

Mémoire

Auteur : Hozay, Florent

Promoteur(s) : Romain, Anne-Claude

Faculté : Faculté des Sciences

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

Année académique : 2020-2021

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/12887>

Avertissement à l'attention des usagers :

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

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

FACULTÉ DES SCIENCES
DÉPARTEMENT DES SCIENCES ET GESTION DE L'ENVIRONNEMENT
Année académique 2020-2021

Analyse du transfert de *black carbon* (BC) d'un environnement extérieur vers un environnement intérieur - Etude de cas et modèle



Source : <https://www.nytimes.com/2020/11/28/well/live/indoor-air-pollution.html> (image par Luci Gutiérrez)

Mémoire présenté par Florent HOZAY
en vue de l'obtention du grade de Master en Sciences et Gestion de l'Environnement, à finalité
spécialisée en surveillance environnementale

Rédigé sous la direction de Anne-Claude ROMAIN (ULiège), Claudia FALZONE (ULiège) et Fabian
LENARTZ (ISSEP)

Comité de lecture : Mme A-C. ROMAIN (ULiège), Mme C. FALZONE (ULiège) et Mr. Fabian LENARTZ (ISSeP)

Copyright

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

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

Le présent document n'engage que son auteur.

Auteur de présent document : Florent Hozay, email : hozay.florent@gmail.com

Remerciements

Je tiens à adresser mon premier remerciement à Fabian Lenartz, mon maître de stage au sein de l'ISSeP, qui s'est montré extrêmement disponible lorsque je le sollicitais. Ses conseils et sa rigueur m'ont été d'une aide précieuse.

Je remercie également Madame Anne-Claude Romain, professeur responsable de la finalité "monitoring environnemental", pour son encadrement et sa formation de qualité. Madame Claudia Falzone, assistante de Madame Romain et doctorante à l'ULiège, m'a également été d'une aide considérable. Elle s'est montrée à l'écoute lorsque j'ai éprouvé des difficultés, et n'a jamais refusé de discuter des potentielles solutions envisageables. Je l'en remercie.

J'adresse ensuite un merci particulier à mes parents et ma compagne Charlotte, qui m'ont soutenu lors de ma décision de reprendre des études après un an passé dans le monde du travail. Leur soutien moral et financier m'a permis d'entreprendre et poursuivre ces études, malgré des conditions particulières. Je les remercie également pour la relecture de ce travail.

Résumé - Abstract

Ce travail s'inscrit dans un projet plus large d'étude d'exposition au carbone suie. Il vise à étudier le transfert de "black carbon" entre l'intérieur et l'extérieur, ainsi que les différents paramètres influençant ce transfert. Pour ce faire, deux campagnes de mesures ont été réalisées. La première dans des magasins et la seconde dans un appartement, toutes deux ayant eu lieu à Liège. Les résultats de ces campagnes ont alors été interprétés pour chaque séquence de mesure. Un modèle, développé par Cenaero a été appliqué et comparé aux mesures. Les résultats obtenus pour la campagne en appartement sont influencés par des sources internes, permettant de mettre en exergue les limites du modèle. Ce modèle est de manière générale pas assez satisfaisant, mais utilisé dans des gammes de concentrations faibles ($0-2\mu\text{g}/\text{m}^3$). Son utilisation dans le cadre d'une étude épidémiologique nécessite une adaptation pour le rendre applicable à des cas comprenant des sources intérieures, et pour lesquels une absence de ventilation mécanique n'implique pas une sous-estimation de l'influence des variations de concentration extérieure.

This work is a part of a larger study about black carbon exposure. It aims to study the transfer of black carbon between indoor and outdoor environments, as well as the parameters influencing this transfer. To do so, two measurement campaigns took place. The first one was inside stores and the second one in an apartment, both in Liège. The results from these campaigns were interpreted for every sequences of measurements. A model, developed by Cenaero, was applied and compared with measurements. The results obtained from the campaign in apartment are influenced by indoor sources of BC, which allowed to show the model limitations. This model is not enough satisfying, but was used in concentration range relatively low ($0-2\mu\text{g}/\text{m}^3$). Its utilisation for an epidemiology study needs adaptation to allow the model to take account of indoor sources, and for cases in which the absence of mechanical ventilation does not involve an under-estimation of the influence of outside concentrations variations.

Table des matières

1	Introduction	9
2	Mise en contexte - Le projet OIE (Outdoor-Indoor Exposure)	10
3	Le <i>Black Carbon</i> (BC)	11
3.1	Caractéristiques	11
3.2	Impacts	13
3.2.1	Impacts sanitaires	13
3.2.2	Impacts environnementaux	13
3.3	L'æthalomètre comme méthode de mesure du BC	14
4	Modèles de transfert de polluants entre l'air ambiant et l'air intérieur	18
4.1	Modèles empiriques	19
4.1.1	Modèle basé sur les caractéristiques du bâtiment	19
4.1.2	Modèle basé sur des régressions	20
4.2	Modèles physiques	20
4.2.1	Modèles d'échange via les fuites dans l'enveloppe	21
4.2.2	Modèles tenant compte de la ventilation naturelle	24
4.2.3	Modèles tenant compte de la ventilation mécanique	24
5	Matériel	26
5.1	L'æthalomètre portable microAeth [®] AE-51 d'AethLabs	26
5.2	Les instruments "Antilopes" pour la mesure de PM	28
5.3	OpenModelica	31
5.4	Le modèle développé par Cenaero sur OpenModelica	32
5.4.1	Variables d'entrée - Inputs	33
5.4.2	Paramètres propres au bâtiment et ses installations	34
5.4.3	Variables de sortie - Outputs	36
5.4.4	Réponse du modèle à des cas extrêmes	36
5.5	RStudio	41
6	Méthodes	42
6.1	Réduction de l'influence du bruit sur la mesure de BC - <i>The optimized Noise-reduction Averaging (ONA)</i>	42
6.2	Inter-comparaison des capteurs	45
7	Description des campagnes de mesures	47
7.1	Campagne de mesures dans des bâtiments commerciaux	47
7.1.1	Le magasin "J& Joy"	48
7.1.2	Le magasin "Pierre Thonon"	49

7.2	Campagne de mesures dans un appartement	51
8	Résultats et analyses	54
8.1	Campagne de mesures dans les magasins "J& Joy" et "Pierre Thonon"	54
8.1.1	Analyse des séries temporelles	54
8.1.2	Modèles linéaires pour le transfert de BC	56
8.1.3	Évaluation du modèle	57
8.2	Inter-comparaison des capteurs	61
8.2.1	Inter-comparaison des capteurs de BC utilisés pour les mesures en appartement	61
8.2.2	Inter-comparaison des capteurs d'humidité relative	64
8.2.3	Inter-comparaison des capteurs de PM	67
8.3	Campagne de mesures dans l'appartement	73
8.3.1	Analyse des séries temporelles	74
8.3.2	Analyse de la liaison entre les concentrations de BC et de PM _{2,5}	78
8.3.3	Évaluation du modèle	79
8.4	Influences de quelques paramètres sur la réponse du modèle	82
8.4.1	Influence du volume de la pièce	83
8.4.2	Influence du débit de ventilation	84
8.4.3	Influence de la surface d'infiltration	85
8.4.4	Influence de la largeur de la porte donnant sur l'extérieur	86
9	Conclusion	88
	Bibliographie	90
	Annexes	92
	Annexe 1 - Description du projet OIE	92
	Annexe 2 - Manuel d'utilisation du capteur de BC AE51	106
	Annexe 3 - Manuel d'utilisation du capteur BME680	121
	Annexe 4 - Manuel d'utilisation du capteur Honeywell HPMA115S0	125
	Annexe 5 - Graphiques comparatifs des concentrations de BC, de PM _{2,5} , d'humidité relative et de pression, pour chaque point lors de chaque scénario	137

Table des figures

3.1	Emissions de BC en 2015 et scénarios de réduction pour 2030	11
3.2	Courbes d'évolution des émissions de BC en Wallonie, par secteur d'activité	12
3.3	Quelques ordres de grandeurs sur le diamètre des particules dans l'air ambiant	12
3.4	Principe de mesure de l'atténuation optique sur laquelle repose la détermination de la concentration de BC.	15
4.1	Facteurs contribuant au taux d'échange de l'air (AER) dus aux flux d'air provenant des fuites, de la ventilation naturelle et de la ventilation mécanique.	19
5.1	Analyseur portable de BC AE-51 d'AethLabs	26
5.2	Exemple d'un fichier ".dat" reprenant les données issues de l'AE-51	27
5.3	Photo d'un instrument Antilope développé par la HEPL	28
5.4	Capteur de particules fines Honeywell HPMA115S0	29
5.5	Principe de fonctionnement du capteur de particules fines Honeywell HPMA115S0	30
5.6	Exemple d'un fichier reprenant les données de mesure d'un instrument Antilope	31
5.7	Fenêtre d'OpenModelica permettant la construction d'un modèle par glisser/déposer	31
5.8	Fenêtre d'OpenModelica permettant la visualisation graphique de la sortie d'une simulation	32
5.9	Modèle OpenModelica bâtiment, développé par Cenaero	33
5.10	Exemple d'un fichier d'entrée ".txt" pour le modèle de transfert "bâtiment", de Cenaero	33
5.11	Exemple d'un fichier de sortie ".txt" du modèle de transfert développé par Cenaero	36
5.12	Réponse du modèle soumis à des conditions "normales"	37
5.13	Réponse du modèle soumis à une filtration nulle	38
5.14	Réponse du modèle soumis à une filtration efficace à 100%	38
5.16	Réponse du modèle soumis à une ventilation importante	39
5.15	Réponse du modèle soumis à une ventilation nulle	39
5.17	Réponse du modèle soumis à une surface d'infiltration nulle	40
5.18	Réponse du modèle soumis à une surface d'infiltration importante	40
5.19	Réponse du modèle soumis à aucune influence de la concentration extérieure	41
6.1	Interface du programme ONA développé par l'EPA	43
6.2	Exemple d'un fichier de sortie du programme ONA développé par l'EPA	44
6.3	Comparaison des différents traitements de données envisagés pour réduire l'influence du bruit	44
7.1	Emplacement des magasins où les mesures ont été réalisées : Pierre Thonon (en vert) et J& Joy (en rouge)	47
7.2	Plan du magasin JJoy et emplacement des capteurs BC	48
7.3	Plan du magasin Thonon et emplacement des capteurs BC	50
7.4	Schéma de l'appartement et emplacement des capteurs BC	51

7.5	Photos du positionnement des capteurs : de gauche à droite, point extérieur, point 1, point 2 et point 3	52
8.1	Séries temporelles des deux séquences de mesures pour le magasin J&Joy : (a) Séquence du 22 au 23 août 2017, (b) Séquence du 24 au 25 août 2017.	55
8.2	Séries temporelles des deux séquences de mesures pour le magasin Thonon : (a) Séquence du 29 au 30 août 2017, (b) Séquence du 31 août au 1 septembre 2017.	56
8.3	Comparaison entre les médianes des concentrations mesurées dans chaque pièce, et les concentrations prédites par le modèle pour le magasin J&Joy : (a) Séquence du 22 au 23 août 2017, (b) Séquence du 24 au 25 août 2017.	58
8.4	Comparaison entre les médianes des concentrations mesurées et les concentrations prédites par le modèle pour le magasin Thonon : (a) Séquence du 29 au 30 août 2017, (b) Séquence du 31 août au 1 septembre 2017.	59
8.5	Série temporelle de l'inter-comparaison des capteurs de BC	62
8.6	Boxplots des différents capteurs de BC et de leur moyenne pour la campagne d'inter-comparaison	62
8.7	Nuages de points, distributions et coefficients de corrélation de Spearman entre les différents capteurs de BC	63
8.8	Séries temporelles des séquences de mesures d'inter-comparaison des capteurs d'humidité relative : (a) séquence 1, (b) séquence 2, (c) séquence 3.	65
8.9	Boxplots des différents capteurs d'humidité relative réalisés en combinant les trois séquences de mesures	66
8.10	Nuages de points, distributions et coefficients de corrélation de Spearman entre les différents capteurs d'humidité relative	66
8.11	Séries temporelles des séquences de mesures d'inter-comparaison des capteurs de PM _{2.5} : (a) séquence 1, (b) séquence 2, (c) séquence 3.	68
8.12	Boxplots des différents capteurs de PM _{2.5} réalisés en combinant les trois séquences de mesures	69
8.13	Nuages de points, distributions et coefficients de corrélation de Spearman entre les différents capteurs d'humidité relative	70
8.14	Régression orthogonale entre le capteur défectueux et la moyenne des autres capteurs	71
8.15	Séries temporelles des séquences de mesures d'inter-comparaison des capteurs de PM _{2.5} après correction des valeurs du capteur défectueux : (a) séquence 1, (b) séquence 2, (c) séquence 3.	72
8.16	Séries temporelles des séquences de mesures des Scénario 1 (a) et Scénario 4 (b).	75
8.17	Séries temporelles des séquences de mesures des Scénario 2 (a) et Scénario 3 (b).	76
8.18	Comparaison des variations de BC, de PM _{2.5} , d'humidité relative et de pression pour le "Point_ 2" lors du quatrième scénario.	77
8.19	Comparaison entre les concentrations de BC mesurées et modélisées pour le Scénario 1 (a) et le Scénario 4 (b).	80
8.20	Comparaison entre les concentrations de BC mesurées et modélisées pour le Scénario 2 (a) et le Scénario 3 (b).	81

8.21	Graphique montrant l'influence d'une variation du volume de la pièce sur la sortie du modèle	83
8.22	Graphique montrant l'influence d'une variation du débit de ventilation sur la sortie du modèle	84
8.23	Graphique montrant l'influence d'une variation de la surface d'infiltration sur la sortie du modèle	86
8.24	Graphique montrant l'influence d'une variation de la surface d'infiltration sur la sortie du modèle	87

Liste des tableaux

5.1	Tableau reprenant quelques données clés des mesures d’humidité relative, de pression et de température du capteur Adafruit BME680	29
5.2	Informations sur le capteur Honeywell HPMA115S0	30
6.1	Interprétation du coefficient de concordance de Lin, d’après McBride et al. (2005) [1] .	46
8.1	Résultats des régressions linéaires de la concentration intérieure par rapport à la concentration extérieure.	57
8.2	Tableau reprenant les valeurs-clés de l’évaluation du modèle pour la campagne en magasin	60
8.3	Tableau reprenant les écarts moyens des mesures des différents capteurs par rapport à la moyenne de tous les capteurs	63
8.4	Tableau reprenant les incertitudes (U_{bs}) et écarts-moyens (EM) par rapport à la moyenne, calculés via l’inter-comparaison des capteurs d’HR pour chacune des séquences et leur combinaison	67
8.5	Tableau reprenant les incertitudes (U_{bs}) et écarts-moyens (EM) par rapport à la moyenne, calculés via l’inter-comparaison des capteurs de $PM_{2.5}$ pour chacune des séquences et leur combinaison	70
8.6	Tableau reprenant les valeurs clés de l’inter-comparaison des capteurs de $PM_{2.5}$, avant et après correction sur l’ensemble des données.	73
8.7	Tableau reprenant les résultats des tests de corrélation de Spearman entre les concentrations de BC et de $PM_{2.5}$	78
8.8	Tableau reprenant les proportions moyennes de BC dans les $PM_{2.5}$	79
8.9	Tableau reprenant les valeurs-clés de l’évaluation du modèle pour la campagne en magasin	82
8.10	Tableau récapitulatif des statistiques descriptives (exprimées en $\mu g/m^3$) de chaque série de prédiction du modèle suite à une variation du volume de la pièce	84
8.11	Tableau récapitulatif des statistiques descriptives (exprimées en $\mu g/m^3$) de chaque série de prédiction du modèle suite à une variation du débit de ventilation	85
8.12	Tableau récapitulatif des statistiques descriptives (exprimées en $\mu g/m^3$) de chaque série de prédiction du modèle suite à une variation de la surface d’infiltration	86
8.13	Tableau récapitulatif des statistiques descriptives (exprimées en $\mu g/m^3$) de chaque série de prédiction du modèle suite à une variation de la taille de la porte	87

1 Introduction

A l'approche de la publication du nouveau rapport du GIEC, l'impact de l'homme sur son environnement ne fait plus de doute. Outre le dérèglement climatique, de nombreuses problématiques environnementales sont d'origine anthropique, du moins en partie. C'est notamment le cas de la pollution atmosphérique, déjà étudiée depuis bien longtemps, à cause de ses effets sanitaires. En effet, le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) reconnaît que cette pollution est à l'origine de nombreux cancers. Il ne s'agit là que d'un impact parmi tant d'autres. Le terme "pollution atmosphérique" faisant référence à n'importe quelle pollution présente dans l'air, il est cependant nécessaire de distinguer les différents polluants et leur impacts respectifs. De plus, à une époque où l'on passe la majorité de notre temps dans des espaces confinés (bâtiment, transport, etc.), il est indispensable de ne pas se contenter d'étudier la pollution de l'air ambiant (extérieur), mais d'envisager également celle de l'air intérieur, à laquelle nous sommes le plus exposés.

Dans le cadre de ce travail, nous nous concentrerons sur un polluant encore peu étudié individuellement jusqu'à présent : le *black carbon* (BC), composant des particules fines. S'inscrivant dans un projet plus large d'étude d'exposition à ce polluant, nous nous focaliserons ici sur le transfert qu'il peut y avoir entre un espace confiné (plus particulièrement un bâtiment dans ce cas), et l'extérieur.

Pour ce faire, deux campagnes de mesures ont été réalisées en milieu urbain : la première, préalablement à ce travail, dans deux magasins de Liège ; la deuxième dans un appartement à Liège également. Pour ces campagnes, des mesures simultanées de concentration en BC extérieure et intérieure ont été réalisées, afin d'identifier leur relation. Lors de la deuxième campagne, des mesures de $PM_{2.5}$ et d'humidité relative ont également eu lieu. La relation entre le BC et les $PM_{2.5}$ a dès lors pu être évaluée. Les mesures d'humidité avaient pour objectif de déterminer si celles-ci pourraient servir d'indicateur de variations de concentration en BC.

Aussi, un modèle de transfert développé par Cenaero à la demande de l'ISSeP a été testé. Des simulations ont été réalisées pour comparer les concentrations mesurées lors des deux campagnes, aux concentrations prédites par ce modèle. L'objectif était de déterminer si ce modèle est adapté ou non à une étude d'exposition.

Il est important de préciser que nous ne cherchons pas ici à comparer les gammes de concentrations entre les différentes séquences de mesure, mais bien d'évaluer la manière dont la pollution intérieure en BC réagit aux concentrations extérieures, et par quel(s) moyen(s).

2 Mise en contexte - Le projet OIE (Outdoor-Indoor Exposure)

Le présent travail s'inscrit dans un projet de recherche de plus grande envergure, qui sera brièvement détaillé dans cette partie. Toutes les informations présentes dans cette dernière sont tirées de la proposition de projet de recherche remise par l'ISSeP (Institut Scientifique de Service Public) dans le cadre de l'utilisation des moyens dégagés par la ristourne du précompte professionnel des chercheurs accordée aux institutions scientifiques (Loi Moerman). Le document est disponible dans son intégralité, sauf partie confidentielle, en Annexe 1.

Le projet OIE regroupe deux projets précédemment acceptés : EPA (Exposition à la Pollution Atmosphérique) et AIE (Assessment of Indoor Exposure). Leur combinaison a pour objectif d'élargir nos connaissances quant à l'exposition de la population à la pollution atmosphérique, que ce soit à l'intérieur ou à l'extérieur. Le projet EPA concerne la distribution spatio-temporelle de la pollution atmosphérique. Des mesures ont été réalisées à l'aide de capteurs low-cost portés par des sujets ayant une activité extérieure. Ces campagnes de mesures se concentrent sur les villes de Liège et Namur et permettent d'obtenir une image de la distribution de la pollution à l'échelle de celles-ci. S'en suivra un travail de modélisation permettant d'obtenir de manière déterministe les concentrations en divers polluants pour ces deux villes. Le troisième et dernier volet, concernant l'exposition, visera à déterminer de façon plus précise la part de la dose reçue imputée au trafic ainsi qu'aux activités intérieures ou extérieures. Chacune de ces parties est réalisée avec l'aide de diverses associations et partenaires. Le projet AIE, quant à lui, s'articule autour de deux volets. Le premier se base sur des mesures directes d'exposition au carbone noir. Le second vise à déterminer des coefficients de transfert de carbone noir entre l'air ambiant et l'air intérieur. C'est principalement à cet objet que vise à contribuer le présent travail.

3 Le *Black Carbon (BC)*

3.1 Caractéristiques

Le *black carbon*, ou carbone-suie en français, tenant son nom de sa couleur noire et de sa composition en carbone, est un produit de la combustion incomplète de combustibles fossiles ou de biomasse [2][3]. Ce type de combustion incomplète a lieu lorsque le mélange combustible-air est riche en carbone, et pauvre en oxygène, environnement retrouvé notamment dans certains moteurs. [4]. Les principales sources d'émission de BC sont le trafic routier (particulièrement les véhicules diesel), le chauffage (poêles à bois, mazout, etc.) et les feux de forêts [3][5]. La Figure 3.1 montre la répartition géographique et sectorielle des émissions de BC pour l'année 2015, ainsi que des scénarios de réduction pour l'année 2030. La Figure 3.2 met en évidence l'évolution des émissions de BC, par secteur d'activité, pour la Wallonie. Elle permet de constater une baisse des émissions pour les secteurs des transports, de l'énergie et de l'industrie, alors que les secteurs résidentiel, tertiaire, de l'agriculture et des déchets semblent stagner.

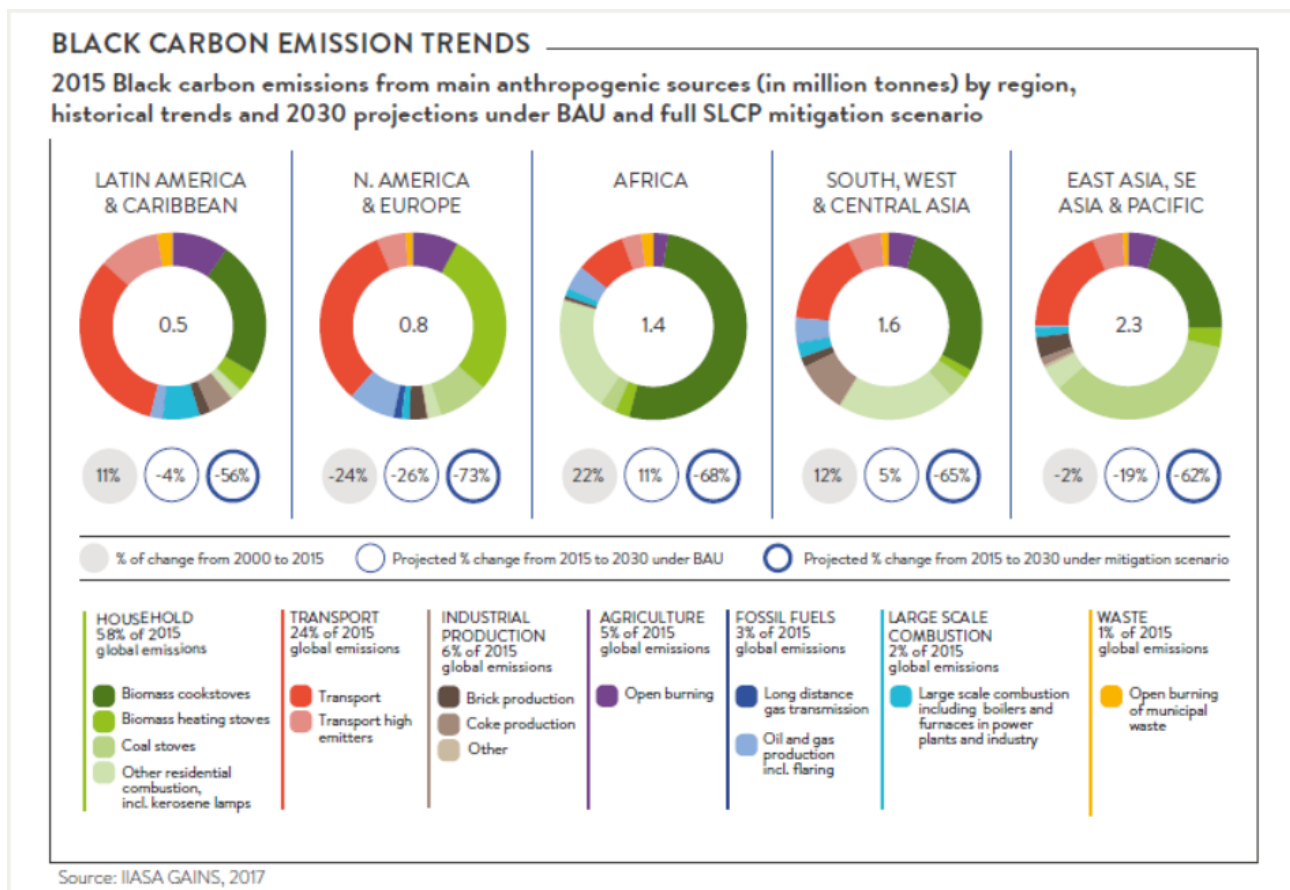


FIGURE 3.1 – Emissions de BC en 2015 et scénarios de réduction pour 2030 (Source : CCA Coalition, cf [5])

Bien qu'il soit difficile d'établir la masse volumique du carbone-suie (valeur recommandée par Bond

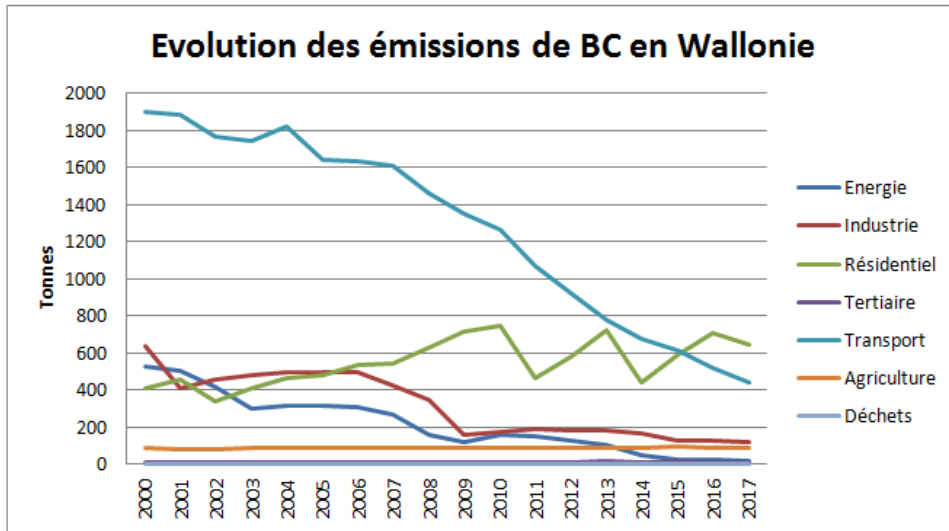


FIGURE 3.2 – Courbes d'évolution des émissions de BC en Wallonie, par secteur d'activité (Source : AWAC, Agence Wallonne de l'Air et du Climat, cf [3])

et Bergstrom (2006) entre 1,7 et 1,9 g/cm³), la taille typique de ce type de particules est d'une centaine de nanomètres, mais peut aller d'une dizaine à plusieurs centaines de nanomètres, comme le montre la Figure 3.3 [4][6]. Son caractère particulaire et sa taille font que le BC contribue à la masse de particules fines régies par les normes sur la qualité de l'air (PM₁₀ et PM_{2,5}). Sa contribution dans la masse totale des particules fines dépend du caractère rural ou urbain, de la proximité du trafic routier, et de l'état de développement de la zone d'étude. [2]

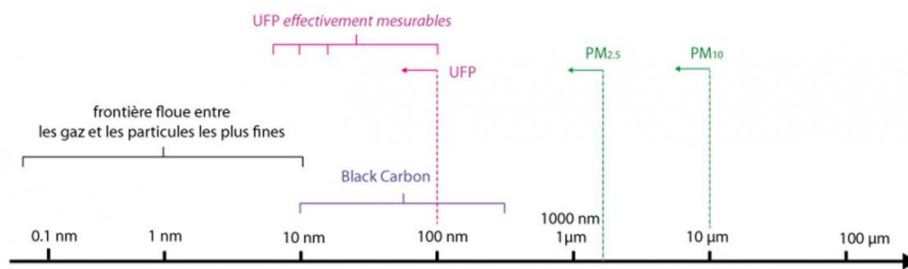


Figure 1 : Quelques ordres de grandeurs sur le diamètre des particules dans l'air ambiant.

FIGURE 3.3 – Quelques ordres de grandeurs sur le diamètre des particules dans l'air ambiant (Source : Bruxelles-Environnement, cf [6])

Cependant, il est difficile de donner une définition stricto sensu du black carbon. En effet, celui-ci n'est pas composé exclusivement de carbone, et contient des impuretés (souvent des atomes d'hydrogène ou d'oxygène), dont les proportions variables auront un impact sur la couleur et les caractéristiques physico-chimiques de la particule, notamment sa capacité d'absorption de la lumière [2]. De plus, le black carbon est considéré comme étant un transporteur d'une grande variété d'autres substances chimiques, potentiellement toxiques, comme des éléments métalliques ou des composés organiques [3][7].

Le carbone suie est un polluant à temps de vie atmosphérique relativement court. Une étude réalisée par Cape et al. (2012) permet d'estimer cette durée entre 4 et 12 jours, pour un site rural d'Écosse [8]. Ce temps de vie atmosphérique est fortement influencé par les précipitations. En dehors de leur dépôt humide lors de périodes de pluie, les particules de carbone suie sont également soumises à un dépôt sec, dont le taux est estimé à environ 10 % par jour¹ par rapport à la concentration initiale pour le BC transporté sur de longues distances [8].

3.2 Impacts

3.2.1 Impacts sanitaires

Comme énoncé précédemment, le carbone suie est un composant non négligeable des PM_{2.5}, dont les impacts sur la santé ne sont plus à démontrer. Par contre, ceux du BC ne sont encore que peu étudiés isolément. Toutefois, il est reconnu que le BC possède deux caractéristiques le rendant potentiellement toxique : sa taille et sa fonction de "porteur" d'autres polluants (COV, HAP, métaux, etc.) [6].

En effet, la très petite taille des particules de BC leur permette de pénétrer profondément le système pulmonaire, jusqu'aux alvéoles, où elles pourront ensuite s'infiltrer dans le système sanguin [9]. Les études toxicologiques actuelles ne permettent pas de démontrer la toxicité directe des particules de BC, mais il est cependant reconnu que celles-ci peuvent agir comme transporteuses de différents composés dont la toxicité est variable [10]. Des études sur les effets sanitaires à court terme montrent une meilleure corrélation lorsque ceux-ci sont associés aux concentrations de BC plutôt que de PM_{2.5} ou PM₁₀, ce qui indiquerait que le BC est un meilleur indicateur des substances particulaires dangereuses issues d'une combustion [10]. En effet, l'OMS conclut dans un rapport² que les particules de BC représentent un des composants des PM les plus problématiques pour la santé, particulièrement pour les maladies cardiovasculaires [10].

De manière plus générale, les PM_{2.5} (dont fait partie le BC) sont la cause de divers impacts sanitaires comme des attaques cardiaques, des maladies respiratoires chroniques (bronchite, asthme, etc.), une mortalité infantile prématurée (due notamment à des pneumonies), des cancers, etc [5][3]. L'OMS estime qu'en 2016, 4,2 millions de décès prématurés pouvaient être imputés à la pollution de l'air ambiant en PM_{2.5}, et donc au moins partiellement au BC [11].

3.2.2 Impacts environnementaux

Un des premiers impacts notables du BC sur notre environnement est la dégradation, par dépôt, de notre patrimoine historique [12]. Bien que cet impact est probablement le moins important à l'échelle de notre planète, il est toutefois important de le souligner, puisqu'il est directement visible.

Le BC a également un impact important sur le réchauffement climatique, puisqu'il fait partie des SLFC (*Short Lived Climate Forcers*), ou forceurs climatiques à courte durée de vie [7]. Le forçage radiatif (ou forçage climatique) est défini par le GIEC (1997 et 2007) comme étant "*une mesure*

1. Soit un temps de vie atmosphérique de 10 jours

2. "Health effects of black carbon", OMS, 2012. Cfr [10]

d'un déséquilibre du bilan énergétique du système Terre-atmosphère (exprimé en watts par mètre carré ou W/m^2) à la suite, par exemple, d'une modification des concentrations atmosphériques de CO_2 ou d'une variation du flux solaire. Il constitue donc un indice de l'importance de ce déséquilibre en tant que mécanisme potentiel du changement climatique. Le système climatique réagit au forçage radiatif de façon à rétablir l'équilibre énergétique. Un forçage radiatif positif a tendance à réchauffer la surface du globe tandis qu'un forçage radiatif négatif a tendance à la refroidir". Le BC absorbe de manière très efficace une grande partie du spectre solaire. Cette absorption de la lumière va avoir un impact sur le réchauffement climatique, puisque l'énergie lumineuse absorbée va alors être restituée sous forme de chaleur [2]. Ce mécanisme de réchauffement se distingue de celui des gaz à effet de serre (GES), qui eux, absorbent le rayonnement thermique émis par le sol [3][12]. Toutefois, le BC n'étant jamais émis seul, il se peut que des éléments ayant un pouvoir radiatif négatif soient émis simultanément, rendant l'estimation du bilan radiatif global difficile [3].

De plus, le BC accélère la fonte des glaces. En effet, lorsqu'il se dépose sur les surfaces composées de neige ou de glace, il en réduit l'albédo³ et par conséquent, celles-ci se réchauffent [3][5]. Les nouvelles routes maritimes de l'Arctique sont dès lors une source d'inquiétude, puisqu'elles pourraient encore accélérer la fonte des glaces dans ces régions [3].

De surcroît, compte tenu de son caractère de "transporteur", le BC va faciliter la dissémination de différentes substances potentiellement toxiques dans l'air, les sols, les eaux de surface et les eaux souterraines [12].

Selon certaines sources, le carbone suie suivrait le dioxyde de carbone dans la liste des causes du réchauffement climatique [12]. Le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) et l'Organisation météorologique mondiale estiment qu'il est possible de réduire de $0.5^\circ C$ le réchauffement climatique en 2050 si l'on réduit les émissions des forceurs climatiques à faible durée de vie de certaines sources clés (transport, industrie, agriculture, déchets, cuisson, etc.) [3]. En effet, la faible durée de vie de ces polluants implique qu'une réduction de leurs émissions permettrait d'entrevoir les effets positifs sur l'environnement et sur la qualité de l'air dans des délais relativement courts. Cela pourrait servir de motivation supplémentaire aux décideurs pour entreprendre des mesures de réduction des émissions de ces éléments, qui devront toutefois être accompagnées de mesures de réduction des émissions de polluants à longue durée de vie, tels que le CO_2 [2].

3.3 L'æthalomètre comme méthode de mesure du BC

Différentes méthodes permettent de mesurer la partie carbonée des particules. Il s'agit notamment de méthodes optiques, thermiques ou thermo-optiques. Le choix de la méthode de mesure va définir le "type" de carbone mesuré. Par exemple, la mesure du carbone élémentaire (EC) et du carbone organique (OC) se fait via des méthodes thermiques ou thermo-optiques, alors que celle du black carbon est réalisée via des méthodes optiques. Les résultats obtenus par ces différentes méthodes ne sont donc pas directement comparables. L'instrument largement utilisé pour la mesure du BC, utilisant une méthode

3. L'albédo peut être défini comme la capacité d'une surface à réfléchir le rayonnement lumineux.

optique, est l'æthalomètre. C'est donc ce dernier qui sera décrit ici.

Les informations présentes dans cette partie sont tirées du "*Guide méthodologique pour la mesure du "Black Carbon" par æthalomètre multi-longueur d'onde AE33⁴ dans l'air ambiant (Version 2020)*" du LCSQA (Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air, en France) [13].

Le principe de fonctionnement de l'æthalomètre est de mesurer l'absorption de la lumière par des particules prélevées en continu sur une bande filtrante. Ce coefficient d'absorption de la lumière est déterminé en effectuant la différence entre la transmission lumineuse sur une partie vierge de la bande filtrante et sur une partie chargée en particules. Ce principe est représenté sur la Figure 3.4.

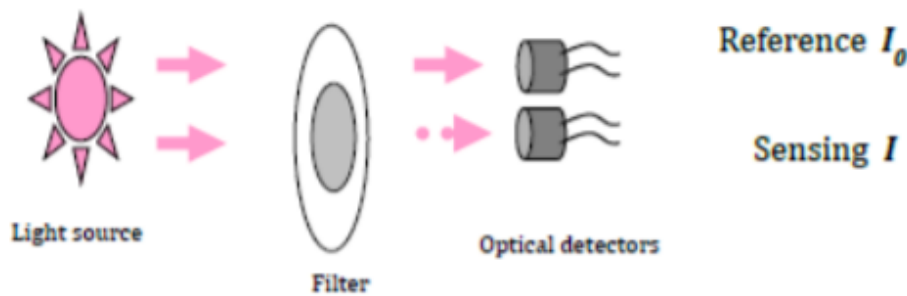


FIGURE 3.4 – Principe de mesure de l'atténuation optique sur laquelle repose la détermination de la concentration de BC.

(Source : LCSQA, cf [13])

Cette mesure peut être effectuée à différentes longueur d'onde, sachant que celle utilisée pour mesurer le BC est de 880 nm. En effet, à cette longueur d'onde, il est convenu que seules les particules de carbone réfractaires absorbent la lumière, celles de nature chimique différentes étant considérées comme transparentes ou presque. D'autres longueurs d'onde peuvent être utilisées afin d'identifier les sources des particules (combustion de biomasse, combustion d'énergies fossiles, etc.).

La transformation de la mesure de l'atténuation optique en concentration massique de BC est réalisée en sept étapes, listées ci-après.

1. Mesure de l'atténuation optique des particules

Cette atténuation (notée ATN), est calculée à partir de l'équation 3.1 suivante.

$$ATN = -100 \ln(I/I_0) \quad (3.1)$$

2. Détermination du coefficient d'atténuation b_{atn}

Ce coefficient tient compte de la surface de la mesure (S , en m^2), du débit de prélèvement (F_{in} , en m^3/s), et du temps de prélèvement (Δt , en secondes) entre deux mesures de l'ATN. Il est exprimé par mètre (m^{-1}), et est calculé grâce à l'équation 3.2.

$$b_{atn} = \frac{S \times \frac{\Delta ATN}{100}}{F_{in} \times \Delta t} \quad (3.2)$$

3. Correction du facteur de fuite

Le débit F_{in} utilisé dans l'équation 3.2 nécessite une correction d'un facteur de fuite ϵ , qui représente la perte de débit dans la chambre optique. Cette correction est réalisée suivant l'équation 3.3.

$$F = F_{out} \times (1 - \epsilon) \quad (3.3)$$

Avec F_{out} le débit mesuré et F le débit passant à travers la bande filtrante.

4. Correction de la lumière diffusée par le filtre

Il est nécessaire de corriger le coefficient d'atténuation (b_{atn} , en m^{-1}) avec le coefficient de diffusion (D) de la bande filtrante. Cela permet d'obtenir le coefficient d'absorption des particules (b_{abs} , en m^{-1}), via l'équation 3.4.

$$b_{abs} = \frac{b_{atn}}{D} \quad (3.4)$$

5. Détermination de la concentration en BC ($\mu g/m^3$)

Afin de convertir le coefficient d'absorption (b_{abs} , exprimé en m^{-1}), en une concentration massique (C_{BC} , exprimée en $\mu g/m^3$), il est nécessaire d'utiliser la surface efficace d'absorption (σ , exprimée en m^2/g). La conversion se fait via l'équation 3.5.

$$C_{BC} = \frac{b_{abs}}{\sigma} \times 10^6 \quad (3.5)$$

La valeur de cette surface efficace d'absorption est généralement définie par le constructeur⁵, et a été établie de manière empirique, par comparaison des résultats obtenus par les premiers modèles d'aéthalomètres avec des mesures thermiques du carbone élémentaire (EC) prélevés sur filtres. Le choix de cette valeur reste toutefois sujet à des discussions dans la communauté scientifique et des institutions normatives. C'est pour cette raison qu'il serait préférable de parler d'"équivalent black carbon" (EBC). Cependant, pour des raisons de facilité, nous continuerons d'utiliser l'expression "black carbon" (BC) dans la suite de ce travail.

6. Correction de l'effet de charge

Certains appareils (notamment l'aéthalomètre AE-33), permettent de tenir compte de la baisse de sensibilité de la mesure du BC induite par une forte charge de particules présentes sur le filtre. En effet, cette forte charge impacte la mesure de l'atténuation (ATN) par un phénomène de diffusion de la lumière induit par des particules de natures différentes. Pour ce faire, une mesure de l'atténuation est réalisée sur deux spots de particules prélevées à des débits différents. La correction de l'effet de charge peut alors être exprimée par l'équation 3.6.

$$C_{BC} = \frac{C_{mesure}}{1 - (k \times ATN)} \quad (3.6)$$

où k est déterminé par comparaison entre les valeurs mesurées pour les différents débits, et est appelé coefficient de compensation.

7. Equation finale

Par combinaison des équations de 3.1 à 3.6, la concentration en BC (C_{BC} , en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) peut s'exprimer par l'équation

$$C_{BC} = \frac{S \times \left(\frac{\Delta ATN_1}{100}\right) \times 10^6}{F_1 \times (1 - \epsilon) \times \sigma \times D \times (1 - k - ATN_1) \times \Delta t} \quad (3.7)$$

5. Dans le cas de l'aéthalomètre AE-33, celle-ci est fixée à $7,77 \text{ m}^2/\text{g}$.

4 Modèles de transfert de polluants entre l'air ambiant et l'air intérieur

Dans cette partie, nous reprendrons une liste non-exhaustive de modèles existants permettant de déterminer les transferts de polluants entre un environnement extérieur et un environnement intérieur. Le but de cette partie est d'énoncer différentes approches permettant d'estimer la concentration intérieure en un certain polluant par rapport à une concentration mesurée à l'extérieur, via notamment une estimation du coefficient de transfert d'air ("*Air exchange rate*", ou AER). D'autres modèles permettent de déterminer plus précisément la concentration en un polluant dans un environnement intérieur, en tenant compte de la chimie atmosphérique et d'éventuels dépôts et remises en suspensions de polluants (souvent particulaires). Aussi, des modèles de dynamique des fluides numériques permettent une meilleure résolution spatiale dans l'évaluation de la concentration d'un polluant. Ce travail se concentrant sur les transferts de polluant de l'extérieur vers l'intérieur, ces types de modèles ne seront pas développés dans cette partie. Il est toutefois important de souligner leur existence.

La concentration intérieure (C_{in}) peut être déterminée grâce à l'équation du bilan massique dynamique (Equation 4.1), tenant compte de la concentration extérieure (C_{out}) [14].

$$\frac{dC_{in}}{dt} = AER \times P \times C_{out} - (AER + k)C_{in}, \quad (4.1)$$

où P est le coefficient de pénétration du polluant extérieur vers l'intérieur, et k est le taux d'élimination intérieur, tout deux étant spécifiques au polluant et au bâtiment considérés.

Le taux d'échange d'air (Air exchange rate ou AER, en anglais), exprimé en h^{-1} , est donc un élément déterminant dans l'évaluation de l'exposition à une pollution. Il permet en effet d'évaluer la façon dont une pollution extérieure s'infiltré à l'intérieur, mais également dont une pollution intérieure est évacuée vers l'extérieur. Pour déterminer la concentration d'un polluant à l'intérieur par rapport à la concentration extérieure, il est donc primordial de connaître (ou d'évaluer) ce taux d'échange d'air. La Figure 4.1 reprend les différents facteurs contribuant à ce taux d'échange qui peut donc être estimé via différents types de modèles, que l'on peut classer en deux catégories : les modèles empiriques, et les modèles physiques [14].

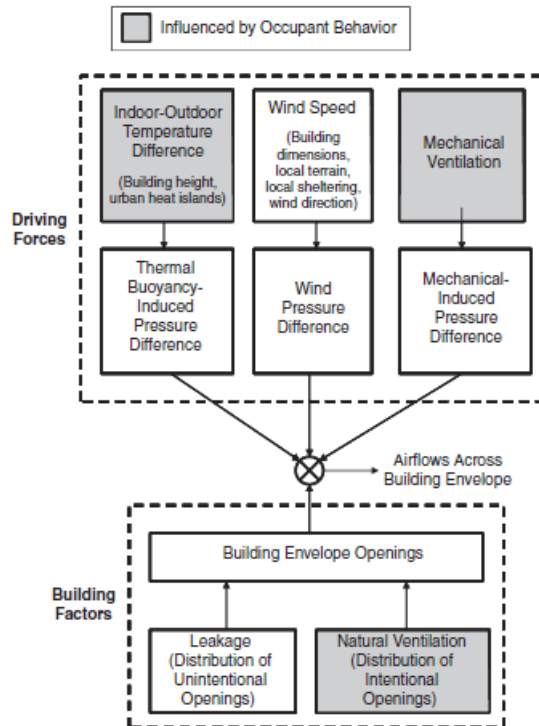


FIGURE 4.1 – Facteurs contribuant au taux d’échange de l’air (AER) dus aux flux d’air provenant des fuites, de la ventilation naturelle et de la ventilation mécanique.

(Source : Breen et al., 2014, cf [14])

4.1 Modèles empiriques

Les modèles empiriques permettent d’estimer l’AER sur base des résultats disponibles dans la littérature, en se référant à des facteurs (caractéristiques de la construction, saison, localisation géographique, etc.) les plus proches possible de la situation pour laquelle l’estimation est souhaitée [14]. Ce type de modèles a l’avantage de ne nécessiter que peu de variables d’entrée (inputs). Cependant, ils sont soumis à une importante incertitude (difficile à définir), liée à l’utilisation d’un coefficient de transfert d’air mesuré dans un bâtiment avec d’autres caractéristiques, avec des conditions météorologiques et de ventilation (naturelle et/ou mécanique) différentes également [14]. Ce type de modèle permet généralement une bonne estimation du coefficient de transfert d’air moyen pour une longue durée. Il ne permet donc pas une approche nécessitant une résolution temporelle élevée, mais peut toutefois se montrer intéressant pour des études d’exposition d’une population [14].

4.1.1 Modèle basé sur les caractéristiques du bâtiment

Ce modèle, basé sur un facteur d’échelle (ou scaling factor SF, en anglais), permet d’exprimer l’AER sous des conditions de pression typiques (différence de pression entre l’intérieur et l’extérieur d’environ 4Pa), par rapport à l’AER mesuré lors d’un "blower-door test"¹, ou déterminé par modélisation [14]. Cette relation est exprimée par l’équation 4.2.

1. Test réalisé en imposant une différence de pression entre l’intérieur et l’extérieur de 50Pa

$$AER_{SF} = \frac{AER_{50}}{F} = \frac{Q_{50}}{V} \quad (4.2)$$

Avec V le volume, déterminé en multipliant la surface du sol par la hauteur du plafond, Q_{50} , le débit de fuite à une différence de pression de 50 Pa, et F le facteur d'échelle. Ce facteur d'échelle est déterminé empiriquement, grâce aux mesures d'AER publiées, en fonction de la taille du bâtiment et de la région climatique, sans nécessiter des données météorologiques. Toutefois, ce modèle ne permet d'estimer l'AER uniquement lié aux fuites dans le bâtiment, et ne tient pas compte de la ventilation naturelle et/ou mécanique [14].

4.1.2 Modèle basé sur des régressions

Comme le présente la Figure 4.1, les flux d'air au travers de l'enveloppe d'un bâtiment sont influencés par les fuites non-intentionnelles et la ventilation naturelle, elles-mêmes influencées par la différence de température entre l'intérieur et l'extérieur et le vent [14]. Le flux d'air dû aux fuites est principalement influencé par cette différence de température. Plusieurs études ont démontré une relation linéaire entre la différence de température et l'AER, alors que l'effet du vent (plus précisément sa vitesse et sa direction) sur les fuites d'air est plus discutable [14].

Ce type de modèle basé sur des régressions linéaire a l'avantage de fournir des valeurs d'AER dû aux fuites dans l'enveloppe pour des études d'exposition à long terme en ne nécessitant que peu ou pas de données concernant les caractéristiques du bâtiment [14]. Cependant, ces modèles sont principalement limités par le fait qu'ils ne peuvent pas facilement être transposés à des bâtiments dont les caractéristiques sont différentes, ou dans des conditions météorologiques différentes [14]. L'utilisation de ce type de modèle est donc pertinente dans le cas où l'on étudie le bâtiment pour lequel le modèle de régression a été établi.

4.2 Modèles physiques

Les modèles physiques ont la capacité de déterminer l'AER provenant des fuites, de la ventilation naturelle ou de la ventilation mécanique, séparément. L'AER global est alors déterminé par combinaison de ceux-ci [14]. Ils peuvent être classifiés par deux catégories principales : les modèles mono-zone, et les modèles à deux zones [14]. Parmi les modèles mono-zone, on peut distinguer les modèles simplifiés, ne tenant compte que des fuites pour l'ensemble du bâtiment, et les modèles de réseau, qui tiennent compte des différents flux à travers l'enveloppe [14]. Cependant, les études d'exposition n'utilisent généralement pas les modèles de réseau, à cause des données concernant la distribution des flux et leurs caractéristiques que ceux-ci nécessitent [14].

4.2.1 Modèles d'échange via les fuites dans l'enveloppe

Modèle de fuite généralisé

Ce modèle a été développé sur base de différents facteurs pour lesquels une corrélation avec l'AER (du aux fuites) a été démontrée [14]. Il se base sur la différence de température entre l'intérieur et l'extérieur et sur la vitesse du vent qui sera elle-même influencée par les structures avoisinantes (effet de "paravent"²) [14]. L'AER peut alors être défini suivant l'équation 4.3.

$$AER_{Leakage} = L \times \left(0.006(|T_{in} - T_{out}|) + \left(\frac{0.03}{C} \right) \times U^{1.5} \right) \quad (4.3)$$

Avec L le facteur de fuites généralisé du bâtiment ($1 < L < 5$),

C le facteur de terrain généralisé ($1 < C < 10$),

T_{in} et T_{out} les températures intérieures et extérieures respectivement,

et U la vitesse de vent mesurée [14].

Cette équation 4.3 contient donc deux paramètres (L et C) et trois variables (T_{in} , T_{out} et U) [14]. Les paramètres ont pu être estimés de manière empirique. Ainsi, on considère qu'un bâtiment étanche a un facteur de fuites (L) inférieur à 1,5 alors que celui d'un bâtiment non-étanche est supérieur à 2,5. L'effet "paravent" propre au terrain avoisinant peut également être qualifié de faible (C=1), modéré (C=3) ou fort (C=10) [14].

L'avantage de ce modèle est qu'il ne nécessite que peu de données au préalable. Cependant, une forte incertitude réside dans la détermination des paramètres L et C, ce qui lui confère un caractère plutôt qualitatif que quantitatif dans la détermination de l'AER du aux fuites [14].

Le modèle d'infiltration LBL

Ce modèle a été élaboré par le "*Lawrence Berkeley Laboratory*" de l'Université de Californie, en 1980. Il est largement utilisé pour l'estimation de l'AER dû aux fuites d'un bâtiment, notamment pour des études d'exposition [14]. Il se base sur la résistance de l'enveloppe d'un bâtiment par rapport aux infiltrations (caractéristiques propres au bâtiment), ainsi que sur les différentes forces provoquant ces infiltrations[15]. La résistance du bâtiment aux infiltrations est notamment caractérisée par la surface de l'orifice permettant les fuites[15]. Les forces impliquant les fuites sont quant à elles fonction de la différence de pression induite par la différence de températures entre les deux environnements (intérieur et extérieur) et par le vent [15].

Ce modèle vise à déterminer les effets du vent et de la différence de températures individuellement, pour ensuite les recombinaer et déterminer le débit de fuite global induit [15].

Le débit de fuite induit par "l'effet de cheminée" peut s'exprimer suivant l'équation 4.4 [14][15].

$$Q_s = f_s \times A_{inf} \sqrt{|T_{in} - T_{out}|} \quad (4.4)$$

2. "sheltering effect" en anglais

Où f_s est le coefficient de tirage thermique ("stack coefficient", en anglais), dépendant de la hauteur du bâtiment.

Le débit de fuite induit par le vent, peut s'exprimer suivant l'équation 4.5 [14][15]

$$Q_w = f_w \times A_{inf} \times U \quad (4.5)$$

Où f_w est le coefficient de vent, dépendant de la hauteur du bâtiment et de l'impact du paysage et des structures avoisinantes (effet "paravent", ou "sheltering effect" en anglais), et U la vitesse du vent.

Les paramètres f_s et f_w sont fixés suivant les données disponibles dans la littérature pour des conditions similaires à la zone d'étude [14].

Il est alors nécessaire de déterminer la surface de l'orifice permettant l'infiltration (A_{inf}). Pour ce faire, le modèle se base sur l'équation 4.6 [15].

$$Q_{\Delta P} = A_{inf} \times \sqrt{\frac{2\Delta P}{\rho}} \quad (4.6)$$

où $Q_{\Delta P}$ (Débit de fuite) et ΔP (Différence de pression) sont déterminés par mesures via un "blower-door test",

ρ la masse volumique de l'air.

La surface d'infiltration peut également être modélisée en tenant compte de la surface au sol, de la hauteur et de l'âge du bâtiment [14][16].

Le débit de fuite global est alors déterminé par combinaison des équations 4.4 et 4.5 via l'équation 4.7 [14][15].

$$Q = \sqrt{Q_s^2 + Q_w^2} \quad (4.7)$$

On peut alors déterminer le coefficient de transfert en divisant ce débit de fuite, par la volume du bâtiment, suivant l'équation 4.8 [14].

$$AER = \frac{Q}{V} \quad (4.8)$$

L'avantage de ce modèle est qu'il considère d'une part les caractéristiques du bâtiment, et d'autre part les conditions météorologiques. Cependant, il est limité par la nécessité d'avoir des informations détaillées sur le bâtiment (résultat du "blower-door test" ou les paramètres permettant de déterminer la surface de l'orifice par lequel les échanges se produisent via modélisation, comme la surface au sol, l'âge et la hauteur du bâtiment) [14][16]. Toutefois, pour des études d'exposition ciblées, ceux-ci peuvent être obtenus via de simples questionnaires à remplir par les occupants des bâtiments étudiés [14].

Le modèle d'infiltration AIM-2

De la même manière que le modèle LBL décrit précédemment, le modèle AIM-2 considère que les échanges d'air au travers des parois d'un bâtiment sont dus à l'effet du vent et à l'effet "de cheminée" [17]. La différence principale est que ce modèle suppose que la relation entre la pression et le débit d'air au travers de l'enveloppe d'un bâtiment peut être exprimé via une loi exponentielle suivant l'équation 4.9 [17]. De plus, ce modèle tient également compte de la hauteur du bâtiment, du type de fondations, de la protection contre le vent induite par les structures avoisinantes et de la vitesse du vent.

$$Q = c \times \Delta P^n \quad (4.9)$$

Où c et n sont déterminés par la méthode des moindres carrés par rapport aux résultats du test de pressurisation ("blower-door test"), ou fixés compte tenu des valeurs disponibles dans la littérature pour des conditions similaires [17]. La valeur de ΔP est généralement fixée à 4 Pa.

Dans le modèle AIM-2, le débit de fuite global est également déterminé par combinaison du débit dû à l'effet de cheminée (Q_s) et à l'effet du vent (Q_w , estimés séparément via les équations 4.10 et 4.11 [14].

$$Q_s = cC_s |T_{in} - T_{out}|^n \quad (4.10)$$

Où C_s est le coefficient de cheminée dépendant de la hauteur du bâtiment ;

$$Q_w = cC_w (sU)^{2n} \quad (4.11)$$

Où C_w est le coefficient de vent dépendant de la hauteur du bâtiment et du type de fondations, U la vitesse du vent, et s le facteur de protection dépendant des structures avoisinantes.

Les valeurs des paramètres C_s et C_w et s sont fixées selon les valeurs disponibles dans la littérature [14].

Le débit de fuite global peut alors être déterminé par combinaison de C_s et C_w suivant l'équation 4.7, et le coefficient de transfert via l'équation 4.8 [14].

Bien qu'à priori plus précis que le modèle LBL, le modèle AIM-2 est limité par les paramètres supplémentaires nécessaires. De plus, les paramètres c et n ne peuvent pas être déterminés par modélisation [14].

4.2.2 Modèles tenant compte de la ventilation naturelle

Le modèle LBLX

Il s'agit d'une extension du modèle LBL précédemment développé, incluant la ventilation naturelle comme composante du transfert d'air entre l'extérieur et l'intérieur. Comme pour le modèle LBL, le débit d'échange au travers des ouvertures (fenêtres ou portes) est fonction de l'effet de cheminée et du vent. Ceux-ci seront également déterminés individuellement pour ensuite être recombinaés en un débit global [14][16].

Pour déterminer les débits imputés à l'effet de cheminée ou au vent au travers des ouvertures, les équations 4.4 et 4.5 sont utilisées respectivement. La surface d'infiltration (A_{inf}) à considérer est alors la surface des ouvertures. Ceux-ci seront combinés en suivant l'équation 4.7. De la même manière, les débits dus aux fuites et à la ventilation naturelle sont combinés par l'équation 4.12. En divisant le débit global issu de cette combinaison par le volume du bâtiment (V), on obtient la valeur de l'AER [14] [16].

$$Q = \sqrt{Q_{LBL}^2 + Q_{nat}^2} \quad (4.12)$$

Il est donc nécessaire d'avoir des données concernant l'ouverture des fenêtres ou portes (fréquence et dimensions) afin d'appliquer ce modèle à des études d'exposition [14]. Celles-ci peuvent notamment être obtenues via des questionnaires ou des bases de données publiques [14]. C'est principalement l'obtention de ces informations qui représentent la plus grande limitation de ce modèle. Aussi, il est possible que la ventilation naturelle ne soit présente que lorsque la différence de température entre l'intérieure et l'extérieure est faible, ce qui signifie que l'impact de l'effet de cheminée est faible également [14]. Dans le cas d'une ouverture des fenêtres ou portes durant de longues périodes, l'équilibre des températures pourrait également être atteint, réduisant également l'effet de cheminée [14].

4.2.3 Modèles tenant compte de la ventilation mécanique

Les systèmes de ventilation mécaniques peuvent être soit à l'équilibre, soit en déséquilibre. Les systèmes à l'équilibre expulsent du bâtiment la même quantité d'air qu'ils injectent [14]. Cet équilibre entre l'extraction et la pulsion ne cause dès lors pas de variations de pression dans le bâtiment, et n'influencera donc pas les débits issus des fuites ou de la ventilation naturelle [14]. Les systèmes en déséquilibre vont quant à eux avoir un impact sur la pression interne du bâtiment, et donc sur les fuites et la ventilation naturelle [14]. Ces systèmes en déséquilibre sont par exemple causés par des extractions dans les salles de bain ou les toilettes, par la hotte d'une cuisine, par des systèmes de climatisation, etc [14]. Le débit global, combinant le débit de fuite et de la ventilation mécanique au

vu de leur simultanéité, est modélisé en suivant l'équation 4.13 [14].

$$Q = Q_{\text{équilibre}} + \sqrt{Q_{\text{déséquilibre}}^2 + Q_{\text{fuites}}^2} \quad (4.13)$$

L'AER est une fois de plus obtenu en divisant ce débit par le volume du bâtiment (équation 4.8). Il paraît indispensable d'utiliser cette approche lorsqu'une ventilation mécanique est présente dans le bâtiment étudié. En effet, le débit d'échange dû à cette ventilation mécanique est à priori bien plus important que celui dû aux fuites. Cette approche permet dès lors de réduire l'incertitude lié à la détermination de l'AER. Cependant, ce modèle nécessite de connaître le fonctionnement et les types de toutes les extractions et pulsions présentes dans le bâtiment, ce qui peut s'avérer fastidieux voire impossible [14].

5 Matériel

5.1 L'æthalomètre portable microAeth[®] AE-51 d'AethLabs

Le fonctionnement de l'æthalomètre ayant été discuté précédemment, il ne sera pas développé dans cette partie. Nous nous concentrerons ici sur les spécificités de l'æthalomètre portable AE-51 (Figure 5.1) conçu par AethLabs. Les données présentes dans cette partie sont tirées du manuel d'utilisation de l'appareil, disponible en Annexe 2.

L'AE-51 est un analyseur de "Black Carbon" en temps réel, fonctionnant à une longueur d'onde unique de 880 nm. Il ne permet donc pas de distinguer le carbone élémentaire (EC) du carbone organique (OC)[18]. Ce capteur est relativement compact et léger (117mm x 66 mm x 38 mm, pour un poids d'environ 280g) et dispose d'une batterie interne, ce qui le rend particulièrement adapté pour une utilisation itinérante (bien que cela ne soit pas le cas dans ce travail)[18].



FIGURE 5.1 – Analyseur portable de BC AE-51 d'AethLabs
(Source : AethLabs 2016, cf Annexe 2)

L'échantillonnage se fait sur un filtre en Teflon (T60), sur une surface de 3mm de diamètre. Le filtre doit être changé pour chaque campagne, typiquement un filtre par jour, mais il se peut qu'il faille plusieurs filtres par jour dans des conditions de concentrations élevées. Le débit de prélèvement peut être réglé à 50, 100, 150 ou 200 ml/min. Le pas de temps des mesures peut valoir 1, 10, 30, 60 ou 300 secondes. La mémoire interne de 4 MB permet de stocker les données d'un mois de mesure lorsque le pas de temps est de 300 secondes, et d'une semaine lorsque celui-ci est de 60 secondes. Dans le cadre des campagnes de mesures réalisées pour ce travail, le débit a été réglé à 100 ml/min, avec un pas de temps de 60 secondes. La batterie interne de l'appareil est prévue pour durer 24h (pour un débit de 100 ml/min et un pas de temps de 300 secondes). Celle-ci n'étant pas suffisante pour les campagnes envisagées, les appareils étaient branchés sur secteur ou batterie externe, en fonction de la disponibilité d'une alimentation à proximité des points de mesure.

La gamme de mesure renseignée par le fournisseur est de 0 à 1 mg BC/m³, avec une résolution de 0,001 µg BC/m³. La dispersion statistique pour des mesures moyennées sur une minute, pour un débit de prélèvement de 150 ml/min est annoncée à ± 0,1 µg BC/m³.

L'exportation des données se fait en branchant l'appareil sur un ordinateur via un câble de type micro-USB. Les données sont alors importées sur le logiciel propre au type d'instrument : le logiciel microAethCOM. Ce logiciel permet notamment d'avoir une interface graphique reprenant les valeurs en temps réel des mesures en BC, et facilite également la configuration des différents paramètres (débit, pas de temps, etc.). Les données peuvent alors être directement téléchargées sur l'ordinateur sous forme d'un fichier ".dat" ou ".csv". Dans notre cas, les données seront préférablement importées sous forme d'un fichier ".dat", ce qui permettra un traitement ultérieur (traitement ONA), qui sera développé plus loin. Le fichier ".dat" est alors organisé comme le montre la Figure 5.2, les 17 premières lignes concernant les différents réglages et informations descriptives, et non les variables mesurées. Les colonnes d'intérêt, dans le cas où les données seraient utilisées directement, sont celles reprenant la date ("Date"), l'heure ("Time"), la température ("PCB temp"), la concentration en BC ("BC"), et éventuellement l'atténuation mesurée (ATN). Comme présenté dans la Figure 5.2, les concentrations en BC sont exprimées en ng/m³, et sont sans décimales vu la résolution de l'appareil. Bien qu'ici l'appareil

```

AE51-S6-1382_20210414-172400.dat - Bloc-notes
Fichier Edition Format Affichage Aide
Sep = .
"Delimiter = ;"
AethLabs
Device ID = AE51-S6-1382
Application version = 2.2.4.0
Flow = 99 ml/min
Timebase = 60 s
Start date = 2021/04/14
Start time = 17:24:00
Original date format = yyyy/MM/dd
Original time format = hh:mm:ss
Flow units = ml/min
PCB temp units = deg C
Battery units = %
BC units = ng/m^3

Date;Time;Ref;Sen;ATN;Flow;PCB temp;Status;Battery;BC

2021/04/14;17:24:00;917963;693292;28.071;99;24;0;100;
2021/04/14;17:25:00;918189;693421;28.077;99;24;0;100;345
2021/04/14;17:26:00;918440;693441;28.101;99;24;0;100;1403
2021/04/14;17:27:00;918677;693402;28.132;99;24;0;100;1803
2021/04/14;17:28:00;918891;693397;28.156;99;24;0;100;1378
2021/04/14;17:29:00;918921;693206;28.187;99;24;0;100;1768
2021/04/14;17:30:00;919029;693108;28.213;99;23;0;100;1485
2021/04/14;17:31:00;919242;693061;28.243;99;23;0;100;1719
2021/04/14;17:32:00;919462;693045;28.269;99;23;0;100;1505
2021/04/14;17:33:00;919647;693047;28.289;99;23;0;100;1138
2021/04/14;17:34:00;919796;692991;28.313;99;22;0;100;1393
2021/04/14;17:35:00;919786;692831;28.335;99;23;0;100;1262
2021/04/14;17:36:00;919972;692885;28.348;100;23;0;100;706
2021/04/14;17:37:00;920148;692934;28.360;99;23;0;100;692
2021/04/14;17:38:00;920244;692868;28.380;100;23;0;100;1134
2021/04/14;17:39:00;920140;692662;28.398;99;23;0;100;1058

```

FIGURE 5.2 – Exemple d'un fichier ".dat" reprenant les données issues de l'AE-51

nous permet d'obtenir directement les concentrations mesurées en BC, il est toutefois important de souligner que la section efficace d'absorption (σ dans l'équation 3.5, exprimé en m²/g) n'est pas la même que celle utilisée pour l'AE-33 de Magee Scientific (7,77 m²/g). En effet, comme énoncé précédemment, celle-ci est dépendante de l'appareil, notamment de la longueur d'onde du flux lumineux, et du matériau

du filtre [18]. Dans une étude de 2019, l'ISSeP a estimé cette section efficace d'absorption à $16,6 \text{ m}^2/\text{g}$ [18].

5.2 Les instruments "Antilopes" pour la mesure de PM

Les instruments "Antilopes" (Figure 5.3) ont été développés par la Haute Ecole de la Province de Liège (HEPL) pour répondre à une demande de l'ISSeP de disposer d'un instrument portable permettant de mesurer divers polluants dans des gammes de concentrations typiques (à l'intérieur et l'extérieur). Les polluants mesurés par cet instrument sont : les particules fines (PM_{10} et $\text{PM}_{2,5}$), le monoxyde d'azote (NO), le dioxyde d'azote (NO_2) et l'ozone (O_3). Il est équipé d'un système de localisation GPS (SparkFun GPS-12751) ainsi que d'un capteur de température, de pression et d'humidité relative (Adafruit BME680). Dans le cadre de ce travail, seules les mesures de particules fines (PM_{10} et $\text{PM}_{2,5}$), d'humidité relative, de pression et de températures seront utilisées. Nous ne développerons ici que les capteurs servant à ces mesures, inclus dans l'instrument Antilope.



FIGURE 5.3 – Photo d'un instrument Antilope développé par la HEPL

Le repère temporel de l'instrument est fixé grâce au système de localisation GPS (le repère temporel commence lorsque les coordonnées géographiques de la position de l'appareil ont été détectées). Celui-ci est exprimé en UTC+0, et devra donc être transformé en UTC+2 (repère temporel pour la Belgique). Pour ce faire, il suffit d'ajouter deux heures au repère temporel de l'instrument. La résolution temporelle de l'instrument est d'une seconde. Cela dit, celle-ci est à manipuler avec prudence lorsque l'on analyse les résultats avec une si grande résolution temporelle, car le temps de réponse des capteurs peut être sensiblement plus important. Dans le cadre de ce travail, nous travaillerons avec une résolution temporelle d'une minute (valeurs moyennées sur une minute).

La Table 5.1 reprend quelques valeurs clés du capteur de Adafruit BME680. Des informations supplémentaires sont disponibles en Annexe 3, tirée du dossier technique complet du capteur.

TABLE 5.1 – Tableau reprenant quelques données clés des mesures d’humidité relative, de pression et de température du capteur Adafruit BME680

	Mesure d’ HR(%)	Mesure de pression (hPa)	Mesure de température (°C)
Gamme de mesure	0 - 100 %	300 - 1100 hPa	-40 - 85 °C
Justesse (absolue)	± 3 %	±0,6 hPa	± 1°C
Résolution	0,008 %	0,18 Pa	0,01 °C

Une attention particulière est à apporter à la mesure de température. En effet, celle-ci est prise par un capteur interne, et dépend donc de la température ambiante, de la température du circuit-imprimé et de l’échauffement du capteur. Les valeurs indiquées surestiment généralement les valeurs de températures ambiantes réelles.

La mesure des particules fines (PM₁₀ et PM_{2.5}) est réalisée à l’aide d’un capteur Honeywell HPMA115S0 (Figure 5.4).



FIGURE 5.4 – Capteur de particules fines Honeywell HPMA115S0
(Source : fiche technique du capteur Honeywell HPMA115S0, cf Annexe 4)

Son principe de fonctionnement repose sur la diffraction optique [19], et est expliqué schématiquement sur la Figure 5.5. Les informations présentes ici sont tirées de la fiche technique du capteur, présente en Annexe 4. Dans un premier temps, l’air est aspiré via un ventilateur, pour ensuite traverser un faisceau laser. La portion de la lumière réfléchi sur les particules est alors captée par une photodiode, qui transforme le signal lumineux en un signal électrique. Ce signal est ensuite converti en concentration par l’application d’un algorithme.

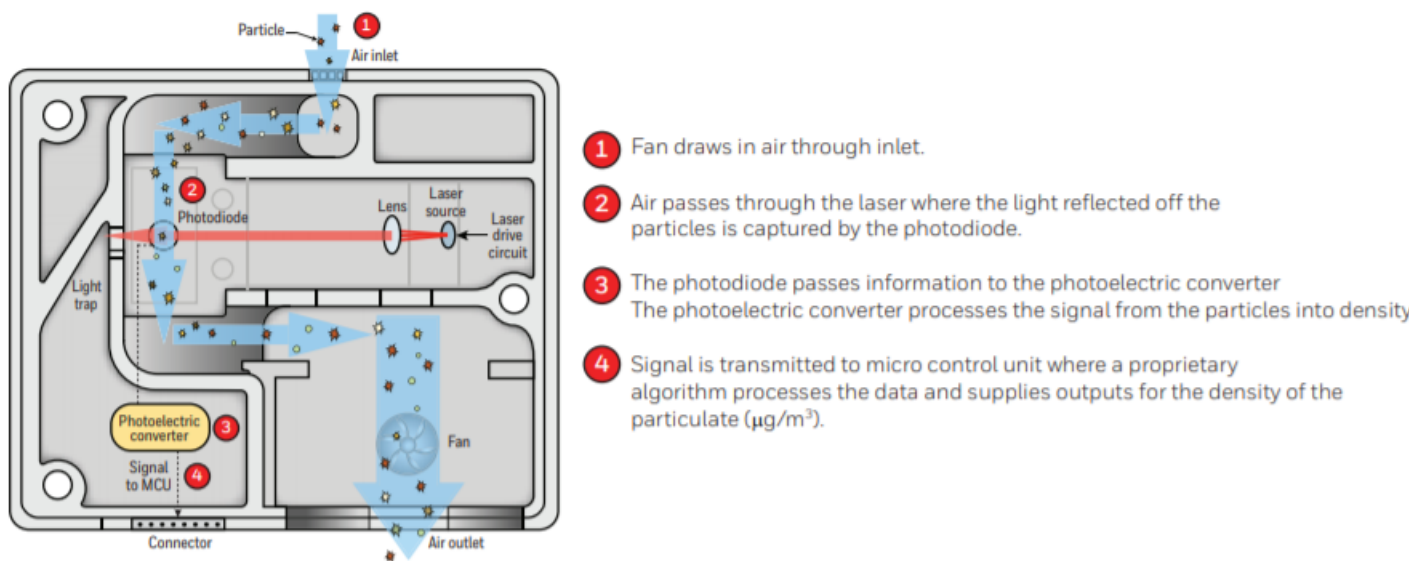


FIGURE 5.5 – Principe de fonctionnement du capteur de particules fines Honeywell HPM115S0 (Source : fiche technique du capteur Honeywell HPM115S0, cf Annexe 4)

Il est important de préciser que ces capteurs ne permettent de mesurer que des particules dont la taille est comprise entre $0,3$ et $5\mu\text{m}$ [19]. La concentration en PM_{10} est en fait obtenue via l'application d'un algorithme, ayant été paramétré lors d'une calibration avec de la fumée de cigarette [19].

La Table 5.2 reprend les informations de gamme, de justesse et de temps de réponse du capteur Honeywell HPM115S0, pour les mesures de $\text{PM}_{2,5}$.

TABLE 5.2 – Informations sur le capteur Honeywell HPM115S0

Gamme de concentration	0 - 1000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Justesse (0 - 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	± 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Justesse (100 - 1000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	$\pm 15\%$
Temps de réponse	< 6s

L'instrument Antilope ne disposant pas d'une batterie interne, il devra fonctionner avec une alimentation externe (batterie ou secteur), via un câble micro USB de type B. L'enregistrement des données se fait sur une carte micro SD. Les données sont enregistrées sous forme d'un fichier ".csv" (un nouveau fichier pour chaque journée), qui s'organise comme le montre la Figure 5.6. Il est composé de 13 colonnes, et d'autant de lignes qu'il y a de mesures (une par seconde). Pour ce travail, nous ne conserverons que les colonnes reprenant l'heure ("Time"), la date ("Date"), la concentration en $\text{PM}_{2,5}$ ("PM2.5"), la température ("Temp"), la pression ("Pressure") et l'humidité relative ("%RH").

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N
1	Time	Date	Latitude	Longitude	PM2.5	LMTTemp	O3+NO2	NO	NO2	Temp	Pressure	%RH	Gas_R	AntV3.10
2	15:03:50	14-04-21	0	0	11	379	696	724	696	21.71	102267.00	49.63	174434	
3	15:03:51	14-04-21	0	0	10	379	696	723	696	21.71	102267.00	49.57	174974	
4	15:03:52	14-04-21	0	0	10	379	695	723	696	21.72	102265.00	49.54	175518	
5	15:03:53	14-04-21	0	0	10	379	695	722	696	21.72	102265.00	49.50	176432	
6	15:03:54	14-04-21	0	0	11	379	695	721	696	21.73	102267.00	49.46	177542	
7	15:03:55	14-04-21	0	0	11	379	695	721	696	21.74	102265.00	49.40	178666	
8	15:03:56	14-04-21	0	0	11	379	695	720	696	21.74	102265.00	49.37	180186	
9	15:03:57	14-04-21	0	0	11	379	695	720	696	21.75	102267.00	49.32	179995	
10	15:03:58	14-04-21	0	0	11	379	695	720	696	21.75	102265.00	49.29	179613	
11	15:03:59	14-04-21	0	0	11	379	696	719	696	21.76	102265.00	49.24	180378	
12	15:04:00	14-04-21	0	0	11	379	696	719	696	21.76	102263.00	49.21	180763	
13	15:04:01	14-04-21	0	0	10	379	696	719	696	21.77	102265.00	49.18	181344	
14	15:04:02	14-04-21	0	0	10	379	695	718	696	21.77	102265.00	49.15	183505	
15	15:04:03	14-04-21	0	0	10	379	696	718	696	21.77	102265.00	49.10	182320	
16	15:04:04	14-04-21	0	0	10	379	696	718	696	21.78	102263.00	49.08	183505	
17	15:04:05	14-04-21	0	0	9	379	696	718	697	21.78	102263.00	49.05	183505	
18	15:04:06	14-04-21	0	0	9	379	696	717	697	21.79	102265.00	49.03	184706	
19	15:04:07	14-04-21	0	0	9	379	696	717	696	21.79	102263.00	49.00	184907	

FIGURE 5.6 – Exemple d'un fichier reprenant les données de mesure d'un instrument Antilope

5.3 OpenModelica

"OpenModelica est un environnement de modélisation et de simulation open-source basé sur le langage Modelica¹, développé pour un usage industriel ou académique" [21]. Le logiciel permet de schématiser le système que l'on souhaite modéliser, via des composants contenus dans les nombreuses bases de données intégrées au logiciel. Cette schématisation se fait par glisser/déposer, ce qui permet une utilisation relativement simple. Le schéma est alors transformé en un ensemble d'équations inter-connectées, que le simulateur résout [22]. L'interface graphique d'OpenModelica se compose de plusieurs fenêtres [22]. La Figure 5.7 montre la fenêtre de modélisation par glisser-déposer et la Figure 5.8 montre celle de visualisation des sorties de la simulation sous forme de courbes. La paramétrisation du modèle se fait également via la fenêtre de modélisation (Figure 5.7).

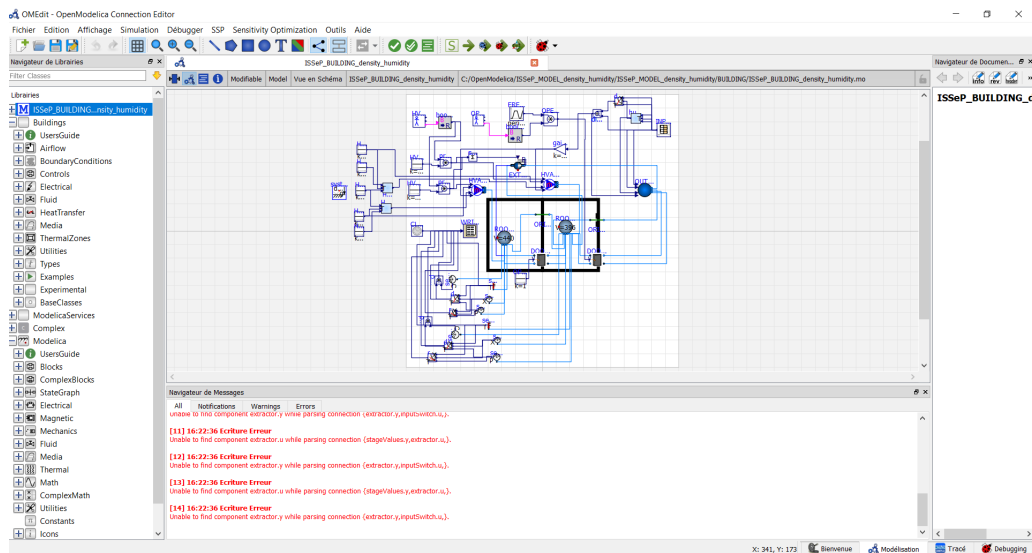


FIGURE 5.7 – Fenêtre d'OpenModelica permettant la construction d'un modèle par glisser/déposer

1. "Modelica est un langage de modélisation orienté objet destiné à la modélisation pratique de systèmes complexes; par exemple, des systèmes comportant des composantes mécaniques, électriques, hydrauliques ou thermiques" (Wikipédia, cf [20])



FIGURE 5.8 – Fenêtre d'OpenModelica permettant la visualisation graphique de la sortie d'une simulation

Un avantage non négligeable d'OpenModelica, particulièrement dans le cadre de ce travail, est la possibilité d'insérer l'exécutable du modèle dans une boucle de calcul. Cela sera notamment utilisé dans l'étude de l'influence de certains paramètres sur le modèle étudié ici.

Il est également possible de déterminer les temps de début et fin de la simulation, de manière à les faire coïncider avec une campagne de mesures afin d'en comparer les résultats. Aussi, la simulation via OpenModelica permet d'obtenir directement les données de sortie du modèle dans un fichier au format ".txt".

5.4 Le modèle développé par Cenaero sur OpenModelica

Dans le cadre de ce projet, l'ISSEP souhaitait développer un modèle permettant de déterminer les coefficients de transfert de pollution en BC ambiante vers des espaces confinés. Pour ce faire, l'Institut a mandaté le centre de recherche Cenaero². C'est vers l'outil OpenModelica, développé ci-dessus, que Cenaero s'est tourné pour mener à bien leur mission. Trois modèles différents ont été réalisés, pour trois types d'espaces confinés : un modèle pour un bâtiment, un pour une voiture et un dernier pour un bus. Dans le cadre de ce travail, seul le modèle se rapportant au transfert dans un bâtiment est analysé et est décrit dans cette partie. Au vu du nombre d'équations et de la complexité de leurs interactions, celles-ci ne seront pas développées ici. Nous nous centrerons sur le développement des différentes variables d'entrée et de sortie ainsi que les divers paramètres considérés dans ce modèle. Pour ce faire, celui-ci sera détaillé sous-système par sous-système, exposés sur la Figure 5.9. Nous analyserons ensuite la réponse du modèle lorsque celui-ci est soumis à des cas extrêmes, afin d'avoir une première visualisation de l'influence de certains paramètres.

2. "Cenaero est un centre de recherche appliquée privé à but non lucratif qui fournit aux entreprises engagées dans un processus d'innovation technologique des méthodes et des outils de simulation numérique pour inventer et concevoir des produits plus compétitifs." (Cenaero, cf [23])

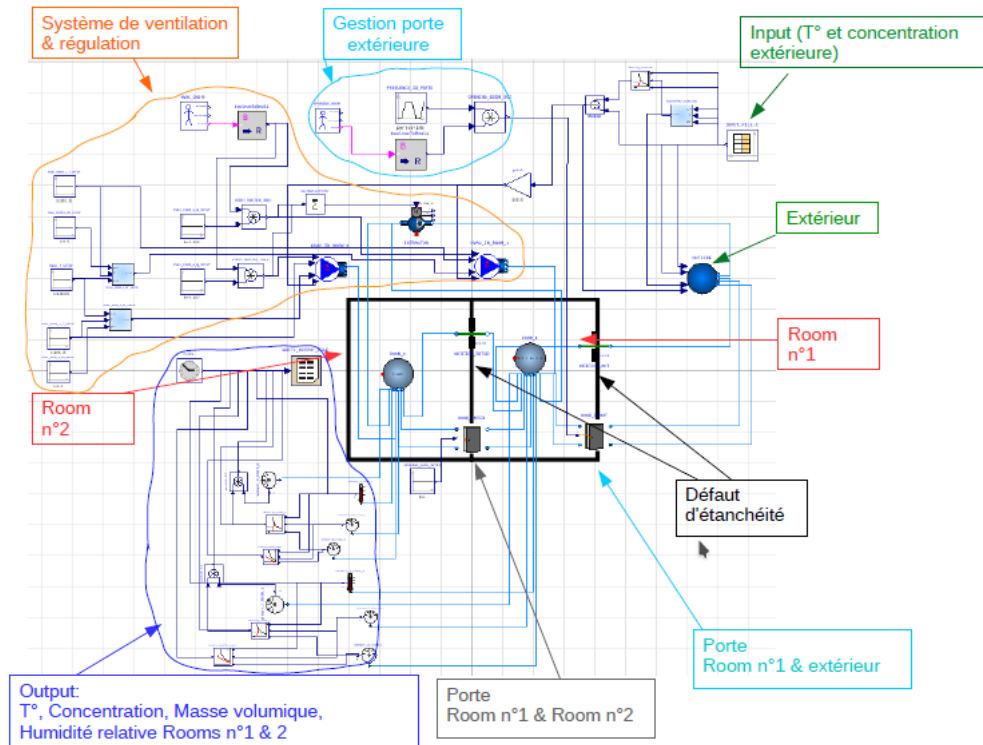


FIGURE 5.9 – Modèle OpenModelica bâtiment, développé par Cenaero
(Source, Cenaero 2019, cf [24])

5.4.1 Variables d'entrée - Inputs

Pour fonctionner, le modèle nécessite un certain nombre de variables d'entrée, reprenant les conditions extérieures mesurées. L'importation de ces variables se fait via un fichier ".txt", organisé en cinq colonnes, comme l'indique la Figure 5.10.

```
J&Joy_point_exterieur_20170822-23.txt - Bloc-notes
Fichier Edition Format Affichage Aide
#1
double tab1(1431,5)
40980 299.15 3.23e-09 101325 0.6
41040 299.15 3.17857142857143e-09 101325 0.6
41100 299.15 3.056625e-09 101325 0.6
41160 299.15 3.09555555555556e-09 101325 0.6
41220 299.15 3.0742e-09 101325 0.6
41280 299.15 3.1541e-09 101325 0.6
41340 299.15 3.3499e-09 101325 0.6
41400 299.15 3.2341e-09 101325 0.6
41460 299.15 2.9779e-09 101325 0.6
41520 300.15 2.6134e-09 101325 0.6
41580 300.15 2.3656e-09 101325 0.6
41640 300.15 2.1829e-09 101325 0.6
41700 300.15 2.0765e-09 101325 0.6
41760 300.15 1.9172e-09 101325 0.6
```

FIGURE 5.10 – Exemple d'un fichier d'entrée ".txt" pour le modèle de transfert "bâtiment", de Cenaero

La deuxième ligne ("double tab1(1431,5)") reprend le nombre de lignes et de colonnes composant la base de données. Les colonnes s'organisent comme suit :

- Champs 1 : repère temporel (l'heure exprimée en secondes (s)), où $0 \text{ s} = 0 \text{ h}$ et $86400 \text{ s} = 24 \text{ h}$;
- Champs 2 : température extérieure exprimée en Kelvin (K) ;
- Champs 3 : concentration extérieure en polluant (BC) exprimée en kg/m^3 ;
- Champs 4 : pression extérieure exprimée en Pascals (Pa) ;
- Champs 5 : humidité relative exprimée en % ($0,6 = 60\%$).

Comme énoncé précédemment, le fichier reprenant les mesures réalisées par l'AE-51 n'est pas organisé de la même manière que le fichier d'entrée nécessaire au modèle. Un traitement devra donc être réalisé sur ce fichier de mesure afin de le rendre compatible avec le modèle. Il faudra dans un premier temps transformer les heures des mesures, pour les exprimer en secondes. Un changement d'unité sera également effectué sur les concentrations, pour passer de ng/m^3 en kg/m^3 , par l'application d'un facteur 10^{12} . Ensuite, dans le but de "lisser" les mesures de concentrations en BC, une moyenne glissante centrée sur 10 minutes (et donc sur 10 mesures) sera effectuée. Dans certains cas, nous ne disposons pas de mesures de température, de pression ou d'humidité relative, via un autre instrument de mesure. Nous pourrions alors utiliser la température interne de l'AE-51³ ("PCB temp" dans le fichier de mesures), et fixer la pression et l'humidité relative aux valeurs de référence de 101325 Pa (pression atmosphérique de référence) et 60% respectivement. Ces hypothèses pourront toutefois être sources d'erreurs pour la simulation. Ces données seront alors combinées dans un nouveau fichier au format ".txt", et organisées dans l'ordre des champs mentionnés précédemment dans cette partie. Il faudra veiller à ajouter à ce fichier les deux premières lignes nécessaires au fichier d'entrée du modèle. Les codes utilisés pour ce traitement de données pourront être fournis sur demande.

5.4.2 Paramètres propres au bâtiment et ses installations

Le modèle développé par Cenaero permet également la modification de paramètres se rapportant aux caractéristiques du bâtiment et à ses installations (gestion des portes et ventilation mécanique). Nous reprendrons ici ces différents paramètres, pour chacun des "sous-systèmes" présent dans le modèle.

a) La "Room n°1" et la "Room n°2"

Pour chacune des deux pièces, il sera possible de définir :

- le volume (en m^3),
- la température initiale (en Kelvin).

b) Les portes : la porte "Room n°1 - extérieur", et la porte "Room n°1 - Room n°2"

Les dimensions des portes peuvent être adaptées. Il faudra dès lors définir la hauteur et la largeur de celles-ci (exprimées en m). Toutefois, il faudra également prêter attention aux hauteurs de pression de référence des zones situées de part et d'autre de la porte. Celles-ci peuvent être fixées comme valant la moitié de la hauteur de la porte.

c) Les orifices

La taille des orifices peut également être définie. Celle-ci représente en fait la surface d'infiltration (ou défaut d'étanchéité sur la Figure 5.9) discutée précédemment, et est exprimée en m^2 . On

3. En y ajoutant une constante de 273,15 afin d'obtenir la température en Kelvin.

retrouve ce genre d'orifice entre la "Room n°1" et l'extérieur, et entre les deux pièces. Lorsque celle-ci est inconnue, on peut lui fixer la valeur hypothétique de $0,01\text{m}^2$ [14].

d) La gestion de l'ouverture des portes

L'ouverture des deux portes est gérée par des systèmes bien distincts :

- La porte "Room n°1 - extérieur" : l'ouverture de cette porte est contrôlée par une "séquence d'ouverture" définie par la fréquence (temps entre deux ouvertures), et la durée. Cette dernière est en fait un signal trapézoïdal pour lequel il est possible de fixer le temps nécessaire à une ouverture (et fermeture) complète de la porte et la durée de celle-ci. Ce système permet de représenter les portes automatiques d'un bâtiment commercial, par exemple. En plus de cette "séquence d'ouverture", il est possible de définir les heures d'ouverture du bâtiment, durant lesquelles la "séquence d'ouverture" sera appliquée (typiquement pour un bâtiment commercial également).
- La porte "Room n°1 - Room n°2" : il n'est pas possible de faire varier l'ouverture de cette porte pour une même simulation. Celle-ci sera donc soit ouverte, soit fermée pour toute la simulation. Ce réglage se fait à l'aide d'un coefficient pouvant valoir soit 1 (= porte ouverte), soit 0 (= porte fermée)

e) Le système de ventilation

Il est possible de régler certains paramètres de conditionnement de l'air par la ventilation : la pression en Pa (généralement fixée à la même valeur que la pression atmosphérique), la température de consigne en K, et l'humidité relative en %.

Aussi, des paramètres propres au fonctionnement du système de ventilation peuvent être fixés :

- Les débits de ventilation de chacune des pièces : ceux-ci sont fixés séparément, et exprimés en kg/s. Le débit d'extraction est alors considéré comme étant la somme de ces deux débits d'injection et se répartit équitablement entre les deux pièces. Le système global est donc à l'équilibre, mais ce n'est pas le cas des pièces considérées individuellement lorsqu'elles ont un débit d'injection différent.
- Le coefficient de transfert : il peut varier entre 0 (= filtration complète) et 1 (= pas de filtration). Par exemple, supposons une filtration efficace à 30%, le coefficient de transfert vaudra alors 0,7.
- Les horaires de fonctionnement : il est possible d'adapter les horaires de fonctionnement de la ventilation. Cependant, cette adaptation ne peut se faire individuellement pour les différentes pièces, ou avec un décalage entre les injections et extractions.

Comme le montre le schéma repris à la Figure 5.9, la deuxième pièce ("Room n°2") n'est pas en contact avec l'extérieur. Il n'y a donc aucun échange induit par les fuites ou la ventilation naturelle dans cette pièce. Les variations de concentrations modélisées dans cette dernière ne seront a priori influencées que par la ventilation mécanique et les échanges avec la première pièce ("Room n°1").

5.4.3 Variables de sortie - Outputs

Lorsque le fichier d'entrée a été réalisé et le modèle correctement paramétré, nous pouvons lancer la simulation. Les résultats de celle-ci sont directement observables via l'interface OpenModelica, comme décrit précédemment, mais peuvent également être exportés sous la forme d'un fichier ".txt", composé comme le montre la Figure 5.11.

```

building_cbt - Bloc-notes
Fichier Edition Format Affichage Aide
ROOM_1 & ROOM_2
41700 293.15 2.692887060557458e-009 1.196838693581093 0.6920281817882099 293.15 2.692887060557458e-009 1.196838693581093 0.6920281817882099
41760 293.1509760433373 2.692787264221203e-009 1.196834378788749 0.6920174240952682 293.1500001740074 2.692887014680671e-009 1.196838689337562 0.6920281854197745
41820 294.5140564022634 2.56340844762433e-009 1.190841285748847 0.6761786074992059 293.1658892447234 2.691346011896925e-009 1.196768510570221 0.6918528546906144
41880 294.4869060313908 2.566001201294608e-009 1.190960118334238 0.67650850838645108 293.1909617719628 2.688956535478407e-009 1.196657782796297 0.6915757075703248
41940 295.4087443488425 2.495803375841193e-009 1.186937570362436 0.665027725249336 293.2242565932113 2.685917018959578e-009 1.196510766223401 0.6912067692050065
42000 295.4028518664652 2.496378989594598e-009 1.186963210275966 0.6651028186558207 293.2829317763419 2.68077642071803e-009 1.196251778667989 0.6905540483688009
42060 295.5295615914508 2.489328741430104e-009 1.186412227418362 0.663483353142124 293.3370819963876 2.676040629172397e-009 1.19601284305793 0.6899488623901656
42120 296.0544340644309 2.457506753031687e-009 1.184134921680148 0.6566793256483841 293.414579410424 2.669690734007467e-009 1.195671057508886 0.6890780669990868
42180 295.9706941404513 2.464194900885096e-009 1.184497711533563 0.6577747371208406 293.4904583609527 2.663540235804276e-009 1.195336577578223 0.6882202275548428
42240 296.5364098386837 2.455034620573507e-009 1.18205081220684 0.6503073665996407 293.5722866849846 2.657395513012718e-009 1.19497606628244 0.6872894053503279
42300 296.6396738483329 2.461878425518172e-009 1.18205081220684 0.6516418968943273 293.6630174398137 2.651143188340862e-009 1.194576567165367 0.6862504846905733
42360 296.6966543436341 2.827073911696765e-009 1.1813593956957 0.6481649992916154 293.7469152814922 2.646304890166923e-009 1.194207373026489 0.6852835195667651
42420 296.7960778699437 2.832956597513453e-009 1.180930781457711 0.6468301596951227 293.8450419960593 2.651614822710599e-009 1.193775832382539 0.6841450311532814
42480 296.6966543436341 2.827073911696765e-009 1.1813593956957 0.6481649992916154 293.9349850131309 2.657196286574974e-009 1.193380533688049 0.6830944919954285
42540 297.0849251427115 3.136007036601728e-009 1.179687185896314 0.6429289431932083 294.0301171977117 2.668672387569094e-009 1.192962691567816 0.6819761936341408
42600 296.9801518327607 3.120253381710519e-009 1.180137995301286 0.6443479179027011 294.1248574766799 2.68330881665394e-009 1.192546838373633 0.6808553332022849
42660 297.2380478418251 3.3150949579256981e-009 1.179028914712283 0.6408475093198914 294.2142222079702 2.698298373223527e-009 1.192154827265862 0.6797916347306525
42720 297.2167629607215 3.343297226203654e-009 1.179120376165789 0.6411373730616105 294.3112020631785 2.719265489699832e-009 1.191729676611227 0.6786303670144184
47780 297.1487004719599 3.337717480411382e-009 1.17941793531397 0.6420631149270081 294.3987989568849 2.738261245691182e-009 1.191345900558972 0.677575363711209

```

FIGURE 5.11 – Exemple d'un fichier de sortie ".txt" du modèle de transfert développé par Cenaero

La première ligne indique simplement l'ordre des pièces associées aux différentes variables. Le fichier se présente sous la forme de neuf colonnes et d'un nombre de lignes correspondant à la durée de la simulation en minutes. Les colonnes représentent les différentes variables, en suivant l'ordre détaillé ci-après :

- Champs 1 : repère temporel (l'heure exprimée en secondes (s)), où 0 s = 0h et 86400 s = 24h ;
- Champs 2 : la température estimée dans la "Room n°1", en Kelvin (K) ;
- Champs 3 : la concentration estimée dans la "Room n°1", en kg/m³ ;
- Champs 4 : la masse volumique de l'air dans la "Room n°1", en kg/m³ ;
- Champs 5 : l'humidité relative dans la "Room n°1", en % ;
- Champs 6 : la température estimée dans la "Room n°2", en Kelvin (K) ;
- Champs 7 : la concentration estimée dans la "Room n°2", en kg/m³ ;
- Champs 8 : la masse volumique de l'air dans la "Room n°2", en kg/m³ ;
- Champs 9 : l'humidité relative dans la "Room n°2", en % ;

Pour une comparaison entre les concentrations modélisées et celles mesurées par l'AE-51, il faudra veiller à transformer les unités afin de les faire correspondre.

5.4.4 Réponse du modèle à des cas extrêmes

Afin d'appréhender la manière dont répond le modèle, il semble intéressant de le soumettre à des cas extrêmes. Cela permettra aussi d'avoir une première idée, bien qu'uniquement visuelle, de l'influence de certains paramètres sur la réponse du modèle. Pour ce faire, il convient dans un premier temps d'observer les résultats de la simulation dans des conditions "normales". Nous utiliserons pour cela les données d'entrée d'une campagne de mesure réalisée dans le magasin J&Joy, situé sur le boulevard de la Sauvenière à Liège, entre le 22 et le 23 août 2017. Les paramètres que nous ferons varier dans ces simulations, ainsi que leur valeur en conditions "normales" (Figure 5.12) sont :

- Les débits de ventilation de la "Room n°1" et de la "Room n°2" : $0,132 \text{ kg/m}^3$ et $0,147 \text{ kg/m}^3$ respectivement ;
- Le coefficient de transfert (ou la qualité de la filtration) : $0,5$ (soit une filtration efficace à 50% ;
- Les dimensions de la porte "Room n°1 - extérieur" : $3\text{m} \times 4\text{m}$ (h x l) ;
- La surface d'infiltration : $0,01 \text{ m}^2$;

Le choix de ces paramètres en conditions normales, ainsi que la campagne de mesure d'où proviennent les valeurs des variables d'entrée seront détaillés plus loin dans ce travail.

Les différents scénarios envisagés et les paramètres modifiés pour chacun d'entre eux sont les suivants :

- Une filtration nulle : coefficient de transfert fixé à 1 (Figure 5.13) ;
- Une filtration efficace à 100% : coefficient de transfert fixé à 0 (Figure 5.14) ;
- Une ventilation nulle : les deux débits de ventilation fixés à 0 (Figure 5.15) ;
- Une ventilation importante : les débits de la "Room n°1" et "Room n°2" respectivement fixés à $1,5 \text{ kg/m}^3$ et 2 kg/m^3 (Figure 5.16) ;
- Une surface d'infiltration nulle : fixée à 0m^2 (Figure 5.17) ;
- Une surface d'infiltration importante : fixée à 2m^2 (Figure 5.18) ;
- Pas d'influence de la concentration extérieure : la surface d'infiltration, les débits de ventilation et les dimensions de la porte sont tous fixés à 0 (Figure 5.19).

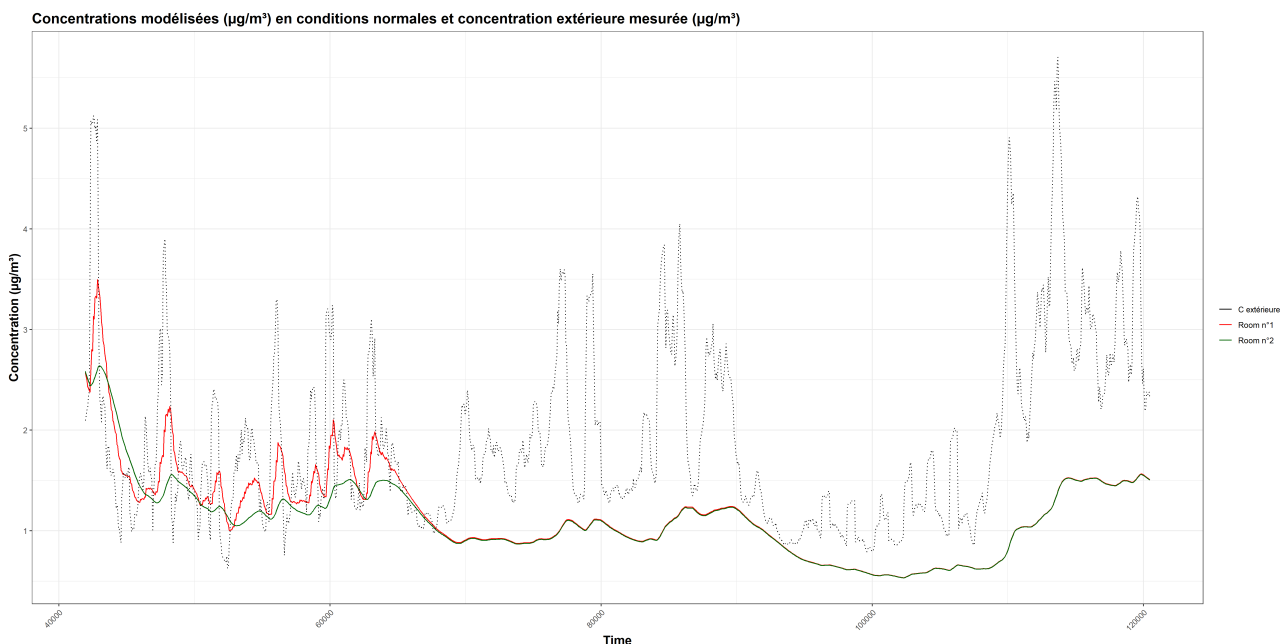


FIGURE 5.12 – Réponse du modèle soumis à des conditions "normales"

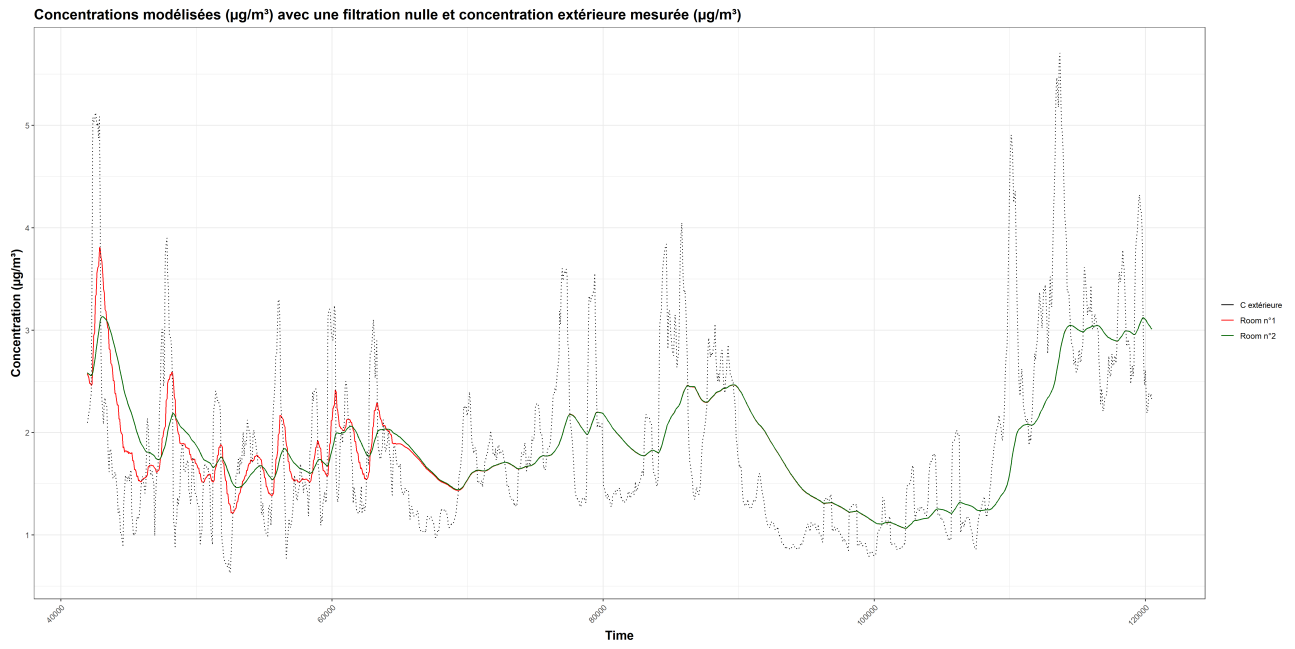


FIGURE 5.13 – Réponse du modèle soumis à une filtration nulle

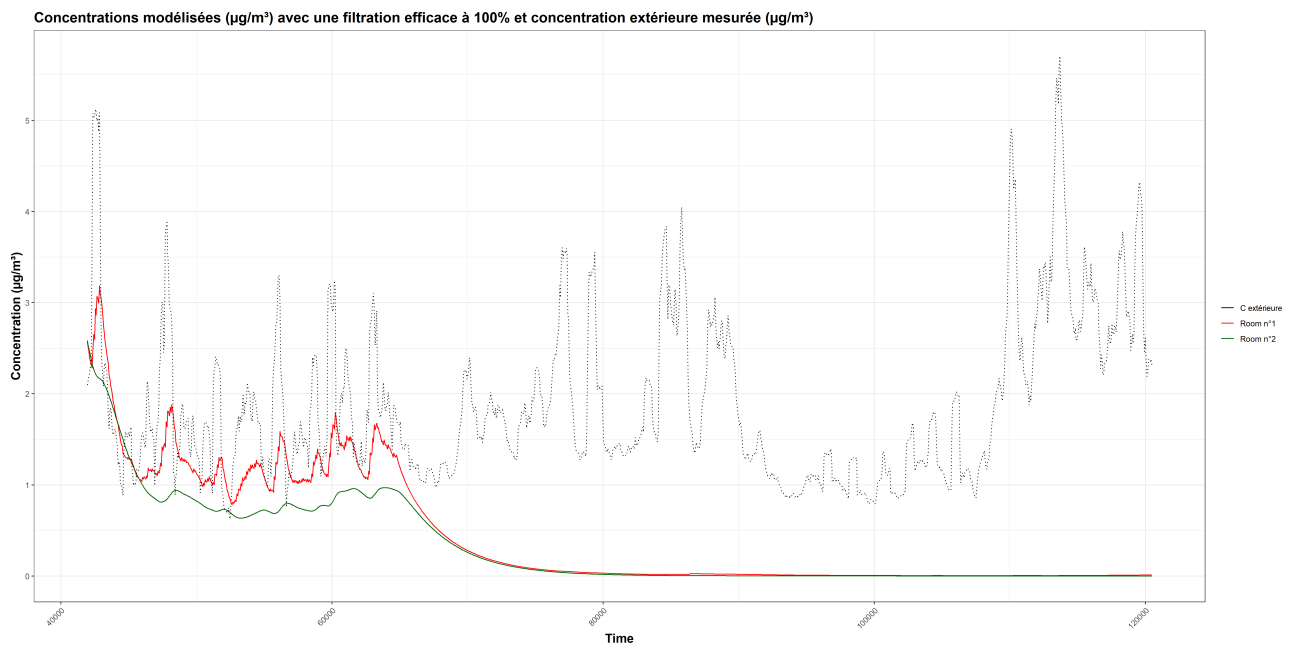


FIGURE 5.14 – Réponse du modèle soumis à une filtration efficace à 100%

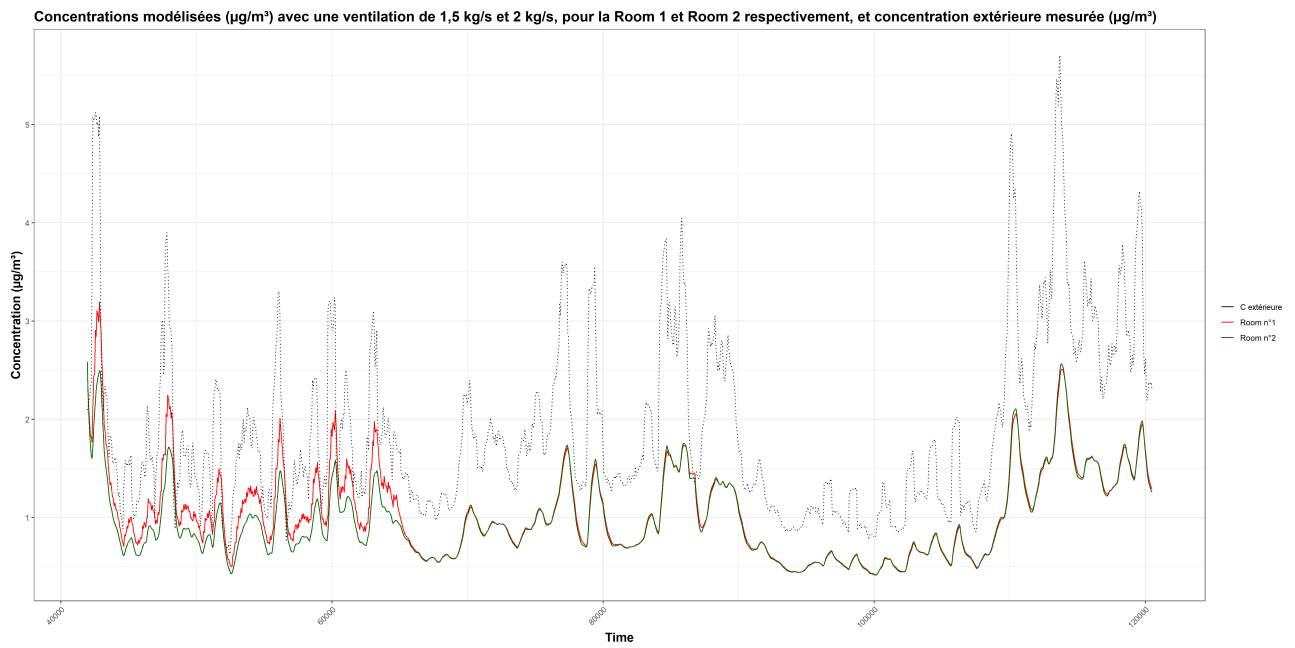


FIGURE 5.16 – Réponse du modèle soumis à une ventilation importante

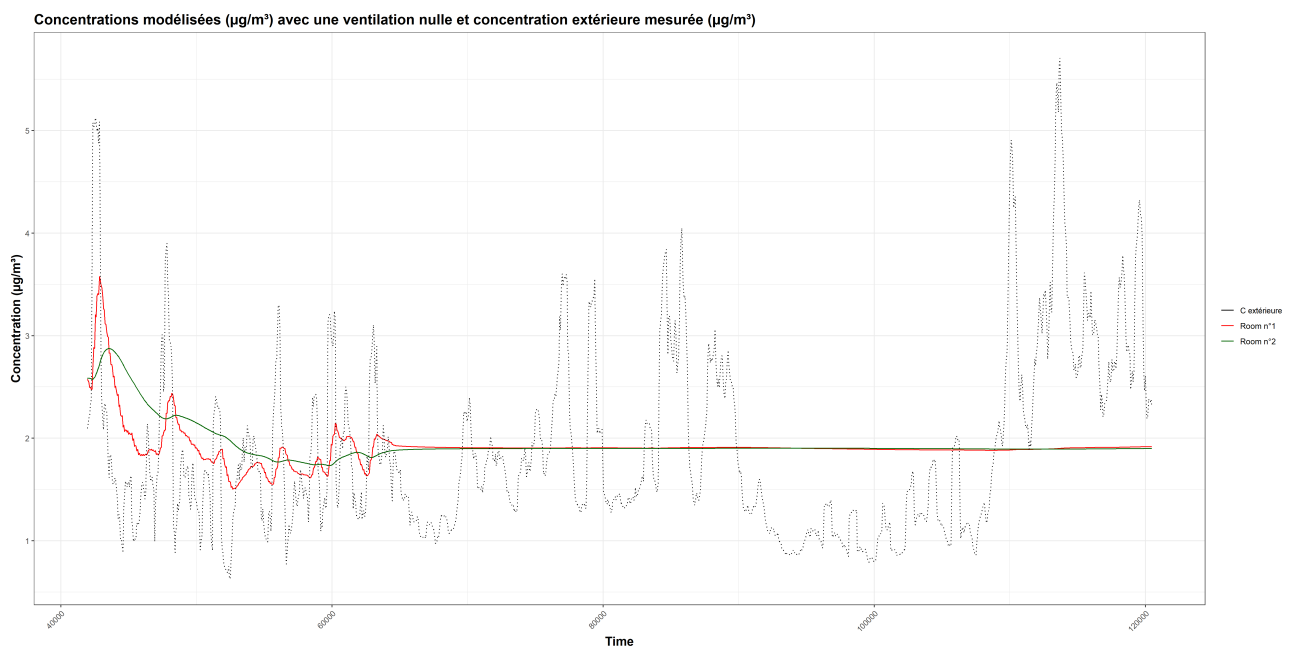


FIGURE 5.15 – Réponse du modèle soumis à une ventilation nulle

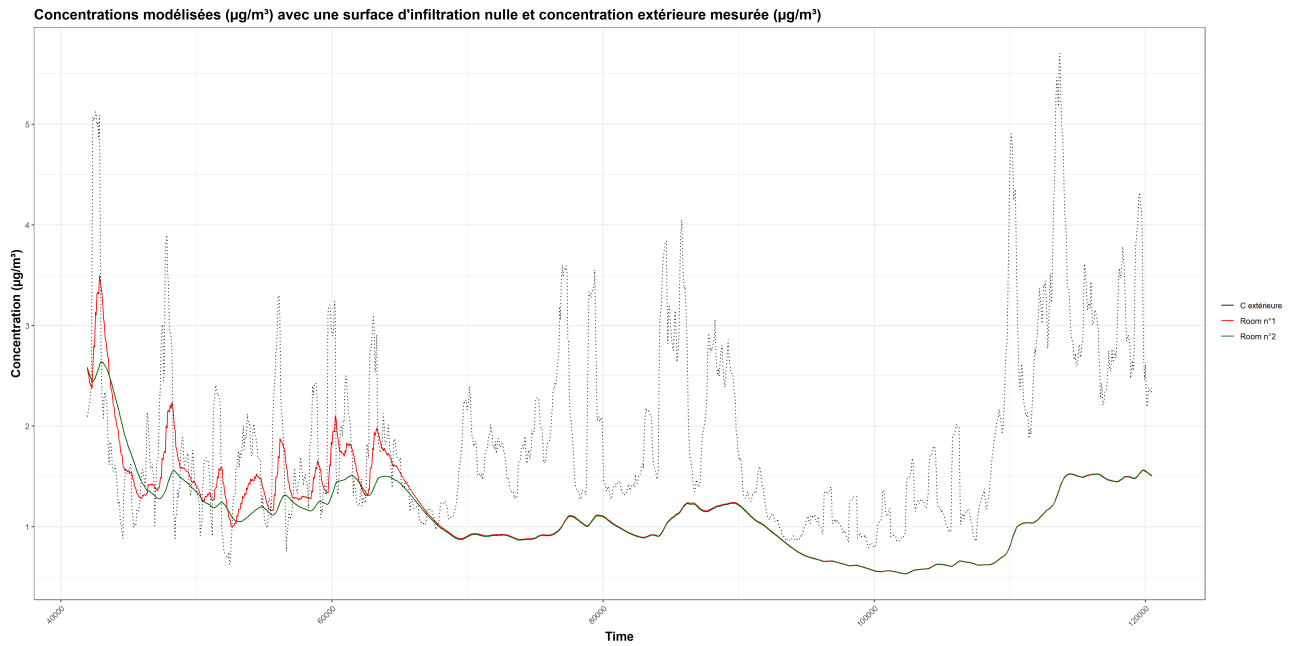


FIGURE 5.17 – Réponse du modèle soumis à une surface d'infiltration nulle

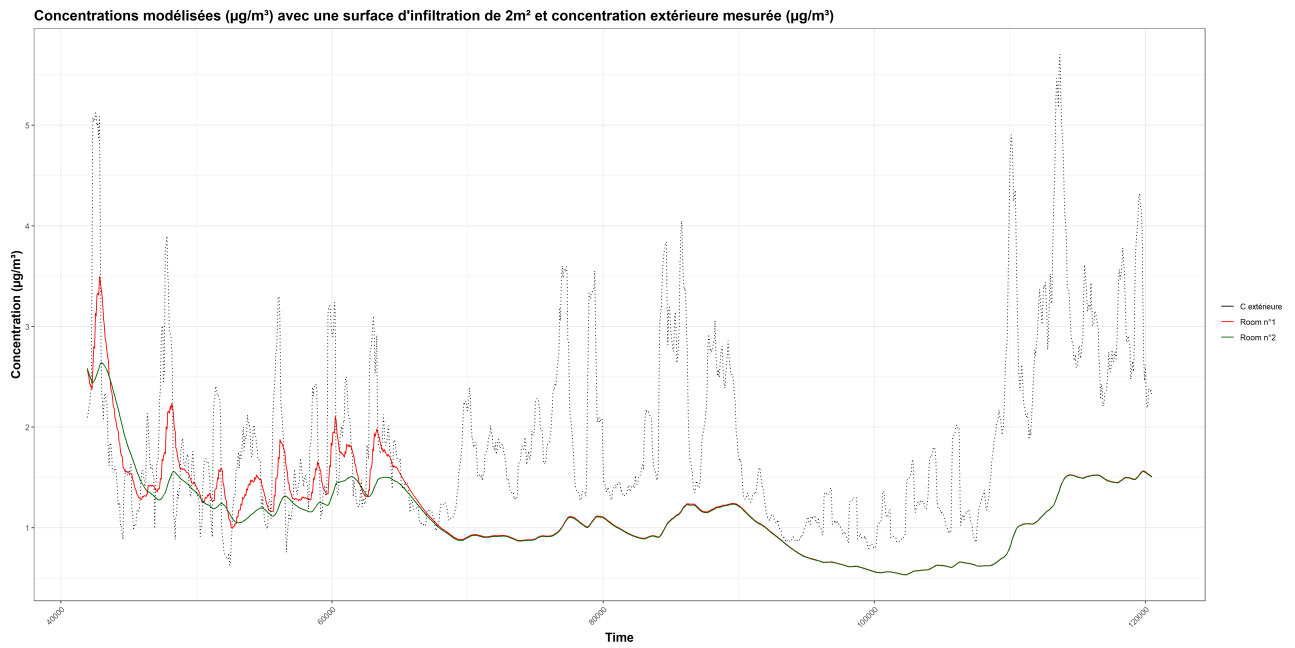


FIGURE 5.18 – Réponse du modèle soumis à une surface d'infiltration importante

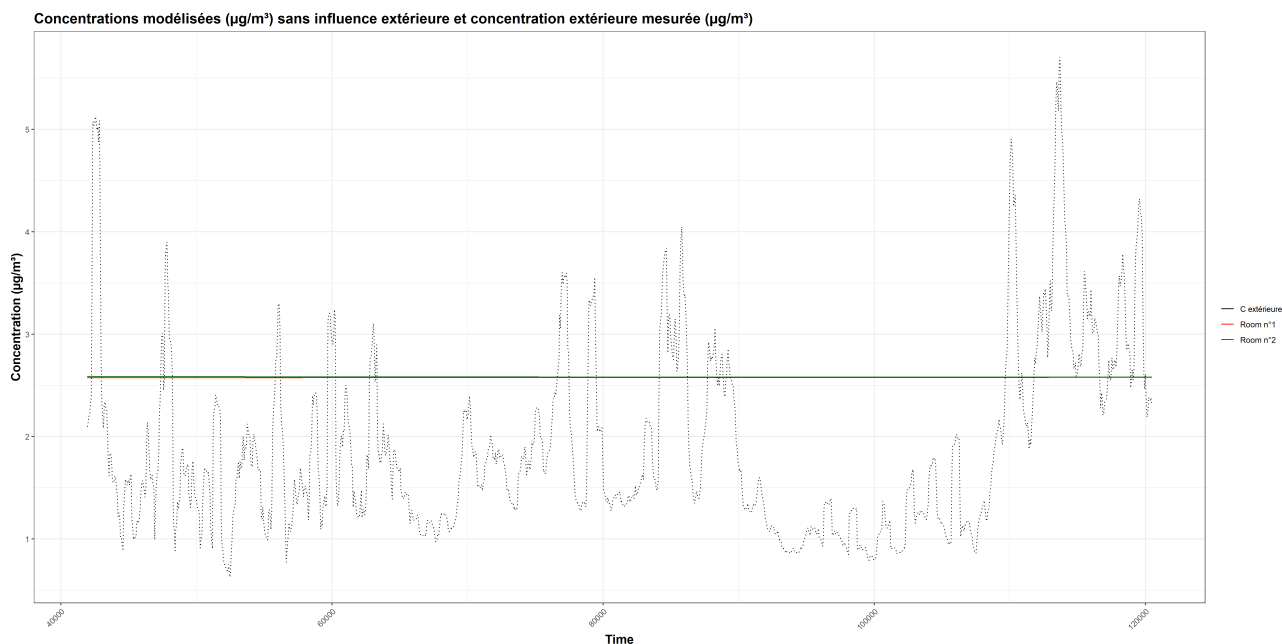


FIGURE 5.19 – Réponse du modèle soumis à aucune influence de la concentration extérieure

Les réponses du modèle dans ces cas extrêmes correspondent à ce qui pourrait être attendu. En effet, on constate une nette augmentation des concentrations lorsque la filtration est nulle, alors que lorsque celle-ci est efficace à 100%, les concentrations se stabilisent progressivement à 0. Lorsque la ventilation est nulle, les concentrations se stabilisent sans pour autant chuter. Si celle-ci est importante, on constate une influence nettement plus marquée des concentrations extérieures sur celles de l'intérieur. Par contre, un changement important dans la surface d'infiltration ne semble pas faire varier les courbes de concentrations intérieures, ce qui peut paraître surprenant. On peut en déduire que l'influence de ce paramètre est minime, notamment en comparaison aux différents paramètres se rapportant à la ventilation. Lorsque le système est coupé de toute influence extérieure, les concentrations des deux pièces se stabilisent rapidement. Dans ce cas, les deux concentrations initiales sont relativement proches. Si cela n'était pas le cas, la concentration "stabilisée" dans les deux pièces devrait en théorie être la moyenne des concentrations des deux pièces, pondérées par leur volume respectif. Le fait que dans tous les cas les concentrations des deux pièces se rejoignent environ au même moment soulève quelques interrogations.

5.5 RStudio

RStudio est un environnement de développement intégré (IDE) pour le langage R. Il est composé d'un console, d'un éditeur supportant l'exécution directe du code, d'outils permettant la réalisation de graphiques, d'un historique, etc [25]. Il s'agit d'un logiciel OpenSource.

Rstudio a été utilisé pour toutes les manipulations des données issues des mesures ou de la modélisation. Les différents graphiques présentés ont été élaborés grâce à ce logiciel. Les différents codes réalisés pour le traitement de données et la réalisation des graphiques pourront être fournis sur demande.

6 Méthodes

6.1 Réduction de l'influence du bruit sur la mesure de BC - *The optimized Noise-reduction Averaging (ONA)*

Comme énoncé précédemment, la mesure d'une concentration en BC se base sur l'atténuation d'un signal lumineux (ATN) passant à travers un filtre, sur lequel sont récoltées les particules. A priori, cette atténuation devrait uniquement croître au fil du temps. Cependant, lorsque les mesures se font avec une résolution temporelle relativement élevée (de l'ordre de la seconde), ou dans des conditions de concentrations en BC relativement basses, le bruit optique et électronique de l'instrument peut entraîner une stabilité, voire une décroissance, de l'atténuation sur certaines périodes [26]. *"Étant donné que la détermination de la concentration en BC se fait via des différences successives de l'ATN, ce bruit peut entraîner une valeur basse erronée en un point, suivie d'une valeur haute erronée également, ou vice-versa. Dans des situations où les concentrations réelles de BC sont relativement basses comparées à l'amplitude du bruit, l'instrument peut reporter des valeurs négatives"* [26]. Il semble donc nécessaire d'appliquer un traitement aux données issues de l'aéthalomètre, afin de réduire au maximum l'influence de ce bruit. Pour ce faire, nous avons opté pour la méthode "ONA" [26].

Cette méthode permet de fixer une variation d'atténuation minimale (ΔATN_{\min}). Autrement dit, elle permet d'ajuster le pas de temps ($\Delta t'$) pour obtenir un incrément de concentration en BC minimal fixé indirectement [26]. Pour des concentrations élevées ou des pas de temps suffisamment grands, le pas de temps intrinsèque sera gardé, puisque ΔATN_{\min} sera inférieur au ΔATN mesuré. Par contre, lorsque le pas de temps intrinsèque est relativement court, ou que les concentrations sont faibles, impliquant que $\Delta\text{ATN} < \Delta\text{ATN}_{\min}$, la série temporelle sera lissée sur un pas de temps $\Delta t'$, nécessaire pour atteindre l'atténuation minimale (ΔATN_{\min}) [26]. Aussi, il est nécessaire que la valeur de l'atténuation (ATN) à la fin de l'intervalle $\Delta t'$ ne se représente pas dans le reste de la série temporelle. Dans le cas contraire, il faut élargir le $\Delta t'$ jusqu'à la dernière occurrence de cette valeur d'ATN [26]. Ceci permet notamment de supprimer les valeurs de concentrations en BC négatives [26]. Le "lissage" se fait alors en moyennant les valeurs des concentrations en BC mesurées sur la durée $\Delta t'$. Cette moyenne est alors reportée au pas de temps intrinsèque des mesures sur tout l'intervalle [26].

Cette méthode a été implémentée dans un algorithme dont les différentes étapes sont les suivantes [26] :

1. Importation des données brutes de l'aéthalomètre : pas de temps, concentration en BC et atténuation (ATN).
2. Détermination de la variation d'atténuation minimale (ΔATN_{\min})
3. En démarrant au temps $t=0$ (t_0) de la série, détermination de l'intervalle $\Delta t'$ le plus court pour

lequel $\Delta\text{ATN} \geq \Delta\text{ATN}_{\min}$.

4. Recherche dans le reste de la série (après $t_0 + \Delta t'$) des occurrences pour $\text{ATN} \leq \text{ATN}_{t_0 + \Delta t'}$. S'il en existe, étendre $\Delta t'$ jusqu'à la dernière occurrence.
5. Moyenner les valeurs de concentrations de BC sur l'intervalle $t_0 + \Delta t'$ et définir cette moyenne comme valeur pour chaque enregistrement, en respectant le pas de temps intrinsèque des mesures.
6. Décaler t_0 au $t_1 (= t_0 + \Delta t')$, et répéter les étapes de 3 à 6, jusqu'au bout de la série temporelle, en faisant coïncider le dernier $\Delta t'$ avec le dernier enregistrement.

L'EPA¹ a développé un programme autonome (dont l'interface est présentée à la Figure 6.1) disponible gratuitement², et permettant l'importation directe des fichiers de données brutes provenant de l'æthalomètre (au format ".dat"), le choix du ΔATN , et l'exportation des données post-traitement, dans un fichier au format ".csv" présenté à la Figure 6.2.

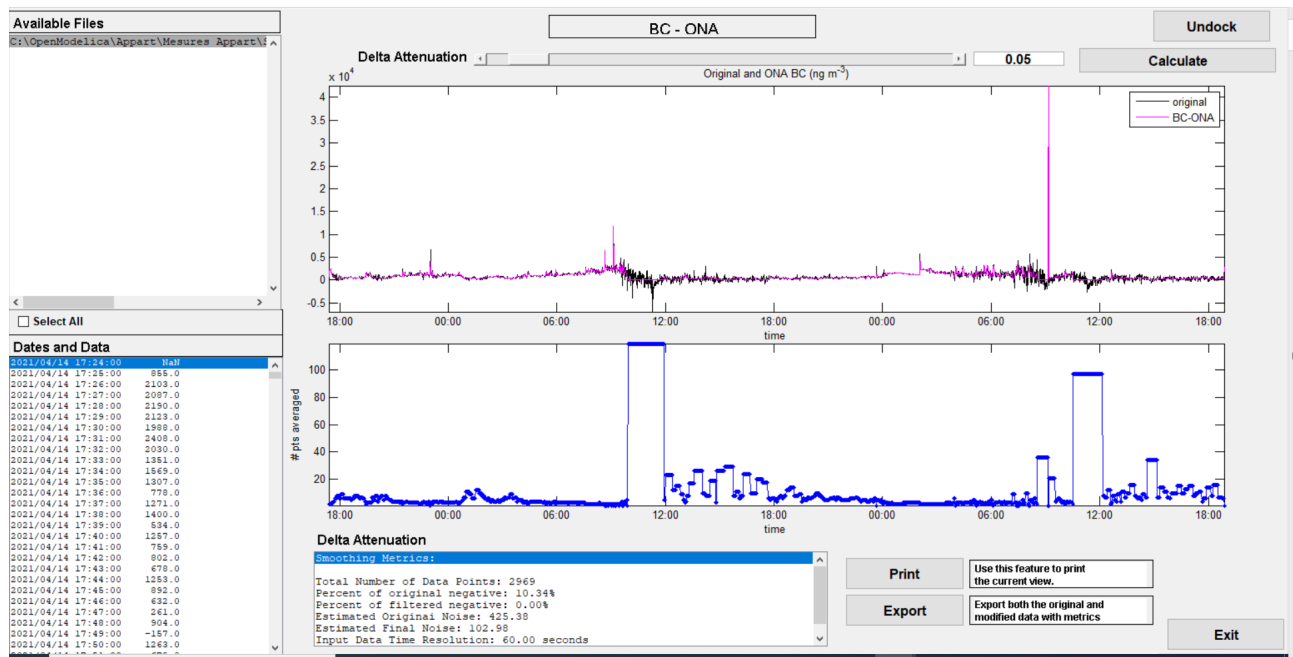


FIGURE 6.1 – Interface du programme ONA développé par l'EPA

Les premières lignes de ce fichier donne des informations sur les jeux de données originaux et finaux, ainsi que sur la paramétrisation de l'algorithme (choix du ΔATN). Le reste du fichier est organisé en cinq colonnes reprenant les variables suivantes :

- La date et l'heure ;
- La concentration en BC mesurée initialement (en ng/m^3) ;
- La concentration en BC après traitement ONA (en ng/m^3) ;

1. US Environmental Protection Agency

2. disponible sur le site : https://19january2017snapshot.epa.gov/air-research/optimized-noise-reduction-algorithm-ona-program-improves-black-carbon-particle_.html

- La valeur de l'atténuation mesurée initialement ;
- Le nombre de points considérés pour réaliser la moyenne.

	A	B	C	D	E	F
1						
2	Smoothing Metrics:					
3						
4	Total Number of Data Points: 2966					
5	Percent of original negative: 1.99					
6	Percent of filtered negative: 0.00					
7	Estimated Original Noise: 301.68					
8	Estimated Final Noise: 174.05					
9	Input Data Time Resolution: 60.00 seconds					
10	Median Averaged Time Base : 60					
11	Delta Attenuation: 0.0100					
12						
13	Date Time, BC_orig,BC_ONA_Mod,ATN_orig,# of points avg.					
14	2021/04/14 17:26:00, NaN, 15.4000, 18.1870, 21.0000					
15	2021/04/14 17:27:00,-643.0000, 15.4000, 18.1760, 21.0000					
16	2021/04/14 17:28:00,-18.0000, 15.4000, 18.1750, 21.0000					
17	2021/04/14 17:29:00,523.0000, 15.4000, 18.1850, 21.0000					
18	2021/04/14 17:30:00, 65.0000, 15.4000, 18.1860, 21.0000					
19	2021/04/14 17:31:00,-166.0000, 15.4000, 18.1830, 21.0000					
20	2021/04/14 17:32:00,243.0000, 15.4000, 18.1870, 21.0000					
21	2021/04/14 17:33:00, 67.0000, 15.4000, 18.1880, 21.0000					
22	2021/04/14 17:34:00,-240.0000, 15.4000, 18.1840, 21.0000					

FIGURE 6.2 – Exemple d'un fichier de sortie du programme ONA développé par l'EPA

Dans le cadre de ce travail, il a été choisi de fixer l'atténuation minimale (ΔATN) à 0,01 (valeur la plus faible possible avec le logiciel), de manière à ne pas perdre d'informations quant aux variations dans les données traitées. En effet, l'augmentation du ΔATN se traduit par l'apparition de "plateaux". Il a alors été choisi d'appliquer une moyenne glissante centrée sur dix valeurs sur ces données traitées. La Figure 6.3 expose l'intérêt de cette méthode, en comparant les données brutes, traitées avec un ΔATN de 0,01, traitées avec un ΔATN de 0,05 et traitées avec un ΔATN de 0,01 et une moyenne glissante sur dix valeurs.

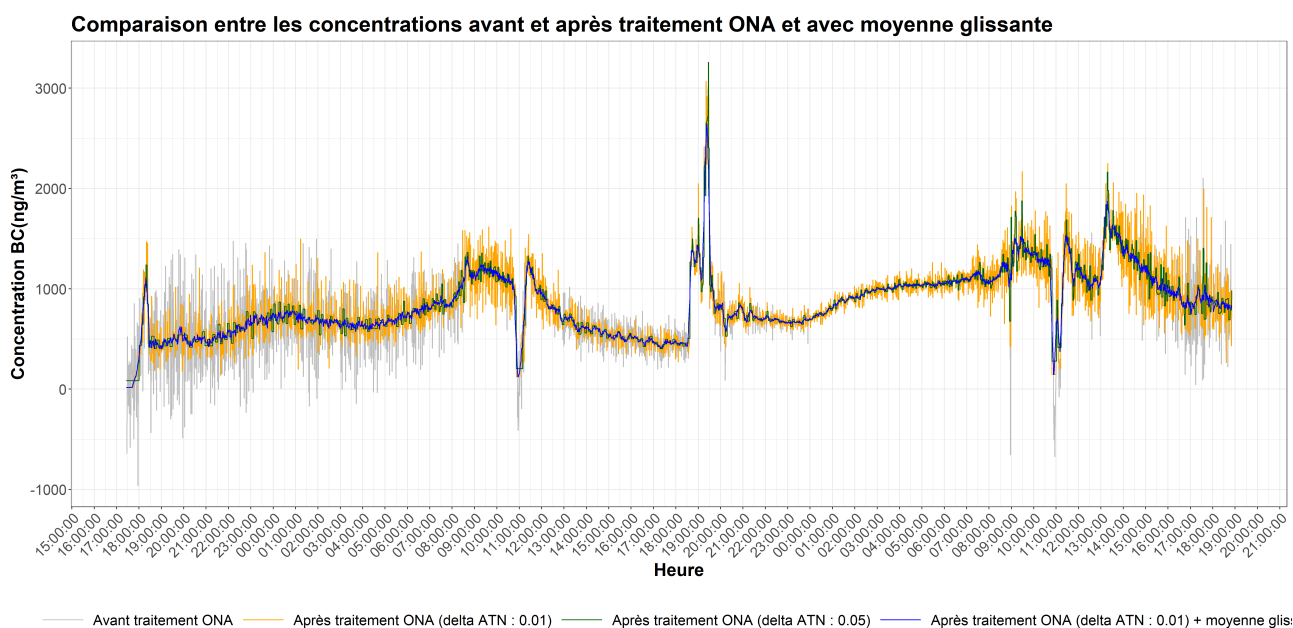


FIGURE 6.3 – Comparaison des différents traitements de données envisagés pour réduire l'influence du bruit

6.2 Inter-comparaison des capteurs

Dans le cadre de ce travail, nous ne disposons pas d'un instrument de référence permettant de faire des mesures en parallèle. Afin de déterminer l'incertitude liées aux instruments, nous procéderons donc à une inter-comparaison des capteurs utilisés. Cette comparaison se fera aussi bien sur les capteurs de BC que sur ceux de PM. Pour ce faire, une campagne de mesure est réalisée avec les capteurs situés au même endroit, et dès lors soumis aux mêmes conditions. Dans la mesure où l'on ne dispose pas d'un instrument de référence, le meilleur estimateur de la valeur réelle de concentration est la moyenne des concentrations mesurées par les différents capteurs, pour la même mesure.

Lorsque la comparaison se fait entre deux capteurs, la formule permettant de calculer l'incertitude est celle reprise en équation 6.1 [27, 28].

$$U_{bs}^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (y_{i,1} - y_{i,2})^2}{2n} \quad (6.1)$$

Cependant, lorsqu'il s'agit de comparer plus de deux capteurs, cette équation peut être transformée en l'équation 6.2, permettant de calculer l'incertitude d'un type d'instrument, par rapport à la moyenne des mesures réalisées par des instruments de ce type. [19, 29].

$$U_{bs}^2 = \left(\frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^p (y_{i,j} - y_{i,m})^2}{n(p-1)} \right) \quad (6.2)$$

où, $y_{i,1}, y_{i,2}, y_{i,j}$, sont les mesures pour la période i ;

$y_{i,m}$ est la moyenne des mesures pour la période i ;

n est le nombre de périodes de mesures ;

p est le nombre de répliquas pour chaque période (soit le nombre d'instruments procédant aux mesures simultanées).

Afin de vérifier la performance de chacun des capteurs, nous comparerons la moyenne des écarts entre la mesure du capteur et la moyenne de tous les capteurs, pour l'entièreté de la série de mesures. Cela peut être fait via l'équation 6.3.

$$Ecart_{moyen} = \frac{\sum_{i=1}^n |y_i - y_{i,m}|}{n} \quad (6.3)$$

Où, y_i est la mesure du capteur pour la période i ;

$y_{i,m}$ est la moyenne de tous les capteurs pour la période i ;

et n , le nombre de périodes de mesures.

De cette manière, il nous sera possible de déterminer si les différents capteurs nécessitent une correction de leurs mesures ou non. Si tel est le cas, cette correction pourra être réalisée en appliquant l'équation de la régression orthogonale entre les mesures du capteur "défectueux" et la moyenne des

autres capteurs. Il est important de noter qu'ici, il s'agit de la moyenne des valeurs absolues des écarts. Il ne s'agit pas ici d'un écart-type, qui indiquerait la dispersion autour de la moyenne d'une séquence de mesure. L'application de la valeur absolue sur les écarts permet d'obtenir une indication quant à la dispersion des mesures d'un capteur par rapport à la moyenne de tous, sans tenir compte du sens de ces écarts. Il ne permet pas de déterminer si la mesure surestime ou sous-estime la concentration par rapport à la mesure de référence (ici la moyenne des capteurs).

Une vérification supplémentaire sera alors effectuée en déterminant le coefficient de concordance de Lin entre chacun des capteurs, et la moyenne de ceux-ci. Ce coefficient est généralement utilisé pour comparer une nouvelle méthode de mesure à une méthode standard [30]. Il ne peut être utilisé que dans le cas où les séries de mesures comparées sont censées être identiques [31]. Il est compris entre -1 et 1, où une valeur de 1 représente une concordance parfaite, 0 une concordance nulle et -1 une discordance parfaite [30, 31], et est déterminé par l'équation 6.4 [32]. Il s'agit en outre d'une méthode permettant de quantifier les écarts entre les points dont l'abscisse et l'ordonnée sont les deux séries de mesures, et la droite passant par le point (0,0), et dont la pente est de 45° (autrement dit, la droite d'équation $y = x$), représentant la concordance parfaite [31].

$$r_c = \frac{s_1^2 + s_2^2 - s_{(1-2)}^2}{s_1^2 + s_2^2 + (\mu_1 - \mu_2)^2} \quad (6.4)$$

Où, s_1^2 et s_2^2 sont respectivement les variances du premier et du deuxième jeu de données ;

$s_{(1-2)}^2$ est la variance des différences entre les deux mesures ;

μ_1 et μ_2 sont respectivement les moyennes du premier et deuxième jeu de données.

Une interprétation de ce coefficient est proposée par McBride et al. (2005), et repris par Akoglu H. (2018) [1]. Celle-ci est reprise dans le Tableau 6.1. L'analyse de ce coefficient ne sera réalisée qu'au cas où une correction de valeurs est nécessaire, afin de montrer l'impact de celle-ci, par comparaison du coefficient avant et après correction.

TABLE 6.1 – Interprétation du coefficient de concordance de Lin, d'après McBride et al. (2005) [1]

Value of the Lin's CCC	Interpretation
>0.99	Almost Perfect
0.95 to 0.99	Substantial
0.90 to 0.95	Moderate
<0.90	Poor

7 Description des campagnes de mesures

7.1 Campagne de mesures dans des bâtiments commerciaux

Une première campagne de mesures a été réalisée, préalablement à ce travail, dans deux bâtiments commerciaux. N'ayant pas participé à celle-ci, les informations présentes dans cette partie sont issues d'un rapport rendu à l'ISSeP par Cenaero [23]. Pour chaque magasin, deux séquences de mesures d'environ une journée ont été réalisées, sur deux journées consécutives. Cependant, une interruption de plusieurs heures avait lieu entre ces deux séquences. Les séries temporelles seront donc présentées séparément pour chacune des séquences des deux magasins. Il y a donc 4 séquences de mesures pour cette campagne. Pour la modélisation, les paramètres ne varient pas entre les deux séquences, puisque ceux-ci sont propres au bâtiment et à son utilisation, inchangés sur la période. Les deux magasins sont/étaient situés le long du boulevard de la Sauvenière à Liège, au numéro 125 (Pierre Thonon) et 135 (J& Joy) (Figure 7.1). Les différentes séquences de mesures ont eu lieu aux dates suivantes :

- J& Joy :
 - du 22 au 23 août 2017
 - du 24 au 25 août 2017
- Pierre Thonon :
 - du 29 au 30 août 2017
 - du 31 août au 1^{er} septembre 2017



FIGURE 7.1 – Emplacement des magasins où les mesures ont été réalisées : Pierre Thonon (en vert) et J& Joy (en rouge)

(Source : Google Earth)

Aucune mesure de PM n'a été prise dans le cadre de cette campagne de mesures. Les mesures de BC ont été réalisées toutes les minutes, avec un débit de prélèvement de 100 ml/min. Il est important de préciser que pour ces campagnes, l'inter-comparaison entre les différents capteurs n'a pas été réalisée.

Pour ces campagnes, aucune information précise concernant l'ouverture des portes, les débits de ventilation ou la surface d'infiltration n'ont été disponibles. Il sera donc difficile d'établir une analyse approfondie des séries temporelles que nous observerons. Le but de ces campagnes est principalement d'étudier la prédiction du modèle par rapport aux concentrations mesurées.

7.1.1 Le magasin "J& Joy"

Emplacement des capteurs

La Figure 7.2 reprend le plan du magasin, avec ses dimensions et l'emplacement des différents capteurs de BC. Un capteur était également placé à l'extérieur, devant l'entrée du magasin. On compte donc 8 capteurs à l'intérieur et 1 à l'extérieur pour la campagne de mesure de ce magasin. .

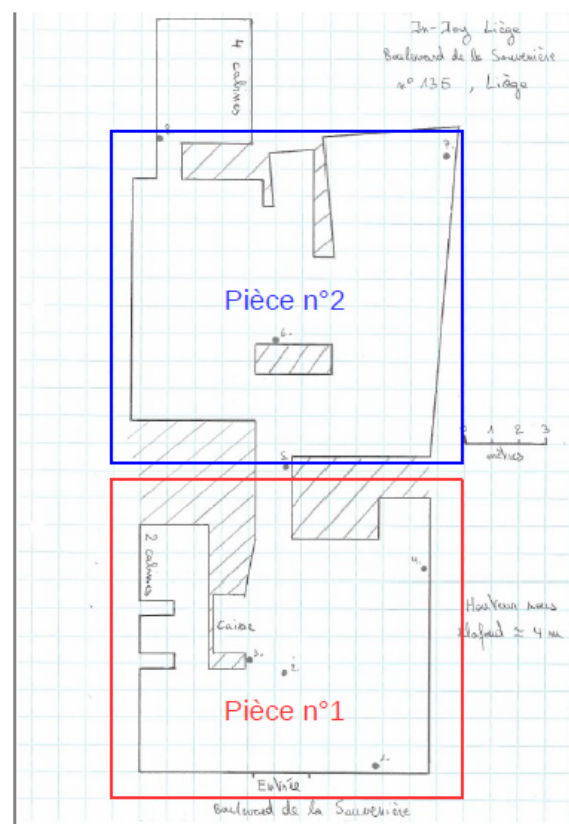


FIGURE 7.2 – Plan du magasin JJoy et emplacement des capteurs BC
(Source : Cenaero, cf [23])

Paramétrisation du modèle

Comme énoncé précédemment, le manque d'informations implique qu'un certain nombre d'hypothèses ont du être faites pour la paramétrisation du modèle. On distinguera donc les paramètres connus et hypothétiques. Comme montré sur la Figure 7.2, la liaison entre les deux pièce se fait via un couloir. Celui-ci sera considéré comme une porte ouverte, pour la modélisation.

1. Paramètres connus :

- Volume des deux pièces : 396 m³ pour la "Room n°1" et 440 m³ pour la "Room n°2" ;
- Dimensions de la porte d'entrée : 4m x 3m ;
- Dimensions de la porte entre les deux pièces (en réalité un couloir) : 0,9m x 2,2m ;
- Heure d'ouverture du magasin (période durant laquelle la séquence d'ouverture de la porte sera appliquée) : de 10h à 18h.

2. Paramètres hypothétiques :

- Paramètres extérieurs : Température basée sur les données climatiques au mois d'août à Uccle (IRM, année représentative des 30 dernières années), pression atmosphérique fixée à 101325 Pa, humidité relative fixée à 60
- Température initiale des deux pièces : 20°C ;
- Température de consigne de l'air injecté par le système de ventilation : 20°C ;
- Taux de renouvellement d'air : fixé à 1 volume/heure, correspondant à 0,132 kg/s pour la "Room n°1" et 0,147 kg/s pour la "Room n°2" ;
- Taux de filtration du système de ventilation : 50
- Horaire de fonctionnement de la ventilation : la ventilation fonctionne sans interruption ;
- Séquence d'ouverture de la porte d'entrée : durée d'ouverture de 30 secondes, temps entre deux ouvertures de 145 secondes ;
- Surface d'infiltration : 0,01 m².

7.1.2 Le magasin "Pierre Thonon"

Emplacement des capteurs

La Figure 7.3 reprend le plan du magasin, avec ses dimensions et l'emplacement des différents capteurs de BC. Un capteur était également placé à l'extérieur, devant l'entrée du magasin. On compte donc 6 capteurs à l'intérieur et un à l'extérieur pour cette campagne. Ce magasin n'est composé d'une seule pièce.

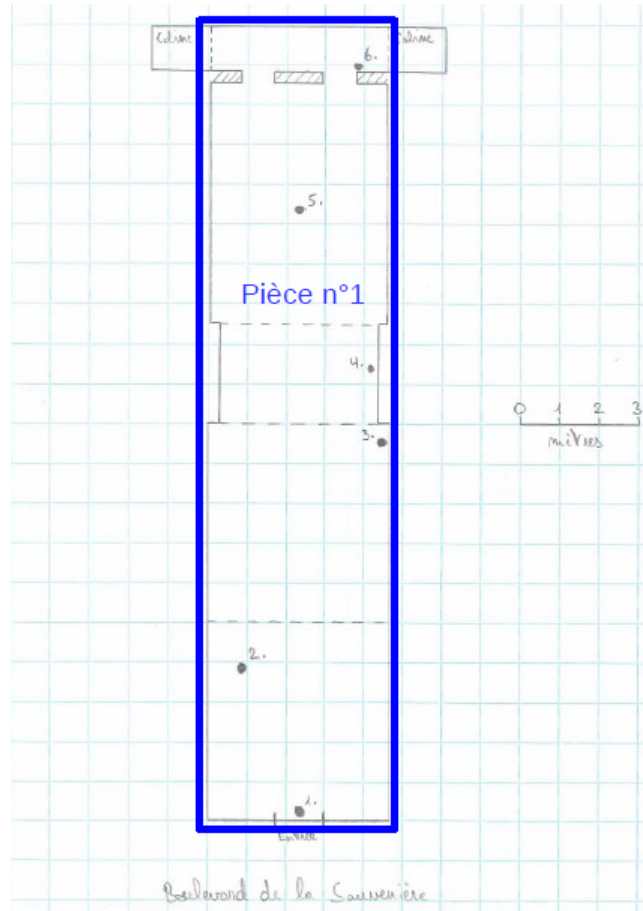


FIGURE 7.3 – Plan du magasin Thonon et emplacement des capteurs BC
(Source : Cenaero, cf [23])

Paramétrisation du modèle

La paramétrisation du modèle pour une simulation dans ce magasin nécessite également une distinction entre les paramètres connus et hypothétiques. La magasin étant composé d'une pièce unique, le volume de la "Room n°2" du modèle devrait être fixé à 0. Cependant, lorsque celui-ci est fixé à 0, le modèle n'est pas capable d'exécuter la simulation, car certaines équations nécessitent une division par ce volume. Il sera donc fixé à 1 m^3 , en s'assurant qu'aucun transfert entre les deux pièces n'est possible, et que la ventilation de la "Room n°2" est fixée à 0 kg/s . Les concentrations estimées par le modèle dans la "Room n°2" ne seront pas considérées dans ce travail.

1. Paramètres connus :

- Volume de la pièce unique : 282 m^3 ;
- Dimensions de la porte d'entrée : $1,5\text{m} \times 2,5\text{m}$;
- Dimensions de la porte entre les deux pièces : Pour éviter les transferts entre les deux pièces "théoriques", celle-ci est fixée à $0\text{m} \times 0\text{m}$;
- Paramètre de fermeture de la porte entre les deux pièces : fixé à 0 (0 = fermé, 1 = ouvert) ;
- Heure d'ouverture du magasin (période durant laquelle la séquence d'ouverture de la porte sera appliquée) : de 9h30 à 18h30.

2. Paramètres hypothétiques :

- Paramètres extérieurs : Température basée sur les données climatiques au mois d'août à Uccle (IRM, année représentative des 30 dernières années), pression atmosphérique fixée à 101325 Pa, humidité relative fixée à 60
- Température initiale des deux pièces "théoriques" : 20°C ;
- Température de consigne de l'air injecté par le système de ventilation : 20°C ;
- Taux de renouvellement d'air : fixé à 1 volume/heure, correspondant à 0,09 kg/s pour la "Room n°1" et 0 kg/s pour la "Room n°2" ;
- Taux de filtration du système de ventilation : 50
- Horaire de fonctionnement de la ventilation : la ventilation fonctionne sans interruption ;
- Séquence d'ouverture de la porte d'entrée : durée d'ouverture de 30 secondes, temps entre deux ouvertures de 145 secondes ;
- Surface d'infiltration : 0,01 m².

7.2 Campagne de mesures dans un appartement

Cette nouvelle campagne a été réalisée dans un appartement situé dans la rue de Serbie à Liège, au n°80. Il est situé au premier étage d'un immeuble de quatre étages. La Figure 7.4 reprend un schéma de l'appartement ainsi que la position des différents capteurs. Pour cette campagne, nous avons opté pour une réduction des points de mesures afin de pouvoir réaliser des doublons. Nous retrouvons trois points de mesures à l'intérieur (deux dans la "Room n°1" et un dans la "Room n°2") et un à l'extérieur, pour lesquels deux capteurs de BC et un instrument "Antilope" ont été placés.

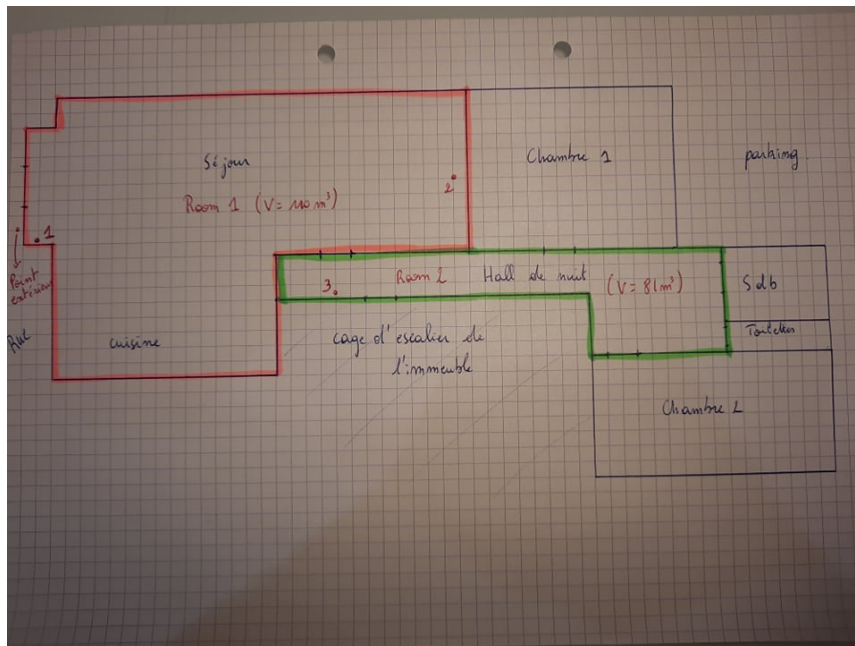


FIGURE 7.4 – Schéma de l'appartement et emplacement des capteurs BC

Le modèle de Cenaero ne permet d'intégrer que deux pièces. Il a donc fallu faire un choix pour les pièces de l'appartement dans lesquelles les mesures ont été réalisées. La première pièce est une grande

pièce ouverte composée de la cuisine et du séjour, dans laquelle une porte-fenêtre donne sur la rue. La deuxième pièce devant être accessible via une porte depuis la première pièce, la seule option était le hall de nuit. Une attention particulière a été prêtée à fermer les portes des autres pièces durant les différents scénarios, qui seront expliqués plus loin. Aucune ventilation mécanique n'est présente dans ces pièces, en dehors de la hotte utilisée lors des périodes de cuisine.



FIGURE 7.5 – Photos du positionnement des capteurs : de gauche à droite, point extérieur, point 1, point 2 et point 3

Préalablement aux mesures, une inter-comparaison des différents capteurs a été réalisée. Cette campagne de mesure est composée de quatre "scénarios", pour lesquels nous avons fait varier les séquences d'ouverture de la porte entre les deux pièces et celle donnant sur l'extérieur. Ils s'organisent comme suit :

- Scénario 1 (du 14 au 16 avril 2021) : Ouverture de la fenêtre (considérée comme la porte donnant sur l'extérieur) et de la porte entre les deux pièces évitées au maximum ;
- Scénario 2 (du 26 au 28 avril 2021) : Ouverture de la fenêtre \pm toutes les deux heures (pendant 10 minutes) et porte entre les deux pièces maintenue ouverte ;
- Scénario 3 (du 3 au 5 mai 2021) : Ouverture de la fenêtre évitée au maximum et porte entre les deux pièces maintenue ouverte ;
- Scénario 4 (du 11 au 13 mai 2021) : Ouverture de la fenêtre \pm toutes les deux heures (pendant 10 minutes) et ouverture de la porte entre les deux pièces évitée au maximum.

Les ouvertures de fenêtres et de la porte d'entrée (porte donnant sur la cage d'escalier de l'immeuble) ont été répertoriées pour chacun des scénarios. La heure de cuisine, étant probablement une source interne de BC et de PM, ont également été répertoriées. Cela permettra notamment d'analyser l'influence de ces paramètres sur les variations de concentrations dans les différentes pièces.

Paramétrisation du modèle

Pour cette campagne de mesures, nous avons connaissance de plus de paramètres que pour la campagne réalisée en magasins. L'instrument "Antilope" positionné à l'extérieur a subi des coupures à répétition aux cours des différents scénarios de mesures. Pour cette raison, nous ne pouvons pas utiliser les données de température, de pression et d'humidité que celui-ci fournit. Les données reprenant

les conditions extérieures sont celles relevées par la station de l'ISSEP située à Saint-Nicolas¹. Ces données sont exprimées au pas de temps semi-horaire, et devront donc être appliquées à un pas de temps de une minute pour être compatibles avec le modèle. Les valeurs reprises initialement seront donc extrapolées pour chaque minute de la demi-heure considérée.

1. Paramètres connus :

- Volume des deux pièces : 110 m³ pour la "Room n°1" et 81 m³ pour la "Room n°2" ;
- Dimensions de la porte d'entrée : 2.5m x 0.9m ;
- Dimensions de la porte entre les deux pièces (en réalité un couloir) : 0,9m x 2,2m ;
- Période durant laquelle la séquence d'ouverture de la porte sera appliquée : celle-ci sera variable en fonction du scénario (voir plus haut) ;
- Température initiale des deux pièces : fixées pour chacun des scénarios à 21°C (température de consigne du thermostat présent dans l'appartement) ;
- Débit de ventilation : fixés à 0 kg/s pour chacune des pièces ;
- Séquence d'ouverture de la porte d'entrée : durée d'ouverture de 10 minutes, temps entre deux ouvertures : 2 heures ;

2. Paramètres hypothétiques :

- Surface d'infiltration : 0,01 m².

1. Téléchargeables sur : <https://cqaweb.issep.be/>

8 Résultats et analyses

8.1 Campagne de mesures dans les magasins "J& Joy" et "Pierre Thonon"

Comme énoncé précédemment, les données utilisées ici n'ont pas été traitées par l'algorithme "ONA", raison pour laquelle il est possible d'avoir des valeurs négatives. Une moyenne glissante sur 10 mesures a été appliquée afin de lisser les différentes courbes. Notons que pour la première séquence réalisée dans le magasin J& Joy, le capteur "Point_ 3" était défectueux et ses données ne nous ont pas été transmises.

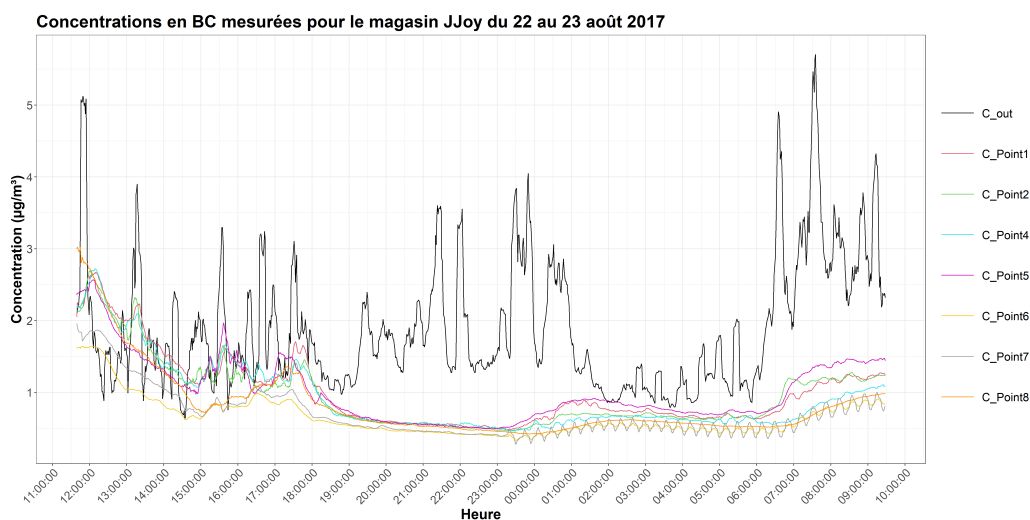
8.1.1 Analyse des séries temporelles

Ne disposant que des données issues des mesures de BC, il sera difficile d'approfondir cette analyse au-delà des séries temporelles. De plus, ne disposant pas d'informations concernant certains événements (ouverture de portes, etc.), les caractéristiques du bâtiment (enveloppe, ventilation, etc.), il ne sera pas possible de mettre en relation les variations remarquées sur les séries temporelles avec des événements et/ou caractéristiques. Il ne s'agit donc pas ici de comparer les différentes séquences de mesures, mais plutôt d'appréhender la manière dont réagissent les concentrations intérieures par rapport aux concentrations extérieures, en émettant quelques hypothèses. La Figure 8.1 et la Figure 8.2 reprennent respectivement les séries temporelles pour les magasins J&Joy et Thonon.

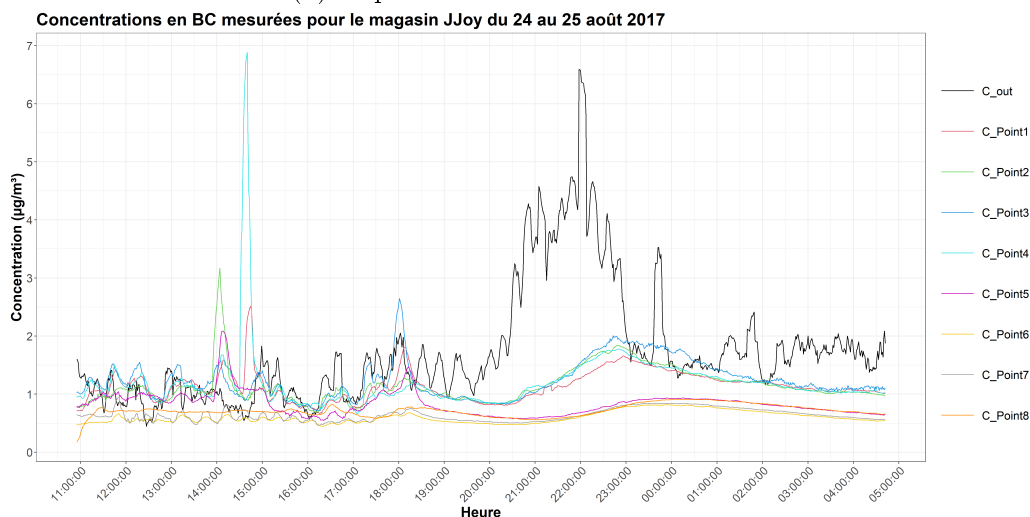
La première chose que l'on remarque en observant la série temporelle de la séquence du 22 au 23 août dans le magasin J&Joy sont ces variations périodiques à partir de 23h pour le capteur "Point 7". Le capteur "Point 8", réagissant de la même manière mais à une amplitude différente, indique que ces variations périodiques ne sont à priori pas dues à un dysfonctionnement de l'appareil. Cependant, il est difficile d'en expliquer la raison. Il se peut néanmoins que cela soit dû à l'environnement avoisinant du capteur (proximité d'une bouche de ventilation, climatisation, etc), mais il serait alors surprenant de ne pas avoir ces variations pour la séquence de mesure du lendemain, pour laquelle seule la concentration extérieure est différente. On constate également des pics d'amplitudes différentes pour plusieurs capteurs entre 14 et 15h pour la séquence de mesures du 24 au 25 août dans le magasin J&Joy. Ceux-ci seraient à priori dus à une source interne de BC, au vu de la concentration extérieure à ce moment là. Cette source ne peut cependant pas être identifiée. La séquence du 31 août au 1 septembre dans le magasin Thonon présentent quelques valeurs négatives. Celles-ci sont probablement causées par une influence du bruit sur la mesure de l'atténuation, le traitement ONA n'ayant pas été appliqué.

De manière générale, on constate des variations plus fréquentes et une influence de la concentration extérieure plus importante durant les heures d'ouverture du magasin. En effet, durant cette période, les pics de concentration extérieure se répercutent sur les concentrations intérieures. En dehors de cette période, les concentrations intérieures sont plus stables, bien qu'une augmentation "globale" des

concentrations extérieures (typiquement entre 19h et minuit sur ces graphiques) entraînent une augmentation différée des concentrations intérieures. Plusieurs hypothèses pourraient expliquer ce phénomène. La première serait que l'ouverture des portes (n'ayant lieu que pendant les horaires d'ouverture) a une influence sur les fluctuations à court-terme des concentrations intérieures, et que l'augmentation des concentrations différée par rapport à l'extérieur serait imputable à la ventilation, fonctionnant en permanence. Une autre hypothèse serait que le paramètre d'influence le plus important serait la ventilation. Dans ce cas, les variations à court-terme des concentrations intérieures seraient dues à l'injection d'air provenant de l'extérieur¹ en "temps réel", avec ou sans filtration. La stabilisation des courbes de concentrations durant la fermeture pourrait être due à une coupure de la ventilation, ou au moins à une réduction des débits. Dans le cas d'une coupure de la ventilation, l'augmentation différée des concentrations intérieures par rapport à l'extérieur serait alors due à l'infiltration lente de l'air extérieur (et donc de BC) au travers de l'enveloppe du bâtiment.



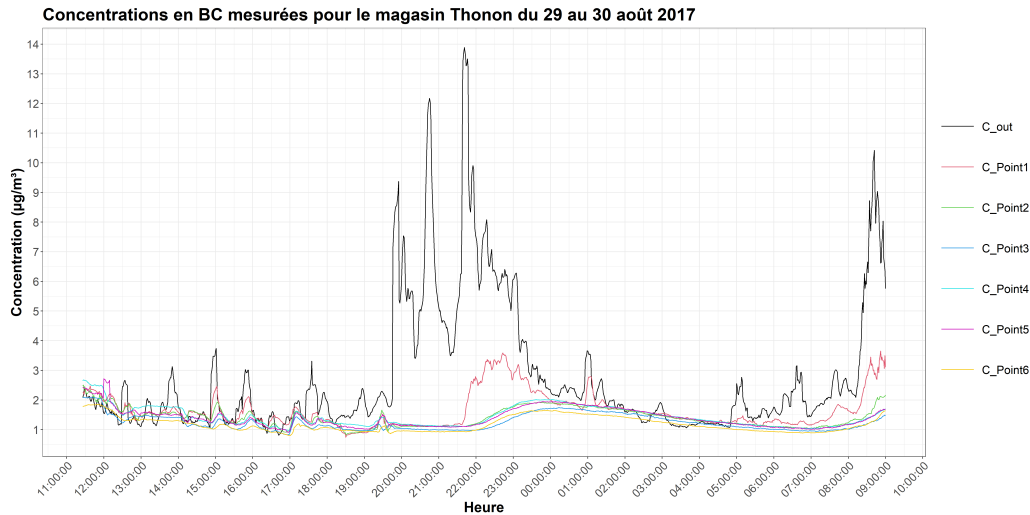
(a) Séquence du 22 au 23 août 2017.



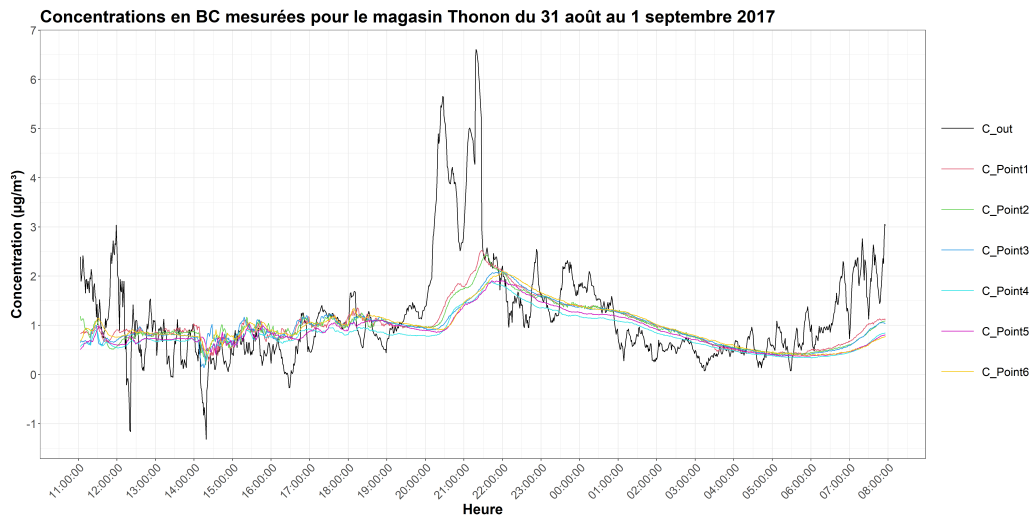
(b) Séquence du 24 au 25 août 2017.

FIGURE 8.1 – Séries temporelles des deux séquences de mesures pour le magasin J&Joy : (a) Séquence du 22 au 23 août 2017, (b) Séquence du 24 au 25 août 2017.

1. En parallèle avec une extraction de l'air intérieur.



(a) Séquence du 29 au 30 août 2017.



(b) Séquence du 31 août au 1 septembre 2017.

FIGURE 8.2 – Séries temporelles des deux séquences de mesures pour le magasin Thonon : (a) Séquence du 29 au 30 août 2017, (b) Séquence du 31 août au 1 septembre 2017.

8.1.2 Modèles linéaires pour le transfert de BC

Pour la suite, les concentrations moyennes de chacune des pièces sont considérées comme étant la médiane des différents capteurs présents dans celle-ci. Les capteurs sont regroupés comme suit :

- J& Joy Room 1 : Capteurs 1-2-3-4 (rappelons que le capteurs 3 était défectueux lors de la première séquence de ce magasin) ;
- J& Joy Room 2 : Capteurs 5-6-7-8 (le capteur 5 étant situé dans le couloir séparant les deux pièces, il a été choisi de le considérer dans la deuxième pièce).
- Thonon : Capteurs 1-2-3-4-5-6 (tous les capteurs sont dans une seule et même pièce).

Afin de tenter d'exprimer les concentrations intérieures en fonction des concentrations extérieures pour chacune des pièces, une régression linéaire entre ces médianes (concentrations moyennes des pièces estimées) et la concentration extérieure a été réalisée. Pour chacun des magasins, les deux séquences

ont été combinées pour la réalisation de ces régressions, de manière à augmenter le nombre de données. Les résultats de ces régressions linéaires sont disponibles dans le Tableau 8.1.

TABLE 8.1 – Résultats des régressions linéaires de la concentration intérieure par rapport à la concentration extérieure.

	Equation de la droite de régression	Coefficient de détermination (R^2 ajusté)
JJoy Room 1	$y = 0,083x + 0,904$	0,0362
JJoy Room 2	$y = 0,022x + 0,686$	0,0043
Thonon	$y = 0,063x + 1,042$	0,0889

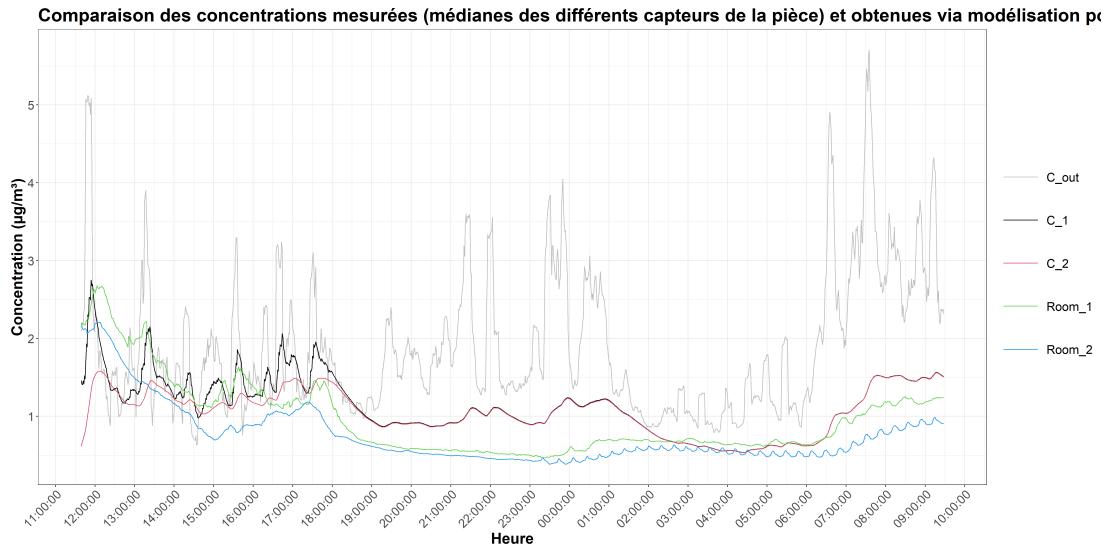
Les coefficients de détermination (R^2) des trois modèles sont relativement mauvais (compris entre 0,0043 et 0,0889). Cela était prévisible, puisque comme dit précédemment, de nombreux paramètres et variables doivent être considérés pour déterminer la concentration intérieure sur base de la concentration extérieure en BC. Cela prouve bien l'intérêt d'envisager un modèle du type de celui développé par Cenaero.

8.1.3 Évaluation du modèle

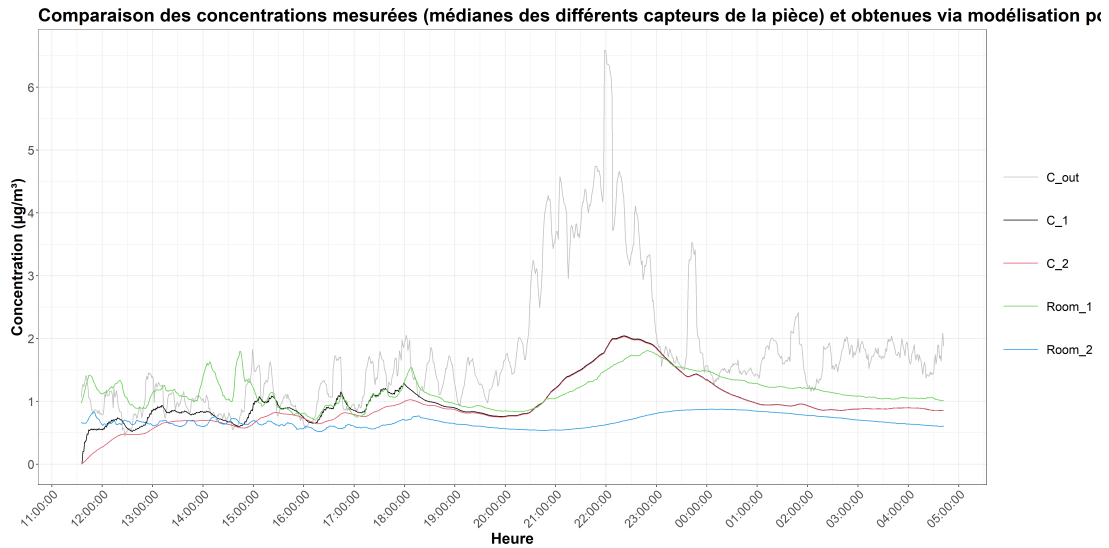
Analyse visuelle

Une première analyse visuelle permet déjà d'appréhender la qualité du modèle. Les Figures 8.3 et 8.4 présentent respectivement les comparaisons entre les concentrations prédites par le modèle et les médianes des concentrations mesurées dans chaque pièce pour les magasins J& Joy et Thonon.

La Figure 8.3 montre que le modèle est assez proche des concentrations mesurées de manière générale, pour le magasin J& Joy. Les courbes des concentrations prédites pour les deux pièces se rejoignent dans les deux séquences de mesures, alors que ce n'est pas le cas en réalité. Cela provient vraisemblablement des hypothèses de paramétrisation du modèle, différant probablement de la réalité. Il est intéressant de noter que les prédictions du modèle se rapprochent plus fortement des concentrations réelles de la "Room_ 1", particulièrement pour la séquence du 24 au 25 août. Lors des heures de fermetures du magasin, les concentrations prédites semblent répondre à des pics "ponctuels" (entre 21h et 1h lors de la séquence du 22 au 23 août) des concentrations extérieures, ce qui n'est pas (ou peu) le cas en réalité. Pour la séquence du 24 au 25 août, l'augmentation plus lente (pic s'étendant de 20h à 23h) des concentrations extérieures entraîne une réponse du modèle proche de la réalité (au moins, pour la "Room_ 1"). Dans ce cas, les concentrations intérieures ne semblent pas ou peu soumises aux variations à court terme de la concentration extérieure. Notons que la paramétrisation du modèle est identique pour les deux simulations. La seule influence provoquant des différences dans la qualité de la réponse du modèle entre les deux séquences ne peut en théorie provenir que des différences dans les concentrations extérieures mesurées.



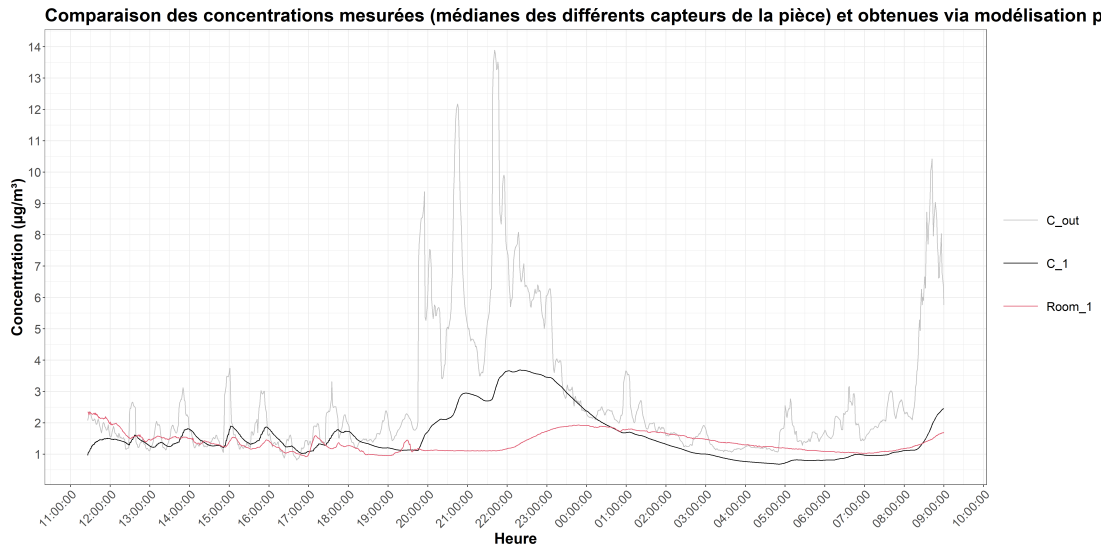
(a) Séquence du 22 au 23 août 2017.



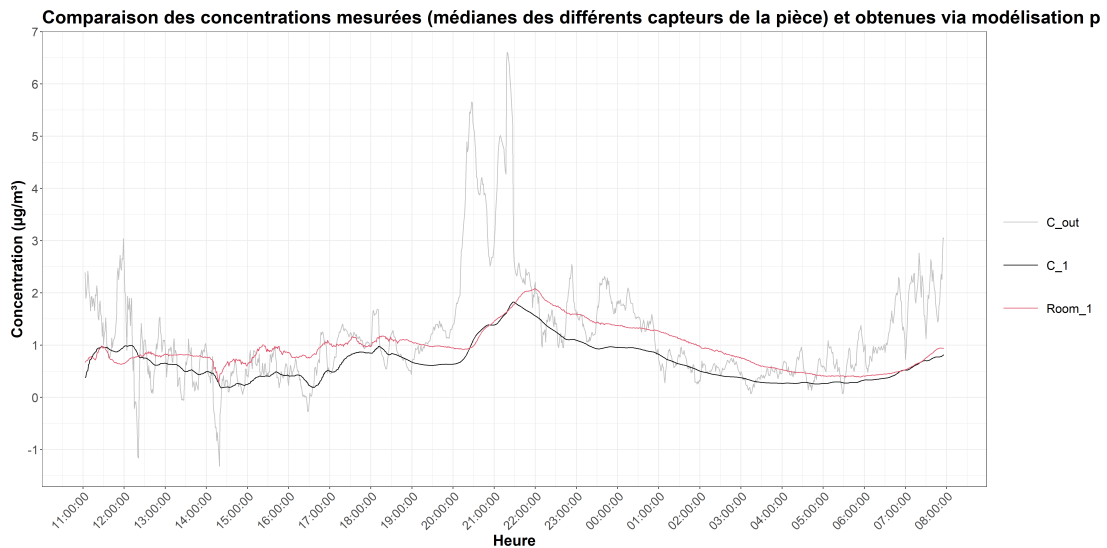
(b) Séquence du 24 au 25 août 2017.

FIGURE 8.3 – Comparaison entre les médianes des concentrations mesurées dans chaque pièce, et les concentrations prédites par le modèle pour le magasin J&Joy : (a) Séquence du 22 au 23 août 2017, (b) Séquence du 24 au 25 août 2017.

"C_ 1" et "C_ 2" sont respectivement les concentrations prédites par le modèle des "Room 1" et "Room 2". C_ out est la concentration mesurée à l'extérieur, "Room_ 1" et "Room_ 2" étant les médianes des mesures des différents capteurs pour chacune des pièces.



(a) Séquence du 29 au 30 août 2017.



(b) Séquence du 31 août au 1 septembre 2017.

FIGURE 8.4 – Comparaison entre les médianes des concentrations mesurées et les concentrations prédites par le modèle pour le magasin Thonon : (a) Séquence du 29 au 30 août 2017, (b) Séquence du 31 août au 1 septembre 2017.

"C_ 1" est la concentration prédite par le modèle. "C_ out" et "Room_ 1" sont respectivement la concentration extérieure mesurée, et la médiane des concentrations mesurées dans la pièce.

Sur la Figure 8.4, la concentration prédite par le modèle semble également être relativement proche de celle mesurée, à l'exception de la période entre 20h et 1h pour la séquence du 29 au 30 août. Les concentrations extérieures mesurées à cette période sont relativement plus importante que pour les autres séquences. Il est dès lors possible que le modèle s'écarte de la réalité au plus la concentration extérieure est importante. Notons également ici que la paramétrisation du modèle est identique pour les deux simulations et que dès lors, la seule influence pouvant expliquer une différence dans la qualité de la réponse du modèle proviendrait de différences dans les concentrations mesurées.

Approche mathématique

Afin de pouvoir évaluer le modèle de manière mathématique, trois indicateurs ont été choisis :

- La moyenne des écarts entre le modèle et la mesure. Ici, nous n'appliquerons pas de valeur absolue, de manière à avoir une information quant à une potentielle surestimation (ou sous-estimation) globale du modèle ;
- Le coefficient de corrélation de Spearman : permettant d'obtenir une indication quant à l'évaluation de la relation monotone entre le modèle et les mesures ;
- La RMSE (Root Mean Squared Error) : permettant d'obtenir une information sur l'amplitude des écarts. En effet, le calcul du biais ne permet pas cela étant donné que les valeurs positives et négatives se "compensent" lors du calcul de la moyenne. Au plus cette valeur est proche de zéro, au plus le modèle est proche de la réalité.

Le Tableau 8.2 reprend les différents résultats pour l'évaluation du modèle dans les différents cas (J& Joy "Room_ 1", J& Joy "Room_ 2" et Thonon). Pour la réalisation de ces calculs, les séquences propres à chaque magasin ont été regroupées entre elles.

TABLE 8.2 – Tableau reprenant les valeurs-clés de l'évaluation du modèle pour la campagne en magasin

	Moyenne des écarts ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Coef. de cor. de Spearman	RMSE ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
JJoy "Room_ 1"	-0,027	0,55	0,338
JJoy "Room_ 2"	-0,282	0,45	0,457
Thonon	0,026	0,78	0,609

De manière générale, le modèle semble surestimer les concentrations dans les deux pièces du magasin J& Joy, et les sous-estimer dans le magasin Thonon. De plus, le coefficient de corrélation de Spearman n'est pas bon dans les deux pièces du magasin J& Joy (0,55 pour la "Room_ 1" et 0,45 pour la "Room_ 2", indiquant que la relation entre les concentrations prédites et mesurées n'est pas monotone. Cela signifie que le modèle réagit parfois à l'inverse de la réalité (croissance des concentrations prédites mais décroissance dans la réalité, et vice-versa). Le coefficient de corrélation de Spearman est meilleur dans le cas du magasin Thonon (0,78). Il n'est pas aisé d'évaluer la qualité d'un modèle sur base du RMSE. En effet, l'interprétation de celui-ci doit dépendre de la gamme des mesures auxquelles il se rapporte. Dans le cadre des mesures réalisées en magasin, les concentrations mesurées (ou du moins, des médianes des capteurs de chaque pièce) sont comprises entre 0 et 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Les différentes valeurs de RMSE obtenues paraissent donc importantes compte tenu de la gamme des concentrations mesurées. Si ce modèle vient à être utilisé dans le cadre d'une étude d'exposition, il sera important de déterminer dans quelle mesure le modèle est acceptable en fonction de la gamme de concentrations envisagées (typiquement, des concentrations pouvant avoir des impacts sanitaires). Toutefois, les valeurs de RMSE obtenues ici permettent de déterminer dans quel cas le modèle est le plus adapté (ici, JJoy "Room_ 1"). Il est important de garder à l'esprit que les différentes simulations ont été réalisées avec une paramétrisation du modèle partiellement hypothétique, et des gammes de concentrations extérieures différentes (notamment entre les deux magasins). Ces deux éléments ont probablement une influence sur la qualité du modèle évaluée par ces méthodes mathématiques. Il pourrait également être intéressant de procéder à plusieurs simulations pour la même situation, en faisant varier les hypothèses

de paramétrisation, de manière à comparer les valeurs obtenues de RMSE, et potentiellement définir des paramètres plus proches de la réalité. Ceci n'a pas été réalisé dans le cadre de ce travail.

8.2 Inter-comparaison des capteurs

Cette inter-comparaison a été réalisée pour les capteurs AE51 (capteurs de BC), ainsi que pour les instruments "Antilopes", pour les mesures de PM (via des capteurs Honeywell HPMA115S0) et d'humidité relative (via des capteurs Adafruit BME680). La campagne de mesures en magasins ayant été organisée préalablement à ce travail, cette inter-comparaison n'a été réalisée qu'avec les capteurs utilisés lors de la campagne en appartement. Pour cette partie, chacun des capteurs sera nommé en fonction de sa position finale lors des séquences de mesures. Pour les capteurs de BC, il n'y a pas de doublon pour le "Point 3", car un des capteurs fournis était défectueux (problème de débit d'échantillonnage).

L'inter-comparaison des capteurs de BC a été réalisée suite à une séquence de mesures où tous les capteurs étaient placés au même endroit, au même moment. Cette séquence a permis d'obtenir 555 mesures simultanées pour chacun des capteurs. Les données ont préalablement été soumises au traitement "ONA", avec une atténuation minimale (Δ ATN) de 0,02 .

Pour l'inter-comparaison des instruments "Antilopes" (PM et HR), deux premières séquences ont été réalisées, suivies d'une troisième pour laquelle deux nouveaux capteurs supplémentaires ont été mis à disposition. Le travail d'inter-comparaison a été réalisé pour chaque séquence individuellement, ainsi que pour l'entièreté des données récoltées sur les trois séquences.

8.2.1 Inter-comparaison des capteurs de BC utilisés pour les mesures en appartement

Pour une première approche visuelle, la Figure 8.5 reprend la série temporelle des mesures réalisées. Elle permet de constater qu'à première vue, les capteurs réagissent de la même façon sauf pour le capteur "Point_1_b" soumis à des fluctuations de la concentrations plus fréquentes. On constate cependant un écart entre les valeurs mesurées, pouvant laisser supposer que certains capteurs sont soumis à une erreur systématique.

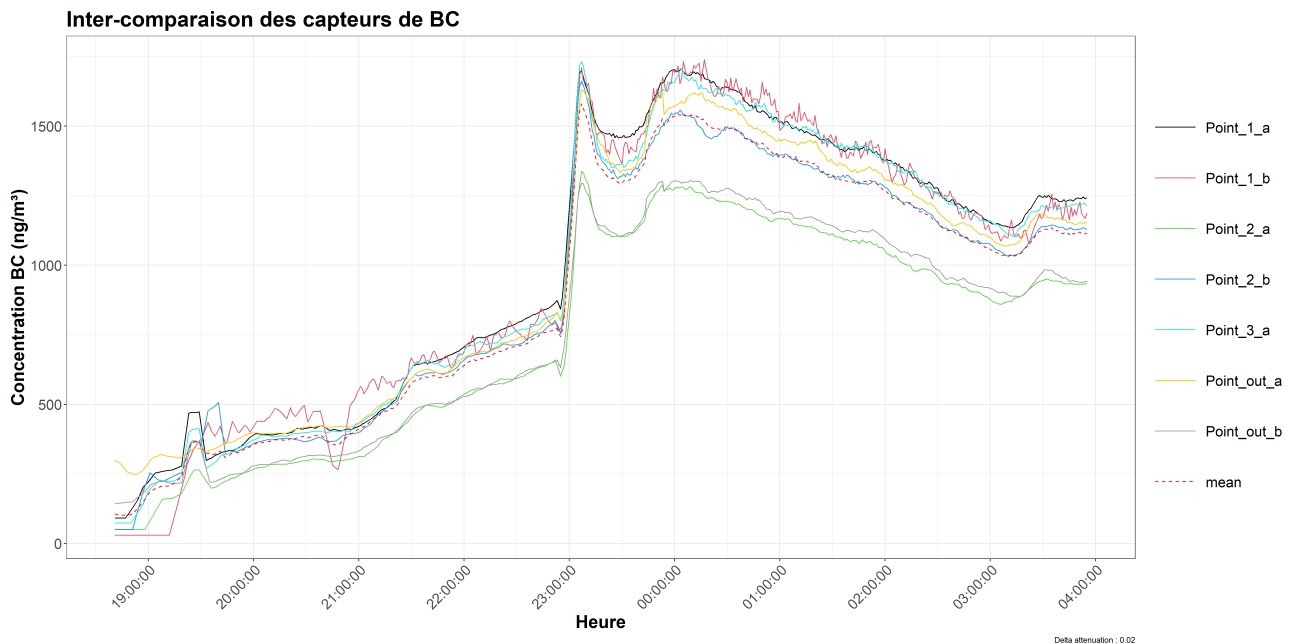


FIGURE 8.5 – Série temporelle de l'inter-comparaison des capteurs de BC

La Figure 8.6 permet de confirmer que les capteurs "Point_2_a" et "Point_out_b" sous-estiment de manière générale la concentration en BC, par rapport aux autres capteurs. Les autres capteurs présentent des médianes relativement proches (l'échelle du graphe étant exprimée en ng/m^3). Il est toutefois intéressant de noter que les types de distributions semblent similaires entre les différents capteurs. Il est nécessaire de pousser cette analyse plus loin afin de déterminer si les écarts remarquables entre les différents capteurs nécessitent une attention particulière.

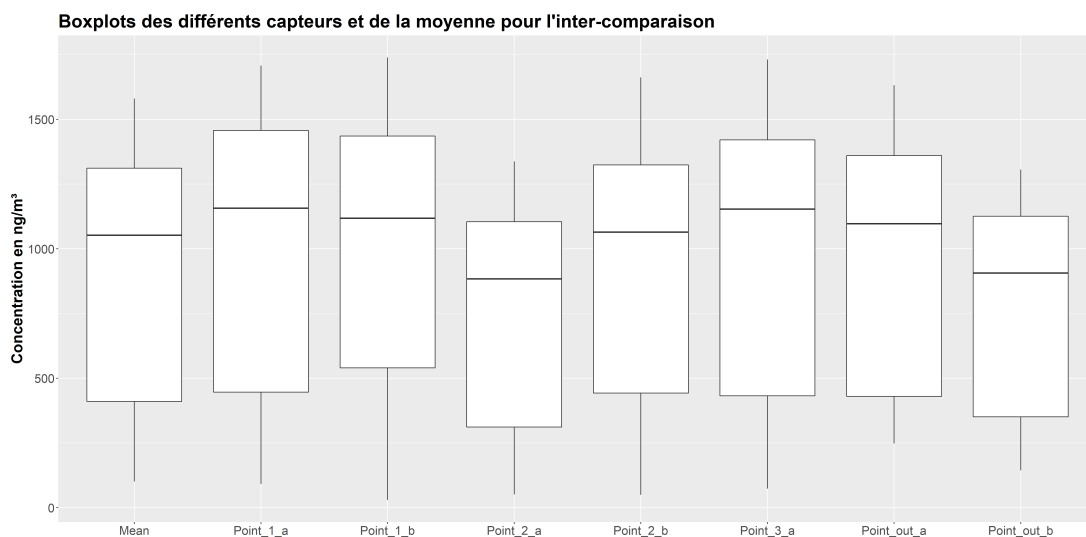


FIGURE 8.6 – Boxplots des différents capteurs de BC et de leur moyenne pour la campagne d'inter-comparaison

La Figure 8.7, réalisée avec la fonction "chart.Correlation" du package "PerformanceAnalytics" dans RStudio, reprend les coefficients de corrélation (ici, de Spearman) en haut de la diagonale, les

distributions des données sur la diagonale, les nuages de points et courbe de tendance en bas de la diagonale et une indication quant à la significativité du test de corrélation réalisé (représenté par les astérisques, 3 astérisques étant le maximum). La Figure 8.7 indique une excellente corrélation entre les différents capteurs, puisque les coefficients de Spearman² sont compris entre 0,99 et 1 avec un niveau de significativité élevé.

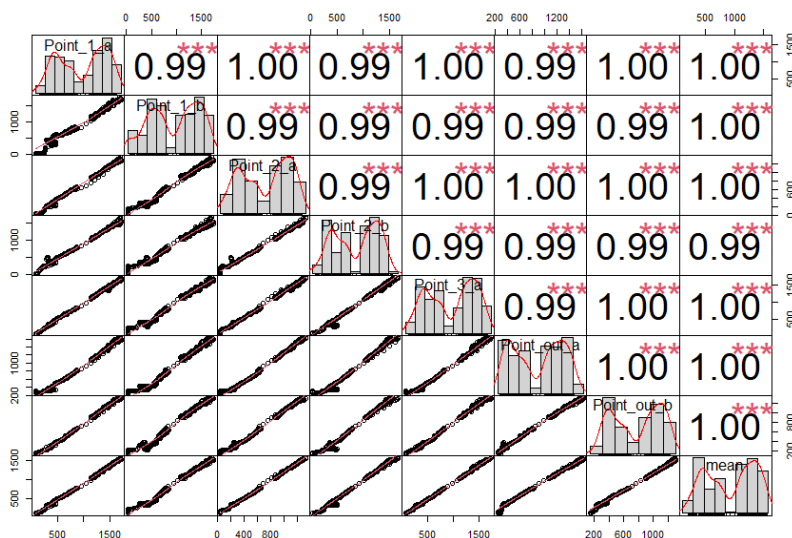


FIGURE 8.7 – Nuages de points, distributions et coefficients de corrélation de Spearman entre les différents capteurs de BC

Afin d'évaluer si une correction des valeurs est nécessaire ou non, l'incertitude associée aux capteurs (U_{bs}) a été calculée en utilisant l'équation 6.2, présentée dans le chapitre "Méthodes". Pour cette inter-comparaison, cette incertitude est évaluée à $\pm 61,85 \text{ ng/m}^3$. Etant donné la résolution des capteurs de 1 ng/m^3 , celle-ci est arrondie à 62 ng/m^3 . Afin d'évaluer la performance de chacun des capteurs, l'écart-moyen entre les mesures du capteur et la moyenne de tous, sur l'entièreté de la série temporelle, a été calculé. ceux-ci sont présentés dans le Tableau 8.3.

TABLE 8.3 – Tableau reprenant les écarts moyens des mesures des différents capteurs par rapport à la moyenne de tous les capteurs

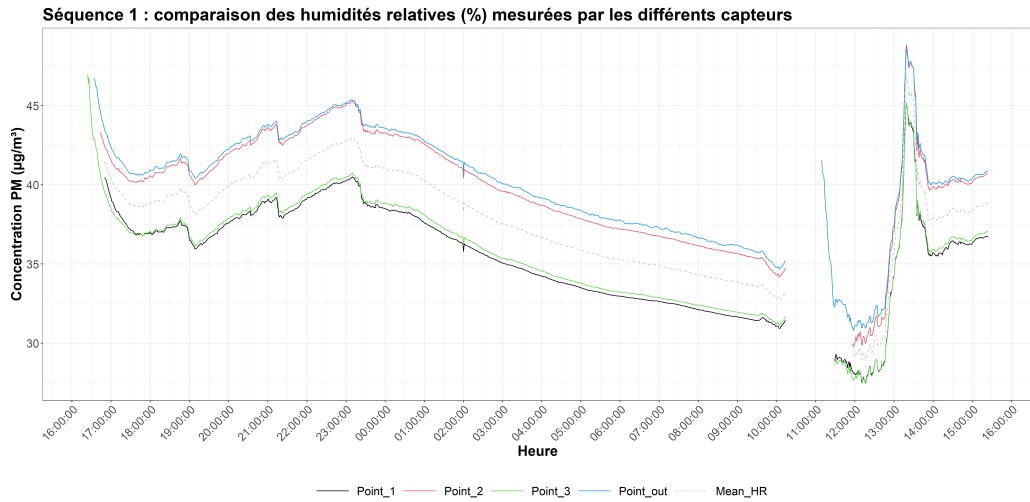
	Ecart-moyen par rapport à la moyenne (ng/m^3)
Point 1 a	89
Point 1 b	96,6
Point 2 a	159
Point 2 b	17,6
Point 3 a	71,5
Point out a	49,4
Point out b	137

2. Ce coefficient permet d'évaluer une relation monotone entre deux variables. Il tient compte du rang des variables, et non de leur valeur.

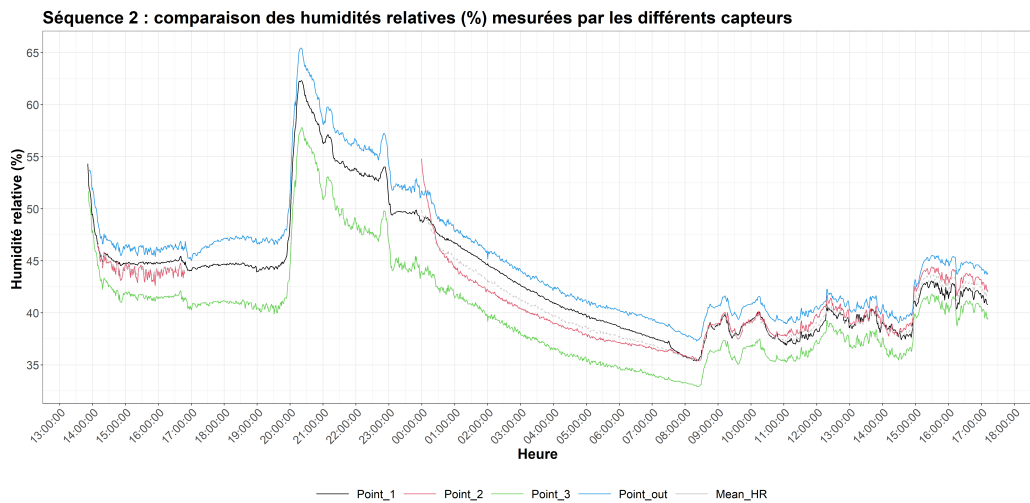
Comme remarqué visuellement avec la Figure 8.5, les capteurs "Point 2 a" et "Point out b" s'écartent plus fortement des autres capteurs. Cependant, ces écarts sont du même ordre de grandeur que la dispersion statistique renseignée par le fabricant ($\pm 0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, pour un débit de 150 ml/min). C'est pour cette raison qu'il n'a pas été jugé nécessaire d'apporter une correction aux mesures de ces capteurs. Il est important de rappeler que l'incertitude calculée dans ce travail est liée à la méthode de mesure (ici, l'æthalomètre AE51, en tant que méthode), et les écarts-moyens sont propres à chaque instrument utilisé, individuellement. Il en est de même pour les inter-comparaisons suivantes.

8.2.2 Inter-comparaison des capteurs d'humidité relative

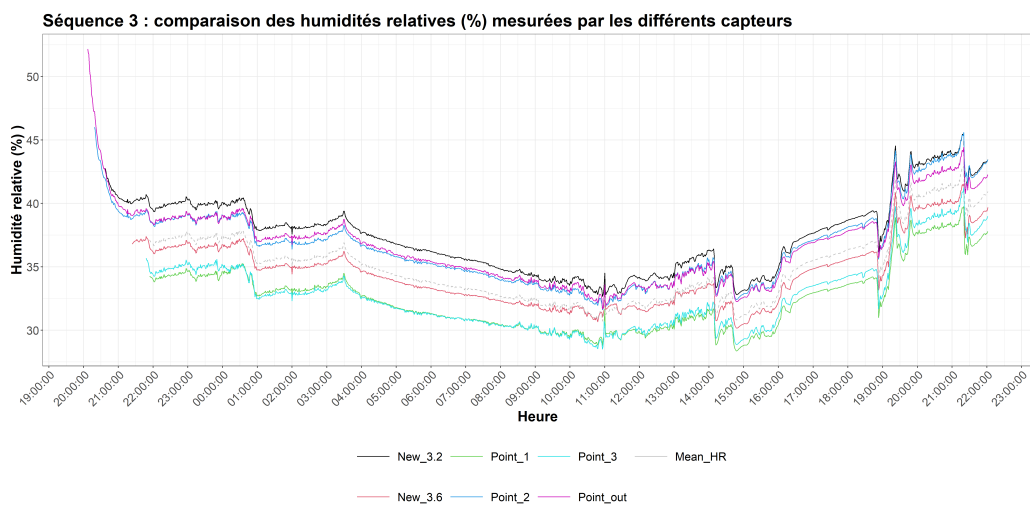
Comme le montre la Figure 8.8, on constate que les capteurs sont rassemblés par paires, surtout pour les séquences 1 et 3. Il est important de noter que tous les capteurs ont subi une coupure lors de la première séquence de mesure. De plus, le capteur du "Point _ 2" a également été interrompu lors de la deuxième séquence. Pour la séquence 3, les deux nouveaux capteurs présentent également un écart entre eux. De manière générale, tous les capteurs semblent répondre de la même manière, mais sont soumis à des écarts. Il est donc nécessaire de déterminer si ces écarts nécessitent une correction des mesures.



(a) Séquence 1



(b) Séquence 2



(c) Séquence 3

FIGURE 8.8 – Séries temporelles des séquences de mesures d'inter-comparaison des capteurs d'humidité relative : (a) séquence 1, (b) séquence 2, (c) séquence 3.

On constate bien un appariement des différents capteurs sur la Figure 8.9, réalisée en combinant toutes les données des trois séquences, pour lesquelles tous les capteurs (hors nouveaux capteurs) ont réalisé une mesure simultanée. On remarque que les médianes sont proches pour les "Point_ 1" et "Point_ 3", ainsi que pour les "Point_ 2" et "Point_ out". Il est important de noter que l'écart entre les médianes est inférieur à 5% d'humidité relative.

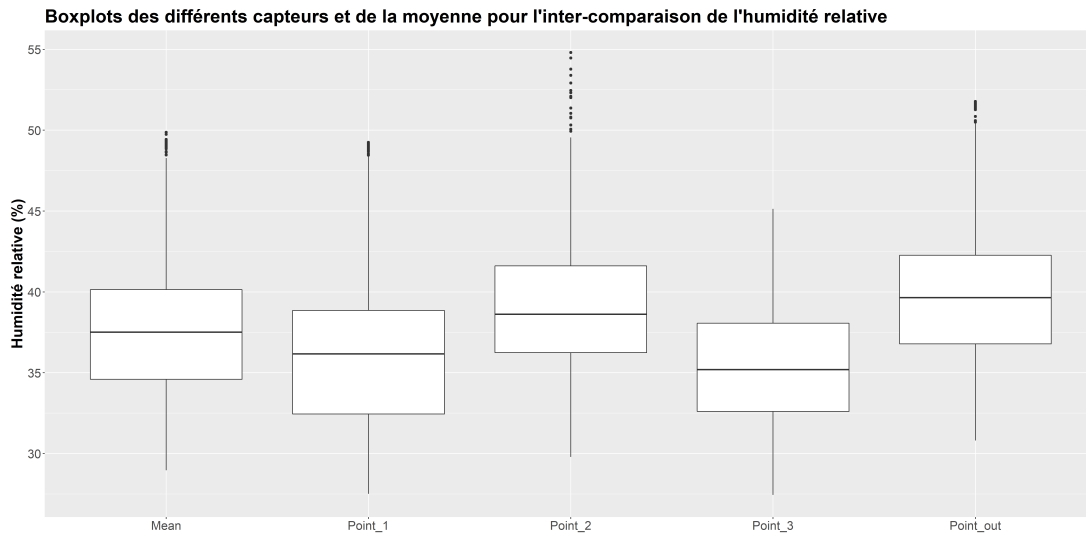


FIGURE 8.9 – Boxplots des différents capteurs d'humidité relative réalisés en combinant les trois séquences de mesures

De manière générale, les différents capteurs d'humidité relative présente une bonne corrélation entre eux (Figure 8.10), puisque les coefficients de Spearman varient entre 0,86 et 0,99 (allant jusqu'à 1 lorsqu'ils sont comparés à la moyenne des capteurs). Les différents tests sont tous significatifs. On peut en conclure qu'il existe une relation (quasi-) monotone entre les différents capteurs. Ceux-ci réagissent donc dans le même sens, mais pas nécessairement avec la même amplitude.

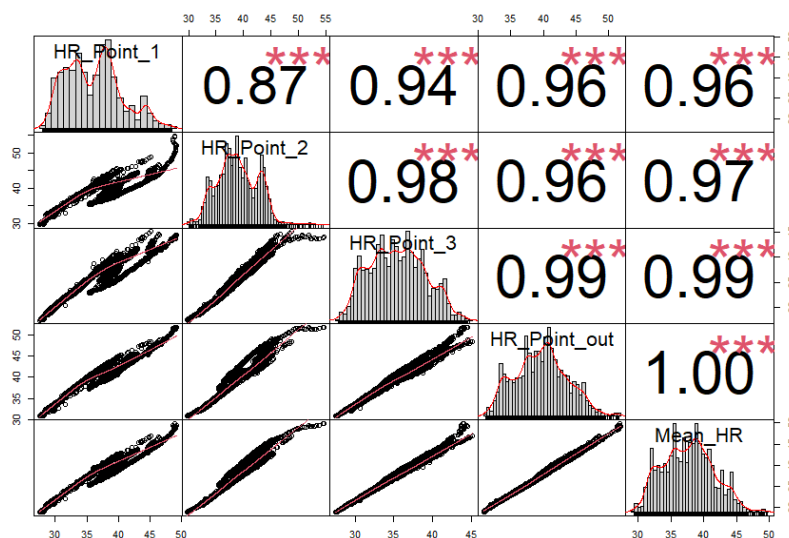


FIGURE 8.10 – Nuages de points, distributions et coefficients de corrélation de Spearman entre les différents capteurs d'humidité relative

Les calculs de l'incertitude via l'équation 6.2, et des écart-moyens des capteurs via l'équation 6.3 ont été réalisés individuellement pour chacune des séquences et l'ensemble des données récoltées sur les trois séquences. Les différents résultats sont repris dans le Tableau 8.4.

TABLE 8.4 – Tableau reprenant les incertitudes (U_{bs}) et écarts-moyens (EM) par rapport à la moyenne, calculés via l'inter-comparaison des capteurs d'HR pour chacune des séquences et leur combinaison

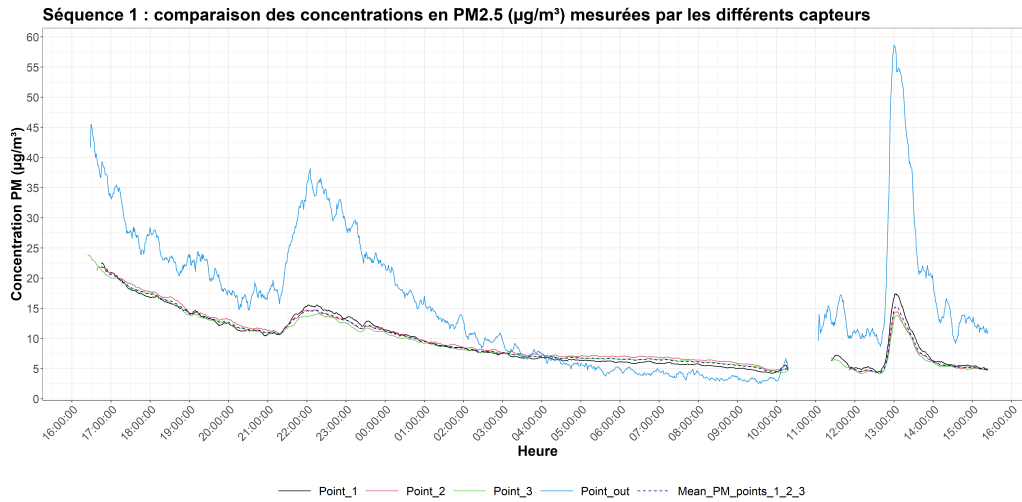
	Séquence 1	Séquence 2	Séquence 3	Combinaison des séquences
EM Point_ 1 (%)	2,22	0,69	2,52	1,70
EM Point_ 2 (%)	1,91	0,53	1,53	1,51
EM Point_ 3 (%)	1,99	2,58	2,25	2,11
EM Point_ out (%)	2,30	2,15	1,50	2,12
U_{bs} (%)	$\pm 1,33$	$\pm 1,27$	$\pm 0,68$	$\pm 1,24$

Par soucis de significativité, une plus grande attention sera portée aux valeurs obtenues suite à la combinaison de toutes les données des trois séquences (à savoir 3897 mesures pour chaque capteurs). Les valeurs des écarts-moyens des différents capteurs par rapport à la moyenne de tous est comprise entre 1,51 et 2,12. La justesse absolue du capteur renseignée par le fournisseur étant de $\pm 3\%$, aucune correction n'est nécessaire sur les capteurs d'humidité relative.

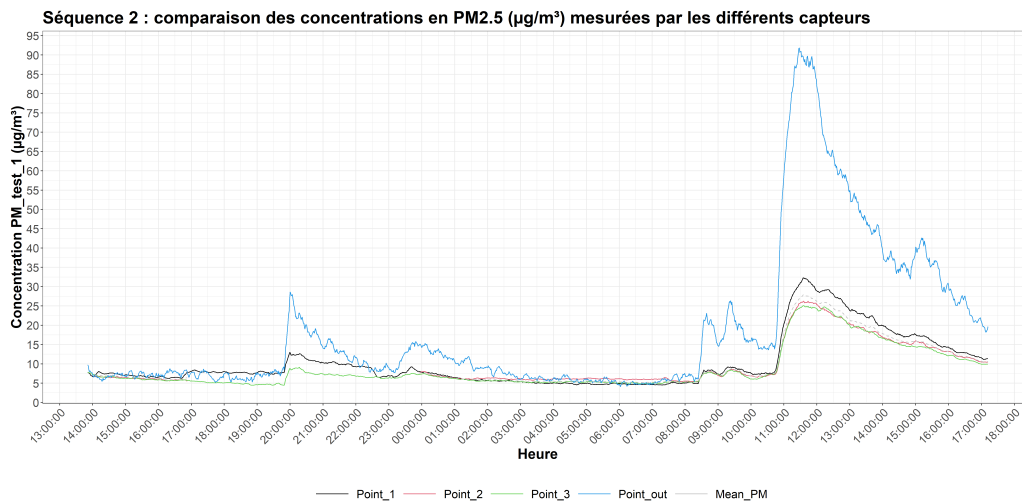
8.2.3 Inter-comparaison des capteurs de PM

De la même manière que l'inter-comparaison des capteurs d'humidité, celle des capteurs de PM (et en particulier de $PM_{2.5}$) a été réalisée à la suite de trois séquences de mesures. La Figure 8.11 présente les séries temporelles de ces trois séquences. Sur cette Figure 8.11, on constate que les mesures du capteur "Point_ out" diffèrent assez fortement de celles des autres capteurs, qui elles semblent relativement proches les unes des autres. Cela apparaît également pour la séquence 3, pour laquelle deux capteurs supplémentaires ont été ajoutés. De manière générale, on observe que le capteur "Point_ out" a tendance à surestimer les concentrations lorsque celles-ci sont supérieures à $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Notons toutefois une exception lors de la séquence 1 (entre 4h et 10h), durant laquelle ce capteur sous-estime les concentrations mesurées par les autres capteurs, ainsi qu'une coupure inattendue des mesures peu après 10h, pour cette même séquence.

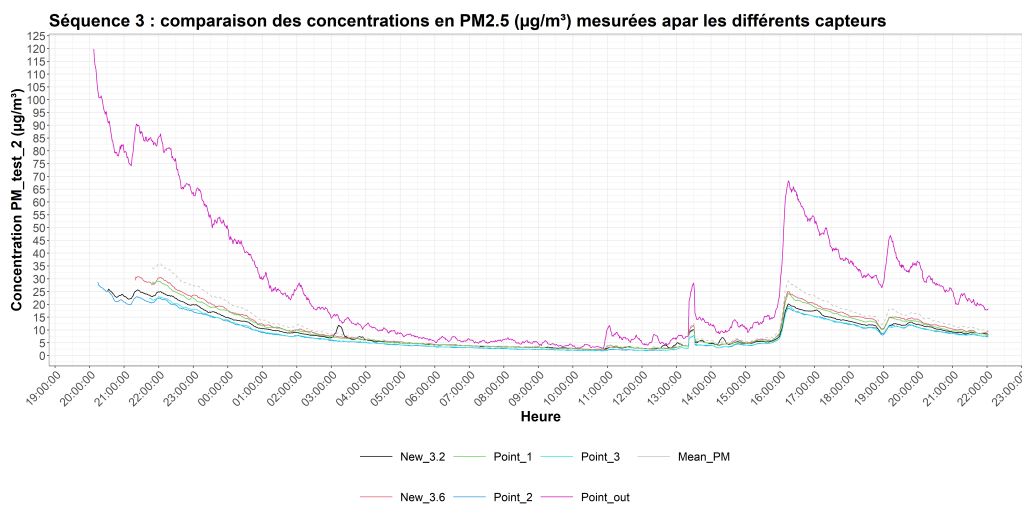
Puisque le capteur "Point_ out" paraît défectueux, il ne sera pas utilisé pour calculer la moyenne entre les capteurs qui servira de "mesure de référence" pour le calcul de l'incertitude et des écarts-moyens. Pour les séquences 1 et 2, nous utiliserons les trois autres capteurs pour le calcul de cette moyenne. Pour la séquence trois, nous utiliserons ces trois capteurs en plus des deux nouveaux. Cependant, les calculs d'incertitude et d'écarts-moyens n'ont pas été réalisés en tenant compte de ces capteurs lorsque l'on considère l'ensemble des données récoltées (à savoir, 3930 mesures pour chaque capteur).



(a) Séquence 1



(b) Séquence 2



(c) Séquence 3

FIGURE 8.11 – Séries temporelles des séquences de mesures d'inter-comparaison des capteurs de PM_{2.5} : (a) séquence 1, (b) séquence 2, (c) séquence 3.

Lorsque l'on compare les boxplots présentés en Figure 8.12, on remarque directement un écart des mesures du capteur "Point_out" par rapport aux autres capteurs, qui eux présentent une distribution similaire. Cela confirme, bien que clairement visible sur la Figure 8.11, la surestimation générale des concentrations mesurées par le capteur "Point_out". Pour rappel, la moyenne est calculée sans tenir compte de ce capteur défectueux. Il est donc normal que celle-ci présente une distribution très proche des autres capteurs.

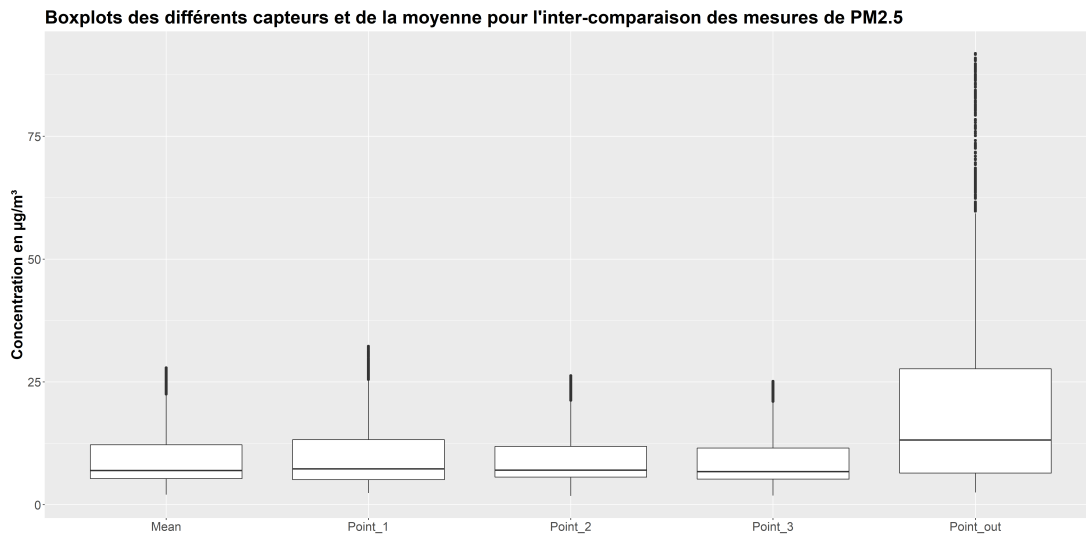


FIGURE 8.12 – Boxplots des différents capteurs de $PM_{2.5}$ réalisés en combinant les trois séquences de mesures

Les coefficients de corrélation de Spearman illustrés en Figure 8.13 sont globalement bons et significatifs. Pour les corrélations entre les trois premiers capteurs, ils varient entre 0,96 et 0,99, alors que ceux issus de la comparaison avec le capteur défectueux ("Point_out") sont compris entre 0,81 et 0,90. Lorsque les capteurs sont comparés à la moyenne, les coefficients obtenus sont compris entre 0,89 et 1. Même le capteur défectueux présente une bonne corrélation avec la moyenne (coefficient de 0,89). Cependant, ce coefficient ne reflète pas les écarts dans les mesures, puisqu'il ne considère que la relation monotone entre les variables.

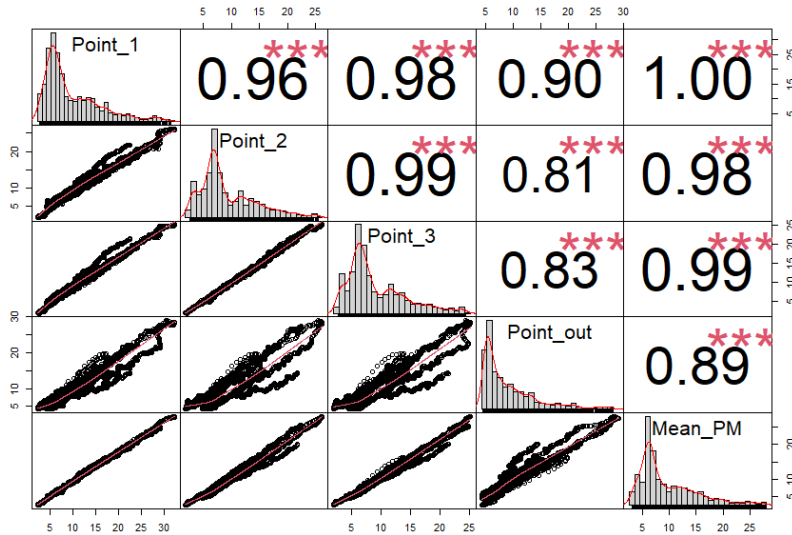


FIGURE 8.13 – Nuages de points, distributions et coefficients de corrélation de Spearman entre les différents capteurs d’humidité relative

Le Tableau 8.5 reprend les écarts-moyens de chacun des capteurs et l’incertitude standard calculés pour chacune des séquences et leur combinaison.

TABLE 8.5 – Tableau reprenant les incertitudes (U_{bs}) et écarts-moyens (EM) par rapport à la moyenne, calculés via l’inter-comparaison des capteurs de $PM_{2,5}$ pour chacune des séquences et leur combinaison

	Séquence 1	Séquence 2	Séquence 3	Combinaison des séquences
EM Point_ 1 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,38	0,95	0,79	0,86
EM Point_ 2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,27	0,52	1,09	0,49
EM Point_ 3 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,23	0,57	0,97	0,45
EM Point_ out ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	7,27	11,4	14,7	11,5
U_{bs} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	$\pm 5,95$	$\pm 11,05$	$\pm 9,20$	$\pm 10,17$

La justesse du capteur annoncée par le fournisseur pour cette gamme de mesure ($0 - 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est de $\pm 15 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Les écarts-moyens calculés ici sont donc compris dans cet intervalle. L’écart-moyen du capteur "Point_ out" est nettement plus important que les autres capteurs, ce qui est normal puisque ce dernier n’a pas été pris en compte pour le calcul de la moyenne. En considérant l’écart-moyen de ce capteur et l’incertitude calculée, par rapport à la gamme de mesures réalisées par les autres capteurs (de 0 à environ $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$), ceux-ci ont été jugés trop important. Une correction des mesures réalisées par le capteur "Point_ out" sera donc effectuée.

Cette correction sera réalisée par l’application de l’équation de la droite de régression orthogonale entre les mesures du capteur "Point_ out" et la moyenne des autres capteurs. La Figure 8.14 reprend le nuage de points, la droite de régression orthogonale et son équation. C’est donc cette dernière qui sera appliquée aux valeurs mesurées par le capteur défectueux.

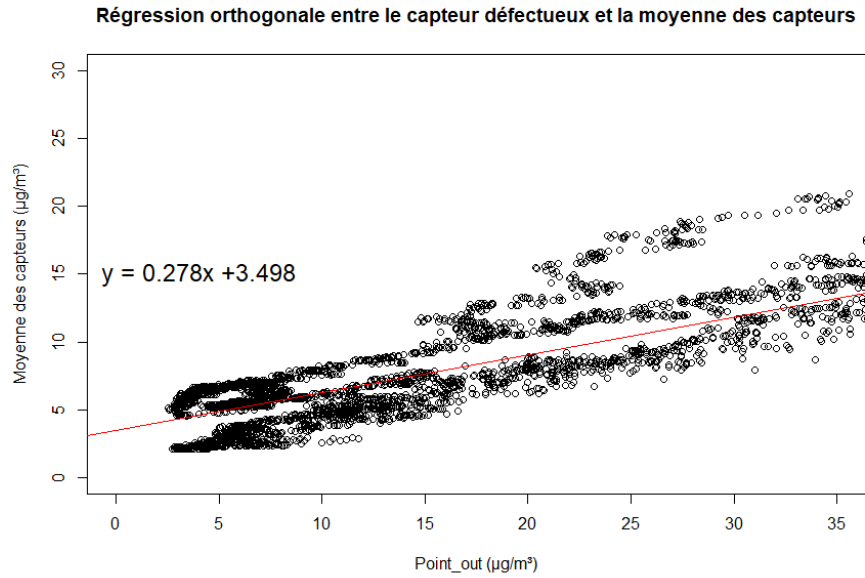
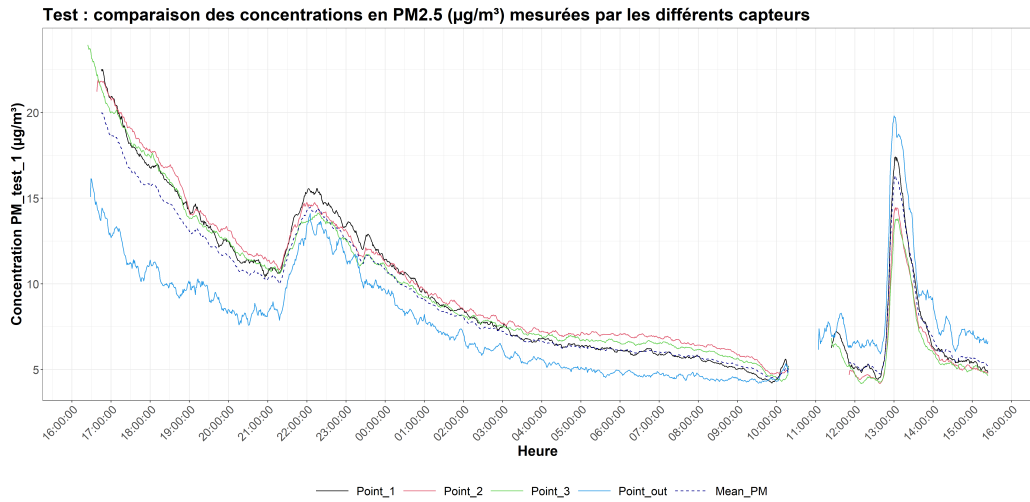
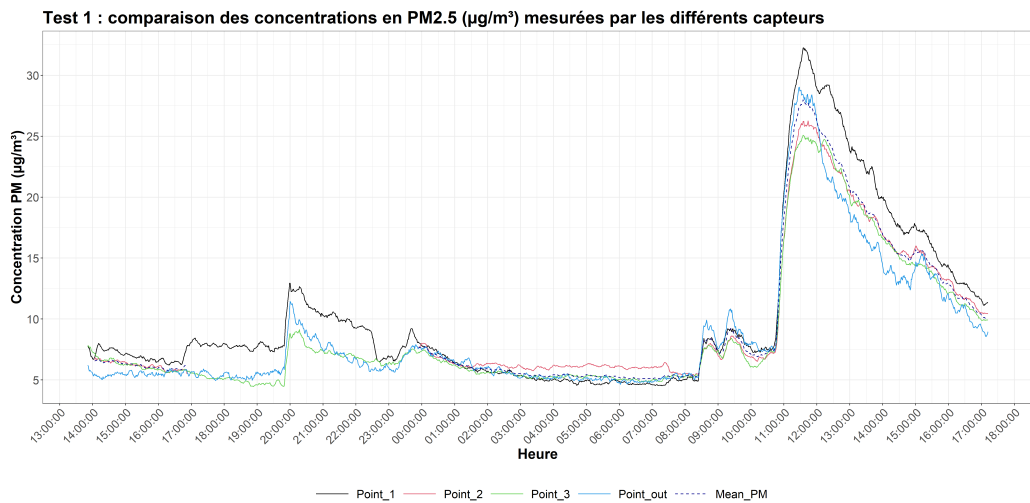


FIGURE 8.14 – Régression orthogonale entre le capteur défectueux et la moyenne des autres capteurs

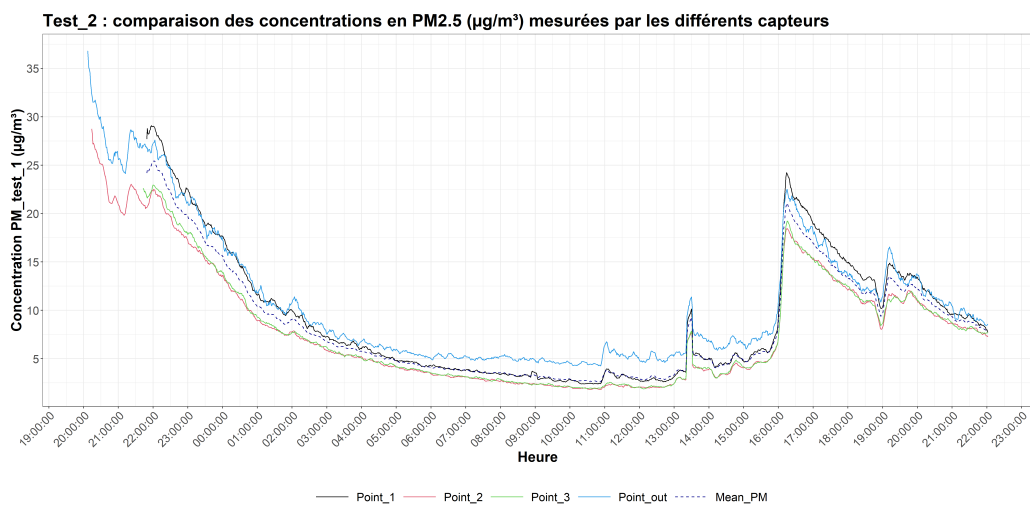
La Figure 8.15 reprend les séries temporelles des différentes séquences, après application de la correction sur les valeurs du capteur "Point_out".



(a) Séquence 1



(b) Séquence 2



(c) Séquence 3

FIGURE 8.15 – Séries temporelles des séquences de mesures d'inter-comparaison des capteurs de PM_{2.5} après correction des valeurs du capteur défectueux : (a) séquence 1, (b) séquence 2, (c) séquence 3.

Visuellement, on constate bien l'impact positif de cette correction sur les mesures du capteur "Point_out", bien qu'à présent, ce capteur semble légèrement sous-estimer les concentrations pour la première séquence. Afin d'observer cet impact de manière chiffrée, les écarts-moyens de chacun des capteurs (EM) et l'incertitude (U_{bs}) ont été recalculés. La moyenne des capteurs utilisée est à présent calculée par rapport aux trois capteurs "fonctionnels" ainsi qu'aux valeurs corrigées du capteur "défectueux". Les coefficients de concordance de Lin (CCC) ont également été calculés avant et après la correction. Tous ces résultats sont repris dans le Tableau 8.6.

TABLE 8.6 – Tableau reprenant les valeurs clés de l'inter-comparaison des capteurs de $PM_{2,5}$, avant et après correction sur l'ensemble des données.

	Avant correction	Après correction
EM Point_1 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,86	0,79
EM Point_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,49	0,85
EM Point_3 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,45	0,71
EM Point_out ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	11,5	1,35
U_{bs} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	$\pm 10,17$	$\pm 0,97$
CCC Point_1	0,979	0,979
CCC Point_2	0,992	0,981
CCC Point_3	0,993	0,986
CCC Point_out	0,379	0,949

Bien que l'écart-moyen des capteurs "Point_1" et "Point_2" augmentent légèrement, une nette réduction de l'écart-moyen du "Point_out" et de l'incertitude peut être remarquée. Il est toutefois important de garder en tête que ces valeurs n'ont pas été calculées par rapport à une moyenne des mêmes capteurs, puisqu'avant la correction, seuls les capteurs "fonctionnels" étaient utilisés pour le calcul de celle-ci, et qu'après, tous les capteurs (dont le "corrigé") le sont. Cela justifie l'augmentation de l'écart-moyen dans certains cas. De manière générale, après correction, tous les capteurs présentent une concordance significative par rapport à la moyenne, puisqu'ils sont compris entre 0,949 et 0,986 (cf Tableau 6.1).

8.3 Campagne de mesures dans l'appartement

Lors de cette campagne de mesure, les capteurs étaient rassemblés par paire à quatre point de mesures : deux dans la première pièce ("Point_1" et "Point_2"), un dans la deuxième ("Point_3") et le dernier à l'extérieur ("Point_out"). Cependant, un des capteurs situé au Point_3 a subi un problème technique lors du premier scénario et n'a plus été utilisé par la suite. Pour les instruments "Antilopes", certains ont été soumis à plusieurs coupures intempestives durant les différents scénarios. Lors de ces scénarios, les événements potentiellement perturbateurs ont été répertoriés. Il s'agit des heures de cuisine ("cuisine"), d'ouverture de la porte d'entrée de l'appartement ("ouverture porte", cette porte ne peut être considérée par le modèle) et l'ouverture de la porte fenêtre ("ouverture fenêtre", cette porte-fenêtre fait office de porte donnant sur l'extérieur dans la paramétrisation du modèle).

Rappelons que les données issues des capteurs de BC ont été traitées avec l'algorithme "ONA" et qu'une moyenne glissante centrée sur dix valeurs a été appliquées. Les données provenant des instruments "Antilopes" ont elles-aussi été lissées par l'application d'une moyenne glissante.

8.3.1 Analyse des séries temporelles

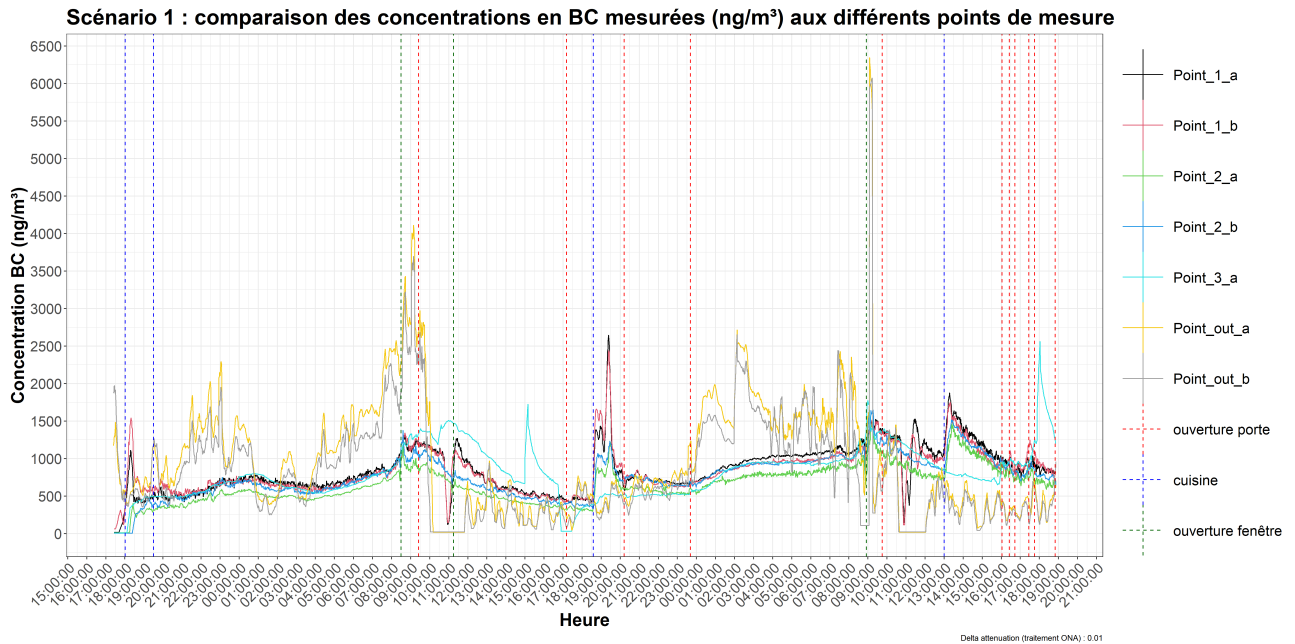
Bien que les gammes de concentration mesurées à l'extérieur varient d'un scénario à l'autre, cette partie cherche à comparer visuellement les différents scénarios. Cela permettra d'émettre diverses hypothèses quant au transfert de BC de l'extérieur vers l'intérieur et l'influence des paramètres que l'on fait varier (ouverture des portes).

Les Figures 8.16 et 8.17 montre respectivement les séries temporelles des scénarios pour lesquels la porte entre les deux pièce était fermée ("Scénario 1" et "Scénario 4"), et ceux pour lesquels elle était ouverte ("Scénario 2" et "Scénario 3").

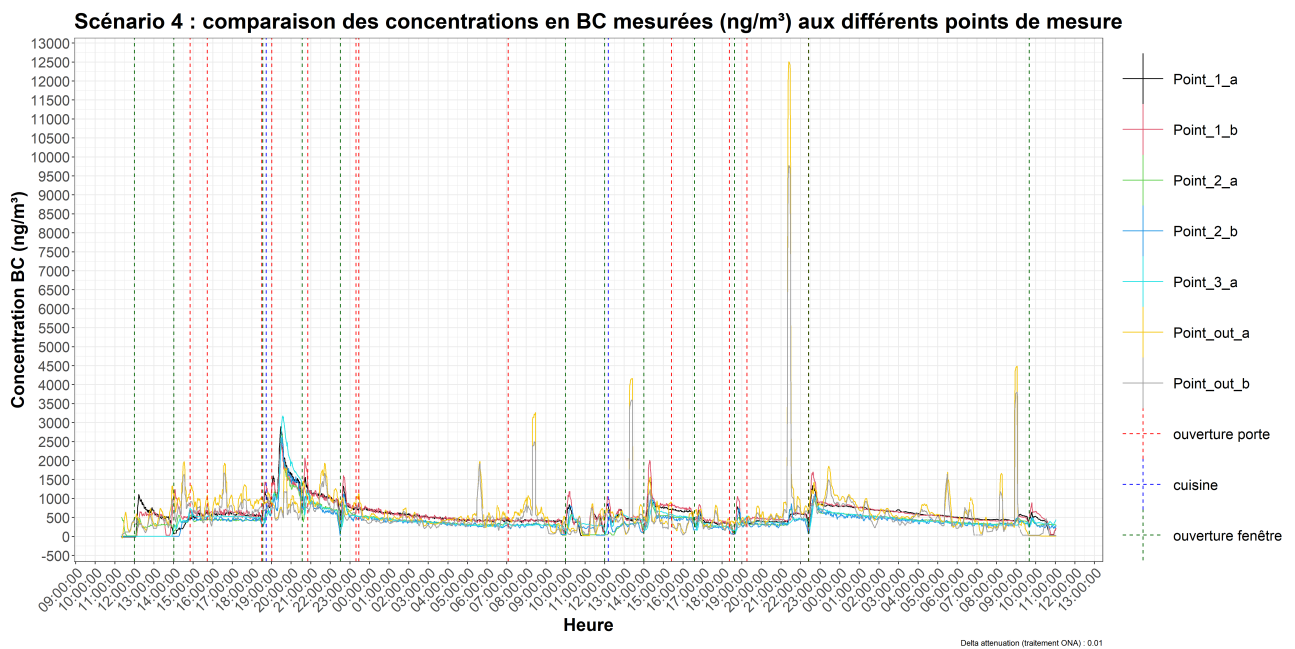
Les séquences de mesure de cette campagne en appartement présentent les mêmes gammes de concentrations que celles réalisées en magasin. Que la porte entre les deux pièces soit ouvert ou fermée, on remarque que les concentrations des deux pièces se suivent relativement bien de manière générale, même si l'on observe parfois des pics pour le "Point_3", sans qu'il y ait pour autant des variations de concentration à l'extérieur. Ceci pourrait être du à l'influence de la porte d'entrée de l'appartement (donnant sur la cage d'escalier de l'immeuble), située à coté de ce point de mesure.

De manière générale, l'ouverture de la fenêtre se traduit par une baisse instantanée des concentrations, pour remonter ensuite. Les périodes de cuisine ont une influence marquée sur les concentrations mesurées. On constate que lors des périodes de cuisine, il y a une augmentation des concentrations de BC mesurées (du moins lorsqu'il y a eu cuisson), qui n'est pas due à une variation des concentration extérieure.

Les concentrations mesurées à l'intérieur sont très proches de celles mesurées à l'extérieur. Cependant, on constate que des variations brusques des concentrations extérieures n'ont pas ou peu d'influence sur les concentrations intérieures. Cela pourrait s'expliquer par l'absence de ventilation dans les pièces. De manière générale, les variations des concentrations intérieures semblent toujours liées à un évènement (en particulier la cuisine ou l'ouverture de la fenêtre). Cela suggère que les échanges d'air par infiltration sont faibles. On constate toutefois des augmentations plus étendues lorsque il n'y a pas d'influence d'évènement particulier, mais que les concentrations extérieures subissent également une augmentation globale sur plusieurs heures. Cela provient dès lors de l'infiltration, ce qui permet de suggérer que les évènements comme la cuisine ou l'ouverture de la fenêtre ont une influence à court terme (variation brusque des concentrations), alors que l'infiltration aura une influence à plus long terme sur les concentrations, pour autant que les concentrations extérieures soient plus importantes.

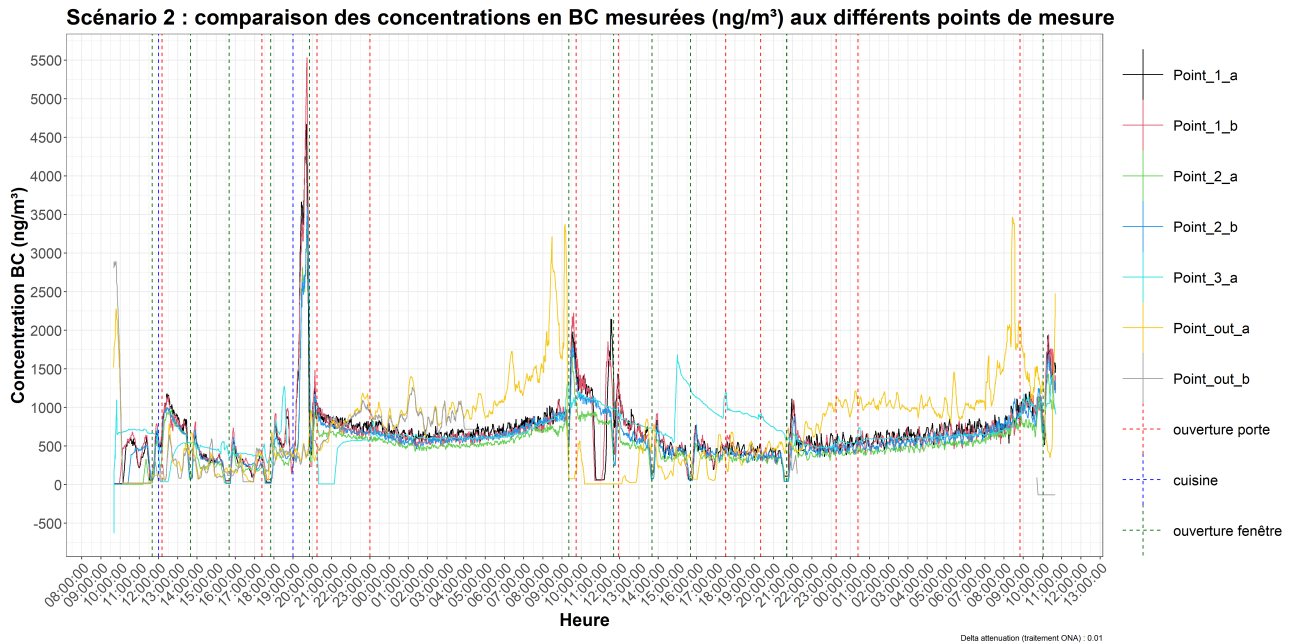


(a) Scénario 1 : porte entre les pièces fermée et ouverture de la fenêtre évitée au maximum

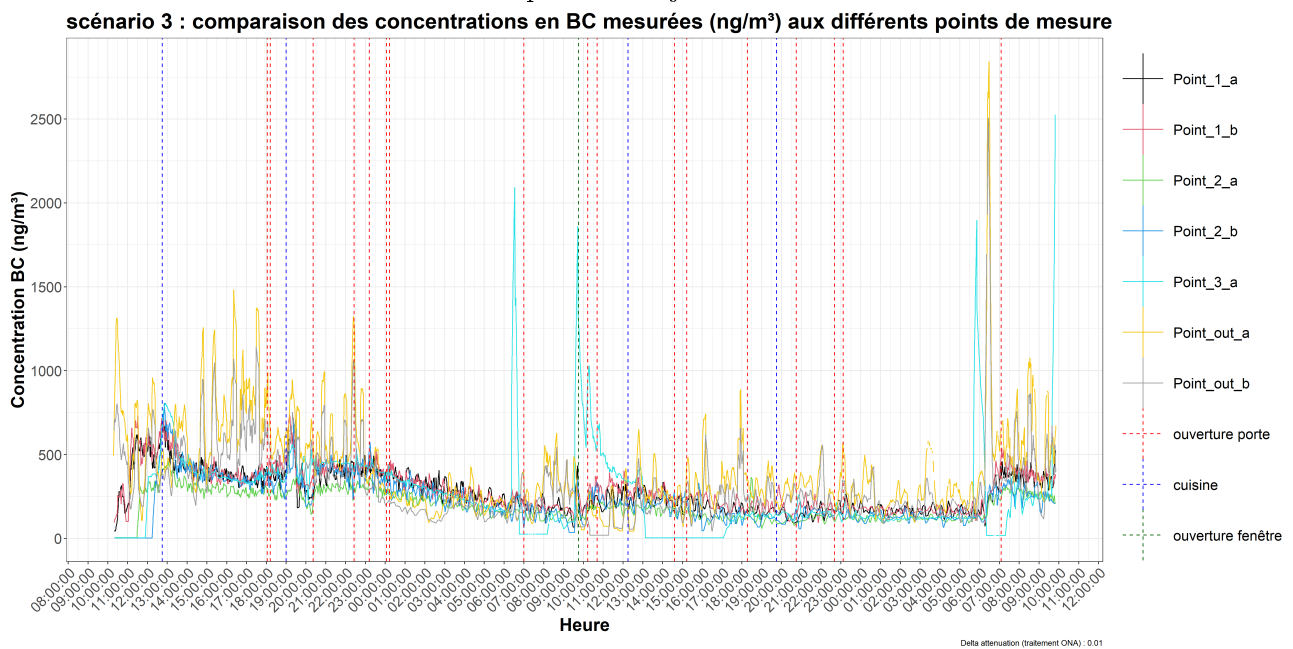


(b) Scénario 4 : porte entre les pièces fermée et ouverture de la fenêtre toutes les deux heures pendant la journée.

FIGURE 8.16 – Séries temporelles des séquences de mesures des Scénario 1 (a) et Scénario 4 (b).



(a) Scénario 2 : porte entre les pièces ouverte et ouverture de la fenêtre toutes les deux heures pendant la journée.



(b) Scénario 3 : porte entre les pièces ouverte et ouverture de la fenêtre évitée au maximum.

FIGURE 8.17 – Séries temporelles des séquences de mesures des Scénario 2 (a) et Scénario 3 (b).

Pour chaque point de mesure et chaque scénario, une comparaison des séries temporelles des concentrations de BC et de PM_{2.5}, d'humidité relative et de pression a été effectuée. Le but était d'une part de comparer la réponse des concentrations en BC et en PM_{2.5} aux mêmes événements, et d'autre part, d'établir visuellement si des variations d'humidité relative ou de pression pourraient être utilisées comme indicateur de variations de BC ou PM_{2.5}. La Figure 8.18 reprend un exemple de graphique réalisé pour cette comparaison visuelle. Il est représentatif des différents cas envisagés (chaque point pour chaque scénarios), pour lesquels les graphes sont repris en Annexe 5. Notons que pour le deuxième

scénario, les instruments "Antilopes" situés au "Point_ 2" et au "Point_ 3" n'ont pas fonctionné correctement. Les données récoltées par ces capteurs lors de ce scénario ne sont donc pas considérées pour la suite de ce travail.

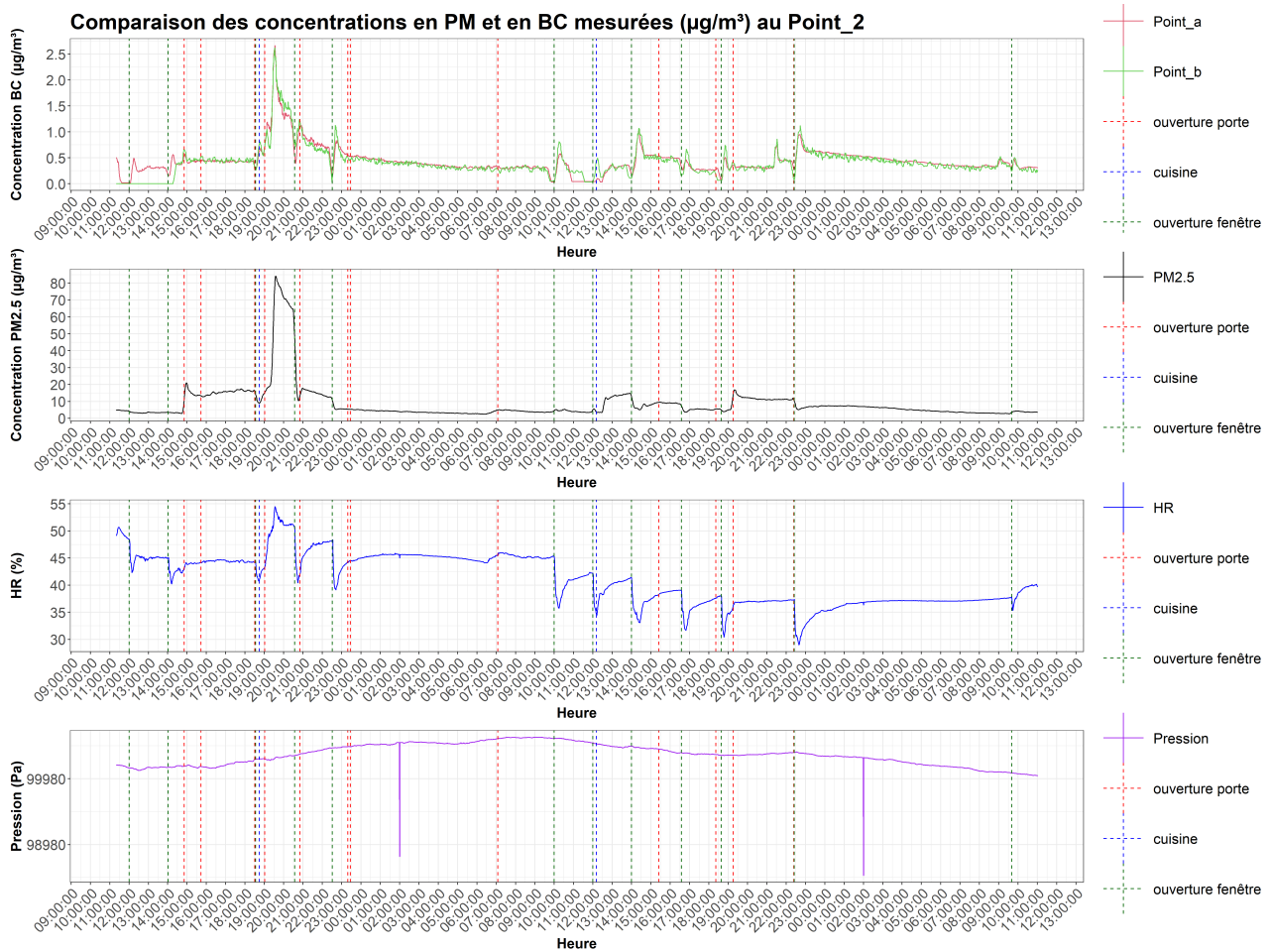


FIGURE 8.18 – Comparaison des variations de BC, de PM_{2.5}, d'humidité relative et de pression pour le "Point_ 2" lors du quatrième scénario.

La Figure 8.18 montre que les concentrations de BC et de PM_{2.5} sont généralement liées. En effet, on constate qu'une augmentation de la concentration de BC est généralement accompagnée d'une augmentation de PM_{2.5}. Cependant, cela n'est pas systématique puisque l'on constate des pics de BC que l'on ne retrouve pas sur la courbe de PM_{2.5}. Cela peut paraître surprenant, le BC faisant par définition partie des PM_{2.5}. Cela suggère que la proportion de BC par rapport au PM_{2.5} n'est pas suffisante pour qu'une augmentation de sa concentration impacte significativement la concentration en PM_{2.5}. Il sera dès lors intéressant d'estimer la proportion de BC dans les PM_{2.5}.

Pour ce qui est de l'humidité relative, on constate également une réaction simultanée au variation de la concentration de BC. Cependant, il est plus que probable que les variations d'humidité relative soient liées aux évènements (ouverture de porte et cuisine) plutôt qu'aux concentrations de BC en elles-même. Cela se confirme par le fait que l'on observe pas une telle liaison entre l'humidité relative et les concentrations en BC à l'extérieur. C'est pourquoi nous n'irons pas plus loin dans l'analyse de la liaison entre l'humidité relative et les concentrations de BC, dans le cadre de ce travail. Il est toutefois

intéressant de noter que ces variations d'humidité pourraient servir d'indicateurs d'évènements pouvant causer des variations des concentrations de BC à l'intérieur. La pression, quant à elle, ne semble pas soumise à des variations liées aux concentrations de BC. Les chutes de pression observées sur la Figure 8.18 semblent dues à l'appareillage.

8.3.2 Analyse de la liaison entre les concentrations de BC et de PM_{2,5}

Comme énoncé précédemment, les concentrations de BC et de PM_{2,5} semblent liées. Afin d'analyser cette liaison, les coefficients de corrélation de Spearman³ ont été calculés pour chacun des points, lors de chaque scénario. Les concentrations de BC considérées pour chaque point sont en fait la moyenne des deux capteurs situés en ce point (excepté pour le "Point_ 3" où seul un capteur était fonctionnel). Le Tableau 8.7 reprend les différents résultats obtenus. Tous les tests réalisés ici sont significatifs. Les instruments "Antilopes" du "Point_ 2" et du "Point_ 3" ayant été défectueux lors du deuxième scénario, les coefficients n'ont pas pu être calculés. Il en est de même pour le "Point_ 3" lors du troisième scénario.

TABLE 8.7 – Tableau reprenant les résultats des tests de corrélation de Spearman entre les concentrations de BC et de PM_{2,5}

	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	Scénario 4
Point_ 1	0,28	0,12	0,37	0,39
Point_ 2	0,37	NA	0,35	0,54
Point_ 3	0,18	NA	NA	0,68
Point_ out	0,21	0,16	0,08	-0,31

Le Tableau 8.7 indique des coefficients de corrélation insatisfaisant en général (compris entre -0,31 et 0,68). Une étude réalisée par Gong et al en 2015 à Wuhan indiquait une forte corrélation entre les concentrations en BC et en PM_{2,5}, surtout pour les périodes automnale et estivale où la composition des aérosols est considérée comme stable [33]. Il est dès lors assez surprenant de constater des écarts aussi important des coefficients de corrélation entre différents points et différents scénarios. Cela dit, durant les divers scénarios, les périodes de cuisine peuvent être considérées comme des périodes où les concentrations en BC et en PM_{2,5} sont influencées par des sources internes. Cela aura alors un impact sur la composition des PM_{2,5}, et leur proportion de BC. Les changements de paramètres entre les différents scénarios (ouverture des portes) pourraient également avoir une influence non négligeable sur les variations de concentrations en BC et en PM_{2,5}, et donc sur le coefficient de corrélation de Spearman. En effet, une augmentation de BC n'implique pas spécialement une augmentation de PM_{2,5} si par exemple, la concentration d'autres particules composant les PM_{2,5} chute au même moment. Les coefficients de corrélations sur les mesures extérieures sont à priori exempts de ces influences, mais plutôt dépendant de paramètres extérieurs inconnus (trafic, fumée de cigarette sous le capteur, etc.). La valeur négative obtenue pour le scénario 4 à l'extérieur est inattendue.

Le Tableau 8.8 reprend les proportions moyennes de BC dans les PM_{2,5} pour chaque point lors de chaque scénario. Celles-ci sont simplement la moyenne des rapports des concentrations de BC sur les

3. Ce coefficient a été préféré car nous ne sommes pas toujours dans le cas d'une distribution normale.

concentrations de $PM_{2,5}$ pour la séquence de mesure.

TABLE 8.8 – Tableau reprenant les proportions moyennes de BC dans les $PM_{2,5}$

	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	Scénario 4
Point_ 1	11,1%	8,5%	2,9%	4,9%
Point_ 2	9,4%	NA	3,8%	6,8%
Point_ 3	10,7%	NA	NA	6,4%
Point_ out	6,5%	6,3%	2,6%	6,4%

Le Tableau 8.8 indique des proportions de BC dans les $PM_{2,5}$ comprises entre 2,6 et 11,1%. Les différences de proportion d'un scénario à l'autre sont, au moins partiellement, dues à des proportions différentes dans l'air extérieur. Des proportions supérieures dans l'air intérieur indique bien la présence de sources internes de BC (cuisine). Notons qu'il s'agit ici des proportions moyennes, mais que les coefficients de corrélation sont influencés également par des changements brusques de la composition de $PM_{2,5}$

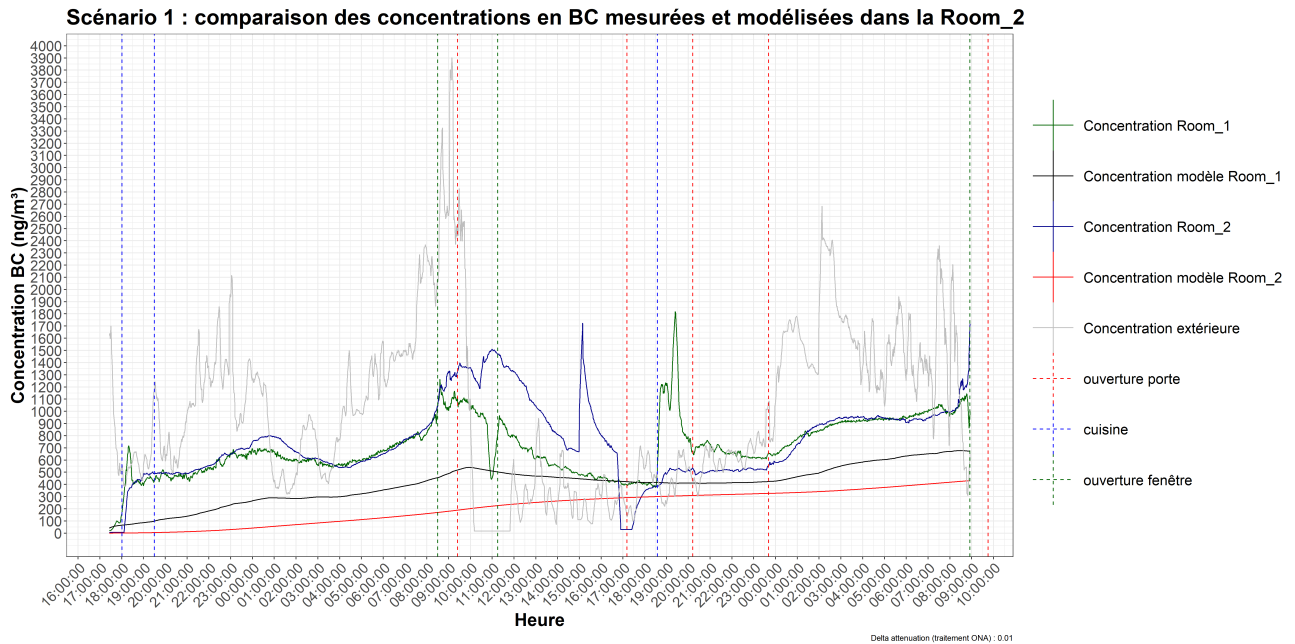
8.3.3 Évaluation du modèle

Analyse visuelle

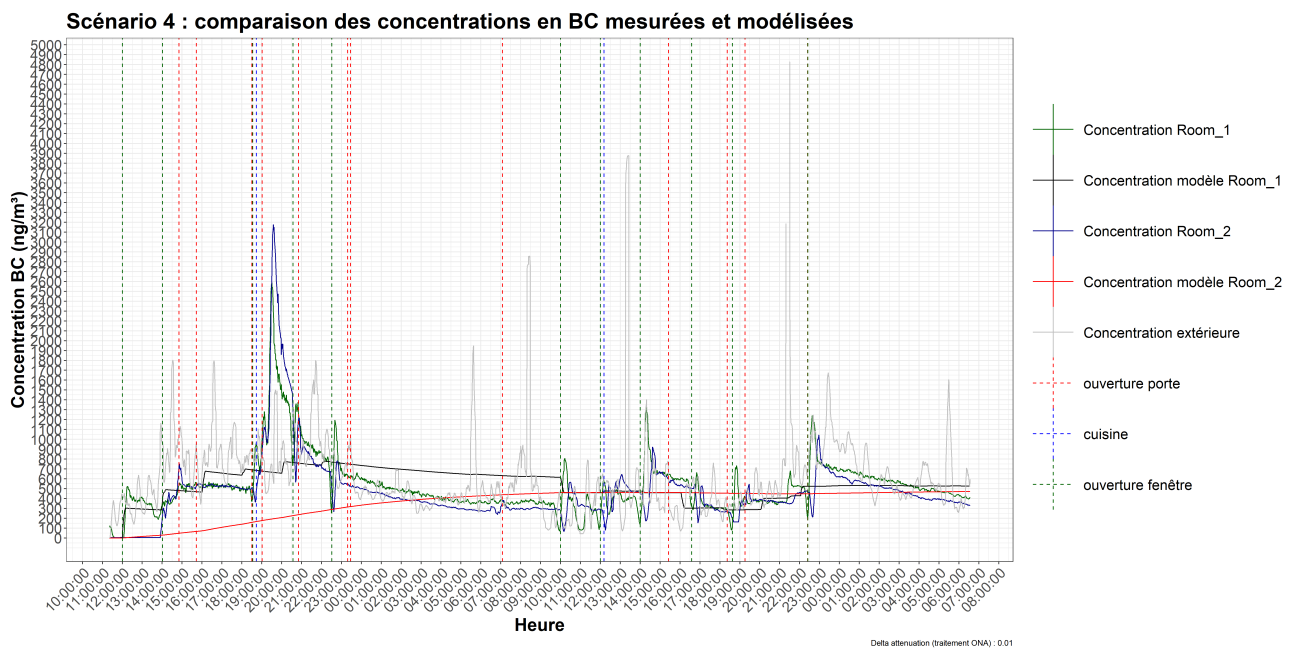
Les Figures 8.19 et 8.20 permettent une première interprétation visuelle quant à la qualité de prédiction du modèle pour les scénarios 1 et 4 (porte entre les pièces fermée) et les scénarios 2 et 3 (porte entre les pièces ouverte), respectivement.

Le premier élément marquant à les vue des Figures 8.19 et 8.20 est l'allure relativement lisse des courbes. On constate toutefois l'influence de l'ouverture de la fenêtre sur le modèle dans le cas des scénarios 2 et 4. Lorsque la porte entre les pièces est ouverte, les concentrations modélisées s'équilibrent dès le début. Bien que les concentrations prédites par le modèle semblent suivre la tendance générale dans tous les scénarios, celles-ci ne sont quasi pas influencées par les variations de concentrations extérieures, contrairement aux simulations réalisées pour les magasins. Cela permet de supposer que le modèle, de façon générale, surestime l'influence de la ventilation mécanique (puisque'il n'y a pas de système de ventilation dans l'appartement), et sous-estime l'influence de la ventilation naturelle et de l'infiltration sur les fluctuations des concentrations intérieures, dues aux fluctuations extérieures.

D'autres part, le modèle ne considère pas les sources intérieures potentielles, et ne peut donc en aucun cas prédire des concentrations proches de celles obtenues suite à une période de cuisine par exemple. Notons également que les concentrations intérieures sont relativement faibles (généralement $<2\mu\text{g}/\text{m}^3$) pour les quatre scénarios, et que les concentrations extérieures pour les scénarios 3 et 4 sont du même ordre de grandeur. Cela pourrait représenter une limite du modèle.

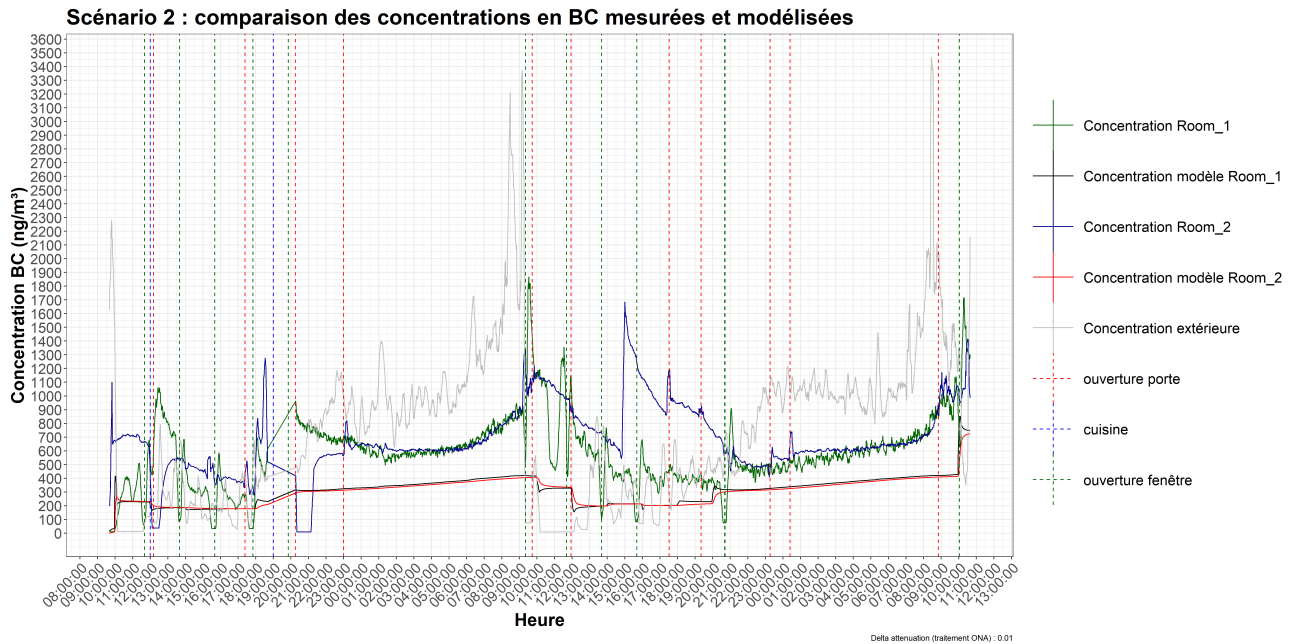


(a) Scénario 1 : porte entre les pièces fermée et ouverture de la fenêtre évitée au maximum

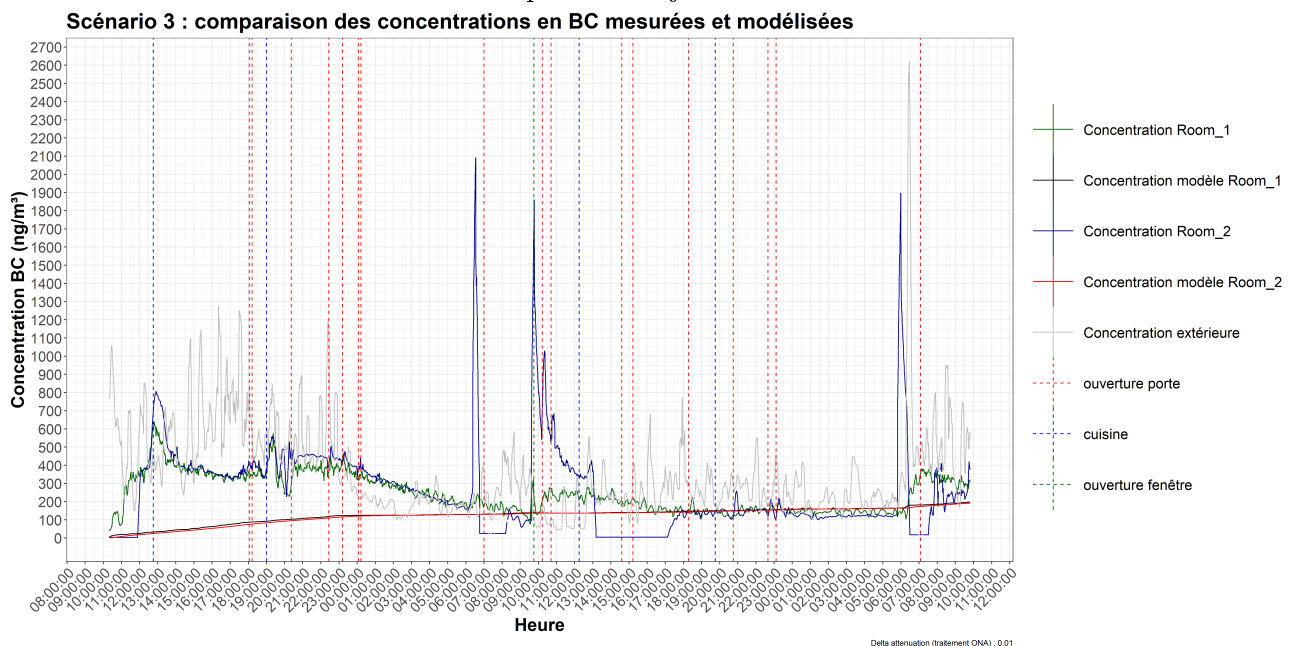


(b) Scénario 4 : porte entre les pièces fermée et ouverture de la fenêtre toutes les deux heures pendant la journée.

FIGURE 8.19 – Comparaison entre les concentrations de BC mesurées et modélisées pour le Scénario 1 (a) et le Scénario 4 (b).



(a) Scénario 2 : porte entre les pièces ouverte et ouverture de la fenêtre toutes les deux heures pendant la journée.



(b) Scénario 3 : porte entre les pièces ouverte et ouverture de la fenêtre évitée au maximum.

FIGURE 8.20 – Comparaison entre les concentrations de BC mesurées et modélisées pour le Scénario 2 (a) et le Scénario 3 (b).

Approche mathématique

Nous utiliserons ici les mêmes indicateurs que ceux utilisés lors de l'évaluation du modèle pour la campagne de mesure en magasins. Le Tableau 8.9 reprend les différents résultats obtenus.

TABLE 8.9 – Tableau reprenant les valeurs-clés de l'évaluation du modèle pour la campagne en magasin

	Moyenne des écarts ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Coef. de cor. de Spearman	RMSE ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Scénario 1 "Room_ 1"	0,304	0,66	0,347
Scénario 1 "Room_ 2"	0,529	0,36	0,610
Scénario 2 "Room_ 1"	0,271	0,59	0,342
Scénario 2 "Room_ 2"	0,383	0,31	0,454
Scénario 3 "Room_ 1"	0,121	-0,61	0,178
Scénario 3 "Room_ 2"	0,139	-0,43	0,292
Scénario 4 "Room_ 1"	-0,009	0,44	0,260
Scénario 4 "Room_ 2"	0,115	NS*	0,401

* Test Non significatif

De manière générale, le modèle a tendance à sous-estimer les concentrations pour l'ensemble des scénarios, à l'exception de la "Room_ 1" lors du scénario 4. Les coefficients de corrélation obtenus pour le troisième scénario étant négatifs, cela indique que le modèle n'est pas adapté à cette situation, l'objectif étant d'avoir un coefficient de corrélation le plus proche possible de 1. Les autres coefficients de corrélation sont eux-aussi insatisfaisants. Les différents RMSE obtenus sont du même ordre de grandeur que ceux obtenus lors de la campagne en magasins, pour une même gamme de concentrations mesurées. L'interprétation des chiffres obtenus ici n'est pas aisée, puisqu'ils sont influencés négativement par des concentrations intérieures issues (partiellement) de sources internes, que le modèle ne sait pas considérer. L'influence de ces sources internes étant elle-même difficilement quantifiable, et probablement variable d'un scénario à l'autre, comparer ces chiffres entre eux n'aurait pas beaucoup de sens.

8.4 Influences de quelques paramètres sur la réponse du modèle

Dans cette partie, l'influence de quatre paramètres sera discutée. Les paramètres en question sont : le volume de la pièce, le débit de ventilation, la surface d'infiltration ainsi que la largeur de la porte. Le choix de ces paramètres a été réalisé afin de rendre compte de la considération de l'influence des caractéristiques du bâtiment, de la ventilation mécanique, de l'infiltration et de la ventilation naturelle, respectivement. Pour ce faire, le paramétrage du magasin "J& Joy", pour la séquence du 24 et 25 août 2017, sera considéré comme paramétrage de référence. Pour étudier l'influence d'un paramètre, un coefficient sera appliqué au paramètre de référence, en maintenant les autres paramètres constants. Les coefficients appliqués sont respectivement : 0,1 ; 0,2 ; 0,5 ; 1 ; 2 ; 5 ; 10. Il est évident que dans certains cas, une valeur de paramètre soit improbable, par exemple pour la largeur de la porte. Cela n'est pas très important, le but étant d'appréhender comment une variation du paramètre influence la concentration prédite par le modèle. Notons que pour cette analyse, seules les concentrations prédites pour la "Room_ 1" seront comparées. Pour rappel, les paramètres de référence utilisés sont :

- Volume de la pièce : 396 m^3 ;
- Débit de ventilation : $0,132 \text{ kg/s}$;
- Surface d'infiltration : $0,01 \text{ m}^2$;
- Largeur de la porte : 4 m ;

8.4.1 Influence du volume de la pièce

La Figure 8.21 permet d'appréhender visuellement l'influence du volume sur la réponse du modèle. Elle permet de constater qu'au plus le volume de la pièce est réduit, au plus les concentrations intérieures sont influencées par les concentrations extérieures. Cela n'est pas surprenant, puisque le débit de ventilation est maintenu constant (et équivalent à 1 volume/h pour la situation de référence, soit $396 \text{ m}^3/\text{h}$ ou $0,132 \text{ kg/s}$). Aussi, en dehors des pics de concentrations extérieures, les concentrations intérieures pour les pièces à plus faible volume diminuent plus rapidement. Cela est également lié à la ventilation, puisque l'extraction est maintenue constante dans toutes les simulations.

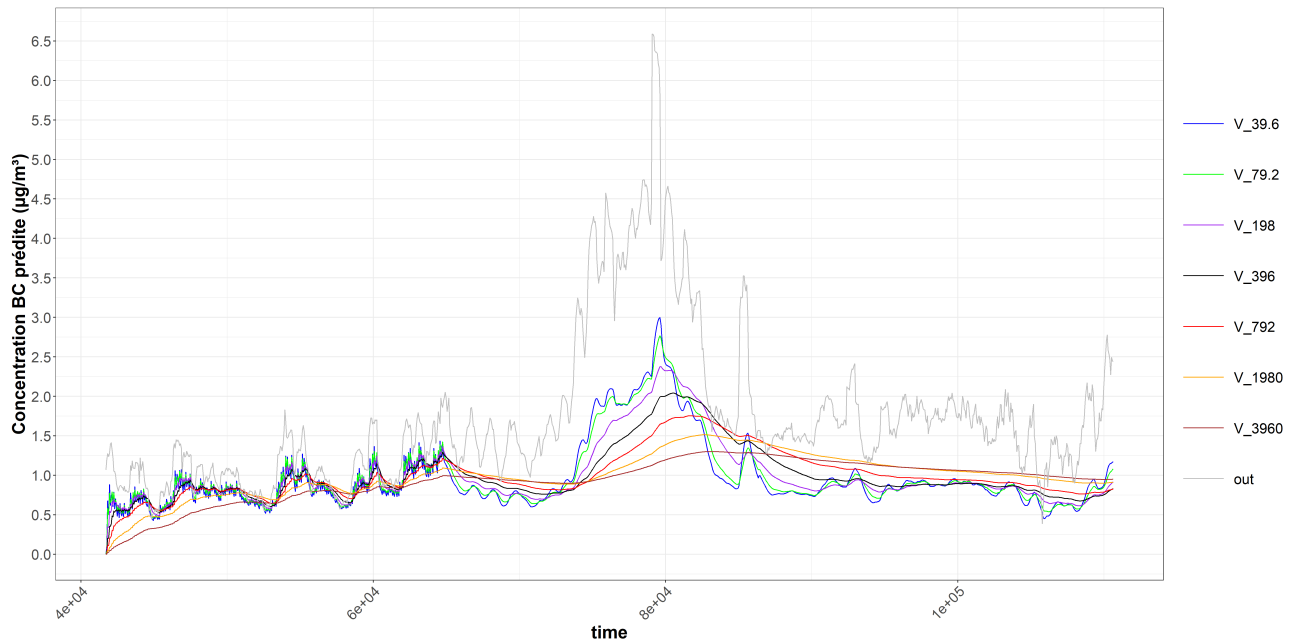


FIGURE 8.21 – Graphique montrant l'influence d'une variation du volume de la pièce sur la sortie du modèle

Le Tableau 8.10 reprend les statistiques descriptives pour chacune des séries de prédictions du modèle. Toutes les valeurs des minima à 0 ne sont pas surprenantes, puisque la première itération de la simulation considère une concentration intérieure nulle. Pour les maxima, au plus le volume est réduit, au plus les valeurs maximales sont élevées, puisque les concentrations sont alors plus influencées par l'extérieur. De ce fait, la dispersion des valeurs est également plus importante en cas de volume restreint.

TABLE 8.10 – Tableau récapitulatif des statistiques descriptives (exprimées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) de chaque séries de prédiction du modèle suite à une variation du volume de la pièce

	Min.	1 ^{er} Qu.	Médiane	Moyenne	3 ^{ième}	Max.
39,6 m³	0,000	0,736	0,848	0,976	0,994	2,997
79,2 m³	0,000	0,755	0,852	0,984	1,022	2,766
198 m³	0,000	0,768	0,864	0,988	1,066	2,377
396 m³	0,000	0,803	0,883	0,992	1,077	2,043
792 m³	0,000	0,820	0,941	0,998	1,114	1,754
1980 m³	0,000	0,878	0,985	0,990	1,132	1,514
3960 m³	0,000	0,803	0,968	0,928	1,104	1,300

8.4.2 Influence du débit de ventilation

La Figure 8.22 permet d'appréhender visuellement l'influence du volume sur la réponse du modèle. On y constate une tendance semblable à celle des simulations avec une variation du volume. Un changement est cependant notable au début de la simulation, où toutes les courbes semblent influencées par la concentration extérieure. Cela est normal, puisqu'il s'agit des heures d'ouverture du magasin, pour lesquelles une séquence d'ouverture de porte est prise en compte. Dans un plus grand volume, cette ouverture de porte n'a donc pas/peu d'influence. En dehors des heures d'ouverture, les simulations pour des débits plus élevés suivent assez bien la courbe extérieure (pics simultanés), alors que pour les faibles débits, les variations de concentrations se font sur "du plus long terme". L'analyse de ce graphique suggère que l'ouverture de la porte a donc une influence non négligeable sur les variations de concentrations à l'intérieur, puisque lorsque la porte est maintenue fermée, l'influence extérieure s'atténue, pour des débits de ventilations faibles.

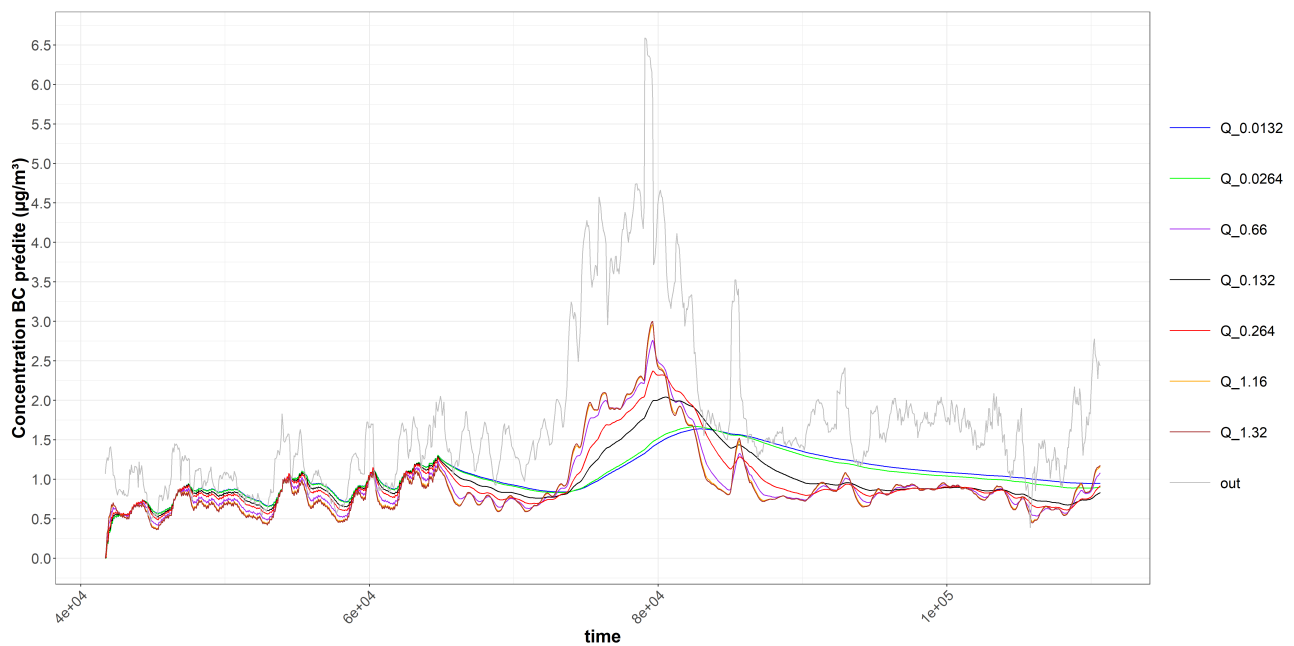


FIGURE 8.22 – Graphique montrant l'influence d'une variation du débit de ventilation sur la sortie du modèle

Le Tableau 8.11 reprend les statistiques descriptives pour chacune des séries de prédictions du modèle. Il montre qu'un débit de ventilation plus élevé entraîne une augmentation des concentrations intérieures prédites lors des pics de concentrations extérieures. Cependant, la valeur moyenne n'est quant à elle pas plus élevée, puisque l'extraction de l'air vicié est également considérée, et lié au débit d'injection. Lors des périodes de faibles concentrations extérieures, les concentrations intérieures vont donc baisser plus rapidement pour des débits de ventilation plus élevés.

TABLE 8.11 – Tableau récapitulatif des statistiques descriptives (exprimées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) de chaque séries de prédiction du modèle suite à une variation du débit de ventilation

	Min.	1 ^{er} Qu.	Médiane	Moyenne	3 ^{ième}	Max.
0,0132 kg/s	0,000	0,883	1,034	1,063	1,208	1,638
0,0264 kg/s	0,000	0,877	1,004	1,048	1,194	1,669
0,66 kg/s	0,000	0,714	0,819	0,949	0,978	2,762
0,132 kg/s	0,000	0,803	0,883	0,992	1,077	2,043
0,264 kg/s	0,000	0,759	0,855	0,973	1,028	2,371
1,16 kg/s	0,000	0,673	0,811	0,934	0,948	2,963
1,32 kg/s	0,000	0,666	0,807	0,931	0,944	3,000

8.4.3 Influence de la surface d'infiltration

La Figure 8.23 et le Tableau 8.12 présentent les résultats obtenus pour les différentes simulations lorsque l'on fait varier la surface d'infiltration. Aucune variation ne peut être constatée, ce qui soulève quelques interrogations et nous permet d'émettre certaines hypothèses :

- La surface d'infiltration n'a aucune influence sur la sortie du modèle ;
- L'influence de la surface d'infiltration est tellement faible par rapport à celle des autres paramètres (ventilation, portes, etc.) qu'elle n'en est pas dissociable.
- Les valeurs considérées pour les surfaces d'infiltration sont trop faibles pour en voir l'influence. Cependant, celles-ci reprennent à priori la gamme de valeurs de surface d'infiltration que l'on pourrait rencontrer en réalité.

Afin d'affirmer ou infirmer que cette surface d'infiltration a une influence sur la sortie du modèle, il pourrait être adéquat de faire une simulation en fixant tous les autres paramètres de manière à ce qu'ils n'aient pas d'influence sur les concentrations intérieures. Ceci n'a pas été réalisé dans ce travail.

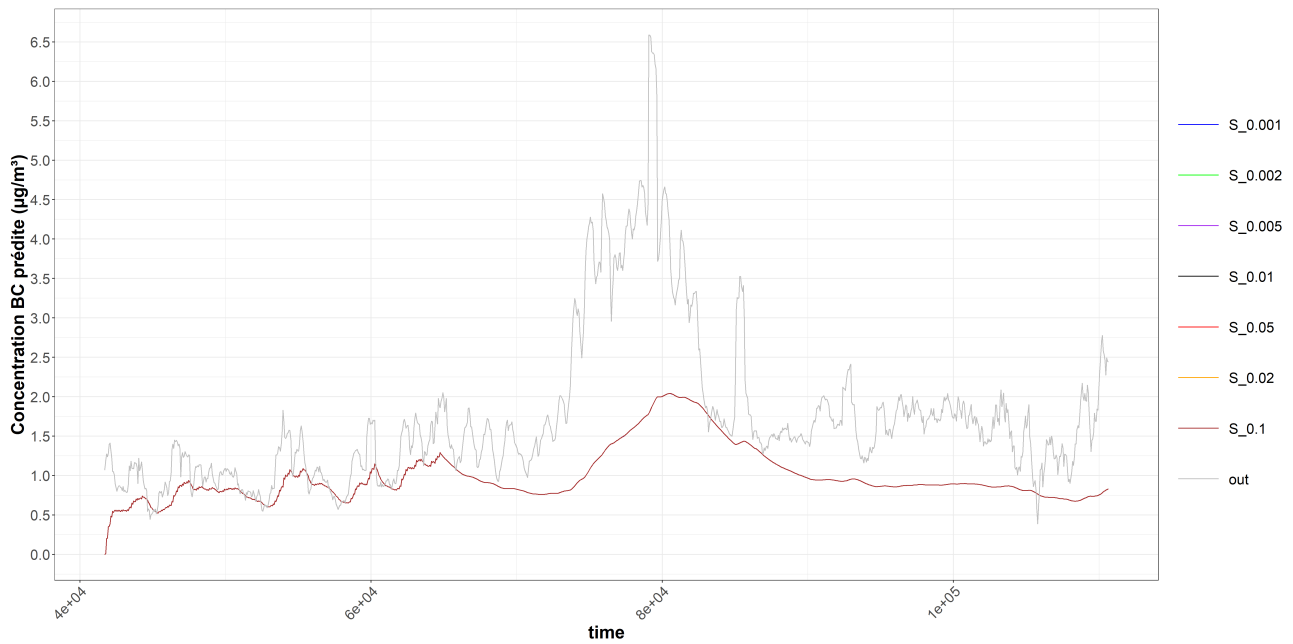


FIGURE 8.23 – Graphique montrant l’influence d’une variation de la surface d’infiltration sur la sortie du modèle

TABLE 8.12 – Tableau récapitulatif des statistiques descriptives (exprimées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) de chaque séries de prédiction du modèle suite à une variation de la surface d’infiltration

	Min.	1 ^{er} Qu.	Médiane	Moyenne	3 ^{ième}	Max.
0,001 m²	0,000	0,803	0,883	0,992	1,077	2,043
0,002 m²	0,000	0,803	0,883	0,992	1,077	2,043
0,005 m²	0,000	0,803	0,883	0,992	1,077	2,043
0,01 m²	0,000	0,803	0,883	0,992	1,077	2,043
0,05 m²	0,000	0,803	0,883	0,992	1,077	2,043
0,02 m²	0,000	0,803	0,883	0,992	1,077	2,043
0,1 m²	0,000	0,803	0,883	0,992	1,077	2,043

8.4.4 Influence de la largeur de la porte donnant sur l’extérieur

La Figure 8.24 et le Tableau 8.13 présentent les résultats obtenus pour les différentes simulations lorsque l’on fait varier la largeur de la porte donnant sur l’extérieur. Comme on peut s’y attendre, celle-ci a bien une influence sur les concentrations intérieures prédites, suivant de plus en plus la concentration extérieure lorsque l’on augmente sa taille. Cette influence disparaît logiquement en dehors des heures d’ouverture du magasin pour lesquelles la séquence d’ouverture de la porte est appliquée.

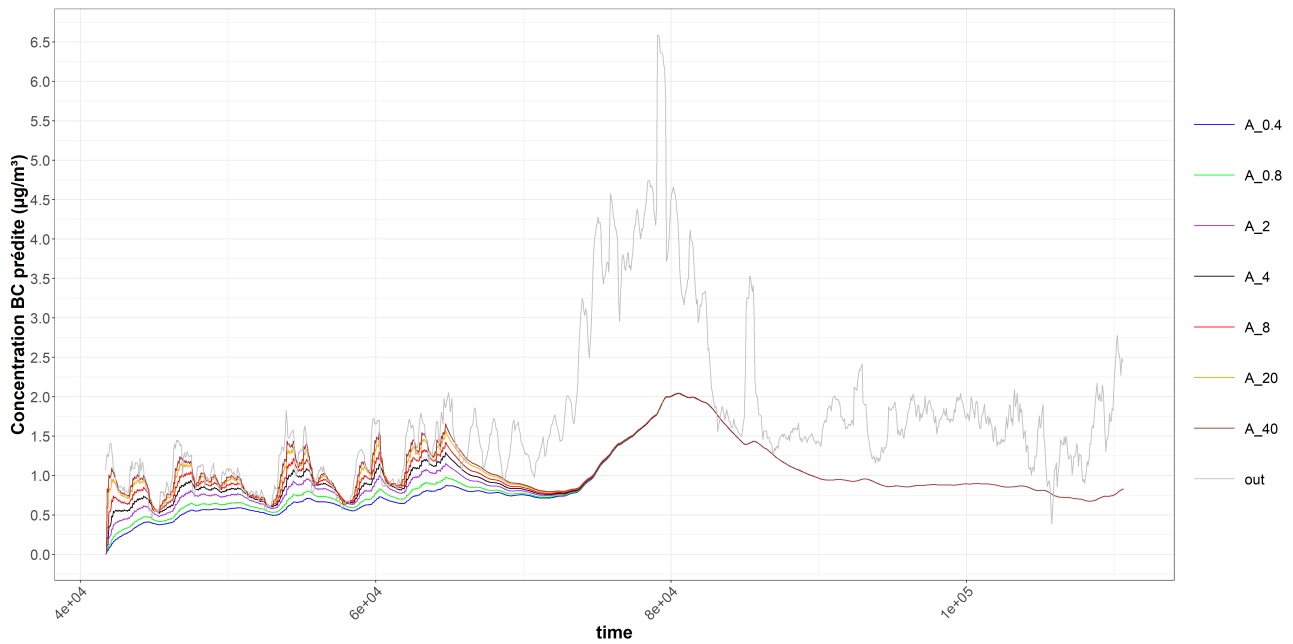


FIGURE 8.24 – Graphique montrant l’influence d’une variation de la surface d’infiltration sur la sortie du modèle

Les chiffres présentés au Tableau 8.13 sont influencés par le fait la période de simulation est composée d’une période durant laquelle la porte aura une influence, et une période durant laquelle elle n’en a pas. Bien que cela se répercute sur les chiffres de chaque simulation, n’empêchant donc pas leur comparaison, il pourrait être utile de ne considérer que la période d’ouverture du magasin pour cette analyse. Ceci n’a pas été réalisé dans le cadre de ce travail.

De manière générale, la concentration intérieure moyenne ainsi que la dispersion des valeurs de concentration augmentent avec la taille de la porte.

TABLE 8.13 – Tableau récapitulatif des statistiques descriptives (exprimées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) de chaque séries de prédiction du modèle suite à une variation de la taille de la porte

	Min.	1 ^{er} Qu.	Médiane	Moyenne	3 ^{ième}	Max.
0,4 m	0,000	0,666	0,805	0,889	0,944	2,039
0,8 m	0,000	0,709	0,845	0,916	0,948	2,040
2 m	0,000	0,755	0,868	0,959	1,012	2,042
4 m	0,000	0,803	0,883	0,992	1,077	2,043
8 m	0,000	0,819	0,896	1,020	1,147	2,044
20 m	0,000	0,852	0,928	1,048	1,199	2,045
40 m	0,000	0,855	0,942	1,062	1,231	2,046

9 Conclusion

Ce travail s'est principalement articulé autour de deux campagnes de mesures, composées de plusieurs séquences/scénarios chacune, dans un environnement urbain (Liège). La première interprétation des résultats provenant de ces campagnes servait à mettre en exergue une potentielle relation entre les concentrations de BC intérieures, et certains événements et paramètres.

Ne disposant pas de toutes les informations concernant la première campagne de mesure, nous n'avons pu qu'émettre des hypothèses quant à ces relations, basées sur nos observations. Il en ressort une probable influence de la ventilation mécanique et de l'ouverture de la porte. La réalisation d'un modèle linéaire entre les concentrations intérieures et extérieures pour les différents magasins nous a permis de conclure qu'un modèle de ce type n'est pas suffisant pour expliquer la relation entre les deux. Cela permettait d'amorcer l'intérêt porté au modèle de Cenaero.

Il ressort de la comparaison entre les concentrations mesurées et les concentrations prédites par le modèle que celui-ci n'est pas tout à fait satisfaisant bien qu'il suive généralement la tendance réelle. En effet, les valeurs des RMSE calculées (entre 0,338 et 0,609) paraissent importantes vu la gamme de concentrations mesurées (entre environ 0 et 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Dans le cas de l'application du modèle à des études épidémiologiques, il sera alors important de déterminer si ces écarts peuvent-être considérés comme acceptables ou non. Dans ces différents scénarios, le modèle semble généralement surestimer les concentrations, et semble peiner à suivre les variations réelles (coefficient de corrélation entre 0,45 et 0,78). Rappelons qu'un certain nombre d'hypothèses ont dû être émises pour la paramétrisation des différentes simulations.

La seconde campagne a débuté par une inter-comparaison des différents capteurs, révélant qu'un des capteurs de particules fines nécessitait l'application d'une correction. L'analyse des séries temporelles a permis de déterminer que la porte entre les deux pièces n'avait que peu d'influence, puisque les courbes de concentrations se suivent généralement. L'absence de ventilation dans les pièces semble avoir une influence importante dans la réponse des concentrations intérieures à une variation brusque des concentrations extérieures. L'influence de l'infiltration est supposée faible sur les variations brusques des concentrations intérieures (alors liées à un événement comme une période de cuisine ou une ouverture de la porte), mais plus marquée lorsqu'il s'agit d'une augmentation globale sur une période de temps plus longue. Rappelons que cette campagne a été "perturbée" par des sources de BC intérieures lors de périodes de cuisine, ce qui a probablement un impact non négligeable sur les résultats obtenus.

L'humidité relative réagit de manière simultanée aux concentrations de BC intérieures. Cependant, ne pouvant affirmer que ces variations sont liées aux concentrations de BC et non aux événements auxquels ces variations sont dues, il est difficile de le considérer comme un bon indicateur. Les proportions moyennes de BC par rapport au $\text{PM}_{2,5}$ mesurées à l'intérieur varient entre 2,9 et 11,1 %, mais aucune corrélation satisfaisante n'a pu être établie entre les deux. Encore une fois, la présence de sources intérieures a plus que probablement influencer ces résultats. L'analyse de cette liaison mérite-

rait d'être approfondie dans des conditions "maîtrisées".

Le modèle semble sur-estimer l'influence de la ventilation sur les pics ponctuels des concentrations lorsqu'on compare les simulations aux conditions réelles. En effet, les sorties du modèle suivent la tendance générale, mais ne possèdent aucun pic. D'autres part, la présence des différents pics à l'intérieur semble, du moins partiellement, due également aux périodes de cuisine, que le modèle ne peut prévoir. Les coefficients de corrélation obtenus varient entre -0,61 et 0,66, indiquant une certaine variabilité quant à la qualité de l'application du modèle. Les RMSE calculés sont du même ordre de grandeur que pour la campagne en magasin, pour une même gamme de concentration. Ils sont donc généralement trop importants par rapport aux concentrations mesurées.

L'analyse de l'influence de certains paramètres sur la sortie du modèle indique une nette influence de la ventilation mécanique et du volume des pièces, alors que la surface d'infiltration n'en a aucune. La ventilation naturelle a quant à elle une influence plus modérée, mais bien présente.

Afin d'approfondir ce travail, il serait intéressant de tester le modèle dans des conditions de concentrations pouvant causer un impact sanitaire (bien que très peu étudié jusqu'à présent). Il serait alors possible de définir si il est adapté ou non à des études épidémiologiques. Le modèle n'est pas adapté à prédire les concentrations dans un lieu de vie (ici, appartement), où il y aurait de potentielles sources internes. Il faut donc limiter son utilisation à des bâtiments commerciaux. Dans l'optique d'établir un modèle le plus précis possible, intégrer les sources internes, la déposition et resuspension des particules et éventuellement la chimie atmosphériques devraient être considérés.

Bibliographie

- [1] H. Akoglu, "User's guide to correlation coefficients," *Turkish Journal of Emergency Medicine*, vol. 18, no. 3, pp. 91–93, 2018. [Online]. Available : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2452247318302164>
- [2] P. LAj, "Le carbone-suie entre qualité de l'air et impact climatique." *Pollution Atmosphérique*, vol. 4, p. 161, 2012.
- [3] AWAC, "Emissions de "black carbon"." [Online]. Available : <http://www.awac.be/index.php/thematiques/inventaires-d-emission/par-polluants/emissions-de-black-carbon{\#}>
- [4] O. Boucher, "Aérosols atmosphériques : Propriétés et impacts climatiques," Tech. Rep., 2011.
- [5] Climate and Clean Air Coalition, "Black carbon." [Online]. Available : <https://www.ccacoalition.org/en/slcp/black-carbon>
- [6] Bruxelles Environnement, "Le black carbon," 2020. [Online]. Available : <https://environnement.brussels/thematiques/air-climat/qualite-de-lair/cartographie-de-la-pollution/le-black-carbon>
- [7] M. Tuddenham and I. Roussel, "Le carbone suie, forceur climatique à courte durée de vie Black carbon, a short lived climate forcer," *Pollution Atmosphérique*, vol. 139, 2013.
- [8] J. N. Cape, M. Coyle, and P. Dumitrean, "The atmospheric lifetime of black carbon," *Atmospheric environment (1994)*, vol. 59, pp. 256–263, 2012.
- [9] M. Kuske, "ENVT3025-1 : Environnement et santé Partim 3 : Impact sur la santé humaine." Arlon : Université de Liège, Tech. Rep., 2020.
- [10] N. A. Janssen, M. E. Gerlofs-Nijland, T. Lanki, R. O. Salonen, C. Flemming, G. Hoek, P. Fischer, B. Brunekreef, and M. Krzyzanowski, "Health effects of black carbon," *WHO*, 2012.
- [11] OMS, "Qualité de l'air ambiant et santé," 2018. [Online]. Available : [https://www.who.int/fr/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/fr/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)
- [12] ISSeP and Awac, "Black Carbon - BC." [Online]. Available : <https://www.wallonair.be/fr/en-savoir-plus/les-polluants/black-carbon-bc.html>
- [13] R. Aujay-Plouzeau, "Guide méthodologique pour la mesure du « Black Carbon » par Aethalomètre multi longueur d'onde AE33 dans l'air ambiant (Version 2020)," Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air (LCSQA), Tech. Rep., 2020.
- [14] M. S. Breen, B. D. Schultz, M. D. Sohn, T. Long, J. Langstaff, R. Williams, K. Isaacs, Q. Y. Meng, C. Stallings, and L. Smith, "A review of air exchange rate models for air pollution exposure assessments," *Journal of exposure science & environmental epidemiology*, vol. 24, no. 6, pp. 555–563, 2014.
- [15] M. Modera, M. Sherman, and P. Levin, "A detailed examination of the LBL infiltration model using the mobile infiltration test unit," Lawrence Berkeley Laboratory, University of California, Tech. Rep., 1983.
- [16] M. S. Breen, J. M. Burke, S. A. Batterman, A. F. Vette, C. Godwin, C. W. Croghan, B. D. Schultz, and T. C. Long, "Modeling spatial and temporal variability of residential air exchange rates for

- the Near-Road Exposures and Effects of Urban Air Pollutants Study (NEXUS),” *International journal of environmental research and public health*, vol. 11, no. 11, pp. 11 481–11 504, 2014.
- [17] I. Walker and D. Wilson, “The Alberta Air Infiltration Model,” The University of Alberta, Tech. Rep., 1990.
- [18] L. Bertrand, F. Detalle, N. Fernémont, and F. Lenartz, “Exposition, Trafic et Carbone noir (Ex-TraCar) - Rapport final,” ISSeP, Tech. Rep., 2019.
- [19] J. Muller, “Etude simultanée du trafic et des concentrations en particules fines (PM_{2,5}) en période de confinement national,” Ph.D. dissertation, ULiège, 2020.
- [20] Wikipédia, “Modelica,” 2020. [Online]. Available : <https://fr.wikipedia.org/wiki/Modelica>
- [21] “OpenModelica - Introduction.” [Online]. Available : <https://www.openmodelica.org/index.php>
- [22] Wikipédia, “OpenModelica,” 2021. [Online]. Available : <https://fr.wikipedia.org/wiki/OpenModelica>
- [23] Cenaero, “Cenaero - Accueil.” [Online]. Available : <https://www.cenaero.be/fr/node/1>
- [24] O. Fontaine de Ghélin and K. Siau, “Projet OIE - WP1 : Outil 1D simple de dispersion de polluants,” Cenaero, Tech. Rep., 2019.
- [25] Rstudio, “Rstudio.” [Online]. Available : <https://www.rstudio.com/products/rstudio/>
- [26] G. S. W. Hagler, T. L. B. Yelverton, R. Vedantham, A. D. A. Hansen, and J. R. Turner, “Post-processing Method to Reduce Noise while Preserving High Time Resolution in Aethalometer Real-time Black Carbon Data,” *Aerosol and air quality research*, vol. 11, no. 5, pp. 539–546, 2011.
- [27] “European Union guide to the demonstration of equivalence of ambient air monitoring methods,” European Community, Tech. Rep., 2010.
- [28] O. Le Bihan, F. Mathe, C. Chambre, P. Bruno, and H. Marfaing, “Demonstration of equivalence of PM automated monitoring methods : results of the 1st measurement campaign on a parisian urban background air quality station,” pp. 104–105, 2006.
- [29] “Communication personnelle avec F. Lenartz.”
- [30] Real_statistics, “Lin’s Concordance Correlation Coefficient,” 2021. [Online]. Available : <https://www.real-statistics.com/reliability/interrater-reliability/lins-concordance-correlation-coefficient/>
- [31] L. Desquilbet, “Guide pratique de validation statistique de méthodes de mesure : répétabilité, reproductibilité, et concordance,” Tech. Rep., 2012.
- [32] C. A. E. Nickerson, “A Note On "A Concordance Correlation Coefficient to Evaluate Reproducibility",” *Biometrics*, vol. 53, no. 4, pp. 1503–1507, 1997.
- [33] W. Gong, T. Zhang, Z. Zhu, Y. Ma, X. Ma, and W. Wang, “Characteristics of PM_{1.0}, PM_{2.5}, and PM₁₀, and Their Relation to Black Carbon in Wuhan, Central China,” 2015.

Annexes

Annexe 1 - Description du projet OIE

ISSEP
**UTILISATION DES MOYENS DEGAGES PAR LA RISTOURNE DU PRECOMPTE
PROFESSIONNEL DES CHERCHEURS ACCORDEE AUX INSTITUTIONS SCIENTIFIQUES
(LOI MOERMAN)
PROPOSITION DE PROJET DE RECHERCHE
ANNEE BUDGETAIRE: xxxx**

1) Information générale			
Titre du projet	Outdoor and Indoor Exposure		
Acronyme	OIE		
Date de début (DD/MM/YYYY)	01/04/2017	Durée du projet en mois	36

4) Description du projet

4.1) Résumé du projet (max 400 mots)

OIE regroupe deux projets Moerman précédemment acceptés EPA (Exposition à la Pollution Atmosphérique) et AIE (Assessment of Indoor Exposure) et vise à améliorer notre connaissance de l'exposition de la population à la pollution atmosphérique, en air ambiant et en air intérieur. Ci-après vous trouvez le résumé de chacun de ces projets.

EPA vise à améliorer notre connaissance de la distribution spatio-temporelle de la pollution atmosphérique, afin de pouvoir réaliser des études précises de l'exposition personnelle. La mesure de la pollution se fera principalement au moyen de capteurs low-cost, assemblés par un de nos partenaires et distribués aux sujets porteurs. En plus de prêter ces appareils, une application permettant à ces sujets porteurs de visualiser ses données multi-polluants et d'éventuellement les uploader dans notre serveur, sera réalisée. Les campagnes menées par les extérieurs, et pour lesquelles nous aurons le soutien d'associations telles que le GRACQ ou ProVélo, auront pour but de donner une image raffinée de la pollution à l'échelle de la ville de Liège (1ère année) et de Namur (2e année). Les campagnes menées par le personnel de l'ISSeP auront pour buts de valider la chaîne de modélisation et de quantifier l'impact des vibrations sur les mesures itinérantes. Le volet modélisation, pour lequel le VITO tiendra un rôle de partenaire, aura pour objet de simuler de façon déterministe les concentrations en divers polluants. Dans un premier temps, ils effectueront le travail pour la ville de Liège et formeront une personne de l'ISSeP à ce travail. Dans un second temps, la personne coachée effectuera le travail pour la ville de Namur. L'utilisation de la chaîne de modèles RIO-IFDM-CANSBC/OSPM a déjà été testée avec succès en Flandre. Enfin la partie dédiée à l'exposition aura pour objet de mieux cerner la part de la dose issue du trafic, de nos activités en intérieur et extérieur. Cette tâche sera coordonnée par l'ISSeP mais menée avec l'aide d'associations, qui permettront d'avoir un large échantillon de sujets dynamiques, et avec le soutien technique du département pour la mobilité de l'université de Hasselt via l'app pour Smartphone « Sparrow » et leur interface web pour la journalisation d'événements.

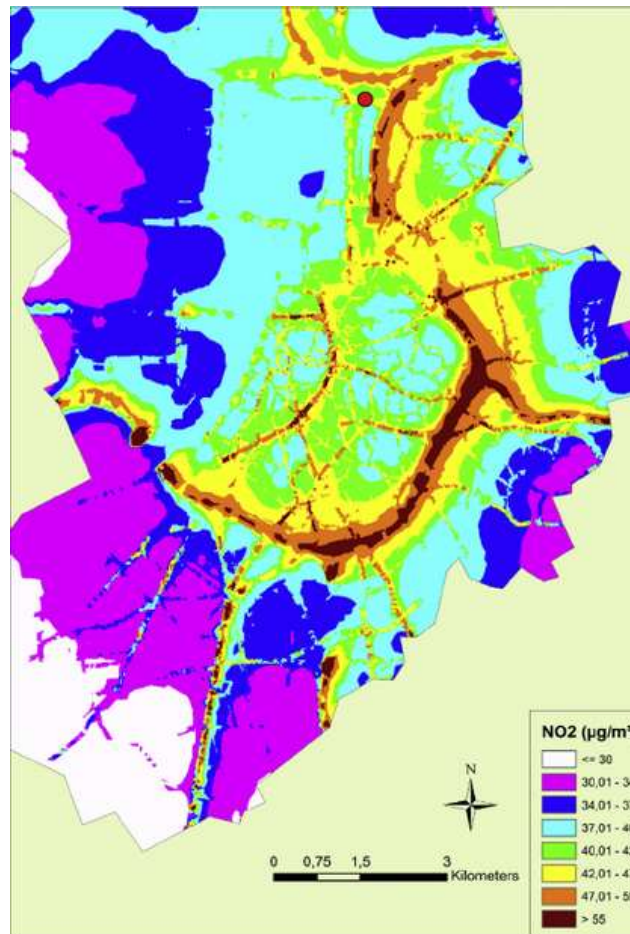
AIE vise à améliorer et compléter notre connaissance de l'exposition de la population à la pollution atmosphérique. Le projet suivra une double approche, d'une part nous procéderons par mesure directe de l'exposition personnelle au carbone noir, d'autre part, pour des situations bien précises, nous déterminerons des coefficients de transfert « Air ambiant – Air intérieur » permettant d'évaluer, sur base des valeurs dans l'air ambiant, la concentration en air intérieur de ce polluant issu de combustions incomplètes.

4.2) Contexte et état de l'art (max 800 mots)

Les directives européennes relatives à la qualité de l'air visent à harmoniser sa mesure ou son évaluation, avec pour objectif de préserver la qualité de l'air ambiant lorsqu'elle est bonne et à l'améliorer dans les autres cas [1]. La localisation des stations du réseau de surveillance de la qualité de l'air a été choisie de telle façon à couvrir des zones, où la densité de population est importante ou, dans lesquelles des problèmes de pollution à l'un ou l'autre polluant étaient pressentis ou avérés. Or des sites de fond ou des sites à caractère trafic n'ont pas la même représentativité géographique, l'extension de la zone de validité des premiers est beaucoup plus grande que celle des seconds [2].

L'utilisation directe des mesures plutôt que des résultats de simulations numériques est donc à prendre avec des pincettes quand il s'agit d'estimer l'exposition personnelle ou d'une population. La combinaison de mesures à haute fréquence (dt = 1 min) avec des résultats de simulation à haute résolution spatiale (dx ~ 10 m) a déjà été utilisée avec succès en Flandre [3]. En Wallonie, l'utilisation des résultats de modélisation reste tant qu'à présent très limitée. La chaîne de modèles RIO-IFDM-OSPM développée et validée en Flandre par le VITO est à la pointe de la discipline et fournit des cartes très précises de la pollution atmosphérique (cf. image ci-dessous) [4].

En ce qui concerne l'utilisation de capteurs low-cost, le projet européen Citi-Sense (<http://www.citi-sense.eu>) a été pionnier dans l'évaluation de la qualité de mesure de ces micro-sensing units et nous pouvons tirer parti de leurs résultats [5].



Antwerpen : modélisation par le VITO

À titre informatif, ce projet se base sur les développements réalisés dans le cadre du projet ExTraCar. Les différences principales avec ce projet sont :

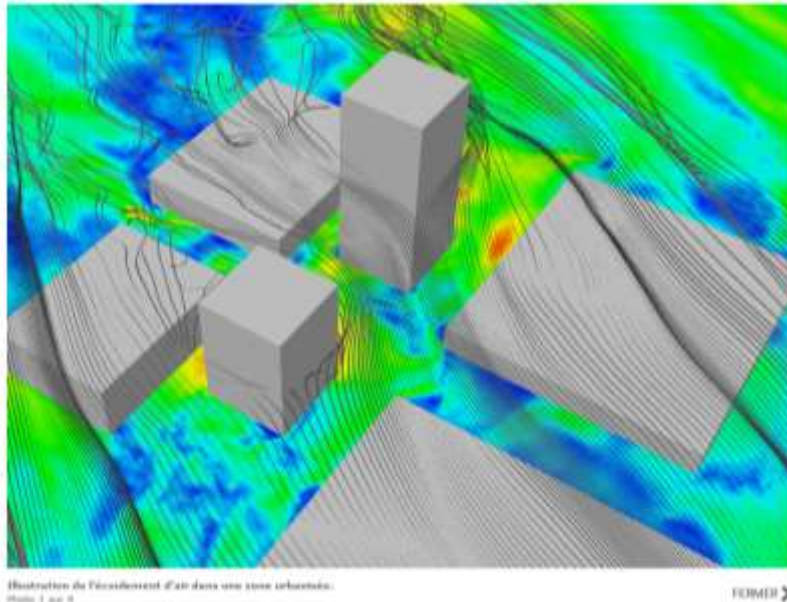
- l'approche multi-paramétrique pour la mesure et la modélisation,
- l'utilisation de capteurs low-cost pour la mesure itinérante,
- l'approche complètement mécanistique et non limitée aux émissions du trafic pour la modélisation,
- la prise en compte de l'effet des vibrations sur les mesures itinérantes,
- et l'estimation du bénéfice des moyens mis en œuvre pour améliorer les études d'exposition.

Par ailleurs, en plus de tenir compte de la variabilité spatio-temporelle à haute résolution, nous allons essayer de contourner deux autres simplifications importantes qui sont souvent faites dans de nombreuses études d'exposition :

- statisme de la population, alors que nombre de personnes ne travaillent pas dans la zone où elles habitent. L'utilisation de données de téléphonie mobile est une source d'information intéressante pour évaluer la distribution de la population dans l'espace et le temps, le projet SmartPop mené à l'ISSEP dérivera par ces moyens des cartes de densité de populations pour le jour, la nuit et le week-end [6].
- correspondance entre air intérieur et air ambiant, et emploi exclusif de ces dernières valeurs, alors que nous passons la plus grande partie du temps enfermés dans un bâtiment ou un habitacle. Une étude de l'EPA montre qu'en moyenne les Américains passent 87% de leur temps dans un bâtiment, 6% dans un véhicule et 7% à l'extérieur [7]. Similairement, Evi Dons a montré qu'en moyenne les participants belges à son étude passaient 81% de leur temps dans un bâtiment et 6% dans un véhicule [8].

Nous disposons désormais des outils permettant de s'affranchir de ces limitations et donner une estimation beaucoup plus fine de l'exposition, grâce notamment à l'avènement des capteurs portables. Dans ce cadre, nous utiliserons des aethalomètres portables de type AE51 mesurant le carbone noir par absorption optique. De nombreuses études utilisant ces analyseurs [9, 10] ont déjà été menées ; ces appareils ont prouvé leur intérêt et leur fiabilité.

La modélisation de la dispersion des polluants en air intérieur n'est pas une discipline nouvelle en soi mais la puissance de calcul des ordinateurs actuels permet désormais de calculer des écoulements tridimensionnels. La technique est de plus en plus utilisée pour calculer température, vitesse et direction du vent à l'échelle d'un quartier ou d'une maison et ainsi déterminer des zones de confort ou d'inconfort (voir image ci-dessous issue du projet SIMBA dans lequel CENAERO est impliqué). Par ailleurs, certains groupes travaillent aussi à estimer les concentrations de polluants ayant des sources intérieures tels que les composés organiques volatils [11].



Détermination des zones de confort ou d'inconfort (projet SIMBA, CENAERO)

- [1] Directive européenne 2008/50/CE du Parlement européen et du Conseil du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe, Journal officiel de l'Union européenne, L152/1 (11/06/2008).
- [2] W. Spangl et al., Representativeness and classification of air quality monitoring stations, Report REP-0121, Vienna, 2007
- [3] E. Dons et al., Personal exposure to Black Carbon in transport microenvironments, Atmospheric Environment 55:392-398, 2012
- [4] W. Lefebvre et al., Evaluation of the RIO-IFDM-street canyon model chain, Atmospheric Environment 77:325-337, 2013
- [5] B. Fishbain et al., An evaluation tool kit of air quality micro-sensing units, Science of the Total Environment, 2016, In Press
- [6] <http://www.issep.be/smartpop/> + communication personnelle avec Benjamin Beaumont
- [7] N. E. Klepeis et al., The National Human Activity Pattern Survey (NHAPS): a resource for assessing exposure to environmental pollutants, Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology (2001) 11, 231-252. 10.1038/sj.jea.7500165
- [8] E. Dons, Air pollution exposure assessment through personal monitoring and activity-based modeling, Proefschrift voorgelegd tot het behalen van de graad van doctor, 2013
- [9] H.L.Brantley et al., Mobile air monitoring data-processing strategies and effects on spatial air pollution trends, Atmos. Meas. Tech., 7, 2169-2183, 2014
- [10] M. Van Poppel et al., Methodology for setup and data processing of mobile air quality measurements to assess the spatial variability of concentrations in urban environments, Environmental Pollution. 183, 224-233, 2013
- [11] L. Wang et al., Using CFD capabilities of CONTAM 3.0 for simulating airflow and contaminant transport in and around buildings, Accepted by HVAC&R Research.

4.3) Objectifs du projet (max 400 mots)

L'objectif principal et général du projet est d'affiner notre connaissance de l'exposition de la population à la pollution atmosphérique, tant en air ambiant qu'en air intérieur.

Pour y parvenir, les buts intermédiaires suivants ont été fixés :

- assembler des capteurs low-cost existants et d'en faire un produit utilisable facilement par la population,
- connaître par la mesure l'exposition personnelle au carbone noir d'un échantillon de population,
- fournir une cartographie fine et multi-paramétrique de la pollution atmosphérique dans les villes de Liège et Namur,
- fournir une modélisation mécanistique et multi-paramétrique de la pollution atmosphérique sur l'ensemble du territoire wallon,
- déterminer des coefficients de transfert entre pollution ambiante et pollution intérieure en fonction d'un certain nombre de paramètres caractérisant le bâtiment ou véhicule
- et comparer l'estimation de l'exposition basée sur une approche « Air ambiant – Moyenne annuelle à la station la plus proche » avec l'approche plus fine résultant de la modélisation à haute résolution et de la relation *outdoor-indoor* et aussi avec la mesure.

4.4) Description détaillée du projet (identification des workpackages et de leurs interactions) (max 1200 mots)

Cf. description des workpackages

4.4.1) *Workpackage W1*

a) *Intitulé du workpackage*

Coordination et communication

b) *Contributions aux objectifs du projet*

Coordonner les différents WP et diffuser les résultats

c) *Description des tâches*

1) **Coordination**

Assurer le bon déroulement du projet.

Prospecter les appels à projets plus larges dans lequel OIE pourrait s'inscrire, a priori il viendrait déjà en support à CITIMAP (appel Interreg) et à AIR3.

Organiser des réunions bilatérales avec les partenaires.

Organiser les réunions du comité d'accompagnement.

2) **Diffusion des informations au grand public**

Présenter les résultats des mesures aux volontaires via une interface web.

Organiser un événement d'une journée en fin de projet pour présenter les résultats au grand public.

3) **Mise à disposition des informations à la communauté scientifique**

Présentation à trois colloques, séminaires ou événements appropriés, des résultats liés à la campagne de mesure de l'exposition, des résultats liés à la modélisation des villes wallonnes, des résultats liés à la modélisation des cas tests outdoor-indoor.

Rédaction d'un ou plusieurs articles scientifiques.

d) *Approches scientifiques mises en œuvre*

-



UTILISATION DES MOYENS DEGAGES PAR LA RISTOURNE DU PRECOMPTE
PROFESSIONNEL DES CHERCHEURS ACCORDEE AUX INSTITUTIONS
SCIENTIFIQUES (LOI MOERMAN)
PROPOSITION DE PROJET DE RECHERCHE

e) *Ventilation des tâches entre les différents partenaires*

La coordination administrative et technique seront assurées par des membres de la CQA, la dissémination des résultats liés à l'exposition sera du ressort d'un membre de la CES avec l'appui d'un étudiant de l'IMOB, celle des résultats liés à la modélisation d'un membre de la CQA.

f) *Délivrables*

Rapports annuels (D1.1, D1.2, D1.3)

Événement destiné au grand public (D1.4)

Présentation du projet lors de conférences (1.5)

Un article scientifique sur l'ensemble du projet ou, si le contenu est suffisamment riche, un sur l'exposition et un sur la modélisation (D1.6)

4.4.2) Workpackage W2

a) *Intitulé du workpackage*

Mesure

b) *Contributions aux objectifs du projet*

Le volet expérimental de ce projet tient une place très importante.

En premier lieu, il y aura le développement d'un appareil combinant des capteurs low-cost et permettant la mesure itinérante à haute résolution spatio-temporelle.

Ensuite, plusieurs campagnes seront réalisées : 2 d'entre elles serviront pour l'étude de l'exposition personnelle à l'aide d'aethalomètres portables et des instruments assemblés dans le cadre du projet, 1 sera dédiée à l'évaluation des performances des capteurs low-cost, 1 autre à l'étude de l'effet des vibrations sur la qualité des mesures, 2 en complément aux 2 premières servira à calibrer et valider la chaîne de modélisation RIO-IFDM-OSPM, soit par des mesures fixes en des points stratégiques, soit par des mesures répétées le long des circuits pré-déterminés pour le projet ExTraCar et 2 autres seront destinées à calibrer et valider la modélisation des transferts de pollution ambiante – pollution intérieure.

c) Description des tâches

Préalablement aux mesures itinérantes proprement dites, notre partenaire de la HEPL assemblera des capteurs low-cost sur une carte électronique capable de logger les mesures à une haute résolution temporelle (entre 1s et 1 min). A priori, les capteurs utilisés seraient ceux disponibles chez Alphasense (<http://www.alphasense.com/index.php/air>). Comme il s'agit d'un domaine où les choses bougent actuellement très vite, nous pourrions faire un autre choix final. L'ISSeP serait propriétaire du matériel et serait aussi en charge d'implémenter le programme de téléversement/chargement des données.

En septembre 2017 débutera la 1ère campagne de mesure intensive à Liège. En plus des instruments développés pour l'occasion, chaque sujet sera équipé d'un analyseur black carbon et d'un GPS pendant une semaine. S'il dispose d'un smartphone, il sera également invité à installer l'app « Sparrow » de l'IMOB (Université de Hasselt), qui permet de tenir un journal des déplacements via une interface web. Nous aurons l'aide d'associations telles que le GRACQ ou ProVélo pour les aspects organisationnels. Hebdomadairement, le matériel sera récupéré et vérifié par un technicien de l'ISSeP, afin de s'assurer de la qualité des résultats. Cette campagne à Liège durera 1 an. En fonction du matériel disponible, des mesures de particules ultrafines pourraient également compléter le jeu de données. Le cas échéant elles seraient effectuées en suivant un protocole proposé par Bruxelles-Environnement.

De septembre 2018 à septembre 2019 aura lieu une campagne similaire à Namur. Nous aurons l'appui de l'AwAC pour les aspects organisationnels et stratégiques de celle-ci, afin de compléter au mieux la campagne actuelle menée à Namur et Durant la 2e année, une campagne similaire sera menée à Namur dans des conditions similaires.

Dès que les premières cartes seront assemblées, une campagne de mesure pour évaluer les performances de ces instruments maison par rapport aux moniteurs de référence sera organisée. Cette campagne pourrait s'adosser à une menée par le réseau mobile.

Des mesures dans des endroits bien typés tels que des rues canyon, le long des quais, à l'entrée et à la sortie de trémilles, dans un parc, ainsi que le long des circuits explorés dans le cadre d'ExTraCar serviront à calibrer et valider le modèle utilisé pour évaluer les concentrations en air ambiant.

Le placement d'un ou plusieurs accéléromètres sur le prototype permettra d'effectuer des tests et d'estimer l'effet des vibrations sur les mesures. L'idée est de déterminer des règles de bonne pratique pour la mesure fixe, à pied ou à vélo, tant pour le volet expérimental que pour le traitement des données.

Enfin, deux campagnes en air intérieur, une au rez-de-chaussée d'un bâtiment exposé au trafic et une autre dans l'habitacle d'un véhicule.

d) Approches scientifiques mises en œuvre

Utilisation d'analyseurs de la pollution atmosphérique déjà éprouvés :

- aethalomètres AE51 de chez AethLabs pour le carbone noir et
- capteurs low-cost d'Alphasense ou d'un autre fabricant ayant déjà fait ses preuves.

Traitement des données via le logiciel ONA de l'agence de protection de l'environnement des Etats-Unis et les outils développés dans le cadre d'ExTraCar.

Les mesures intensives se feront selon le protocole décidé conjointement par les responsables des WP2 et WP4.

Les méthodologies à suivre pour estimer précisément l'effet des vibrations sur la qualité des mesures réalisées, ainsi que pour évaluer les transferts air ambiant – air intérieur doivent encore être établies. Pour ce dernier exercice, Bruxelles-Environnement est disposé à nous prêter leurs analyseurs portables afin de quadriller au mieux la zone étudiée.

e) Ventilation des tâches entre les partenaires

La mise au point du prototype est du ressort de l'HEPL, la campagne intensive à Namur sera gérée par l'AwAC avec l'éventuel support d'une association, les autres campagnes seront réalisées par l'ISSeP avec l'éventuel support d'une association.

f) *Délivrables et jalons décisionnels*

Prototype basé sur des capteurs low-cost (D2.1)

Version finale de la carte basée sur des capteurs low-cost (D2.2)

Jeu de donnée pour l'évaluation des performances du prototype développé (D2.3)

Rapport sur les performances du prototype développé (D2.4)

Premier jeu de données « Exposition » et « Mesures itinérantes » pour Liège (D2.5)

Second jeu de données « Exposition » et « Mesures itinérantes » pour Liège (D2.6)

Jeu de données « Exposition » et « Mesures itinérantes » pour Namur (D2.7)

Jeu de données pour l'étude de l'effet des vibrations (D2.8)

Jeux de données pour la calibration validation du modèle (carbone noir et multi-paramétrique) (D2.9, D2.10)

Jeu de données pour la calibration et validation des modèles 1D et 3D du rez-de-chaussée d'un bâtiment à rue (D2.11)

Jeu de données pour la calibration et validation du modèle 1D d'un véhicule (D2.12)

4.4.3) Workpackage W3

a) *Intitulé du workpackage*

Analyse et modélisation

b) *Description des tâches*

Mise en place de la chaîne de modélisation RIO-IFDM-OSPM pour Liège et formation à son usage

Préparation des données d'émission en entrée

Implémentation du modèle pour Namur

Généralisation du modèle pour la Wallonie

Évaluation de l'effet des vibrations sur les mesures

Simulation des concentrations moyennes en carbone noir dans deux cas tests, celui d'une pièce au rez-de-chaussée d'un bâtiment à rue et celui d'un véhicule particulier. Pour chaque situation plusieurs paramètres pourront être modifiés afin de coller au mieux à la réalité et une validation sera effectuée sur base des campagnes de mesure.

Détermination de règles de base d'une part pour estimer la concentration en air intérieur sur base des mesures en air ambiant, et d'autre part pour proposer des bonnes pratiques.

c) *Contributions aux objectifs du projet*

Volet air ambiant : la modélisation permet de donner une image « sans trou » de la pollution atmosphérique à un instant ou pour une période donnée. Sans cette vision complète des choses, il n'est pas possible de réaliser une étude précise de l'exposition. La préparation des données d'entrée sera en grande partie réalisée par l'AwAC, qui dispose de l'ensemble des données d'émission sur la région wallonne ; cette tâche est cruciale pour l'obtention de bons résultats de modélisation.

Volet air intérieur : la simulation numérique de la concentration moyenne du carbone noir dans des zones « habitables » permet d'améliorer significativement notre connaissance de l'exposition personnelle. En effet, par la détermination de coefficients de transfert air ambiant – air intérieur pour un certain nombre de cas de figures et en fonction de paramètres environnementaux (niveau de concentration du polluants, position des sources, etc.), paramètres constitutifs des zones habitables (dimension de la pièce, position des fenêtres et aérations, taux d'ouverture des portes, type de ventilation, etc.), on affinera les calculs d'exposition pour ce qui constitue souvent la plus grande proportion de la journée d'un sujet, celle passée à l'intérieur.

d) *Approches scientifiques mises en œuvre*

Volet air ambiant : Nous suivrons celle décrite dans W. Lefebvre et al., *Evaluation of the RIO-IFDM-street canyon model chain, Atmospheric Environment* 77:325–337, 2013

Volet air intérieur :

Deux approches seront utilisées :

- Une 1D, simple, permettant (i) de tenir compte de paramètres clairs et identifiés tels que débit d'entrée/sortie et niveau de concentration aux interfaces avec l'environnement extérieur, présence de ventilation, taille de la pièce, etc. et (ii) de donner en sortie une évolution temporelle de la concentration moyenne en polluants étudiés. Cette approche se concrétisera par l'élaboration d'un outil permettant d'évaluer rapidement les premières tendances pour un certain nombre de configurations dépendantes du choix des paramètres d'entrée. Les véhicules seront sans conteste les plus délicats à modéliser, vu la difficulté d'identifier clairement les interfaces et quantifier les interactions qui y ont lieu.

Approche 1D avec 3 zones cibles

- **Modélisation 1D spatiale (nodale ou multi-zonales)**
- **Modélisation dynamique :** variation temporelle de la concentration en polluant dans la zone, variation temporelle possible des conditions extérieures et paramètres tels qu'ouvertures de portes, ventilation intermittentes, etc.
- **Input du modèle :** dimension de la zone (volume en m³), conditions initiales de la zone (concentration au temps t=0), conditions aux interfaces avec l'environnement extérieur (fenêtres, portes, taux de fuites : débit d'entrée : constant ou variable temporellement, concentration en polluant (constante ou variable temporellement))
- **Output du modèle :** variation temporelle de la concentration en polluant dans la zone et niveau de température dans la pièce
- **Software :** développement d'un outil métier (en Python) ou d'un outil libre d'accès sous Open-Modelica ou Contam.

- Une 3D d'une zone type telle qu'une pièce au rez-de-chaussée dans une configuration bien identifiée. Cette seconde approche a pour objectif d'aller un pas plus loin et de démontrer l'apport d'une approche 3D par rapport à une modélisation 1D : stratification éventuelle des polluants dans la pièce, impact d'obstacle sur la distribution du polluant, etc.

Approche 3D avec 1 zone cible

- **Modélisation 3D d'une pièce :** géométrie connue.
- **Pas de modélisation de l'environnement externe de la pièce.**
- **Modélisation stationnaire (l'instationnaire est possible mais est très coûteux en temps de calcul et d'analyse)**

e) *Ventilation des tâches entre les différents partenaires*

Volet air ambiant : le VITO met en place la chaîne de modélisation pour Liège et forme une personne de l'ISSeP à son utilisation, l'AwAC avec le concours de l'ISSeP prépare les données d'émission, et l'ISSeP se charge de l'implémentation pour Namur et la généralisation à l'ensemble de la Wallonie.

Volet air intérieur : les deux tâches mentionnées ci-dessus seront réalisées par CENAERO

f) *Délivrables et jalons décisionnels*

Préparation des données d'émissions (D3.1)

Modèle RIO-IFDM-OSPM/CANSBC appliqué à Liège (D3.2)

Rapport de validation du modèle pour Liège (D3.3)

Rapport de validation du modèle pour Namur (D3.4)

Rapport relatif à l'impact des vibrations sur les mesures (D3.5)

Rapport d'étude sur les transferts air ambiant – air intérieur (D3.6)

Suivant l'approche retenue, soit un outil complet sous forme d'un exécutable si outil métier développé (Python), soit fichier d'input si utilisation d'un code existant (Open-Modelica, Contam) pour le cas 1D (D3.7)

Fichier d'input pour le cas 3D (D3.8)

4.4.4) Workpackage W4

a) *Intitulé du workpackage*

Exposition

b) *Description des tâches*

- **Établissement d'un protocole de mesure pour les sujets porteurs**

Choix d'un échantillon de sujets représentatif de la population générale ou d'une population spécifique.

Détermination de la période de test pour chaque sujet et de la quantité/nature de données nécessaires.

- **Analyse des données**

Traitement des données

Mise en base de données

Statistiques

c) *Contributions aux objectifs du projet*

L'objectif principal du projet étant d'améliorer notre connaissance de l'exposition à la pollution atmosphérique, il est indispensable de l'évaluer et d'avoir un jeu de données combinant mesures et sorties de modèles.

d) *Approches scientifiques mises en œuvre*

L'analyse des résultats des mesures se fera principalement par analyse statistique exploratoire.

En revanche, pour estimer le bénéfice que l'on peut tirer de la modélisation fine, il faudra croiser les sorties disponibles sous forme de cartes, avec des trajets réels ou fictifs. L'utilisation d'une base de données géoréférencée facilitera grandement la tâche.

e) *Ventilation des tâches entre les différents partenaires*

Ce workpackage sera la responsabilité d'un membre de la CES à l'ISSeP. L'AwAC aidera à la définition du protocole et éventuellement à l'analyse des données.



UTILISATION DES MOYENS DEGAGES PAR LA RISTOURNE DU PRECOMPTE
PROFESSIONNEL DES CHERCHEURS ACCORDEE AUX INSTITUTIONS
SCIENTIFIQUES (LOI MOERMAN)
PROPOSITION DE PROJET DE RECHERCHE

f) Délivrables et jalons décisionnels

Protocole pour les sujets porteurs (D4.1)

Rapport d'analyse de l'exposition personnelle à Liège et à Namur sur base des mesures (D4.2)

Rapport sur l'impact de l'évaluation de la qualité de l'air intérieur dans les études d'exposition (D4.3)

Rapport comparatif des études d'exposition sur base de différents modèles ou différentes méthodologies d'évaluation de l'exposition (D4.4)

4.5) Originalité du projet (max 300 mots)

- La participation citoyenne sera au cœur du projet, car une partie importante des mesures sera réalisée par des volontaires extérieurs à l'ISSeP
- L'assemblage de capteurs low-cost et la création d'un prototype pour la mesure simultanée de plusieurs polluants.
- Les mesures itinérantes multi-paramétriques à l'aide de capteurs low-cost
- Étude de l'effet des vibrations sur la qualité des enregistrements
- Utilisation de capteurs permettant la mesure à « haute fréquence » (dt <= 1 min) couplés à un journal d'événements en ligne, plutôt que de tubes passifs intégrant les concentrations sur des périodes plus longues (dt >= 1 jour)
- Les études d'exposition basées sur la modélisation recourent à des valeurs sur des grilles dont les mailles font de un à plusieurs kilomètres de côté, les sorties utilisées ici seront de l'ordre de la dizaine de mètres
- Prise en compte et estimation de l'exposition en air intérieur pour un bilan quotidien plus réaliste
- L'utilisation d'une modélisation 1D paramétrisable pour estimer au mieux des coefficients de transfert air ambiant – air intérieur est novatrice, car actuellement on les déduit souvent simplement de la mesure
- L'utilisation d'une modélisation 3D de type Computational Fluid Dynamics pour estimer un champ de pollution en air intérieur est également novatrice

4.6) Contributions à la réalisation des objectifs stratégiques de l'ISSeP (max 300 mots)

Le projet OIE s'inscrit en droite ligne de l'objectif « AIR3 » du contrat d'administration, qui vise à améliorer notre connaissance de la qualité de l'air au niveau local. Non seulement les campagnes de mesures intensives permettront de détecter les points noirs en termes de pollution dans les villes ciblées, mais en plus le modèle mis en place sera à même de tester divers scénarios d'aménagement.

S'il y a un engouement du public pour les analyseurs multi-paramétriques, notre partenaire qu'est la Haute École de la Province de Liège serait à même de les assembler et de les rendre commercialisables. L'ISSeP développera le programme qui permet de télécharger les données et, selon le choix de l'utilisateur, de les poster en ligne. On interagit ainsi avec un autre institut de la région et on participe à la publicité de l'ISSeP auprès du grand-public.

Renforcer nos capacités à réaliser des mesures itinérantes, des mesures d'exposition et des mesures en air intérieur, et ainsi anticiper ou au moins être prêts pour répondre à d'éventuelles demandes de notre administration allant dans ce sens.

Renforcer nos relations avec le pôle aérospatial wallon Skywin dont CENAERO fait partie et ainsi être reconnu comme partenaire potentiel pour d'autres projets.

4.7) Intérêt pour la Région wallonne (max 300 mots)

Les résultats seront directement utiles pour la préparation de l'arrêté du gouvernement wallon sur les zones à basse émission. Le modèle appliqué et validé pour Liège et Namur sera étendu à l'ensemble du territoire.

Par ailleurs, les développements réalisés en termes de capteurs low-cost, serviront à l'« Étude de l'exposition individuelle à la pollution atmosphérique et son impact sur la santé » du consortium ULB-SPW-ISSeP, pour laquelle une étude préliminaire devrait être menée en 2017 par Isabelle Minet.

Tant qu'à présent l'air intérieur n'est sous la tutelle d'aucun ministère, son étude dans les volets modélisation et exposition du projet pourra certainement servir de base scientifique s'il devait être un jour réglementé.

L'utilisation de la simulation numérique pour dériver des règles de base sur les transferts de pollution est une approche générique qui permet d'apporter des conclusions sur l'ensemble du territoire wallon et pas uniquement sur les zones considérées pour l'étude.

L'étude viendrait également en complément du projet CITIMAP déposé dans le cadre de l'appel Interreg et qui vise à implanter un réseau de capteurs de la qualité de l'air dans plusieurs villes de l'Euregio Meuse-Rhin, de rendre les données directement accessibles à tous afin de conscientiser le public et susciter l'esprit d'entreprise. Il est à noter que si ce projet était obtenu, certains besoins en personnel seraient déjà partiellement couverts.

En collaborant avec un membre d'un des pôles d'activité défini dans le plan Marshall, on renforce la visibilité de cette entreprise en même temps que celle de l'ISSeP.

4.8) Plan de valorisation des résultats (max 300 mots)

Les résultats de l'étude seront exposés à différents niveaux :

- La diffusion des résultats de mesure d'exposition durant les trajets se fera sur base de la plateforme d'information géographique web développée dans le cadre du projet ExTraCar (<https://etcgis.issep.be>), tandis que celle des résultats de journées complètes de mesure se fera via un site web de type Shiny (<https://apm.issep.be>).

Pour la personne intéressée, les noms d'utilisateur et mots de passe pour se connecter à ces sites protégés sont respectivement

guest N1~FygMn'tZODDD

guest b6kBLKp%8_"yoQn

- Nous escomptons publier

- un article sur les mesures multi-paramétriques massives
- un article sur les mesures d'exposition et la comparaison avec la modélisation
- un article court sur l'impact des vibrations sur la qualité des données itinérantes

- Nous présenterons également, en cours de projet, les résultats intermédiaires dans au moins deux conférences.

Annexe 2 : Manuel d'utilisation du capteur de BC AE51

microAeth® AE51

Operating Manual



TABLE OF CONTENTS

1. Introduction	4
1.1 Serial Number.....	4
1.2 Overview.....	4
1.3 Instrument Diagram.....	5
1.4 Technical Specifications.....	6
1.5 Symbols and Cautions	7
1.5.1 Explanation of Operation Symbols.....	7
1.5.2 Important Safeguards.....	7
1.5.2.1 Power Source.....	7
1.5.2.2 Object and Liquid Entry	7
1.5.2.3 Accessories.....	7
1.5.2.4 Servicing	8
1.5.2.5 Replacement Parts.....	8
1.5.2.6 Other Warnings	8
2. Configuration and Operation.....	9
2.1 Overview.....	9
2.2 Recommendations for Best Use Practices	10
2.2.1 Instrument Settings: Measurement TimeBase and Flow Rate.....	10
2.2.2 Recommended Settings of microAeth AE51 for Different Scenarios.....	11
2.2.3 Contamination, Maintenance, and Cleaning of Sample Chamber.....	12
2.3 Filter Media.....	13
2.3.1 General	13
2.3.2 Filter Strip Installation and Removal	13
2.4 Power	14
2.5 microAethCOM PC Software Installation	14
2.6 Operation and Communication.....	16
2.6.1 microAeth AE51 Operation.....	16
2.6.2 Configuration of Instrument Operating Parameters	17
2.6.2.1 Time & Time Sync	18
2.6.2.2 Flow Set Point.....	18
2.6.2.3 Timebase.....	18
2.6.2.4 Operating Mode	19
2.6.2.5 Shutdown Mode.....	19
2.6.2.6 Sound Notifications.....	19
2.6.3 Downloading Data.....	19
2.6.4 Erasing Data.....	20
2.6.5 Viewing and/or Analyzing Measurement Data	21
2.6.6 Data File Structure.....	22
2.6.7 Status Indications.....	23
2.6.7.1 LED Status Indications.....	23
2.6.7.2 Data File Status Codes	23
2.7 Upgrading microAeth AE51 Operating System Firmware.....	24
2.8 Manual Flow Calibration Procedure	27

1. INTRODUCTION

1.1 Serial Number

The model and serial number are located on the back panel. Record the serial number in the space provided below. Refer to these numbers whenever you contact AethLabs for service.

Model No.: microAeth® AE51
 Serial number: AE51-S _ - _ - _ - _ - _ - _ - _ - _ - _ -

1.2 Overview

Real-time Aerosol Black Carbon Personal Exposure Measurement Device

- Pocket-size, lightweight Aethalometer (250 g)
- Fast response: 1 second measurement timebase
- Low power consumption: 24 hour run time on one charge
- Onboard data processing, logging and diagnostics
- Flexible sampling options and wide dynamic range
- Filter strips for accurate sample tracking

The microAeth AE51 is designed specifically for investigation of personal exposure to carbonaceous particles found in ambient air. The instrument is based on Aethalometer technology that is widely used for studying indoor or outdoor air quality, and for the mobile mapping of the air quality impacts of localized sources. The instrument provides high quality, short time resolved data essential for assessing the real-time concentration of Black Carbon aerosols in a micro-environment.

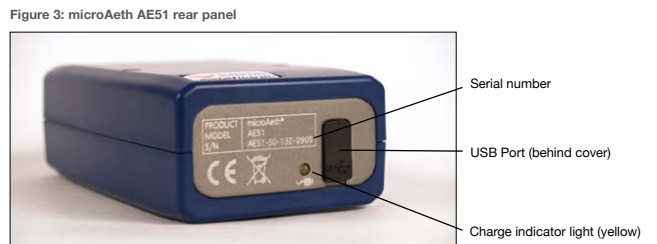
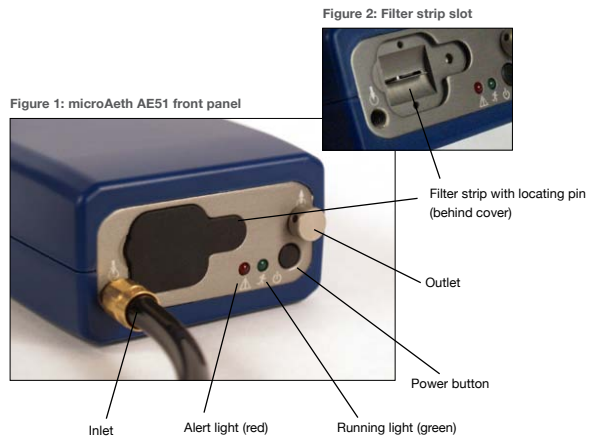
The package includes:

- microAeth AE51 Personal Exposure Monitor
- Self-powered, LED source (880nm-IR), user-selectable measurement timebase settings of 1, 10, 30, 60, 300 seconds, flow rate settings of 50, 100, 150, 200 ml/min with internal active mass flow measurement and control
- Sample collected and analyzed on a filter strip consisting of a T60 Teflon coated borosilicate glass fiber media housed in a protective casing
- USB-based power charger with AC adapter (100-500mA) for internal 5VDC lithium ion battery.
- USB charging / interconnect cable
- Flexible conductive sample tubing (40 inches) with swivel tube connector
- Pack of 5 sample filter strips
- CD containing
 - microAethCOM communications software and USB driver
 - Operating Manual
- Quick Start Guide (hard copy)

For further information on this instrument or Black Carbon measurement, please contact:

AethLabs
 San Francisco, California
<https://aethlabs.com>

1.3 Instrument Diagram



1.4 Technical Specifications

Measurement Principle

Real-time analysis by measuring the rate of change in absorption of transmitted light due to continuous collection of aerosol deposit on filter. Measurement at 880 nm interpreted as concentration of Black Carbon (BC).

Measurement Range

0-1 mg BC/m³, filter life time dependent on concentration and flow rate setting:
 avg. 5 µg BC/m³ for 24 hours @ 100 ml/min
 avg. 100 µg BC/m³ for 3 hours @ 50 ml/min
 avg. 1 mg BC/m³ for 15 minutes @ 50 ml/min

Measurement Resolution

0.001 µg BC/m³

Measurement Precision

±0.1 µg BC/m³, 1 min avg., 150 ml/min flow rate

Measurement Timebase (User setting)

1, 10, 30, 60, or 300 seconds

Flow Rate (User setting)

Internal pump provides 50, 100, 150, or 200 ml/min, monitored by mass flow meter and stabilized by closed-loop control.

Sampling

3 mm spot created on filter strip containing insert of T60 Teflon-coated borosilicate glass fiber filter material. PM2.5 size selective inlet available.

Consumables

Filter strip: 1 filter strip per sampling campaign, typically one per day. High concentration sampling may require more than one filter per day.

Data Storage

4 MB internal flash memory, providing up to 1 month data storage when operating on a 300 second timebase, and 1 week when operating on a 60 second timebase.

Communications

USB connectivity to Windows®-based PC with microAethCOM.

Data Output

Internal data files are uploaded to microAethCOM PC software and stored on local disk.

PC Software

microAethCOM software is included. Provides visual interface including real-time BC mass concentration values. Facilitates settings configuration, calibration routines, downloading data, and uploading new instrument firmware.

Dimensions

4.6 in (117 mm) L x 2.6 in (66 mm) W x 1.5 in (38 mm) D

Weight

Approximately 9.88 ounces (280 g).

Power

Internal rechargeable lithium-ion battery.

Power Supply Adapter

Input: 100-240 VAC 50/60 Hz 0.2 A
 Output: 5VDC / 0.5A

Charging Time

4 hours to full charge (using AC adapter, instrument turned off).

Total Run Time (Single battery charge)

Minimum 24 hours @ 300 second timebase at 100 ml/min flow rate. Run time may vary due to PM concentrations.









Operation Environment

0 - 40 °C operating, non-condensing.

Specifications are subject to change without notice.

1.5 Symbols and Cautions

1.5.1 Explanation Operation Symbols

	Operation indicator
	Charging indicator
	Aerosol inlet
	Aerosol outlet
	System alert indicator
	Filter strip orientation arrow (point indicates orientation of upstream face of filter strip)
	On/Off
	USB port

1.5.2 Important Safeguards

Please read these safety instructions completely before operating the instrument, and keep this manual for future reference. Carefully observe all warnings, precautions and instructions on the instrument, or as described in the operating manual and product literature.

Do not expose the microAeth AE51 or its batteries to sources of excessive heat such as sunshine or fire.

1.5.2.1 Power Source

The microAeth AE51 should be operated only from the type of power source indicated in the instrument specifications. If you are not sure of the type of electrical power supplied to your home, consult your dealer or local power company. For those devices

designed to operate from battery power, or other sources, refer to the operating instructions. Also, the connections on both ends of the USB interface cable are designed to be inserted into the AC power/charger adapter or the AE51 only one way. These are safety features. If you are unable to insert the AC plug fully into the outlet, try reversing the plug. If the plug should still fail to fit, contact AethLabs.

1.5.2.2 Object and Liquid Entry

Never push objects of any kind into the AC power/charger adapter or into the microAeth AE51 (except for the filter ticket) through openings as they may touch dangerous voltage points or short out parts that could result in a fire or electric shock. Never spill liquid of any kind on the AE51 or its electrical accessories. This instrument should not be exposed to rain or moisture, and objects filled with liquids, such as vases, should not be placed on this instrument.

1.5.2.3 Accessories

Do not use accessories not recommended by the manufacturer, as they may cause hazards.

1.5.2.4 Servicing

Use extra care when servicing the instrument yourself as opening or removing covers exposes sensitive internal hardware to potential damage. Refer to all service documentation and trained, authorized service personnel for assistance.

1.5.2.5 Replacement Parts

Only genuine AethLabs parts should be used in the microAeth AE51. Only trained, authorized service personnel should make repairs or install replacement parts.

Lithium-Ion batteries are recyclable and should be disposed of properly. **Caution:** Do not handle damaged or leaking Lithium-Ion batteries.

2. CONFIGURATION AND OPERATION

2.1 Overview

The AethLabs microAeth® AE51 is a high sensitivity, miniature, portable instrument designed for measuring the optically-absorbing Black Carbon ('BC') component of aerosol particles. The instrument is based on the well-established Aethalometer principle used for over 30 years in laboratory-sized analyzers.

The microAeth AE51 draws an air sample at a flow rate of 50, 100, 150 or 200 ml/min through a 3 mm diameter portion of filter media. Optical transmission through the 'Sensing' spot is measured by a stabilized 880 nm LED light source and photo diode detector. The absorbance ('Attenuation, ATN') of the spot is measured relative to an adjacent 'Reference' portion of the filter once per timebase period. The gradual accumulation of optically-absorbing particles leads to a gradual increase in ATN from one period to the next. The air flow rate through the spot is measured by a mass flow sensor which is also used to stabilize the pump. The electronics and microprocessor measure and store the data each period to determine the increment during each timebase. This is then converted to a mass concentration of BC expressed in nanograms per cubic meter (ng/m³) using the known optical absorbance per unit mass of Black Carbon material.

The instrument's operating parameters are set up by an external software application (microAethCOM) and uploaded to the microAeth AE51 by a USB interface cable. Operation is completely automatic after the instrument is switched on. During operation, the microprocessor performs the optical measurements, measures and stabilizes the air flow, calculates the BC mass concentration and records data to internal non-volatile memory. The data may be downloaded at a later time by the same external software package.

The microAeth AE51 derives its power from an internal rechargeable battery. The same USB interface cable serves to recharge the battery from either the USB port of a connected external computer, or an AC power supply. The instrument will operate for 6 to 24 hours on a single charge, depending on operational settings.

2.2 Recommendations for Best Use Practices

The small size and light weight of the microAeth® AE51 allow it to be used to gather data in a wide range of operational scenarios, not always possible using larger instruments. Optimization of performance across this breadth of applications requires an understanding of operational settings, precautions, and maintenance procedures. The following recommendations provide general guidelines.

2.2.1 Instrument Settings: Measurement Timebase and Flow Rate

In order to get the best data from the microAeth AE51 for the sampling campaign, we highly recommend that the **instrument warm up for approximately 10-15 minutes** so that it can equilibrate to its environment. The microAeth AE51 can acquire data on five timebase settings: 1, 10, 30, 60, and 300 seconds. The 1 second timebase should only be used under special circumstances where a decreased signal-to-noise ratio is acceptable. At this setting, instrumental noise is larger and typically requires post-processing. The microAeth AE51 pump can operate at four sampling flow rate settings: 50, 100, 150, and 200 ml/min. The choice of these parameters affects the operation and data as follows.

Battery Run Time on Single Charge: Affected by flow rate and timebase.

NOTE: Battery life will gradually diminish after many cycles (~ 1 year of use). The following are approximate runtimes which can vary based on individual microAeth AE51 instruments and specific environments.

	50 ml/min	100 ml/min	150 ml/min	200 ml/min
1 second	> 21 hours	> 18 hours	> 14 hours	> 12 hours
10 seconds	> 21 hours	> 19 hours	> 15 hours	> 12 hours
30 seconds	> 23 hours	> 19 hours	> 15 hours	> 13 hours
60 seconds	> 28 hours	> 24 hours	> 20 hours	> 15 hours
300 seconds	> 30 hours	> 24 hours	> 21 hours	> 15 hours

Individual Data Point Noise: At 150 ml/min, primarily affected by timebase setting.

1 second	60 seconds	300 seconds
< 5 ug/m ³	< 0.1 ug/m ³	< 0.05 ug/m ³

Effects of Contamination, Vibration, and Impact: Primarily affected by timebase setting.

1 second	10 seconds	30 seconds	60 seconds	300 seconds
very large	large	moderate	moderate	least effect

2.2.2 Recommended Settings of microAeth® AE51 for Different Scenarios

Different Black Carbon measurement scenarios require different operational settings for optimum performance. The 1 second timebase setting is a 'Data Acquisition Mode' intended for subsequent processing, and should NOT be used for routine monitoring. Data collected on a 1 second timebase should always be smoothed or averaged over longer periods, in order to optimize the signal-to-noise ratio at the desired time resolution.

	Filter Life			
	Longest ←			→ Shortest
	50 ml/min	100 ml/min	150 ml/min	200 ml/min
1 s	'Data Acquisition Mode' for immediate emissions and impacts at high concentrations.	'Data Acquisition Mode' for emissions and impacts in typical urban and traffic environments.	'Data Acquisition Mode' for higher time resolution at lower BC concentrations.	'Data Acquisition Mode' for higher time resolution at lower BC concentrations or shorter sampling durations.
10 s	Traffic and transportation impacts in high BC concentrations.	Traffic and transportation impacts.	Traffic and transportation impacts at lower BC concentrations.	Traffic and transportation impacts at lower BC concentrations.
30 s	Personal Exposure Monitoring in high BC concentrations. Occupational Exposure.	Recommended Setting for General Applications. Personal Exposure Monitoring. Traffic impact. High time resolution ambient monitoring.	Personal Exposure Monitoring. Traffic impact. High time resolution ambient monitoring.	Personal Exposure Monitoring. Traffic impact. Ambient monitoring. Higher sensitivity for low BC concentrations.
60 s	Personal Exposure Monitoring. Occupational Exposure. High BC concentrations.	Personal Exposure Monitoring. Indoor Air Quality.	Personal Exposure Monitoring. Indoor Air Quality. Low BC concentration.	Personal Exposure Monitoring. Higher sensitivity for low BC concentrations.
300 s	Epidemiology. Area monitoring. Indoor air quality. High BC concentration.	Epidemiology. Area monitoring. Indoor air quality.	Epidemiology. Area monitoring. Indoor air quality. Low BC concentration.	Epidemiology. Area monitoring. Indoor air quality. Lowest BC concentration. Lowest data noise.

2.2.3 Contamination, Maintenance & Cleaning of Sample Chamber

If a loose particle of contamination enters the sample chamber of the microAeth AE51 or the instrument experiences vibration or impact, the data will be degraded. Shaking or tapping a "dirty" instrument will create data excursions that are far larger than those of a "clean" unit. These effects are amplified greatly at the shorter timebase settings. Our recommendations for cleaning are based upon the likelihood of contamination and the nature of use.

Contamination Probability for Various Use Scenarios

Sampling Scenario	Contamination Probability
Dry, dusty environment	High
Occupational settings with combustion exhaust	High
Exposure to "oily" smokes such as biomass-burning plumes, 2-cycle engine exhaust	High
Presence of suspended fluff, fibers, pollen	High
Immediate vicinity of traffic and roadways	Medium
Outdoor urban environments	Medium
Outdoor rural environments (without dust, fluff, pollen)	Low
Residential indoor environments	Low

Recommended Hours of Operation Between Cleaning & Maintenance

Sampling Scenario	Contamination Probability		
	High	Medium	Low
Mobile sampling with impacts: on person or in vehicle	100	200	400
Mobile sampling on cushioned support	150	300	500
Stationary sampling, relocated during operation	500	800	1200
Stationary sampling, not moved during operation	800	1200	2000

NOTE: If a microCyclone™ is being used with your microAeth AE51, please clean it on a frequent basis, depending on sampling environment and concentrations.

2.3 Filter Media

IMPORTANT NOTE:

- Always make sure that a filter strip is installed in the microAeth AE51 when it is operating.
- Whenever the filter strip is exchanged, the microAeth AE51 should be turned off to prevent dust or debris from being drawn into the inlet and analysis chamber.

2.3.1 General

The sample collection and analysis is performed on a filter strip, consisting of a small section of filter material held between and supported by a specially designed filter holder to create the filter strip assembly. As the aerosol sample is drawn through the filter media by the instrument's integrated, internal sample pump, the aerosol sample collects gradually on the filter medium to create a gray spot 3 mm in diameter. The microAeth AE51 determines the attenuation of the source light as the accumulated black carbon increases the optical density of the filter spot. After the optical density reaches a certain level, the filter strip must be replaced to maintain measurement integrity.

To maintain a leak-free sample path, the filter strip is clamped between two halves of the spring-loaded sampling head. A release button opens the clamp to allow the filter strip to be inserted and removed. A locating pin in the head engages in a matching hole in the filter strip holder to ensure correct placement.

2.3.2 Filter Strip Installation and Removal

1. The sample deposit side of the filter strip is the white side. When the filter strip is installed in the sample chamber, the white side of the filter strip should be facing the same direction as indicated by the white arrow on the faceplate of the microAeth AE51.



Figure 5: Top of microAeth AE51



Figure 6: Bottom of AE51 with filter strip release button.



Figure 7: White sample deposit side of filter strip faces the top.



Figure 8: Metal side of filter strip faces the bottom.

2. Hold the AE51 in one hand so that the filter chamber release button is on the bottom of the enclosure (Figure 9) (all of the icons will be right side up).
3. Loosen the rubber cover on the front of the AE51 by pulling the tab away from the instrument. This will expose the filter strip slot.



Figure 9: Inserting and removing filter strip while depressing filter release button on bottom of microAeth AE51.

4. If there is a filter strip already installed, depress the release button with your thumb and pull the filter strip out of the sampling head.
5. Install a new filter strip by pressing and holding the release button and then inserting the new filter strip into the sample chamber opening with the white plastic side facing up (Figure 9).
6. Make sure to push the new filter strip all the way into the slot and that the locating pinhole on the filter strip is not visible.
7. Release the release button and verify the locating pin has registered properly in the filter strip locating hole.
8. Replace the rubber cover. A tight fit is essential to prevent the entry of contamination and stray light into the sample chamber.

2.4 Power

The power switch is located on the front panel of the instrument. There are two options for recharging:

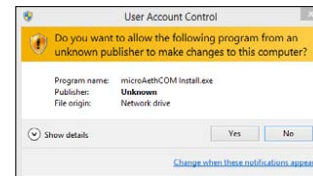
- USB to PC-USB port (500mA): 4 hours to full charge
- USB to AC-USB wall adapter (500mA): 4 hours to full charge.

The instrument uses a USB-based power charger (100-500mA) for internal 5VDC lithium ion battery. The yellow charging light illuminates when the microAeth AE51 is connected to an external power source and is recharging the battery. When the battery is fully charged, the yellow light turns off.

2.5 microAethCOM PC Software Installation

The microAethCOM software application is designed to install and operate on a PC using Windows® XP with Service Pack 3, Windows® 7, and Windows® 8. All software components are included in the installer named microAethCOM Install.exe which is located on the CD included with the microAeth AE51 or can be downloaded from the AethLabs website. This installer will install the microAethCOM, manual flow calibration software and the firmware file.

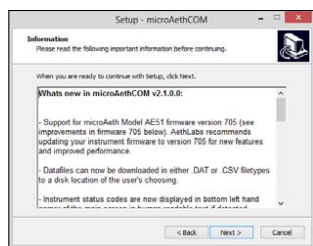
1. Do not connect the microAeth AE51 to the USB port on the computer until the software installation is complete.
2. Make sure that you have the necessary user privileges on your computer to install software.
3. Locate and double click microAethCOM Install.exe to start the install. The installer will prompt you through the setup.



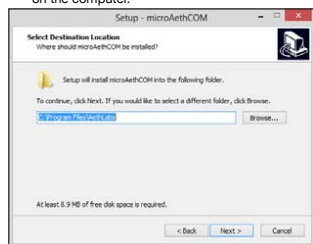
- In order to install the microAethCOM software, please read and accept the license agreement.



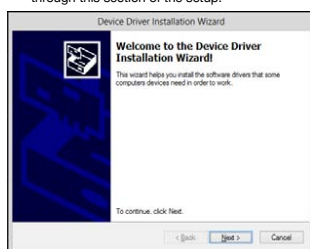
- Please review changes to microAethCOM and firmware.



- Select the directory location where microAethCOM, manual flow calibration software and the firmware file should be installed on the computer.



- The communication drivers will need to be installed next. The installer will prompt you through this section of the setup.



- Once all the correct drivers are installed, the setup will be complete.



2.6 Operation and Communication

Before starting a sampling run, it is recommended that the user verify all parameter settings. A description of each operating parameter and its configuration is described in section 2.6.2 Configuration of Instrument Operating Parameters.

The microAeth AE51 startup sequence automatically begins when the power is turned on. Sampling and data collection begin starting the next minute after the startup process is complete. A new measurement data file is created for the new sampling session. The microAeth AE51 will continue sampling and storing data until the instrument is shutdown. At shutdown, the data file is closed. Any active sampling session and data file will also be closed if data is downloaded or erased or if settings are saved to the AE51. In order to start a new sampling session, the AE51 must be restarted.

Status indicator lights located on each end panel of the AE51 provide information regarding the instrument operating status. Please read section 2.6.8.1 LED Status Indications for more information.

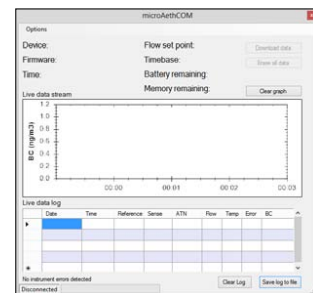
2.6.1 microAeth AE51 Operation

IMPORTANT NOTE:

- Always make sure that a filter strip is installed in the microAeth AE51 when it is operating.
- Whenever the filter strip is exchanged, the microAeth AE51 should be turned off to prevent dust or debris from being drawn into the inlet and analysis chamber.
- A new sampling session and data file is created each time the microAeth AE51 is turned on and completes the automatic startup sequence.
- Any active sampling session and data file will be closed if the microAeth AE51 is shutdown, data is downloaded or erased, or if settings are saved to the AE51. In order to start a

new sampling session, the AE51 must be restarted.

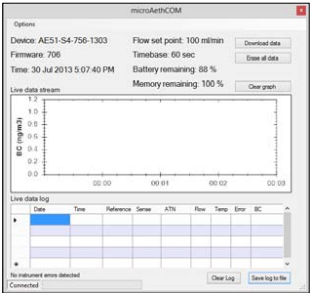
- Make sure that a filter strip is installed in the microAethAE51. Turn on the microAeth AE51 by depressing the power button for 4 seconds until the AE51 beeps for the second time and the red and green LEDs illuminate together.
- Release the power button and wait for a few seconds. The pump will turn on and the LEDs will then begin to blink on and off in unison about every second until the beginning of the next minute. When the LEDs stop blinking, the instrument will chirp indicating the start of data collection.
- While the unit is operating, the green LED will blink periodically. If the unit is set to store data to its internal memory, the green LED will emit single blinks every few seconds. If it has been set to store data internally and stream data, the green LED will blink twice every few seconds.
- Start the microAethCOM software.



- Connect the USB cable to the AE51 and your computer.

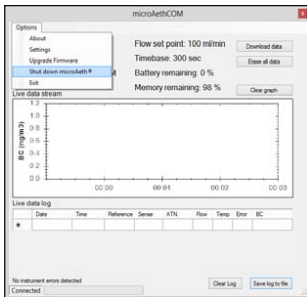


- After the AE51 establishes communication with the microAethCOM software, the connection status in the bottom left corner of the main screen will change to Connected and the microAeth AE51 serial number, status, and settings will be displayed.



- If the serial number, status, and settings are not displayed, disconnect the USB cable and reinsert it.

- To shut down the microAeth AE51 through the microAethCOM software, click Options then Shut down microAeth AE51. Depending on the current settings of the AE51, the power button on the front of the instrument can be used to shut down the instrument.



2.6.2 Configuration of Instrument Operating Parameters

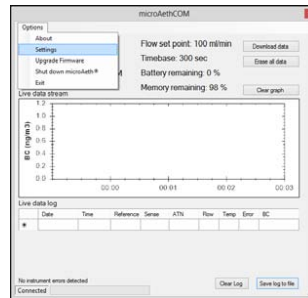
IMPORTANT NOTE:

- The AE51 will not collect data with new saved settings until it has been restarted.

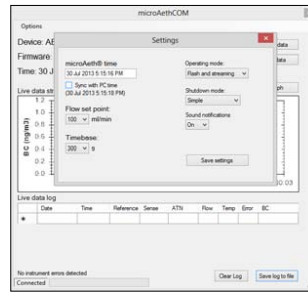
All instrument parameters are configured through the microAethCOM user interface. The various parameters are accessed through Settings in the Options menu on the tool bar.

- Turn on the microAeth AE51.
- Start the microAethCOM software.
- Connect the USB cable to the microAeth AE51 and the computer. Wait until the AE51 establishes communication with microAethCOM.

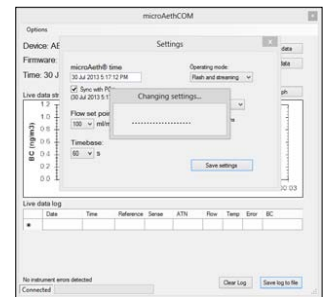
- Click Options then Settings



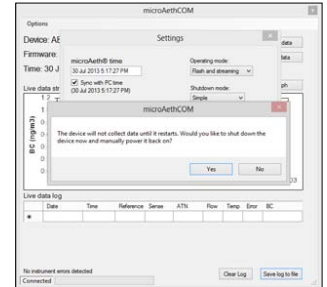
- On the Settings screen, the microAeth AE51 can be configured.



- When all settings are selected as desired, click the Save settings button.



- Once the settings have been saved, you will be prompted to shut down the microAeth AE51. The AE51 will not collect data with the new saved settings until it has been restarted.



2.6.2.1 Time & Time Sync

The time on the microAeth AE51 is displayed. In order to sync the time on the AE51 with the PC time, click the Sync with PC time check box.

It is very important to confirm the date and time of the PC prior to synchronizing to the AE51. Once confirmed, it is good operating practice to always synchronize the date and time when configuring the microAeth AE51 before starting a new sample session.

2.6.2.2 Flow Set Point

The flow set point permits the user to select a flow rate set point of 50, 100, 150, or 200 ml/min.

We recommend using lower flows in areas with high BC concentrations, and higher flow rates when maximum sensitivity is required in areas of low BC concentration. A lower flow rate should also be selected for longer run times and extended battery life. Please read section 2.2 Best Use Practices Recommendations for more information.

2.6.2.3 Timebase

The timebase permits the user to select an analysis timebase period of 1, 10, 30, 60, or 300 seconds.

We recommend 30 or 60 seconds for most 'human exposure' or 'ambient monitoring' use. Faster timebases will result in higher noise on each measurement point, and are most useful either for direct source monitoring (tailpipe analysis) or for other applications requiring extremely rapid data. A 300 second timebase can be used to extend battery life and run time. Please read section 2.2 Best Use Practices Recommendations for more information.

2.6.2.4 Operating Mode

The operating mode permits the user to configure data storage and streaming options.

- **Store to flash** saves data to the internal memory only.
- **Flash and streaming** saves data to the internal memory and outputs a continuous data stream through the USB port.

2.6.2.5 Shutdown Mode

The shutdown mode permits the user to configure how the instrument is shutdown.

- **Simple** mode will allow the microAeth AE51 to be shut down by depressing the power button for 3 seconds.
- **USB only** mode will only allow the microAeth AE51 to be shut down using the microAethCOM software.
- **Secure** mode will allow the microAeth AE51 to be shut down by pressing and releasing the power button three times in succession. The smoothly-timed sequence is coordinated by a simultaneous beep and blink of the red and green LED indicator lights.

Each cycle of the Secure mode takes about 1 second as follows:

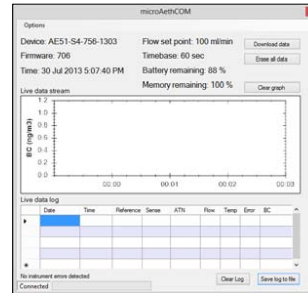
1. Press and hold the power button.
2. When you hear/see the first 'beep/blink' release the button quickly.
3. When you hear/see the next 'beep/blink' quickly press and hold the power button.
4. When you hear/see the next 'beep/blink' release the button quickly.
5. When you hear/see the next 'beep/blink' quickly press and hold the power button.
6. When you hear/see the next 'beep/blink' release the button quickly.
7. The microAeth AE51 will then shut down.

2.6.2.6 Sound Notifications

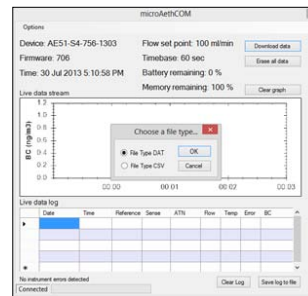
The sound notifications setting permits the user to select if the audible notifications issued by the microAeth AE51 are turned On or Off.

2.6.3 Downloading Data

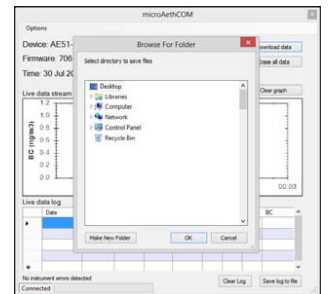
1. Turn on the microAeth AE51.
2. Start the microAethCOM software.
3. Connect the USB cable to the microAeth AE51 and the computer. Wait until the AE51 establishes communication with microAethCOM.



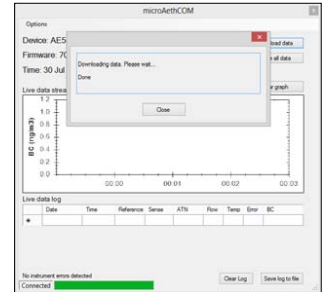
4. Click the Download data button to download the data stored on the internal memory of the AE51.
5. Select .DAT or .CSV data file type to download.



will be saved in a folder named AE51-SX-XXX-YYMM in this directory.

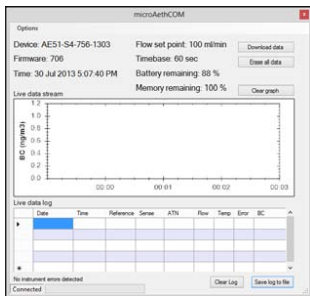


7. Wait until the download has completed. The progress bar in the bottom left corner of the main screen will show you the progress of the download. The status window will also inform you when the download is complete.



2.6.4 Erasing Data

1. Turn on the microAeth AE51.
2. Start the microAethCOM software.
3. Connect the USB cable to the microAeth AE51 and the computer. Wait until the AE51 establishes communication with microAethCOM.



4. Click the Erase all data button to erase all the data stored on the internal memory of the AE51.
5. You will be prompted to confirm to erase all the data stored on the AE51.



status window will show that the memory is being erased.



7. The status window will disappear when the memory has been erased.

2.6.5 Viewing and/or Analyzing Measurement Data

Data files are named using the following naming convention: AE51-SX-XXX-YYYYMMDD, where XXX is the instrument unique identifier number. Data files are formatted such that they can be imported directly into Microsoft Excel® or can be uploaded to the AethLabs website. Please note that when opening data files in Microsoft Excel®, formatting may automatically be changed, making it difficult to upload to the website.

2.6.6 Data File Structure

The data files are plain text with the extension .dat or .csv. The file consists of a header containing descriptive information; a line identifying the columns; and then a number of data lines with each item separated by a semicolon or comma depending on the file format chosen at the time of download.

An example of the header is:

```

"Delimiter = ;"
AethLabs
Device ID = AE51-S4-558-1204
Application version = 2.2.4.0
Flow = 100 ml/min
Timebase = 60 s
Start date = 2015/05/07
Start time = 18:10:00
Original date format = yyyy/MM/dd
Original time format = hh:mm:ss
Flow units = ml/min
PCB temp units = deg C
Battery units = %
BC units = ng/m^3
    
```

Date;Time;Ref;Sen;ATN;Flow;PCB temp;Status;Battery;BC

The first line of data does not contain the final BC calculation; all subsequent lines show this expressed in units of ng/m³ of BC. A typical excerpt of data lines is shown below:

```

2015/05/07;18:10:00;922087;869206;5.906;100;30;0;74;
2015/05/07;18:11:00;922264;869322;5.912;100;30;0;74;332
2015/05/07;18:12:00;922279;869287;5.917;100;29;0;74;321
2015/05/07;18:13:00;922294;869215;5.927;100;29;0;74;563
2015/05/07;18:14:00;922301;869151;5.935;100;29;0;73;461
2015/05/07;18:15:00;922399;869175;5.943;100;29;0;73;447
2015/05/07;18:16:00;922409;869110;5.952;100;29;0;73;486
2015/05/07;18:17:00;922388;869037;5.958;100;28;0;73;348
2015/05/07;18:18:00;922336;868932;5.964;100;28;0;73;366
2015/05/07;18:19:00;922458;868999;5.970;100;28;0;73;313
2015/05/07;18:20:00;922424;868920;5.975;100;28;0;73;307
    
```


2.6.7 Status Indications

2.6.7.1 LED Status Indications

The microAeth AE51 has one yellow LED located on the rear panel that turns on when the instrument is charging. The microAeth AE51 has two LED indicators, one green and one red, located on the front panel immediately to the right of the filter chamber. These lights indicate the instrument's current operating status. The green LED generally indicates that the instrument is functioning properly and is or is not collecting data. The red LED indicator generally indicates that the unit is not operating in a normal sampling state. The status indications signaled by the LEDs are given in the following table.

Run Modes		
Green	1 long blink & beep sound	Start of data storing to internal memory.
Green	1 blink every 3 sec	Acquiring data to internal memory.
Green	2 blinks every 3 sec	Acquiring data to internal memory and streaming.
Green	1 long blink every 1 or 5 min	Data write to internal memory (1, 5 min timebase).
Status Warnings during Run Modes (see above)		
Green indicates Run Mode (see above), Red indicates Warning (see below)		
Red	1 blinks every 1 sec	Warning - Change filter strip
Red	2 blinks every 1 sec	Warning - Battery low
Red	3 blinks every 1 sec	Warning - Flow error
Stop Modes		
Red & Green	synchronous 1 blink every 1 sec	Startup - Beeping, Not collecting data until ready. Idle - No Beeping, Not collecting data, Restart Req'd
Red Only	Repeat blink on/off sequence; on time is same as off time. Emits one series of 3 triple beeps.	Critical hardware error: <ul style="list-style-type: none"> Main supply voltage too high or too low Light source current too high or too low Light source feedback circuit error.

2.6.7.2 Data File Status Codes

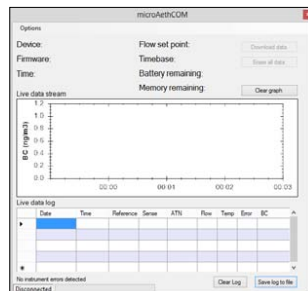
Reported Status Code in Data File	Reason / Indication
1	Battery Low
2	Flow out of range
4	Change filter ticket / Sense signal out of range
8	Optical signal feedback out of range
16	Power supply 5V out of range
32	LED current out of range
64	Flash memory full
128	Automatic shutdown occurred on configured schedule
0	OK - Instrument operating within specifications

NOTE: If more than one status error code is active simultaneously, the resulting code written to the data file is the sum of the error codes shown in the table above. For example, if the battery is low (status code = 1) and the flow is out of range (status code = 2), the status code shown in the data file will be 3.

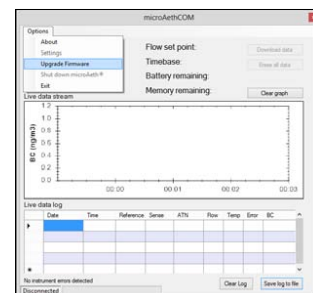
2.7 Upgrading microAeth AE51 Operating System Firmware

Before upgrading the microAeth AE51 operating system firmware, make sure that all data on the instrument has been downloaded. After the new firmware has been installed, the memory of the AE51 will need to be erased.

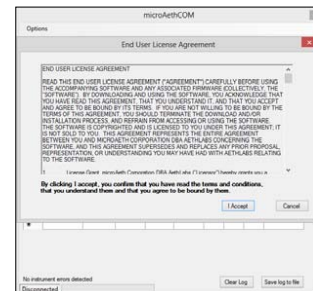
1. Start the microAethCOM software.
2. Connect the USB cable to the microAeth AE51 and the computer. Do not turn on the microAeth AE51. The microAethCOM software will show that the AE51 is Disconnected.



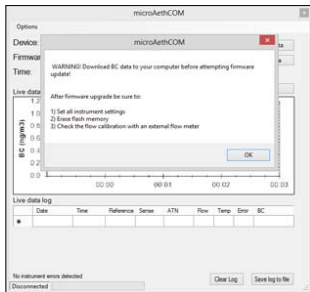
3. Click Options then Upgrade Firmware



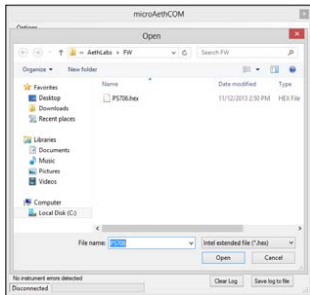
4. In order to install the firmware on the AE51, please read and accept the license agreement.



5. A warning window will appear to make sure that all data on the device has been downloaded and to inform the user of what should be completed after the upgrade.



6. Select the hex file PSxxx.hex where xxx refers to the version number to install on the AE51.



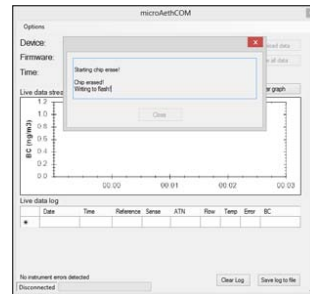
7. When prompted, turn on the AE51 within 5 seconds.



8. If the microAeth AE51 is not turned on within 5 seconds, the user will be told that the device did not respond. The user will have to close the window and start the firmware upgrade over again. If this occurs, go back to step 3.



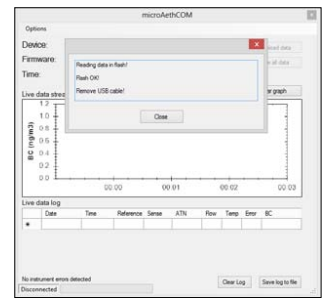
9. If the microAeth AE51 is turned on within 5 seconds, the firmware installation will begin. The memory will be erased and the new firmware will be written to memory.



10. Once the firmware has been installed, the microAethCOM software will check the memory for errors.



11. If no errors are found, the firmware installation will complete and the user will be prompted to unplug the AE51.



12. After a successful firmware upgrade, the following should be completed before using the microAeth AE51 for a new sampling session:

- **Set all instrument settings.** Please read section 2.6.2 Configuration of Instrument Operating Parameters for more information.
- **Erase all data on flash memory.** Please read section 2.6.4 Erasing Data for more information.
- **Check the flow calibration with an external flowmeter.** Please read section 2.8 Flow Calibration Procedure for more information.

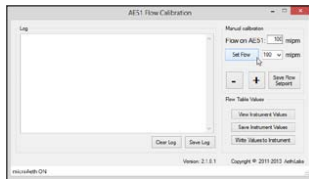
2.8 Manual Flow Calibration Procedure

In order to complete a manual flow calibration of the microAeth AE51, you will need to use the AE51 FlowCal software. The installation of the microAethCOM PC software automatically installs the AE51 FlowCal software into the directory chosen by the user during the installation process. Please read section 2.5 microAethCOM PC Software for more information about the installation process.

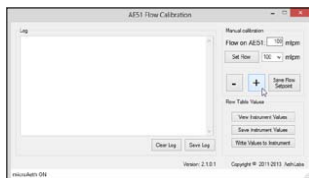
1. Install a clean, unused filter strip into the microAeth AE51. Please read section 2.3.2 Filter Strip Installation and Removal for more information.
NOTE: A pre-used filter strip with heavy loading may create an offset in the flow calibration table of the AE51.
2. Connect the external flowmeter to the inlet of the AE51.
3. Turn on the microAeth AE51 and the external flowmeter. Let the flowmeter stabilize for at least 10 minutes before use.
4. Start the AE51 FlowCal software.
5. Connect the USB cable to the microAeth AE51 and the computer. Wait until the AE51 establishes communication with AE51 FlowCal software. The status bar in the bottom left corner of the software will show the connection status of the microAeth and AE51 FlowCal software. If the status bar does not show microAeth AE51 ON status, check your connections and ensure that communication with the AE51 has been initiated as previously described and disconnect the USB cable from the computer and reinsert it.



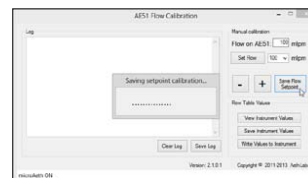
6. Select the flow setpoint to calibrate from the dropdown menu in the Manual calibration section of the software. Then click the Set Flow button.
7. The flow rate of the microAeth AE51 will change and the text box of Flow on AE51: should be populated with the desired flow setpoint.



8. Use the + and - buttons to adjust the pump speed of the microAeth AE51 until the flow rate on the external flowmeter closely matches the selected flow setpoint in the software.



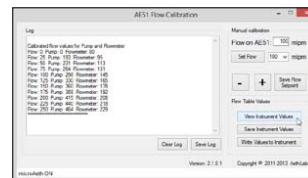
9. Then click the Save Flow Setpoint button to save the setpoint calibration in the microAeth AE51 flow calibration table stored in the instrument.



10. Repeat steps 6-9 for all flow setpoints in the dropdown menu in the Manual calibration section of the software.

NOTE: If the internal pump of the microAeth cannot reach the highest flow rate setpoint, contact AethLabs for further assistance.

11. Click the View Instrument Values button. This will display all the values of the flow calibration table.



12. Please check the values to make sure that as the flow setpoint increases from 0 to 250 ml/min, the pump drive and internal flowmeter values also increase. If this is not the case, please try again to calibrate the AE51. If this issue persists, please contact AethLabs for further assistance.

View Instrument Values

The View Instrument Values button requests the contents of the flow calibration table stored in the AE51.

The flow calibration table shows the pump drive values and internal flowmeter values for the specified flow setpoints.

VERY IMPORTANT: As the flow setpoint increases from 0 to 250 ml/min, the pump drive and internal flowmeter values should increase. If this is not the case, please try again to calibrate the AE51. If this issue persists, please contact AethLabs for further assistance.

Save Instrument Values

The Save Instrument Values button will prompt the user to select a location to save the flow calibration table file.

The flow calibration table values will be read from the AE51 and saved to a selected location where it can be kept for archival purposes and comparison, or can be retrieved and uploaded to the AE51 at a later time.

Write Values to Instrument

The Write Values to Instrument button will prompt the user to select a previously saved flow calibration table file for upload to the AE51.

Annexe 3 - Manuel d'utilisation du capteur BME680

1.3 Humidity sensor specification

Table 6: Humidity parameter specification

Parameter	Symbol	Condition	Min	Typ	Max	Unit
Operating Range ¹¹			-40	25	85	°C
			0		100	% r.H.
Full accuracy range			0		65	°C
			10		90	% r.H.
Supply Current	I _{DD,H}	1 Hz forced mode, temperature and humidity measurement		2.1	2.8	μA
Absolute Accuracy	A _H	20–80 % r.H., 25 °C, including hysteresis		±3		% r.H.
Hysteresis ¹²	H _H	10→90→10 % r.H., 25°C		±1.5		% r.H.
Nonlinearity ¹³	NL _H	10→90 % r.H., 25°C		1.7		% r.H.
Response time to complete 63% of step ¹⁴	τ _{0-63%}	N ₂ (dry) → 90 % r.H., 25°C		8		s
Resolution	R _H			0.008		% r.H.
Noise in humidity (RMS)	N _H	Highest oversampling		0.01		% r.H.
Long-term stability	ΔH _{stab}	10–90 % r.H., 25°C		0.5		% r.H./year

¹¹ When exceeding the operating range (e.g. for soldering), humidity sensing performance is temporarily degraded and reconditioning is recommended as described in Section 7.7. Operating range only for non-condensing environment.

¹² For hysteresis measurement the sequence 0→10→30→50→70→90→70→50→30→10 % r.H. is used. The hysteresis is defined as the maximum difference between measurements at of the same humidity up / down branch and the averaged curve of both branches.

¹³ Non-linear contributions to the sensor data are corrected during the calculation of the relative humidity by the compensation formulas described in Section 3.5.

¹⁴ The air-flow in direction to the vent-hole of the device has to be dimensioned in a way that a sufficient air exchange inside to outside will be possible. To observe effects on the response time-scale of the device an air-flow velocity of approximately 1 m/s is needed.

1.4 Pressure sensor specification

Table 7: Pressure parameter specification

Parameter	Symbol	Condition	Min	Typ	Max	Unit
Operating temperature range	T _A	operational	-40	25	85	°C
		full accuracy	0		65	
Operating pressure range	P	full accuracy	300		1100	hPa
Supply current	I _{DD,LP}	1 Hz forced mode, pressure and temperature, lowest power		3.1	4.2	µA
Temperature coefficient of offset ¹⁵	TCO _P	25–40 °C, 900 hPa		±1.3		Pa/K
				±10.9		cm/K
Absolute accuracy pressure	A _{p,full}	300–1100 hPa 0–65°C		±0.6		hPa
Relative accuracy pressure	A _{rel}	700–900hPa, 25–40 °C, at constant humidity		±0.12		hPa
	A _{rel}	900–1100hPa 25–40 °C, at constant humidity		±0.12		hPa
Resolution of pressure output data	R _P	Highest oversampling		0.18		Pa
Noise in pressure	N _{P,fullBW}	Full bandwidth, highest oversampling		1.4		Pa
				11		cm
		Reduced bandwidth, highest oversampling		0.2		Pa
				1.7		cm
Solder drift		Minimum solder height 50µm	-0.5	1.2	+2.0	hPa
Long-term stability ¹⁶	P _{stab}	per year		±1.0		hPa
Possible sampling rate	f _{sample_P}	Lowest oversampling, see chapter 3.3.2	157	182		Hz

¹⁵ When changing temperature from 25 °C to 40 °C at constant pressure / altitude, the measured pressure / altitude will change by (15×TCO_p).

¹⁶ Long-term stability is specified in the full accuracy operating pressure range 0–65 °C

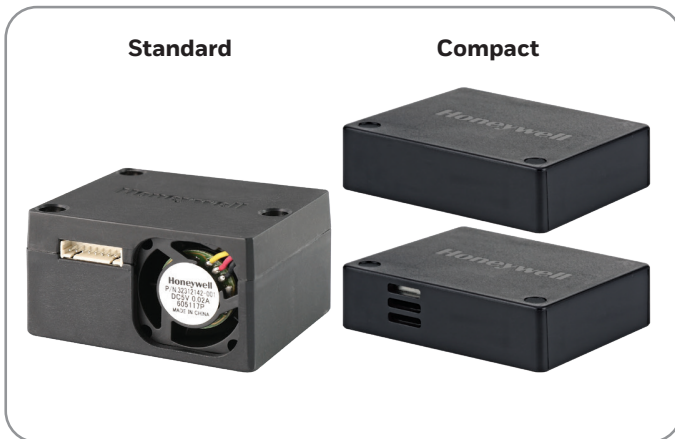
1.5 Temperature sensor specification

Table 8: Temperature parameter specification

Parameter	Symbol	Condition	Min	Typ	Max	Unit
Operating temperature range	T_A	operational	-40	25	85	°C
Supply current	$I_{DD,T}$	1 Hz forced mode, temperature measurement only		1.0		μA
Absolute accuracy temperature ¹⁷	$A_{T,25}$	25 °C		±0.5		°C
	$A_{T,full}$	0–65 °C		±1.0		°C
Output resolution	R_T	API output resolution		0.01		°C
RMS noise	N_T	Lowest oversampling		0.005		°C

¹⁷ Temperature measured by the internal temperature sensor. This temperature value depends on the PCB temperature, sensor element self-heating and ambient temperature and is typically above ambient temperature.

Annexe 4 - Manuel d'utilisation du capteur Honeywell HPMA115S0



DESCRIPTION

The Honeywell HPM Series Particulate Matter Sensor is a laser-based sensor which detects and counts particles using light scattering. The detection concentration range is $0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ to $1,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$. A laser light source illuminates a particle as it is pulled through the detection chamber. As particles pass through the laser beam, the light reflects off the particles and is recorded on the photo or light detector. The light is then analyzed and converted to an electrical signal to calculate particle concentration. The Honeywell particle sensor provides information on the particle concentration for given particle concentration range.

VALUE TO CUSTOMERS

- Enables the ability to more accurately and cost-competitively monitor or control environmental particulate
- Industry-leading long life of 10 years of continuous use
- Proven EMC performance enables the ability to perform more accurately in a variety of tough industrial environments
- Faster response time of <6 s allows the HPM Series to respond to environmental conditions in real time
- Enhanced reliability allows for use in harsh environments

FEATURES

- Laser-based light scattering particle sensing
- Concentration range: $0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ to $1,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- Fully calibrated
- EMC: Heavy industrial level IEC61000
- Response time: <6 s
- Supply current: 80 mA max.
- Output signal: UART (Universal Asynchronous Receiver/Transmitter)
- PM2.5, PM10 output (standard); PM1.0, PM2.5, PM4.0, PM10 output (compact)
- RoHS compliant
- REACH compliant

DIFFERENTIATION

- Long life of 10 years offers a more stable operation for continuous usage
- Proven EMC performance, based on IEC61000 stable operation, $\pm 15\%$ accuracy (PM2.5)



POTENTIAL APPLICATIONS

- HVAC (commercial and residential)
- Indoor air quality monitors
- Handheld air quality monitors
- Air purifiers (commercial and residential)
- Automotive cabin air purifiers

Particulate Matter Sensors

HPM Series

Table 1. Specifications

	Standard	Compact
Characteristic	HPMA115S0-XXX	HPMA115C0-003
		
Operating principle	laser scattering	
Detection^{1,2}	PM2.5, PM10	PM1.0, PM2.5, PM4.0, PM10
Output data^{1,2}	PM2.5 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, PM10 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM1.0 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, PM2.5 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, PM4.0 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, PM10 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Concentration range	0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ to 1,000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	
Accuracy (at 25°C ±5°C): 0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ to 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ to 1000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM2.5: ±15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM2.5: ±15 %	PM2.5: ±15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; PM1.0, PM4.0, PM10: ±25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM2.5: ±15 %; PM1.0, PM4.0, PM10: ±25%;
Response time	<6 s	
Supply voltage³	5 V ±0.2 V	
Switching frequency max.	100 kHz	
Ripple amplitude max.	20 mV	
R.M.S noise max.	1 mV (noise bandwidth 10 MHz)	
Standby current (at 25°C ±5°C)	<20 mA	
Supply current (at 25°C ±5°C)	<80 mA	
Inrush current max. (at 25°C ±5°C)	600 mA	
Temperature: operating storage	-20°C to 50°C [-4°F to 122°F] -30°C to 65°C [-22°F to 149°F]	-20°C to 70°C [-4°F to 158°F] -40°C to 85°C [-40°F to 185°F]
Humidity (operating and storage)	0 %RH to 95 %RH non-condensing	
Output protocol⁴	UART; baud rate: 9600, databits: 8, stopbits: 1, parity: no	
Operating time: continuous mode intermittent mode	10 years depends on duty cycle	
Laser class	Laser Class 1: IEC/EN 60825-1: 650 nm	
ESD	±4 kV contact, ±8 kV air per IEC 61000-4-2	
Radiated immunity	1 V/m (80 MHz to 1000 MHz) per IEC 61000-4-3	
Fast transient burst	±0.5 kV per IEC61000-4-4	
Immunity to conducted disturbances radiated emissions	3 V per IEC61000-4-6	
Radiated emissions	40 dB 30 MHz to 230 MHz; 47 dB 230 MHz to 1000 MHz per CISPR 14	
Conducted emissions	0.15 MHz to 30 MHz in compliance with CISPR 14	
Dimensions (L X W X H)	43 mm x 36,00 mm x 23,7 mm [1.69 in x 1.42 in x 0.93 in]	44 mm x 36 mm x 12 mm [1.73 in x 1.42 in x 0.48 in]

¹ PM2.5 is particulate matter $\leq 2.5 \mu\text{m}$ in diameter; PM10 is particulate matter $\leq 10 \mu\text{m}$ in diameter.

² PM1.0 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, PM4.0 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, and PM10 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ are calculated from PM 2.5 readings.

³ Power supply output should contain one de-coupling capacitor (22 μF), and two ceramic capacitors (100 nF, 10 nF), if ripple amplitude max. or R.M.S. noise max. exceeds specifications.

⁴ Contact Honeywell for other output options.

**CLASS 1
LASER PRODUCT**

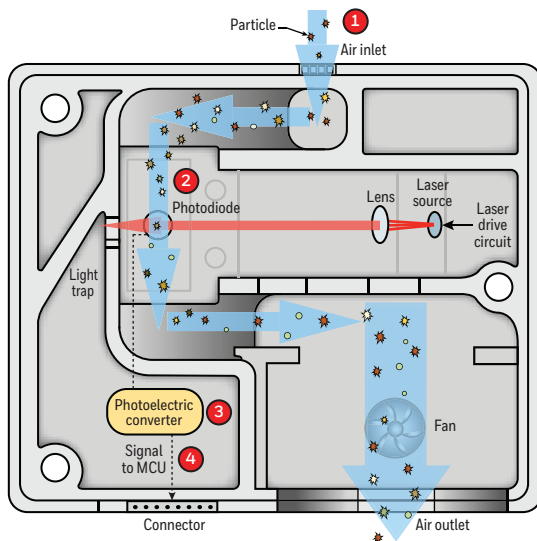
Table 2. Order Guide

Catalog Listing	Description
HPMA115S0-XXX	HPM Series PM2.5 Particulate Matter Sensor, standard size, UART output
HPMA115C0-003	HPM Series PM2.5 Particulate Matter Sensor, compact size, UART output, air inlet and air outlet on same side
HPMA115C0-004	HPM Series PM2.5 Particulate Matter Sensor, compact size, UART output, air inlet and air outlet on opposite sides

Particulate Matter Sensors

HPM Series

Figure 1. HPM Series Operation (standard version shown top down)



- 1 Fan draws in air through inlet.
- 2 Air passes through the laser where the light reflected off the particles is captured by the photodiode.
- 3 The photodiode passes information to the photoelectric converter. The photoelectric converter processes the signal from the particles into density.
- 4 Signal is transmitted to micro control unit where a proprietary algorithm processes the data and supplies outputs for the density of the particulate ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Table 3. Standard and Compact Connector Pinout

Standard			Compact		
Pin	Name	Description	Pin	Name	Description
1	V_{OUT}	power output (+3.3 V/100 mA)	1	V_{OUT}	power output (+5 V) (output max.: 300 mA)
2	V_{CC}	power input (5 V)	2	V_{CC}	power input (+5 V)
3	N/A	N/A	3	GND	ground
4	N/A	N/A	4	GND	ground
5	RES	reserved for future use	5	RES	reserved for future use
6	TX	UART TX output (0 V - 3.3 V)	6	N/A	N/A
7	RX	UART RX input (0 V - 3.3 V)	7	RX	UART RX input (0 V - 3.3 V)
8	GND	ground	8	N/A	N/A
-	—	—	9	TX	UART TX output (0 V - 3.3 V)
-	—	—	10	SET	reserved for future use

Particulate Matter Sensors

HPM Series

Table 4. Standard Version Customer Use Protocol¹

Command Length (Bytes)	HEAD	LEN	CMD	Data	CS	Example
Read Particle Measuring Results						
Send	0x68	0x01	0x04	NA	CS = MOD ((65536-(HEAD+LEN+CMD+DATA)), 256)	68 01 04 93
Response, Pos ACK	0x40	0x05	0x04	“DF1, DF2, DF3, DF4 PM2.5 = DF1 * 256 + DF2 PM10 = DF3 * 256 + DF4”	CS = MOD ((65536-(HEAD+LEN+CMD+DATA)), 256)	40 05 04 00 30 00 31 56
Response, Neg ACK						0x9696
Start Particle Measurement						
Send	0x68	0x01	0x01	NA	CS = MOD ((65536-(HEAD+LEN+CMD+DATA)), 256)	68 01 01 96
Response, Pos ACK						0xA5A5
Response, Neg ACK						0x9696
Stop Particle Measurement²						
Send	0x68	0x01	0x02	NA	CS = MOD ((65536-(HEAD+LEN+CMD+DATA)), 256)	68 01 02 95
Response, Pos ACK						0xA5A5
Response, Neg ACK						0x9696
Set Customer Adjustment Coefficient						
Send	0x68	0x02	0x08	DF1: 30 ~ 200 (Default, 100)	CS = MOD ((65536-(HEAD+LEN+CMD+DATA)), 256)	68 02 08 64 2A
Response, Pos ACK						0xA5A5
Response, Neg ACK						0x9696
Read Customer Adjustment Coefficient						
Send	0x68	0x01	0x10	NA	CS = MOD ((65536-(HEAD+LEN+CMD+DATA)), 256)	68 01 10 87
Response, Pos ACK	0x40	0x02	0x10	DF1: 30 ~ 200 (Default, 100)	CS = MOD ((65536-(HEAD+LEN+CMD+DATA)), 256)	40 02 10 64 4A
Response, Neg ACK						0x9696
Stop Auto Send						
Send	0x68	0x01	0x20	NA	CS = MOD ((65536-(HEAD+LEN+CMD+DATA)), 256)	68 01 20 77
Response, Pos ACK						0xA5A5
Response, Neg ACK						0x9696
Enable Auto Send³						
Send	0x68	0x01	0x40	NA	CS = MOD ((65536-(HEAD+LEN+CMD+DATA)), 256)	68 01 40 57
Response, Pos ACK						0xA5A5
Response, Neg ACK						0x9696

¹Product life may vary depending on the specific application in which the sensor is utilized.

²Shuts down the fan, helping to extend the life of the product.

³See Table 6 for data format.

Particulate Matter Sensors

HPM Series

Table 5. Standard Version Data Format (Protocol Length: 32 Bytes)

Byte Number	Head0	Head0	Head0
Byte0	Head0	0x42	fixed
Byte1	Head1	0x4d	
Byte2	Len_H	...	Frame Length = 2x13+2(data length + checksum length)
Byte3	Len_L	...	
Byte4	Data0_H	...	reserve
Byte5	Data0_L	...	
Byte6	Data1_H	...	PM2.5 concentration (standard particulate matter)
Byte7	Data1_L	...	
Byte8	Data2_H	...	PM10 concentration (standard particulate matter)
Byte9	Data2_L	...	
Byte10	Data3_H	...	reserve
Byte11	Data3_L	...	
Byte12	Data4_H	...	reserve
Byte13	Data4_L	...	
Byte14	Data5_H	...	reserve
Byte15	Data5_L	...	
Byte16	Data6_H	...	reserve
Byte17	Data6_L	...	
Byte18	Data7_H	...	reserve
Byte19	Data7_L	...	
Byte20	Data8_H	...	reserve
Byte21	Data8_L	...	
Byte22	Data9_H	...	reserve
Byte23	Data9_L	...	
Byte24	Data10_H	...	reserve
Byte25	Data10_L	...	
Byte26	Data11_H	...	reserve
Byte27	Data11_L	...	
Byte28	Data12_H	...	reserve
Byte29	Data12_L	...	
Byte30	CheckSum_H	...	Checksum = Head0+Head1+Len_H+Len_L+Data0_H+...+Data12_L
Byte31	CheckSum_H	...	

Particulate Matter Sensors

HPM Series

Table 6. Compact Version Customer Use Protocol¹

Command Length (Bytes)	HEAD	LEN	CMD	Data	CS	Example
Read Particle Measuring Results						
Send	0x68	0x01	0x04	NA	CS = MOD (((65536-(HEAD+LEN+CMD+DATA)), 256)	68 01 04 93
Response, Pos ACK	0x40	0x05	0x04	DF1-DF8, DF9~ DF12 reserved PM1.0 = DF1 * 256 + DF2 PM2.5 = DF3 * 256 + DF4 PM4.0 = DF5 * 256 + DF6 PM10 = DF7 * 256 + DF8	CS = MOD (((65536-(HEAD+LEN+CMD+DATA)), 256)	40 0D 04 00 30 00 31 00 32 00 33 00 00 00 00 E9
Response, Neg ACK	0x9696					
Start Particle Measurement						
Send	0x68	0x01	0x01	NA	CS = MOD (((65536-(HEAD+LEN+CMD+DATA)), 256)	68 01 01 96
Response, Pos ACK	0xA5A5					
Response, Neg ACK	0x9696					
Stop Particle Measurement²						
Send	0x68	0x01	0x02	NA	CS = MOD (((65536-(HEAD+LEN+CMD+DATA)), 256)	68 01 02 95
Response, Pos ACK	0xA5A5					
Response, Neg ACK	0x9696					
Set Customer Adjustment Coefficient						
Send	0x68	0x02	0x08	DF1: 30 ~ 200 (Default, 100)	CS = MOD (((65536-(HEAD+LEN+CMD+DATA)), 256)	68 02 08 64 2A
Response, Pos ACK	0xA5A5					
Response, Neg ACK	0x9696					
Read Customer Adjustment Coefficient						
Send	0x68	0x01	0x10	NA	CS = MOD (((65536-(HEAD+LEN+CMD+DATA)), 256)	68 01 10 87
Response, Pos ACK	0x40	0x02	0x10	DF1: 30 ~ 200 (Default, 100)	CS = MOD (((65536-(HEAD+LEN+CMD+DATA)), 256)	40 02 10 64 4A
Response, Neg ACK	0x9696					
Stop Auto Send						
Send	0x68	0x01	0x20	NA	CS = MOD (((65536-(HEAD+LEN+CMD+DATA)), 256)	68 01 20 77
Response, Pos ACK	0xA5A5					
Response, Neg ACK	0x9696					
Enable Auto Send³						
Send	0x68	0x01	0x40	NA	CS = MOD (((65536-(HEAD+LEN+CMD+DATA)), 256)	68 01 40 57
Response, Pos ACK	0xA5A5					
Response, Neg ACK	0x9696					

¹Product life may vary depending on the specific application in which the sensor is utilized.

²Shuts down the fan, helping to extend the life of the product.

³See Table 7 for data format.

Particulate Matter Sensors

HPM Series

Table 7. Compact Version Data Format (Protocol Length: 32 Bytes)

Byte Number	Head0	Head0	Head0
Byte0	Head0	0x42	fixed
Byte1	Head1	0x4d	
Byte2	Len_H	...	Frame Length = 2x13+2(data length + checksum length)
Byte3	Len_L	...	
Byte4	Data0_H	...	PM1.0 concentration (standard particulate matter)
Byte5	Data0_L	...	
Byte6	Data1_H	...	PM2.5 concentration (standard particulate matter)
Byte7	Data1_L	...	
Byte8	Data2_H	...	PM4.0 concentration (standard particulate matter)
Byte9	Data2_L	...	
Byte10	Data3_H	...	PM10 concentration (standard particulate matter)
Byte11	Data3_L	...	
Byte12	Data4_H	...	reserve
Byte13	Data4_L	...	
Byte14	Data5_H	...	reserve
Byte15	Data5_L	...	
Byte16	Data6_H	...	reserve
Byte17	Data6_L	...	
Byte18	Data7_H	...	reserve
Byte19	Data7_L	...	
Byte20	Data8_H	...	reserve
Byte21	Data8_L	...	
Byte22	Data9_H	...	reserve
Byte23	Data9_L	...	
Byte24	Data10_H	...	reserve
Byte25	Data10_L	...	
Byte26	Data11_H	...	reserve
Byte27	Data11_L	...	
Byte28	Data12_H	...	reserve
Byte29	Data12_L	...	
Byte30	CheckSum_H	...	Checksum = Head0+Head1+Len_H+Len_L+Data0_
Byte31	CheckSum_L	...	H+...+Data12_L

Particulate Matter Sensors

HPM Series

⚠ CAUTION

PRODUCT DAMAGE

Ensure adherence to all installation instructions.

Failure to comply with these instructions could result in product damage.

NOTICE

IMPROPER INSTALLATION

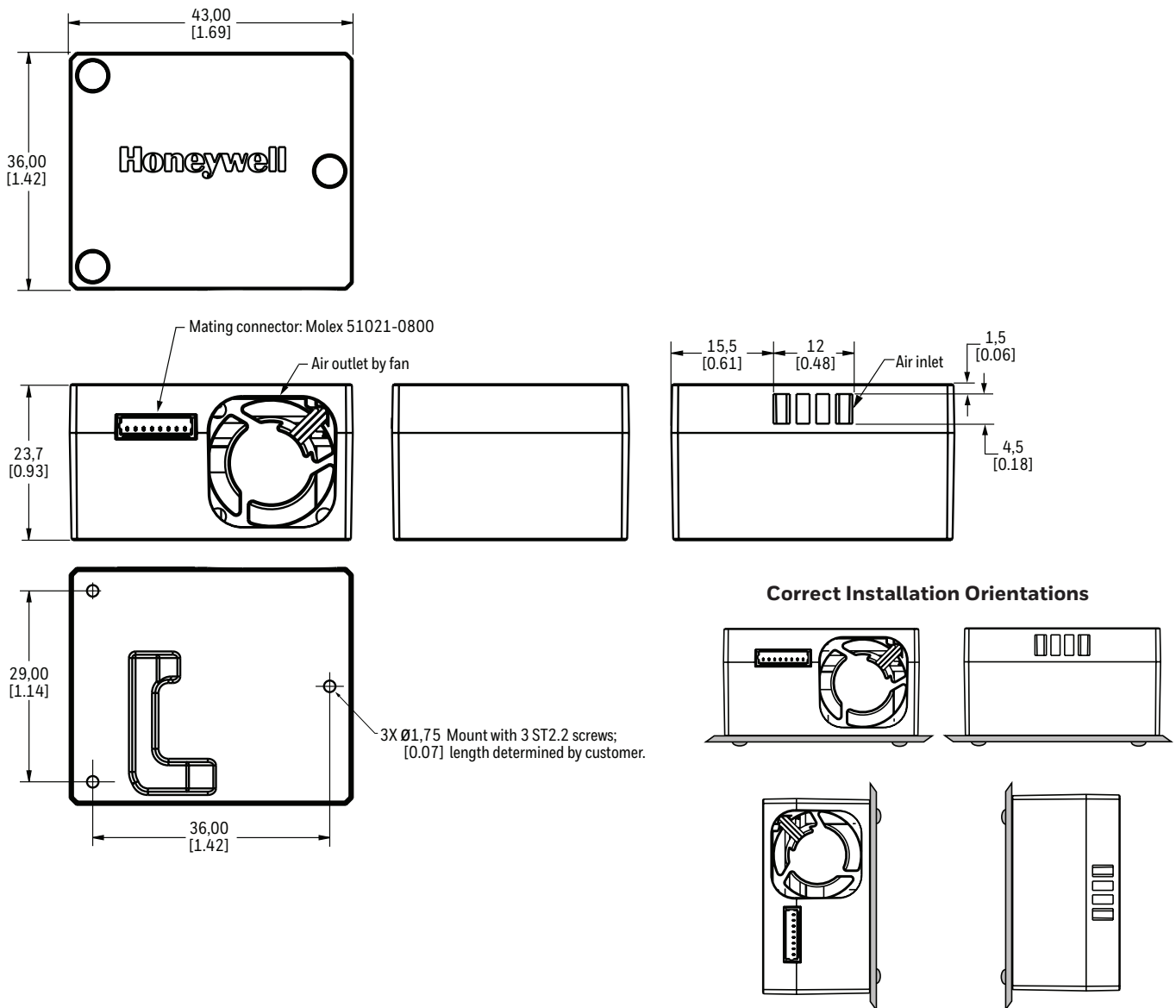
To avoid particulate settling or accumulation at the air outlet or air inlet, which may affect product sensitivity and accuracy, ensure that the HPM Series Particle Sensor:

- Is installed correctly according to Figure 2, 3, or 4.
- Is installed such that the air inlet and air outlets are not blocked and that the flow of air through the sensor is neither reduced nor increased.

Product Installation

Install the product to the desired surface using the screw size shown in the applicable figure.

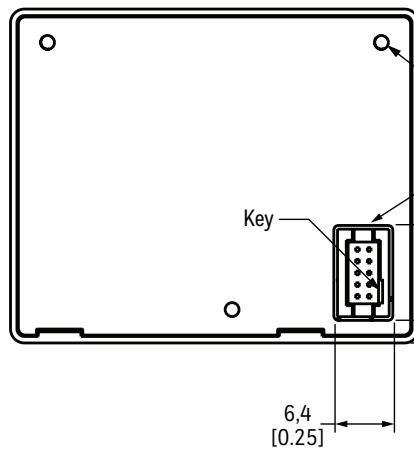
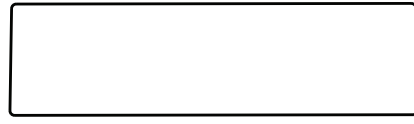
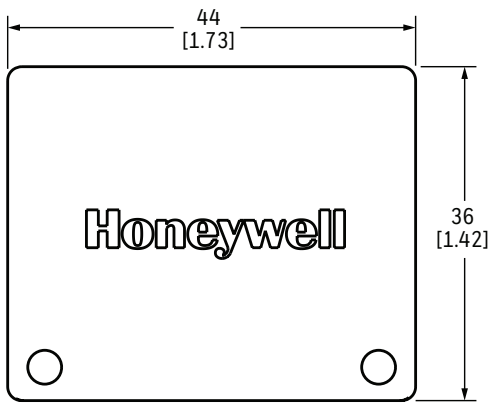
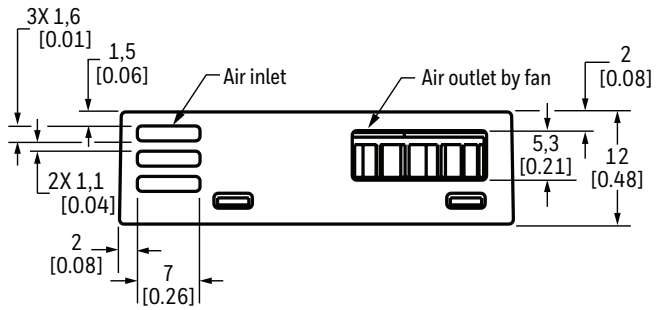
Figure 2. Standard Mounting Dimensions and Correct Installation Orientations (For reference only. (mm/[in])



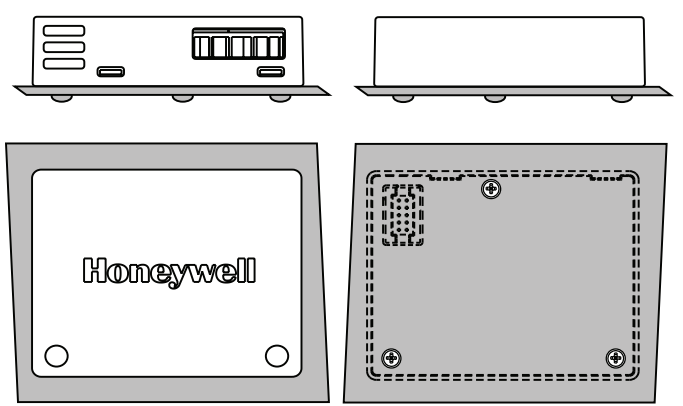
Particulate Matter Sensors

HPM Series

Figure 3. Compact Version HPM A115CO-003 Mounting Dimensions and Correct Installation Orientations
 (For reference only: mm/[in])



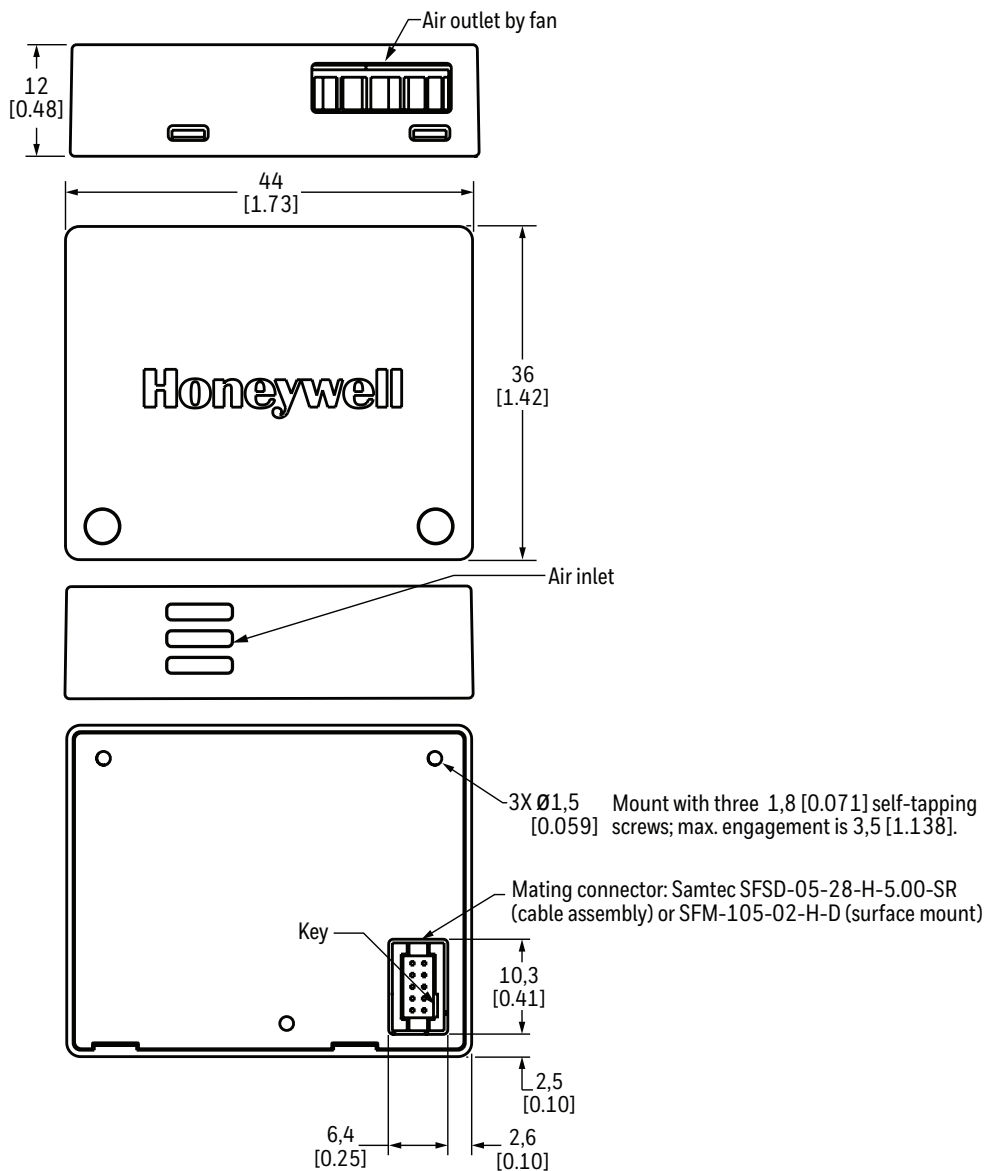
Correct Installation Orientations



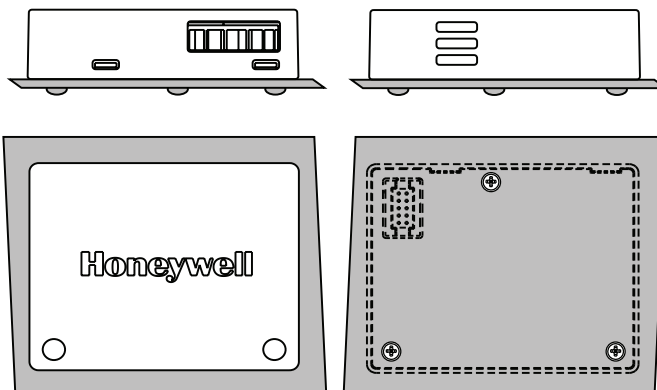
Particulate Matter Sensors

HPM Series

Figure 4. Compact Version HPMA115CO-004 Mounting Dimensions and Correct Installation Orientations
(For reference only: mm/[in])



Correct Installation Orientations



ADDITIONAL INFORMATION

The following associated literature is available on the Honeywell web site at sensing.honeywell.com:

- Sell sheet
- Frequently Asked Questions (FAQs)

⚠ WARNING PERSONAL INJURY

DO NOT USE these products as safety or emergency stop devices or in any other application where failure of the product could result in personal injury.

Failure to comply with these instructions could result in death or serious injury.

Warranty/Remedy

Honeywell warrants goods of its manufacture as being free of defective materials and faulty workmanship during the applicable warranty period. Honeywell's standard product warranty applies unless agreed to otherwise by Honeywell in writing; please refer to your order acknowledgment or consult your local sales office for specific warranty details. If warranted goods are returned to Honeywell during the period of coverage, Honeywell will repair or replace, at its option, without charge those items that Honeywell, in its sole discretion, finds defective. **The foregoing is buyer's sole remedy and is in lieu of all other warranties, expressed or implied, including those of merchantability and fitness for a particular purpose. In no event shall Honeywell be liable for consequential, special, or indirect damages.**

While Honeywell may provide application assistance personally, through our literature and the Honeywell web site, it is buyer's sole responsibility to determine the suitability of the product in the application.

Specifications may change without notice. The information we supply is believed to be accurate and reliable as of this writing. However, Honeywell assumes no responsibility for its use.

For more information

Honeywell Advanced Sensing Technologies services its customers through a worldwide network of sales offices and distributors. For application assistance, current specifications, pricing or the nearest Authorized Distributor, visit [our website](#) or call:

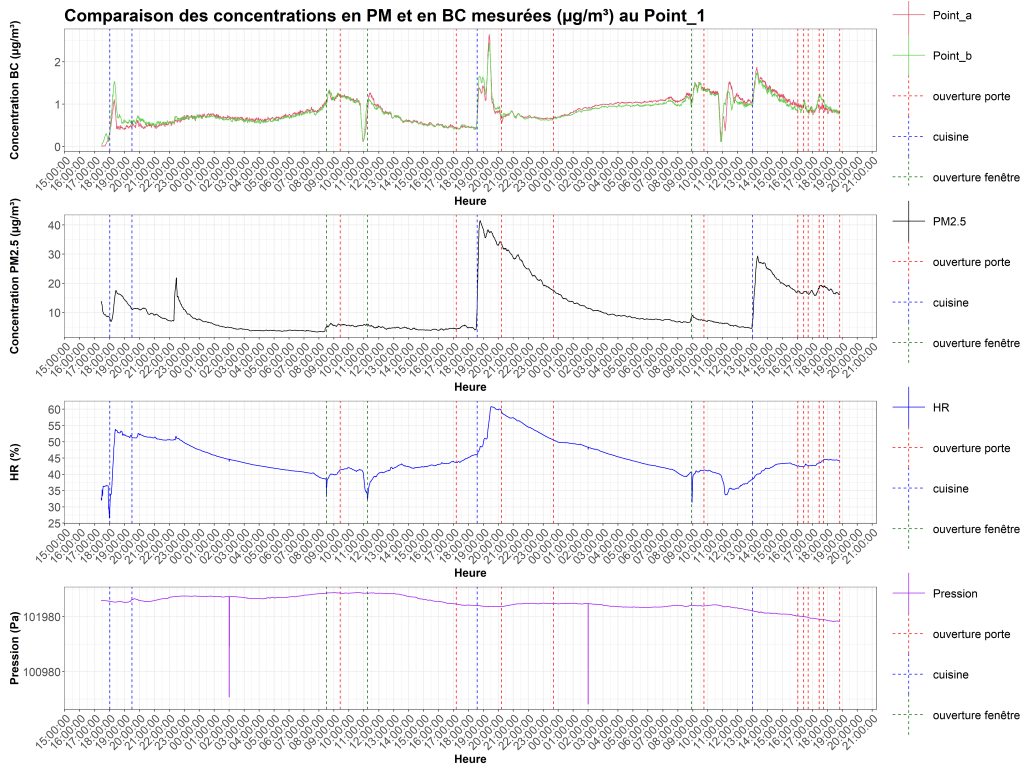
Asia Pacific +65 6355-2828
Europe +44 (0) 1698 481481
USA/Canada +1-800-537-6945

Honeywell

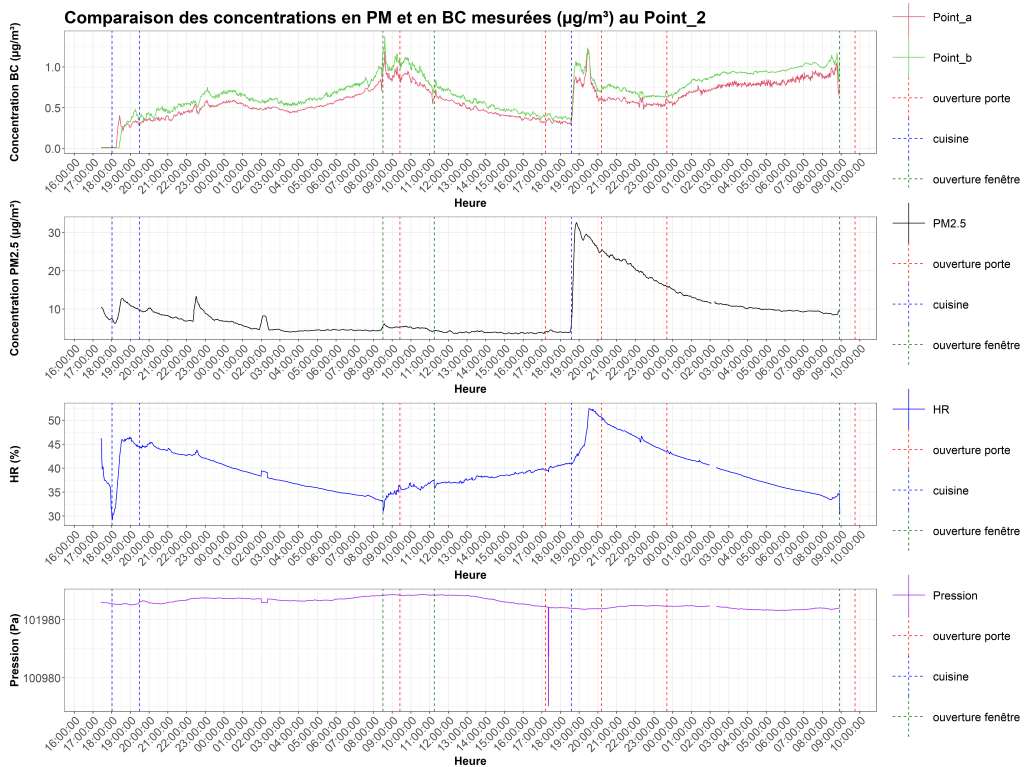
Advanced Sensing Technologies

830 East Arapaho Road
Richardson, TX 75081
sps.honeywell.com/ast

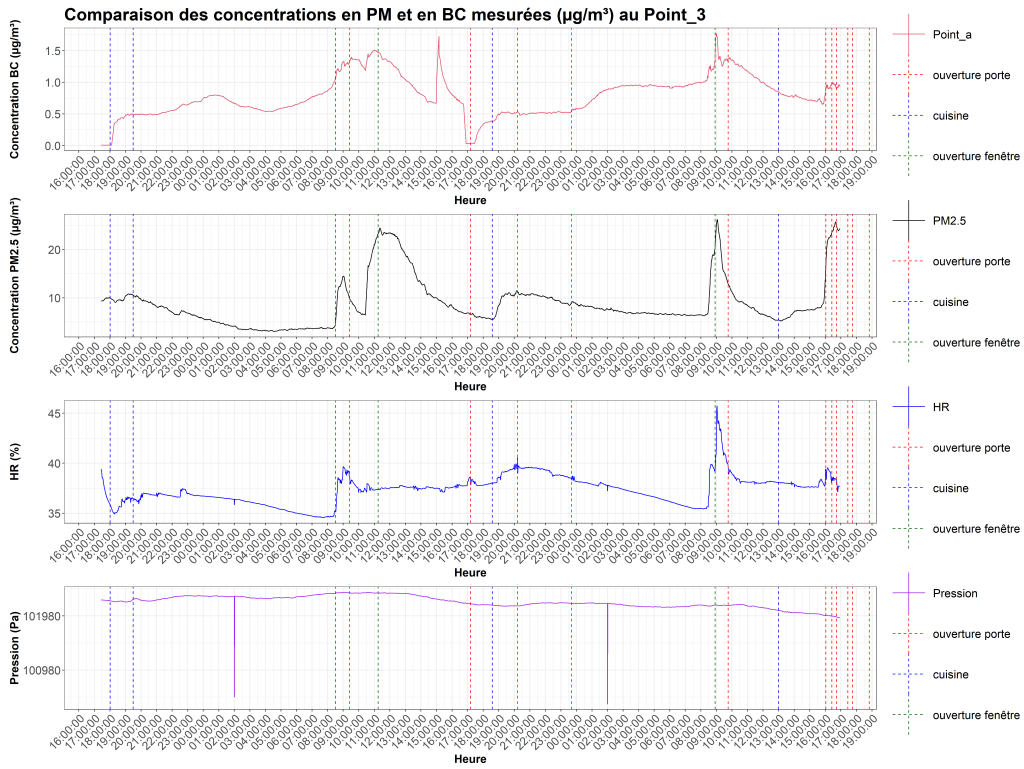
Annexe 5 - Graphiques comparatifs des concentrations de BC, de PM_{2.5}, d'humidité relative et de pression, pour chaque point lors de chaque scénario



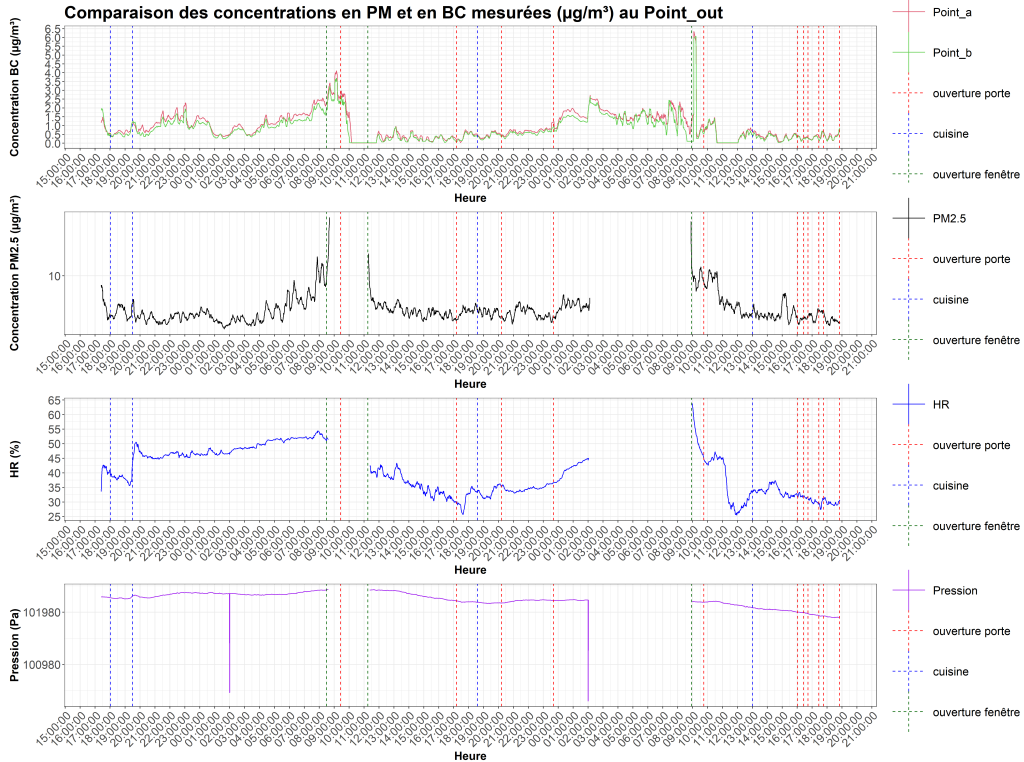
Comparaison des variations de BC, de PM_{2.5}, d'humidité relative et de pression pour le "Point_1" lors du premier scénario



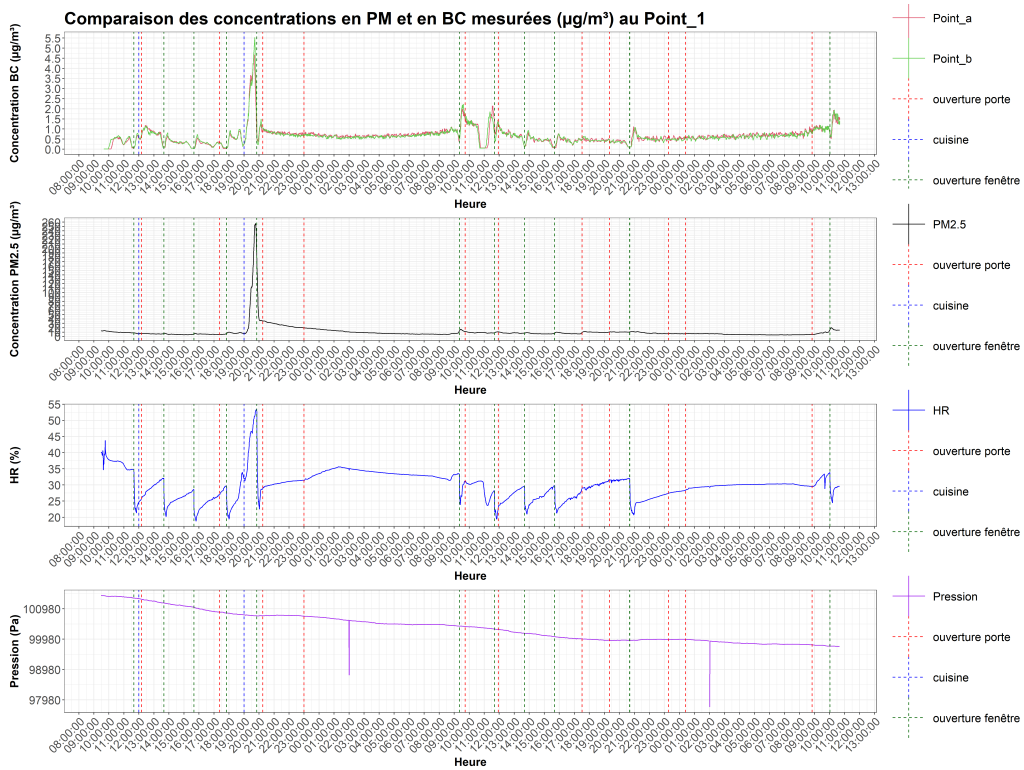
Comparaison des variations de BC, de PM2.5, d'humidité relative et de pression pour le "Point_ 2" lors du premier scénario



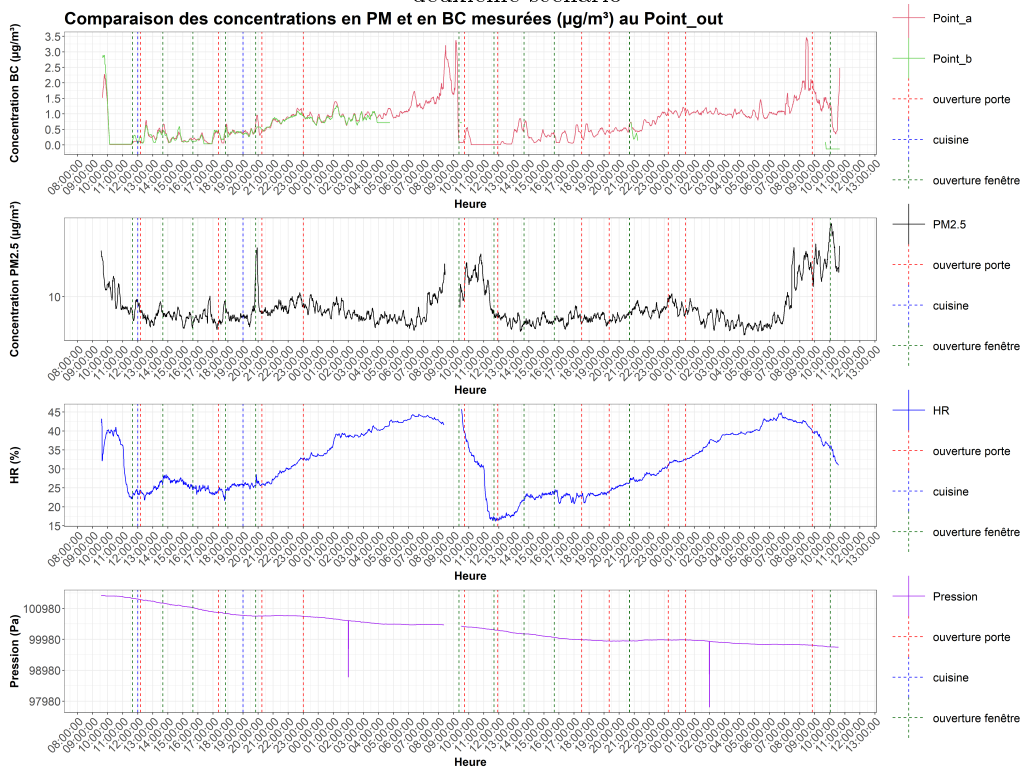
Comparaison des variations de BC, de PM2.5, d'humidité relative et de pression pour le "Point_ 3" lors du premier scénario



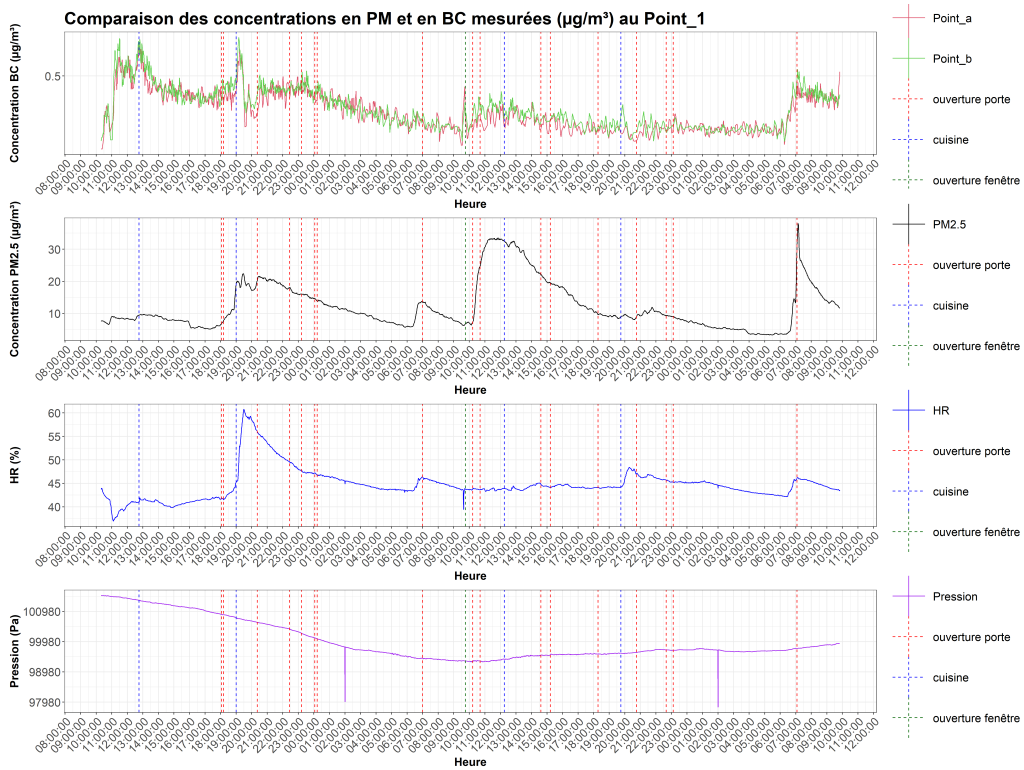
Comparaison des variations de BC, de PM2.5, d'humidité relative et de pression pour le "Point_ out" lors du premier scénario



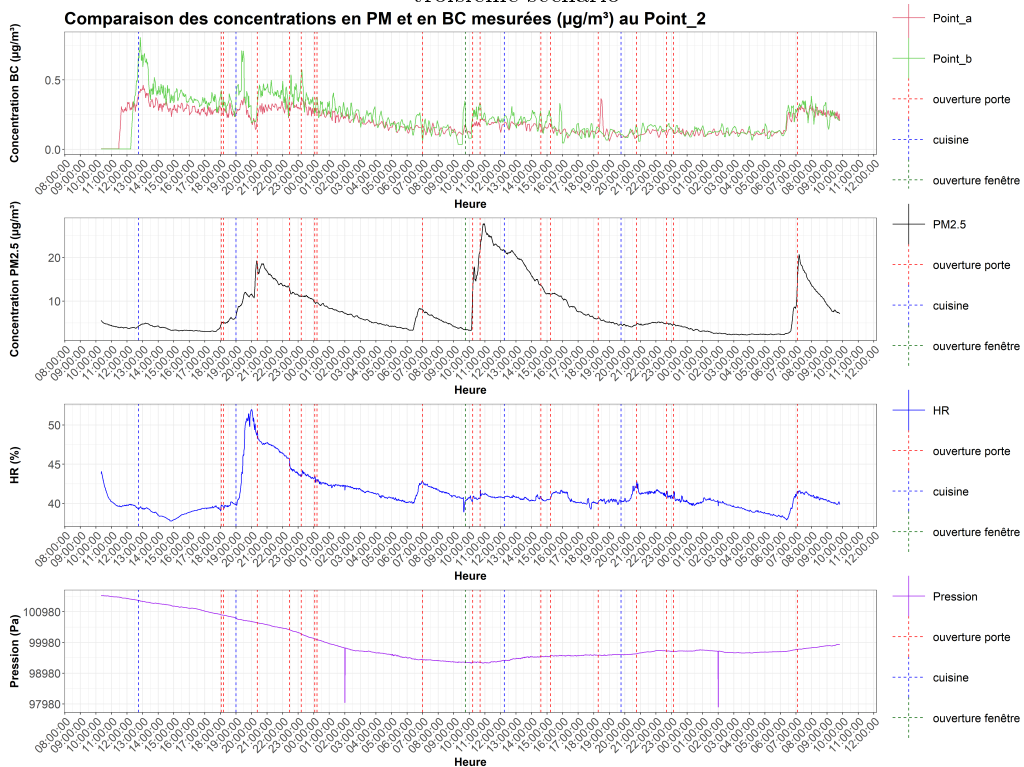
Comparaison des variations de BC, de PM2.5, d'humidité relative et de pression pour le "Point_ 1" lors du deuxième scénario



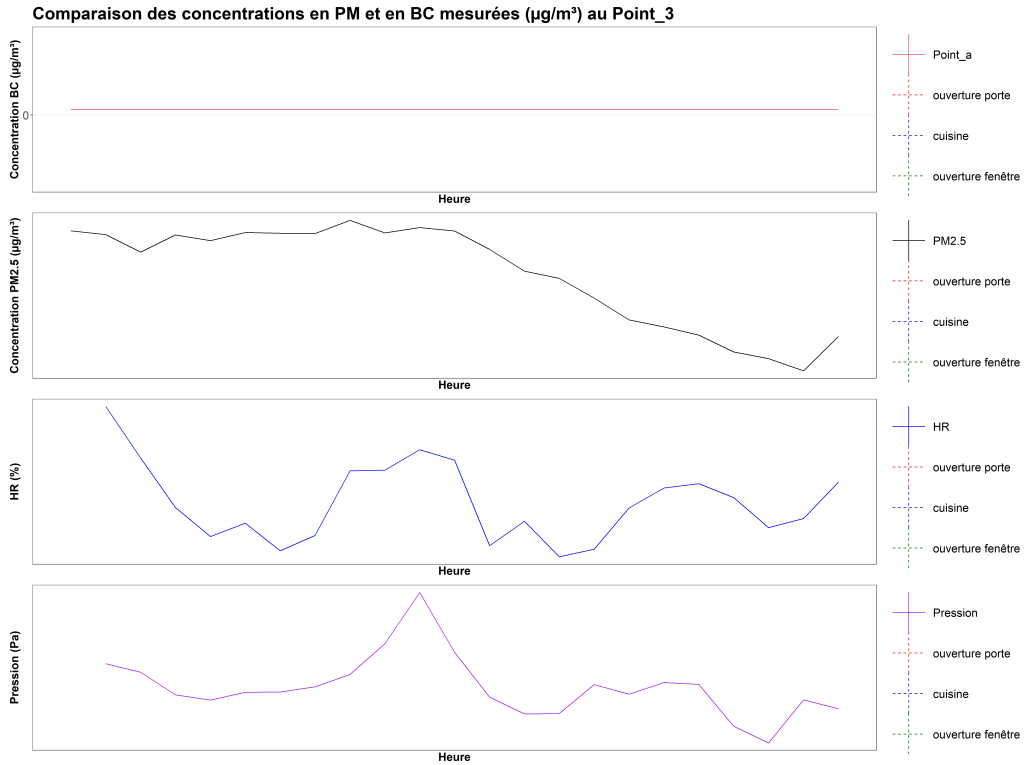
Comparaison des variations de BC, de PM2.5, d'humidité relative et de pression pour le "Point_ out" lors du deuxième scénario



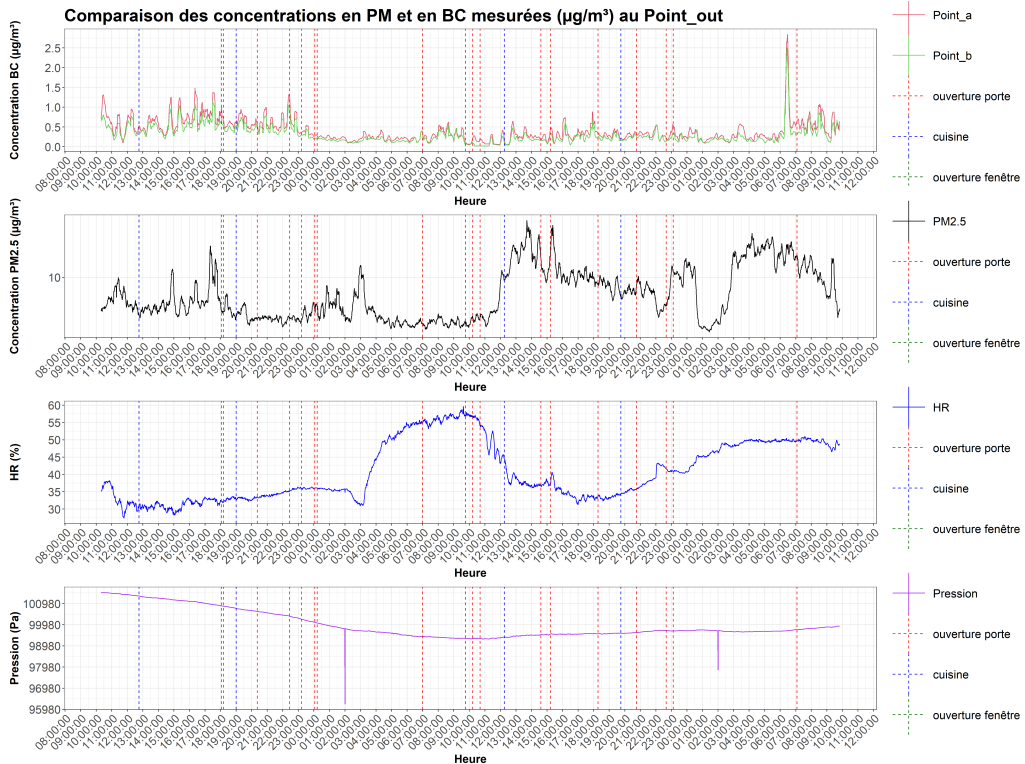
Comparaison des variations de BC, de PM2.5, d'humidité relative et de pression pour le "Point_ 1" lors du troisième scénario



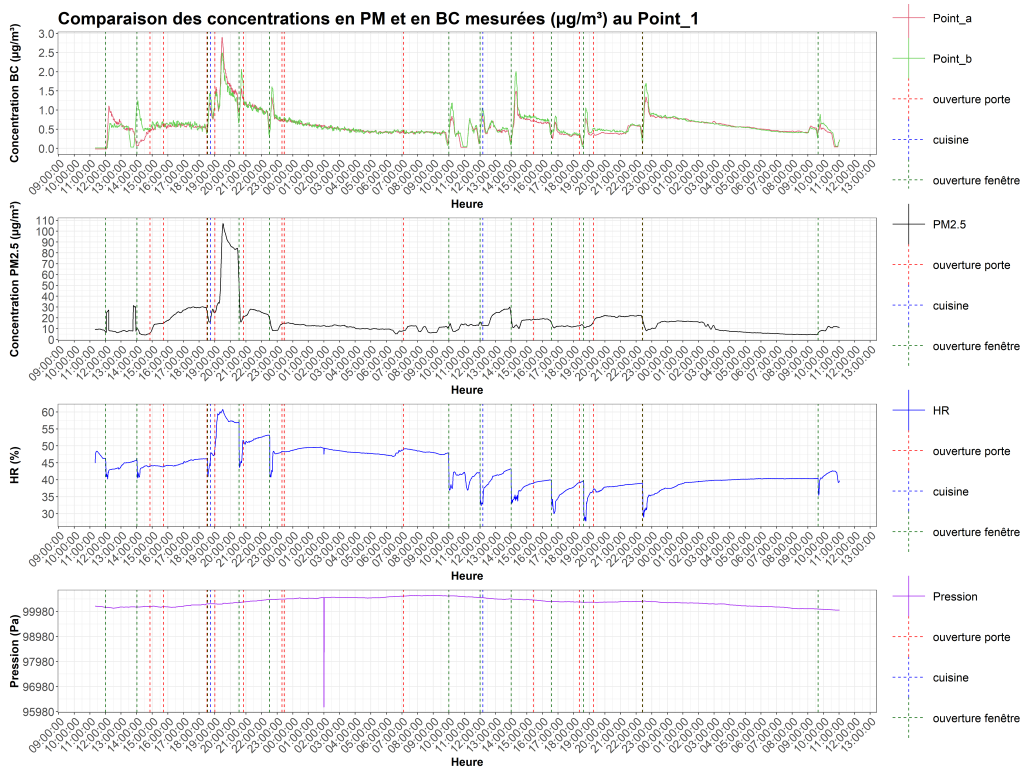
Comparaison des variations de BC, de PM2.5, d'humidité relative et de pression pour le "Point_ 2" lors du troisième scénario



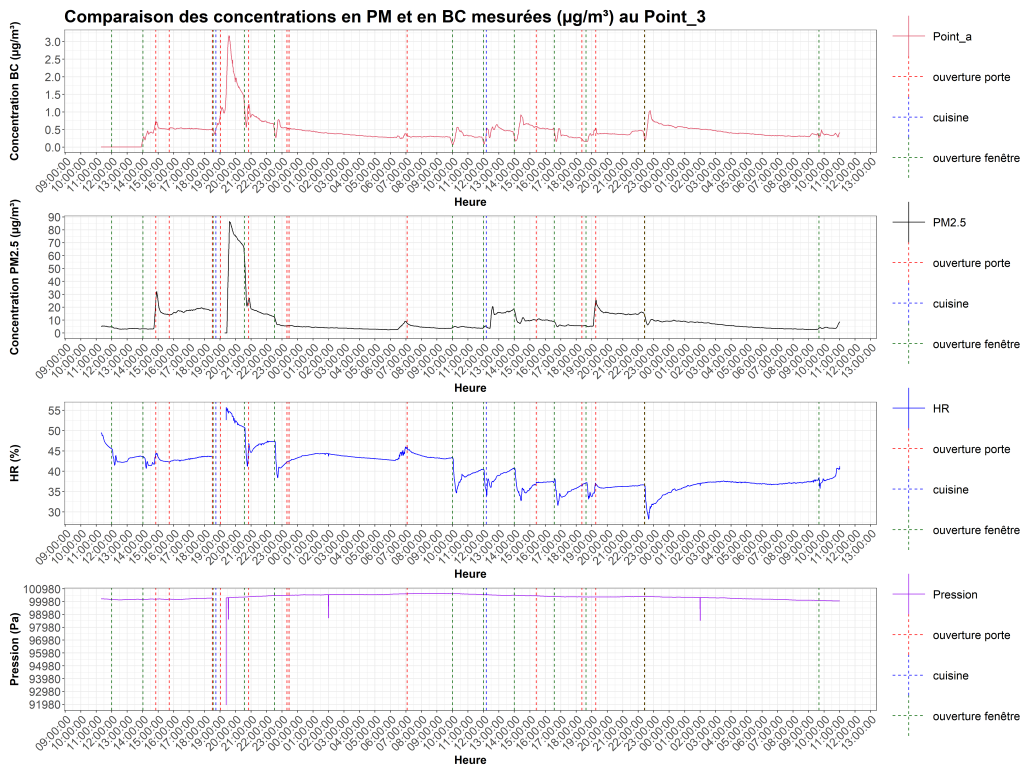
Comparaison des variations de BC, de PM2.5, d'humidité relative et de pression pour le "Point_ 3" lors du troisième scénario



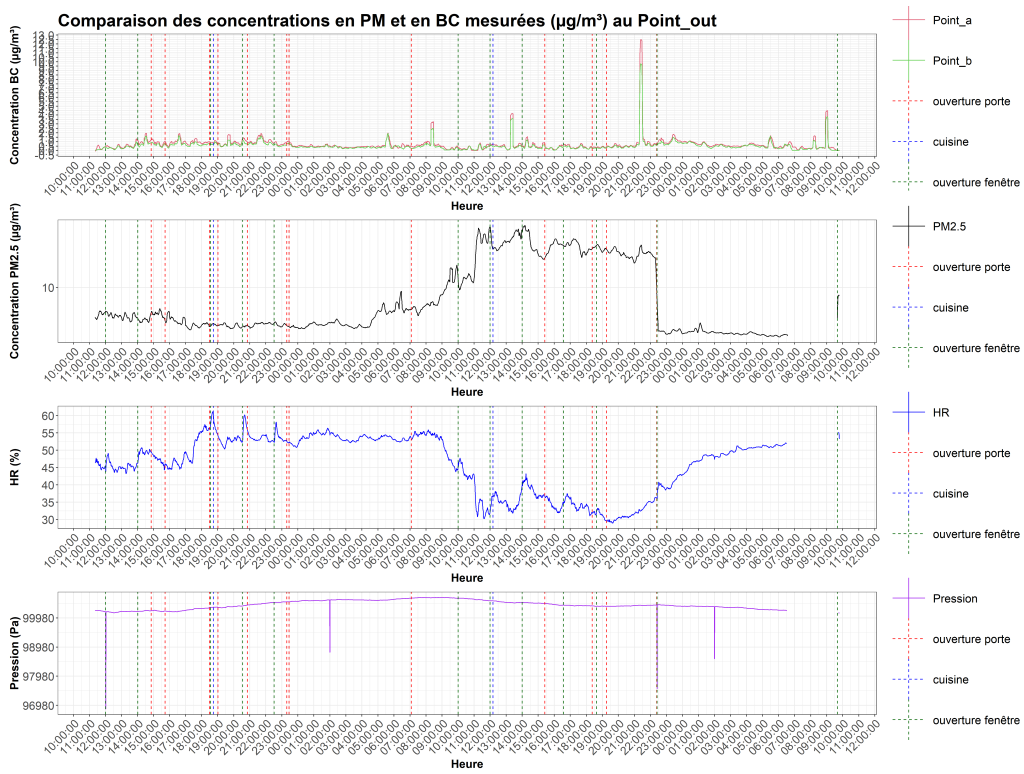
Comparaison des variations de BC, de PM2.5, d'humidité relative et de pression pour le "Point_ out" lors du deuxième scénario



Comparaison des variations de BC, de PM2.5, d'humidité relative et de pression pour le "Point_ 1" lors du quatrième scénario



Comparaison des variations de BC, de PM2.5, d'humidité relative et de pression pour le "Point_ 3" lors du quatrième scénario



Comparaison des variations de BC, de PM2.5, d'humidité relative et de pression pour le "Point_ out" lors du quatrième scénario