7), 2431. <https://doi.org/10.3390/su10072431>

- Violle, C., Navas, M.-L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., & Garnier, E. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos*, *116*(5), 882–892. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>
- Vos, P. E. J., Maiheu, B., Vankerkom, J., & Janssen, S. (2013). Improving local air quality in cities: To tree or not to tree? *Environmental Pollution*, *183*, 113–122. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.10.021>
- Wang, H., Shi, H., Li, Y., Yu, Y., & Zhang, J. (2013). Seasonal variations in leaf capturing of particulate matter, surface wettability and micromorphology in urban tree species. *Frontiers of Environmental Science and Engineering*, *7*(4), 579–588. <https://doi.org/10.1007/s11783-013-0524-1>
- Weerakkody, U., Dover, J. W., Mitchell, P., & Reiling, K. (2017). Particulate matter pollution capture by leaves of seventeen living wall species with special reference to rail-traffic at a metropolitan station. *Urban Forestry and Urban Greening*, *27*, 173–186. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.07.005>
- Weerakkody, U., Dover, J. W., Mitchell, P., & Reiling, K. (2018a). Evaluating the impact of individual leaf traits on atmospheric particulate matter accumulation using natural and synthetic leaves. *Urban Forestry and Urban Greening*, *30*, 98–107. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.01.001>
- Weerakkody, U., Dover, J. W., Mitchell, P., & Reiling, K. (2018 b). Quantification of the traffic-generated particulate matter capture by plant species in a living wall and evaluation of the important leaf characteristics. *Science of the Total Environment*, *635*, 1012–1024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.106>
- Weerakkody, U., Dover, J. W., Mitchell, P., & Reiling, K. (2019). Topographical structures in planting design of living walls affect their ability to immobilise traffic-based particulate matter. *Science of the Total Environment*, *660*, 644–649. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.292>
- Wei, X., Lyu, S., Yu, Y., Wang, Z., Liu, H., Pan, D., & Chen, J. (2017). Phylloremediation of air pollutants: Exploiting the potential of plant leaves and leaf-associated microbes. *Frontiers in Plant Science*, *8*, 1318. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01318>
- Weyens, N., Thijs, S., Popek, R., Witters, N., Przybysz, A., Espenshade, J., Gawronska, H., Vangronsveld, J., & Gawronski, S. (2015). The Role of Plant–Microbe Interactions and Their Exploitation for Phytoremediation of Air Pollutants. *International Journal of Molecular Sciences*, *16*(10), 25576–25604. <https://doi.org/10.3390/ijms161025576>
- WHO. (2006). WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. In *World Health Organization*.
- WMO. (2018). Low-cost sensors for the measurement of atmospheric composition: overview of topic and future applications. In A. C. Lewis, E. von Schneidmesser, & R. E. Peltier (Eds.), *Wmo* (World Mete, Issue May). http://www.wmo.int/pages/prog/arep/gaw/documents/Draft_low_cost_sensors.pdf
- Wong, N. H., Kwang Tan, A. Y., Tan, P. Y., Chiang, K., & Wong, N. C. (2010). Acoustics evaluation of vertical greenery systems for building walls. *Building and Environment*, *45*(2), 411–420. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2009.06.017>
- Wu, X., Nethery, R. C., Sabath, M. B., Braun, D., & Dominici, F. (2020). Air pollution and COVID-19 mortality in the United States: Strengths and limitations of an ecological regression analysis. *Science Advances*, *6*(45), eabd4049. <https://doi.org/10.1126/SCIADV.ABD4049>
- Xu, Z., Wang, L., & Hou, H. (2011). Formaldehyde removal by potted plant-soil systems. *Journal of Hazardous Materials*, *192*(1), 314–318. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.05.020>
- Yaqub, M., Akhtar, R., Muhammad, U., Bibi, S., Talimand, H., Mudasar Aslam, M., Khan, P., & Khan Shakir, S. (2015). Effects of Road Side Pollution on Vegetation-A Mini-Review. *Journal of Bio-Molecular Sciences (JBMS)*, *3*(4), 97–106. [http://directsciences.com/files/fpi117wurajbms-3\(3&4\)-97-106.pdf](http://directsciences.com/files/fpi117wurajbms-3(3&4)-97-106.pdf)
- Ysebaert, T., Koch, K., Samson, R., & Denys, S. (2021). Green walls for mitigating urban particulate matter pollution - a review. *Urban Forestry & Urban Greening*, *59*, 127014. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127014>
- Zallaghi, E., Goudarzi, G., Nourzadeh Haddad, M., Moosavian, S. M., & Mohammadi, M. J. (2014). Assessing the Effects of Nitrogen Dioxide in Urban Air on Health of West and Southwest Cities of Iran. *Jundishapur Journal of Health Sciences*, *6*(4). <https://doi.org/10.5812/jjhs.23469>
- Zhang, L., Zhang, Z., Chen, L., & McNulty, S. (2019). An investigation on the leaf accumulation-removal efficiency of atmospheric particulate matter for five urban plant species under different rainfall regimes. *Atmospheric Environment*, *208*, 123–132. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.04.010>

7. ANNEXES


Annex 1. Information about studied GW.

Number	LWS	Abbreviation	City	Surface	Year of plantation	Picture
1	Sibelga	Sbg	Brussels	305 m ²	2016	
2	Brussels Parliament	Pbx	Brussels	74 m ²	2007	
3	Street Traversière	Tvs	Brussels	44 m ²	2021	
4	Royal Snail hotel	RSn	Namur	/	2013	
5	Docks Brussel	Dks	Brussels	/	/	
6	Street Ernest Cambier	ECb	Ath	/	2021	

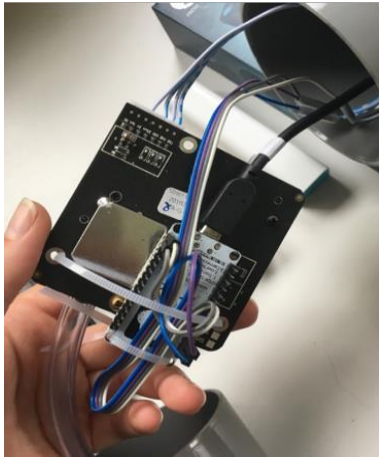
Annex 2. Name of the databases used, with their references.

Name	Reference	Website
TRY	(Kattge et al., 2011)	https://www.try-db.org/TryWeb/Home.php
Tela Botanica	(Tela Botanica, n.d.)	https://www.tela-botanica.org/
LEDA	(Kleyer et al., 2008)	https://uol.de/en/landeco/research/leda/data-files
UCONN	(Lehrer & Brand, 2003)	https://plantdatabase.uconn.edu/index.php
eFloras	(Brach & Song, 2006)	http://www.efloras.org/index.aspx
North Carolina Extension Gardener Plant Toolbox	(NC State University & N.C. A&T State University, n.d.)	https://plants.ces.ncsu.edu/

Annexe 3. Informations sur les murs végétaux étudiés.

Numéro	LWS	Abrévia-tion	Ville	Superficie	Année de plantation	Distance à la route	Type de milieu	Circulation	Photo
1	Sibelga	Sbg	Bruxelles	305 m ²	2016	1 m	Ouvert	Forte	
2	Parlement bruxellois	Pbx	Bruxelles	74 m ²	2007	Cour intérieure	Cour intérieure	Aucune	
3	Rue Traversière	Tvs	Bruxelles	44 m ²	2021	1 m	Rue canyon	Moyenne	
4	Hôtel Royal Snail	RSn	Namur	/	2013	2,3 m	Ouvert	Moyenne	
5	Docks Brussel	Dks	Bruxelles	/	/	18 m	Ouvert	Forte	

Annexe 4. Photographies des deux types de capteurs utilisés. Les deux photos de gauche montrent le circuit électronique et le dispositif dans lequel il était placé pour être protégé des intempéries, celle de droite montre un *Atmotube*.



Annexe 5. Code R réalisé pour le traitement des données.

```
#Chargement des packages
library(forecast)
library(readr)
library(lubridate)
library(dplyr)
library(lme4)
library(lmerTest)
library(«xlsx»)
library(readxl)

#Initialisation de la mémoire
rm(list=ls())

#Étape 0 : importation des données
FichiersCapteurs <- list.files(path =
setwd(«~/Dropbox/TFE/DONNÉES/ATMOTUBES/Docks
tot/Capteurs/»), pattern="*.csv»)

for (i in 1:length(FichiersCapteurs))
assign(FichiersCapteurs[i],
read_csv(FichiersCapteurs[i]))

for (i in 1:length(FichiersCapteurs))
{Capteur <- read_csv(FichiersCapteurs[i])
#S'intéresser à la variable qui décrit le
temps
#head(Capteur$Date)
class(Capteur$Date)
#déjà en POSIXct donc pas besoin de
reformater la colonne

#Séparer la date en différentes colonnes
pour sélectionner le jour voulu
Capteur <- Capteur
%>%dplyr::arrange(Date)%>%dplyr::mutate(Ye
ar=year(Date),Month=month(Date),

Day=day(Date),

Hour=hour(Date),

Min=minute(Date))

#Sélectionner les jours voulus
CapteurJoursVoulus = subset(Capteur, Day ==
«23" |Day == "1")
table(CapteurJoursVoulus$Day)
#Sélectionner les heures voulues
CapteurHeuresVoulues =
subset(CapteurJoursVoulus, (Day == «23" &
Hour >=9 & Hour <=15)|(Day == "1" & Hour
>=9 & Hour <=16))

CapteurHeuresVoulues$Moment <-
paste(CapteurHeuresVoulues$Day, "_",
CapteurHeuresVoulues$Hour)

#Étape 1 : nettoyage des données : trouver
les données aberrantes
#Calculer les moyennes mobiles
CapteurHeuresVoulues$moyennesmobilesPM10 =
forecast::ma(CapteurHeuresVoulues$`PM10,
ug/m³`, 11, centre = TRUE)
#à voir pour le 11
#faire un plot pour choisir la fenêtre
#plot(CapteurHeuresVoulues$Date,
CapteurHeuresVoulues$moyennesmobilesPM10)
#plot(CapteurHeuresVoulues$Date,
CapteurHeuresVoulues$`PM10, ug/m³`)

#Soustraire la moyenne mobile de la valeur
de base
```

```
CapteurHeuresVoulues$résidus =
CapteurHeuresVoulues$`PM10, ug/m³` -
CapteurHeuresVoulues$moyennesmobilesPM10
#Calculer l'écart-type des résidus
ect = sd(CapteurHeuresVoulues$résidus,
na.rm = TRUE)
#na.rm = TRUE pour enlever les NA dans le
calcul

#Montrer les résidus qui dépassent 3 fois
l'écart-type pour voir si ce sont des
données aberrantes
Seuil = 3*ect
Donnéesàvérif =
subset(CapteurHeuresVoulues, abs(résidus) >
Seuil)
#Supprimer les données jugées aberrantes
CapteurLissé = subset(CapteurHeuresVoulues,
abs(résidus) <= Seuil)
#plot(CapteurLissé$Date,
CapteurLissé$`PM10, ug/m³`)

#Étape 2 : simplifier le modèle
#Résumer l'info sur des plages horaires de
1h
CapteurAgrégé <- aggregate(CapteurLissé, by
= list (Période = CapteurLissé$Moment), FUN
= mean)
#class(CapteurAgrégé$Date)
CapteurAgrégé$Date =
floor_date(CapteurAgrégé$Date, "hour")
#Sélectionner les colonnes voulues
CapteurFinal <-
dplyr::select(CapteurAgrégé, Date,
Période, `PM10, ug/m³`)
#Ajouter ID et Zone
nom = basename(FichiersCapteurs[i])
CapteurFinal$ID = substr(nom, start=1,
stop=17)
CapteurFinal$Zone = substr(nom, start=19,
stop=20)

#Exporter les données simplifiées dans
Excel
write.xlsx2(CapteurFinal,
"~/Dropbox/TFE/DONNÉES/ATMOTUBES/Docks
tot/Données travaillées Docks PM10.xlsx" ,
sheetName = substr(nom, start=16, stop=21),
col.names=TRUE,
row.names=FALSE, append=TRUE)
}

#Rassembler les différentes feuilles dans
une seule table
sheet_names <-
excel_sheets(«~/Dropbox/TFE/DONNÉES/ATMOTUB
ES/Docks tot/Données travaillées
Docks PM10.xlsx»)

Données_totales <- NULL
for (i in 1:length(FichiersCapteurs)){
name <- sheet_names[i] #récupère le nom
de la feuille
data <-
read.xlsx(«~/Dropbox/TFE/DONNÉES/ATMOTUBES/
Docks tot/Données travaillées
Docks PM10.xlsx»,sheetIndex= i ,
header=TRUE) # stocker les données
Données_totales <-
bind_rows(Données_totales,data)
rm(name,data)
}

#plot(Données_totales$PM10.ug.m.,
Données_totales$Date)

#Exporter les données finales dans Excel
```

```

write.xlsx2(Donnéestotales,
'~/Dropbox/TFE/DONNÉES/ATMOTUBES/Docks
tot/Données travaillées Docks PM10.xlsx' ,
sheetName = 'total',
col.names=TRUE,
row.names=FALSE, append=TRUE)

#Étape 3 : analyse statistique

#variable réponse = PM10..ug.m.
#facteurs fixes = Période, Zone
#facteur aléatoire = ID

#Modèle a
a <- lmer(PM10.. ug.m. ~ Période * Zone +
(1|ID) , data = Donnéestotales, REML =
TRUE)
#Modèle b
#Permet de vérifier si l'évolution
temporelle des capteurs est différente
#sensibilité différente du capteur
b <- lmer(PM10.. ug.m. ~ Zone +
(Période|ID) , data = Donnéestotales, REML
= TRUE)

#Comparer les 2 modèles avec une Anova pour
voir lequel est le mieux
#anova(a, b)
#Plus la valeur est basse, meilleur est
l'ajustement
# Pr = 1 (p-valeur) : on accepte
l'hypothèse nulle donc ça veut dire que pas
de diff entre les 2 modèles

#Refaire le meilleur modèle mais sans le
facteur zone
c <- lmer(PM10.. ug.m. ~ Période + (1|ID) ,
data = Donnéestotales, REML = TRUE)

```

```

#Comparer les 2 modèles avec une Anova pour
voir si le facteur zone induit une
différence
Ano = anova(a, c)
write.xlsx2(Ano,
"~/Dropbox/TFE/DONNÉES/ATMOTUBES/Docks
tot/Données travaillées Docks PM10.xlsx" ,
sheetName ="Pvalue"
, col.names=TRUE,
row.names=FALSE, append=TRUE)
#p valeur (Pr) : il y a une différence
entre zone ou pas zone! regarder alors avec
les moyennes lequel est le plus grand, ça
dit que c'est différent du hasard

Moyennes <- aggregate(Donnéestotales, by =
list (x = Donnéestotales$Zone), FUN = mean)
write.xlsx2(Moyennes,
'~/Dropbox/TFE/DONNÉES/ATMOTUBES/Docks
tot/Données travaillées Docks PM10.xlsx' ,
sheetName ="Moy»
, col.names=TRUE,
row.names=FALSE, append=TRUE)

Minimum <- aggregate(Donnéestotales, by =
list (x = Donnéestotales$Zone), FUN = min)
write.xlsx2(Minimum,
"~/Dropbox/TFE/DONNÉES/ATMOTUBES/Docks
tot/Données travaillées Docks PM10.xlsx" ,
sheetName ="Min"
, col.names=TRUE,
row.names=FALSE, append=TRUE)

Maximum <- aggregate(Donnéestotales, by =
list (x = Donnéestotales$Zone), FUN = max)
write.xlsx2(Maximum,
'~/Dropbox/TFE/DONNÉES/ATMOTUBES/Docks
tot/Données travaillées Docks PM10.xlsx' ,
sheetName ="Max»
, col.names=TRUE,
row.names=FALSE, append=TRUE)

```


Annexe 6. Description de la contribution personnelle de l'étudiant.

Ma contribution propre à ce TFE en constitue l'ensemble, puisque j'ai réalisé l'état de l'art des connaissances, conçu les protocoles, choisi les techniques utilisées, mis en œuvre ces protocoles, créé le code R, analysé puis commenté les résultats.