



**HAL**  
open science

# Développement, caractérisation et modélisation d'une fenêtre pariétodynamique filtrante

Eol Geffre

► **To cite this version:**

Eol Geffre. Développement, caractérisation et modélisation d'une fenêtre pariétodynamique filtrante. Physique [physics]. Université de La Rochelle, 2024. Français. NNT : 2024LAROS005 . tel-04870443

**HAL Id: tel-04870443**

**<https://theses.hal.science/tel-04870443v1>**

Submitted on 7 Jan 2025

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



LA ROCHELLE UNIVERSITE

ÉCOLE DOCTORALE EUCLIDE

-  
618

Laboratoire des sciences de l'ingénieur pour l'environnement (LaSIE)

UMR CNRS 7356

Et

Laboratoire procédés énergie bâtiment (LOCIE)

UMR CNRS 5271

THÈSE

présentée par :

Eol GEFFRE

soutenue le 10 juillet 2024

pour l'obtention du grade de Docteur de La Rochelle Université

Discipline : Génie Civil

**Développement, caractérisation et modélisation d'une fenêtre  
parietodynamique filtrante**

JURY :

Dominique THOMAS  
Aurélie JOUBERT  
Nadine LOCOGE  
Patrice BLONDEAU  
Evelyne GONZE  
Benjamin GOLLY

Professeur, Université de Lorraine, Président du jury  
Maître assistante, IMT Atlantique, Rapporteur  
Professeure, IMT Nord Europe, Rapporteur  
Maître de conférences, La Rochelle Université, Directeur de thèse  
Professeure, Université Savoie Mont-Blanc, Codirectrice de thèse  
Maître de conférences, Université Savoie Mont-Blanc, Co-encadrant



## Remerciements

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude à Patrice Blondeau du Laboratoire des Sciences de l'Ingénieur pour l'Environnement (LaSIE) pour son idée originale d'intégration d'un précipitateur électrostatique (ESP) dans une fenêtre pariétodynamique, ainsi que pour le montage de ce sujet de thèse avec le Laboratoire procédés énergie bâtiment (LOCIE) et les entreprises Ridoret et Teqoya. Son encadrement, toujours bienveillant, a été inestimable tout au long de ce parcours.

Je remercie également Evelyne Gonze et Benjamin du LOCIE pour leur encadrement et leur expertise sur les ESP, ainsi que pour leur bienveillance. Au sein du LOCIE, je souhaite aussi remercier David Cloet pour son aide précieuse sur les impressions 3D, ainsi que Jonathan Outin et Michel Ondarts pour leur soutien dans le bon fonctionnement du banc d'essai et de la phase de prototypage.

Je tiens à remercier le Groupe Ridoret pour leur implication dans le projet, notamment Jean-Baptiste Ridoret, Rémy Greffet et Axel Corlay, qui ont tout mis en œuvre pour que la thèse se déroule dans les meilleures conditions.

Je suis également reconnaissant envers Teqoya, et en particulier Pierre Guitton, Pascal Clément et Olivier Marchand, pour leur aide dans l'intégration et le bon fonctionnement de l'ESP.

Je remercie aussi les membres du jury, Dominique Thomas, Aurélie Joubert et Nadine Locoge, qui ont accepté d'évaluer ce travail de recherche.

Enfin, ma thèse a été lancée dans une période trouble et incertaine liée à la crise du COVID-19, avec de nombreux confinements et restrictions. Néanmoins, grâce à l'engagement de chacun, nous avons réussi, malgré les difficultés, à mener à bien ce projet. Je souhaite donc remercier toutes les personnes qui ont contribué, de près ou de loin, au bon fonctionnement de ma thèse et qui ont rendu cette période de crise plus vivable.



## Résumé

Le changement climatique a induit de profonds changements dans la manière de concevoir, de construire et de réhabiliter les bâtiments. Aux exigences de sobriété énergétique et de confort en période chaude s'ajoute désormais une préoccupation croissante de la population pour la qualité de l'air intérieur, qui nécessite que des approches et des produits intégrés énergie / confort / santé soient développés. La thèse s'est inscrite dans ce cadre, en ciblant plus particulièrement la problématique des transferts de particules de l'extérieur vers l'intérieur des bâtiments en milieu urbain. Elle a consisté à mettre au point et à caractériser la performance d'une fenêtre innovante dotée d'un module de filtration électrostatique des particules. Les développements ont pris comme base une fenêtre pariétodynamique de nouvelle génération qui présente des propriétés thermiques et acoustiques avancées.

Les mesures d'efficacité de filtration, de perte de charge, d'émission en ozone et en oxydes d'azote, et de longueur de dépôt sur les plaques collectrices qui ont été réalisées sur un banc d'essai dédié ont permis de définir l'intégration, la géométrie et les paramètres électriques optimaux de l'électrofiltre, et de réaliser un prototype de fenêtre filtrante. Ses performances ont été caractérisées pour des débits d'air et des conditions d'humidité représentatives de bâtiments réels. Sous des tensions respectives d'ionisation et de collecte de +7 kV et +5 kV, l'efficacité de filtration des particules submicroniques est proche de 80% pour un débit d'air de 20 m<sup>3</sup>/h. Les émissions dans l'air d'ozone et de NO<sub>x</sub> sont maximales quand l'humidité est élevée mais restent faibles dans l'absolu.

L'impact de la fenêtre filtrante sur la qualité de l'air intérieur a dans un premier temps été évalué de manière expérimentale. Les mesures *in situ* qui ont été réalisées simultanément dans deux pièces jumelles, l'une équipée de la fenêtre filtrante, et l'autre d'une fenêtre pariétodynamique classique, ont montré que le procédé agissait au-delà de la simple filtration des particules au passage de l'air à travers l'enveloppe du bâtiment, puisque l'émission de particules chargées dans l'air intérieur impacte significativement les dynamiques de coagulation et de dépôt sur les surfaces. L'ionisation en tension positive n'induit pas de surexposition à l'ozone à l'intérieur de la pièce mais se traduit par une oxydation rapide des électrodes. L'ionisation en tension négative donne lieu à une augmentation qui peut aller jusqu'à 10 µg/m<sup>3</sup> de la concentration intérieure en ozone. Le potentiel oxydant intrinsèque des particules n'est pas modifié par le passage de l'air à travers le procédé.

Un modèle décrivant les transferts de particules neutres et/ou chargées dans une ambiance intérieure a été développé dans l'optique de pouvoir simuler l'influence de la fenêtre filtrante sur la qualité de l'air offerte aux occupants, pour différents types de bâtiments et en fonction des conditions environnementales du site. Il n'a pu être que partiellement validé par confrontation à des mesures réalisées en environnement contrôlé, pour des raisons qui incombent principalement à la difficulté de saturer électriquement les aérosols d'essai, et donc à définir la distribution en charges des particules au temps initial.

*Mots-clés : bâtiment, fenêtre pariétodynamique, ventilation, qualité de l'air, particules, ozone, précipitateur électrostatique, potentiel oxydant, modèle numérique, coagulation, dépôt, champ électrique.*



## Abstract

Climate change has brought about profound changes in the way buildings are designed, constructed, and rehabilitated. In addition to energy efficiency and comfort requirements during hot periods, there is now a growing concern among the population for indoor air quality, which necessitates the development of integrated approaches and products that encompass energy, comfort, and health. This thesis was conducted within this framework, with a particular focus on the issue of particle transfer from the outside to the inside of buildings in urban areas. The objective was to develop and characterize the performance of an innovative window equipped with an electrostatic particle filtration module. The developments were based on a next-generation airflow window with advanced thermal and acoustic properties.

Measurements of filtration efficiency, pressure drop, ozone and nitrogen oxide emissions, and particle deposition length on collecting plates were carried out on a dedicated test bench. These measurements allowed for the determination of the optimal integration, geometry, and electrical parameters of the electrofilter, as well as the production of a prototype of the filtering window. Its performance was characterized under representative airflows and humidity conditions found in real buildings. Under ionization and collection voltages of +7 kV and +5 kV respectively, the filtration efficiency for submicron particles is close to 80 % for an airflow rate of 20 m<sup>3</sup>/h. Ozone and NO<sub>x</sub> emissions are highest when humidity is high but remain low in absolute terms.

The impact of the filtering window on indoor air quality was initially evaluated experimentally. In-situ measurements were simultaneously conducted in two identical rooms, one equipped with the filtering window and the other with a conventional airflow window. The results showed that the process goes beyond simple particle filtration during airflow through the building envelope since the emission of charged particles into the indoor air significantly affects the coagulation and deposition dynamics on surfaces. Positive voltage ionization does not lead to ozone overexposure indoors but results in rapid electrode oxidation. Negative voltage ionization leads to an increase in indoor ozone concentration of up to 10 µg/m<sup>3</sup>. The intrinsic oxidizing potential of the particles is not altered by the passage of air through the process.

A model describing the transfer of neutral and/or charged particles in an indoor environment was developed with the aim of simulating the influence of the filtering window on the air quality provided to occupants, considering different types of buildings and environmental conditions at the site. The model could only be partially validated through comparison with measurements conducted in a controlled environment, primarily due to the difficulty of electrically saturating the test aerosols and thus defining the particle charge distribution at the initial time.

*Keywords: building, airflow window, ventilation, air quality, particles, ozone, electrostatic precipitator, oxidizing potential, numerical model, coagulation, deposition, electric field.*



## Table des matières

Remerciements .....	3
Résumé .....	4
Abstract.....	6
Table des matières.....	8
Nomenclature .....	10
CHAPITRE I. État de l’art.....	22
1. Aérosol intérieur et indicateurs de risques sanitaires.....	24
2. Physique des particules dans l’air intérieur .....	27
2.1. Mécanismes élémentaires liés au mouvement des particules .....	28
2.2. Force d’adhérence entre une particule et une surface .....	31
2.3. Modélisation du dépôt particulaire .....	34
2.4. Modélisation de la coagulation des particules .....	35
3. Précipitation électrostatique .....	36
3.1. Décharge couronne .....	37
3.2. Charge des particules .....	39
3.3. Migration et collecte des particules.....	40
3.4. Émission de co-polluants secondaires .....	40
3.5. Géométrie des électrofiltres (ESP).....	44
4. La précipitation électrostatique pour l’amélioration de la qualité de l’air intérieur .....	45
4.1. Systèmes CVC.....	46
4.2. Systèmes autonomes .....	47
4.3. Production de composés secondaires .....	48
4.4. Filtration de l’air à travers l’enveloppe du bâtiment .....	49
5. Conclusion .....	53
CHAPITRE II. Développement et caractérisation d’un électrofiltre intégré à une fenêtre pariétodynamique .....	54
1. Matériels et méthodes .....	56
1.1. Zones ciblées pour l’emplacement de l’électrofiltre.....	56
1.2. Électrofiltres.....	58
1.3. Générateurs et compteurs de particules .....	63
1.4. Banc expérimental.....	68
1.5. Méthodologie mise en œuvre pour les essais en laboratoire .....	71
2. Résultats.....	72
2.1. Efficacité fractionnelle de collecte des particules.....	72

2.2. Optimisation de l'électrofiltre et choix des conditions opératoires.....	74
2.3. Caractérisation du prototype retenu .....	87
3. Conclusions .....	94
CHAPITRE III. Caractérisation de l'impact de la fenêtre WINFIL sur la qualité de l'air intérieur par des mesures <i>in situ</i> .....	96
1. Matériel et méthode .....	98
1.1. Cellules d'essai .....	98
1.2. Indicateurs d'impact de la fenêtre filtrante sur la qualité de l'air intérieur.....	108
1.3. Campagnes de mesures .....	109
2. Résultats.....	110
2.1. 1 <sup>ère</sup> campagne de mesure.....	110
2.2. 2 <sup>ème</sup> campagne de mesures.....	113
2.3. 3 <sup>ème</sup> campagne de mesure.....	119
2.4. Composition chimique et potentiel oxydant des PM <sub>10</sub> .....	124
3. Discussion.....	131
CHAPITRE IV. Modélisation de l'impact de la fenêtre WINFIL intégrée à un bâtiment.....	134
1. Description du modèle .....	137
1.1. Équations de bilan en régime dynamique .....	137
1.2. Modélisation des dépôts sur les surfaces.....	138
1.3. Détermination des coefficients de coagulation .....	146
1.4. Discrétisation en taille et en nombre de charges.....	151
1.5. Résolution numérique du système d'équations.....	152
2. Validation du modèle de dépôt et de coagulation.....	154
2.1. Mesures en environnement contrôlé.....	154
2.2. Confrontation du modèle aux mesures.....	160
3. Synthèse .....	165
Conclusions et perspectives .....	168
Annexe I. Aide au dimensionnement de l'ESP par CFD. ....	172
Annexe II. Fluorescence des particules collectées pour l'optimisation de la hauteur des plaques .....	182
Annexe III. Diamètres équivalents.....	186
Références bibliographiques.....	188

## Nomenclature

Notations	Description	Unité
$(i, j, k)$	Indice indiquant la section granulométrique de la particule	–
$(l, m, q)$	Exposant indiquant la classe de charge de la particule	–
$A$	Aire des surfaces	$m^2$
$A_a$	Surfaces de normale verticale ascendante	$m^2$
$A_d$	Surfaces de normale verticale descendante	$m^2$
$H$	Constante de Hamaker	$J$
$A_h$	Surfaces de normale verticale horizontale	$m^2$
$C$	Concentration en particule	$m^{-3}$
$c$	Vitesse de la lumière	$m/s$
$C_\infty$	Concentration en dehors de la couche limite	$m^{-3}$
$C_a$	Concentration des locaux adjacents	$m^{-3}$
$C_c$	Facteur de Cunningham	–
$C_d$	Coefficient de traînée	–
$C_n$	Concentration de l'espèce chimique n	$ppb$
$C_r$	Concentration surfacique	$m^{-2}$
$C_{ve}$	Concentration en sortie de fenêtre	$m^{-3}$
$D$	Coefficient de diffusion des particules	$m^2/s$
$d_g$	Diamètre moyen géométrique	$m$
$d_p$	Diamètre de la particule	$m$
$e$	Charge élémentaire	$A.s$
$E$	Champ électrique	$V/m$
$E_0$	Champ critique d'amorçage	$V/m$
$E_{cl}$	Champ critique de claquage	$V/m$
$F$	Facteur de rugosité	–
$F_{dp}$	Force de la diffusiophorèse	$N$
$F_E$	Force électrostatique	$N$
$f_{i,j,k}$	Fraction volumique	–
$F_{pp}$	Force de photophorèse	$N$
$f_s$	Fraction de charge	–
$F_t$	Force de traînée	$N$
$F_{th}$	Force de thermophorèse	$N$
$F_{ts}$	force de tension superficielle	$N$
$F_{vdw}$	Force de Van der Waals	$N$
$H$	Gradient de température à l'intérieur d'une particule	$K$
$I_r$	Intensité du rayonnement incident	$W/m^2$
$I_a$	Courant de décharge de l'aérosol	$A$
$J$	Flux de particules	$m^{-2}s^{-1}$
$K$	Hauteur des aspérités d'une surface	$m$
$K_b$	Constante de Boltzmann	$J/K$
$K_e$	Coefficient de diffusivité turbulente	–
$K_n$	Nombre de Knudsen	–
$L$	Espacement des apérités d'une surface	$m$
$M_n$	Masse molaire de n	$kg/mol$
$P$	Pression absolue	$Pa$
$PO_m$	Potentiel oxydant intrinsèque	$nmol/min/\mu g$
$PO_v$	Potentiel oxydant extrinsèque	$nmol/min/m^3$
$q$	Nombre de charge	–
$Q$	Débit d'air	$m^3/s$
$Q_{ext}$	Débit extrait	$m^3/s$
$Q_F$	Débit traversant la fenêtre	$m^3/s$

$Q_{inf}$	Débit d'infiltration	$m^3/s$
$q_{p,sc}$	Charge de saturation de la particule	$A \cdot s$
$Q_r$	Débit d'air intérieur recyclé	$m^3/s$
$Q_{va}$	Débit issue des locaux adjacents	$m^3/s$
$Q_{ve}$	Débit d'air extérieur passant par l'entrée d'air du système de ventilation	$m^3/s$
$Q_{vi}$	Débit d'air extérieur passant par les infiltrations	$m^3/s$
$Q_{vs}$	Débit d'air extrait de la pièce	$m^3/s$
$r$	Rayon de la particule	$m$
$r_c$	Distance entre les électrodes	$m$
$R_{eff}$	Rayon efficace	$m$
$R_{ep}$	Nombre de Reynolds particulaire	$m^2/s$
$r_f$	Rayon du fil	$m$
$r_i$	Rayon de la zone d'ionisation	$m$
$r_m$	distance entre le centre des deux particules entrant en collision	$m$
$R_r$	Coefficient de remise en suspension	—
$S$	Source de particules	$s^{-1}$
$S_c$	Surface de collecte du collecteur	$m^2$
$S_p$	Section transversale de la particule	$m^2$
$T$	Température	$K$
$t$	Temps	$s$
$t_{enc}$	Durée d'encrassement	$s$
$t_{eq}$	Temps d'encrassement équivalent en condition réel	$s$
$u^*$	Vitesse de friction de l'air dans la couche limite	$m/s$
$V_0$	Tension d'amorçage	$V$
$v_{air}$	Vitesse de l'air	$m/s$
$V_{cl}$	Tension de claquage	$V$
$V_c$	Volume de la pièce	$m^3/s$
$v_d$	Vitesse de dépôt des particules	$m/s$
$v_{da}$	Vitesse de dépôt des particules sur les surfaces de normale verticale descendante	$m/s$
$v_{dd}$	Vitesse de dépôt des particules sur les surfaces de normale verticale horizontale	$m/s$
$v_{dh}$	Vitesse de dépôt des particules sur les surfaces de normale verticale ascendante	$m/s$
$v_E$	Vitesse de dérive électrique	$m/s$
$v_g$	Vitesse de sédimentation gravitationnelle	$m/s$
$v_p$	Vitesse de la particule	$m/s$
$V_p$	Volume de la particule	$m^3$
$v_{th}$	Vitesse thermique de la particule	$m/s$
$x$	Distance de séparation	$m$
$y$	Distance perpendiculairement à la surface	$m$



$\mu_{air}$	Viscosité dynamique de l'air	$Pa \cdot s$
$\alpha$	Facteur de correction de coagulation	–
$\beta$	Noyau de coagulation de particules neutres	$m^3/s$
$\delta$	Distance d'adaptation du flux de particule	$m$
$\delta_{l,m}, \delta_{l+m,q}$	Fonctions de Kronecker	–
$\epsilon_0$	Permittivité du vide	$F/m$
$\epsilon_p$	Coefficient de la diffusivité turbulente	–
$\epsilon_r$	Constante diélectrique des particules ou permittivité relative	–
$\eta$	Efficacité de filtration	%
$\eta_{abt}$	Abattement des concentrations	%
$\eta_{col}$	Efficacité de collecte du collecteur	%
$\eta_i$	Efficacité de filtration des voies d'infiltrations	%
$\eta_{IO}$	Efficacité de charge de l'ioniseur	%
$\eta_r$	Efficacité de filtration d'un épurateur recyclant l'air intérieur	%
$\kappa$	Noyau de coagulation de particules chargées	$m^3/s$
$\lambda_g$	Libre parcours moyen des molécules	$m$
$\lambda$	Constante de dépôt des particules	$s^{-1}$
$\lambda_n$	Coefficient de dépôt de l'espèce chimique n	$s^{-1}$
$\lambda_p$	Libre parcours moyen des particules	$m$
$\rho$	Masse volumique	$kg/m^3$
$\sigma_{ts}$	Tension superficielle du liquide à l'interface avec l'air	$N/m$
$\tau_w$	Contrainte de cisaillement à la surface	$Pa$
$\nu_{air}$	Viscosité cinématique de l'air	$m^2/s$
$\nu_t$	Viscosité turbulente du fluide dans la couche limite	$Pa \cdot s$
$\phi$	Potentiel de collision des particules	$J$
$\varphi_n$	Émissions du composé n par l'ESP	$g_n/s$



La qualité de l'air intérieur (QAI) s'est affirmée au fil du temps comme une problématique environnementale à part entière et une préoccupation majeure dans le domaine du bâtiment. Les nombreuses études qui ont été menées en France et dans le reste du monde au cours des deux dernières décennies ont permis de mieux appréhender l'état de la pollution dans les différents lieux de vie, à travers notamment les campagnes nationales de l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur (OQAI), de mettre en avant son impact sur la santé publique (Chouaid et al. 2004), sur la productivité au travail (Fisk et al. 2009; Milton et al. 2000; Seppänen et al. 2006; Wargocki and Wyon 2007) ou sur l'apprentissage scolaire (Hutter et al. 2013; Kabirikopaei et al. 2021; Petersen et al. 2016; Twardella et al. 2012), et de chiffrer son coût socio-économique, qui s'élèverait en France à 19 milliards d'euros d'après l'ANSES (Kopp 2014). Compte tenu de ces faits, et de leur délicate articulation avec les politiques d'efficacité énergétique des bâtiments, les questions de qualité d'air intérieur ont été choisies comme thème transverse prioritaire de la quatrième édition du plan national santé environnement.

Les problématiques de QAI ont sensiblement évolué depuis dix ans, sous l'effet conjugué des réglementations européennes (règlement REACH régulant l'utilisation des substances chimiques dans les produits importés ou fabriqués en Europe), des réglementations nationales (par exemple en France l'étiquetage obligatoire des caractéristiques d'émissions en composés organiques volatils (COV) des matériaux ou la surveillance obligatoire de la QAI dans les établissements recevant du public (ERP)), et des progrès technologiques qui tendent à éradiquer certaines substances de l'air intérieur et à en faire émerger d'autres. Dans le même temps, la médiatisation des épisodes de pollution atmosphérique, la multiplication des articles de presse et des contenus numériques informant sur les risques liés à la pollution de l'air intérieur, et dernièrement la pandémie mondiale de Covid-19 ont contribué à accroître la sensibilité de la population, des pouvoirs publics et des acteurs de la construction au sujet de la qualité de l'air intérieur. La demande sociale est ainsi devenue un moteur des développements, comme en témoigne l'explosion de l'offre d'appareils permettant de mesurer la qualité de l'air à son domicile ou sur son lieu de travail, ou la montée en puissance plus graduelle de l'offre de produits d'épuration de l'air, avec un marché économique français estimé à 170 millions d'euros dans l'étude publiée par l'ANSES en 2017. Les préoccupations sociales grandissantes en matière de qualité de l'air ont également contribué à remettre au goût du jour la problématique des transferts de polluants atmosphériques de l'extérieur vers l'intérieur des bâtiments, avec pour nouvelle toile de fond les inégalités sociales relatives aux logements situés à proximité des sources de pollution atmosphérique et la nécessaire refonte des politiques d'urbanisme pour intégrer les questions d'exposition globale à la pollution de l'air.

Contrairement à ce que pensent beaucoup de français, la pollution de l'air extérieur n'est pas la principale cause de pollution de l'air intérieur, tant les sources internes de polluants sont diverses et variées<sup>1</sup>. Elle y contribue cependant, et se trouve au centre d'un certain paradoxe réglementaire. Le renouvellement d'air, par la ventilation naturelle ou mécanique, l'aération (ouverture des fenêtres), ou tout simplement les infiltrations à travers l'enveloppe des bâtiments constituent en effet le moyen « historique » pour maîtriser la qualité de l'air intérieur, en diluant les polluants émis par les occupants et leurs activités. Ainsi, en France, la réglementation sur la ventilation définit entre autres les débits d'air à extraire des pièces et/ou à introduire dans le bâtiment en fonction de son usage et du nombre d'occupants (pour les bâtiments tertiaires). Dans cette logique, l'air extérieur, appelé air neuf, est supposé dénué de polluants. Puisque ce n'est évidemment pas le cas, le renouvellement d'air constitue dans les faits un vecteur de

---

<sup>1</sup>14% des français estiment que la pollution de l'air extérieur est la 1<sup>ère</sup> cause de pollution de l'air intérieur d'après le sondage OpinionWay pour l'ADEME « Attitude des Français à l'égard de la Qualité de l'air et de l'énergie en 2022 »

contamination des environnements intérieurs par les polluants dits atmosphériques que sont le monoxyde de carbone (CO), le benzène (C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>), les oxydes d'azote (NO<sub>2</sub>), le dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>), l'ozone (O<sub>3</sub>), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et les particules en suspension (PM), considérées pour ces dernières à travers leurs fractions massiques (PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>) ou les éléments qui les composent (métaux, pollens, spores fongiques, etc.). Ces polluants ont été retenus par l'ANSES dans le cadre de la saisine « Caractérisation des transferts de pollution de l'air extérieur vers l'intérieur des bâtiments » (ANSES 2019). Pour chacun d'eux, l'impact de la pollution extérieure sur la QAI a été caractérisée à partir d'une méta-analyse synthétisant les facteurs d'infiltration et les ratios de concentrations intérieure / extérieure<sup>2</sup> publiés dans 274 articles de la littérature scientifique, représentant 4717 données au total (Tableau 0.1).

Les risques sanitaires afférents à la pollution atmosphérique par les particules en suspension sont connus depuis longtemps. Une évaluation quantitative d'impact sanitaire (EQIS) réalisée par Santé Publique France a par exemple révélé que l'exposition aux PM<sub>2,5</sub> serait responsable de 48 000 décès prématurés chaque année en France métropolitaine (SPF 2016). Les facteurs d'infiltration relevés pour les PM<sub>2,5</sub> (~60%) et les PM<sub>10</sub> (~50%) montrent que les transferts depuis l'extérieur constituent la principale source de pollution des environnements intérieurs. Toutefois, le fait que les ratios I/E (~0.9) soient significativement plus élevés que les facteurs d'infiltration, et parfois même supérieurs à 1, montre aussi que la conjugaison des émissions internes et des phénomènes de remise en suspension de particules déposées compense largement les dépôts sur les surfaces intérieures, et conduit à des situations où l'air intérieur se trouve être plus pollué que l'air extérieur. Ce constat, combiné à celui maintes fois établi de la prépondérance du temps de résidence des populations dans des environnements intérieurs (Kirchner 2011; Klepeis et al. 2001), a conduit l'OMS à opter en 2021 pour une approche holistique des risques sanitaires liés à l'exposition aux particules, et plus généralement aux principaux polluants atmosphériques (World Health Organization 2021) : d'une part il n'est plus fait de distinction entre exposition extérieure et intérieure, et d'autre part les valeurs guide pour une exposition sur le long terme ont été abaissées à 5 µg/m<sup>3</sup> pour les PM<sub>2,5</sub>, et à 15 µg/m<sup>3</sup> pour les PM<sub>10</sub>, en moyennes annuelles, sur la base des nouvelles connaissances scientifiques. Ces valeurs sont très ambitieuses compte tenu des concentrations extérieures mesurées dans les métropoles françaises, mais aussi et surtout des concentrations médianes enregistrées dans les différents lieux de vie intérieurs (Figure 0.1). En ce sens, l'OMS les présente comme des cibles ultimes vers lesquelles tendre. Quatre seuils intermédiaires ont été définis pour inciter à des politiques publiques aux objectifs atteignables.

---

<sup>2</sup> Le facteur d'infiltration est déterminé à partir des ratios entre concentrations intérieure et extérieure par une méthode permettant d'éliminer l'influence des émissions internes. À la différence du facteur de pénétration, le facteur d'infiltration comme le ratio de concentrations intérieure / extérieure intègrent dans leur définition la contribution des phénomènes qui font suite au passage du polluant dans le comportement intérieur : réactivité homogène, réactivité de surface, dépôts, coagulation, etc.

Tableau 0.1 : Facteurs d'infiltration et ratios de concentrations moyennes intérieure / extérieure issus de la méta-analyse réalisée dans le cadre de la saisine ANSES sur les transferts de l'extérieur vers l'intérieur des bâtiments.

Polluant	Facteur d'infiltration	Nombre d'occurrences	Ratio $C_{int} / C_{ext}$	Nombre d'occurrences
Benzène	86%	1	>1	152
CO	70-80%	7	~ 0,8	25
NO <sub>2</sub>	60%	5	~ 1	199
SO <sub>2</sub>	40%-50%	15	~ 0,4	20
O <sub>3</sub>	30%	6	~ 0,3	129
PM <sub>10</sub>	50%	21	~ 0,9	69
PM <sub>2,5</sub>	60%	157	~ 0,9	137
Particules 2,5 à 10 µm	20%	7	>1	55
Particules 1 à 2,5 µm	20%	4	>1	54
Particules 0,01 à 1 µm	40%	66/13	~ 0,7-0,8	16/67
Particules < 0.01 µm	10%	7		
Benzo(a)pyrène	50%	4	~ 0,6	2
Ni	60%	2	~ 0,7	6
As	50%	2	~ 0,4	3
Cd	40%	1	~ 1	4
Pb		/	~ 0,8	11
Moisissures		/	~ 0,5	6
Pollens		/	~ 0,2	8

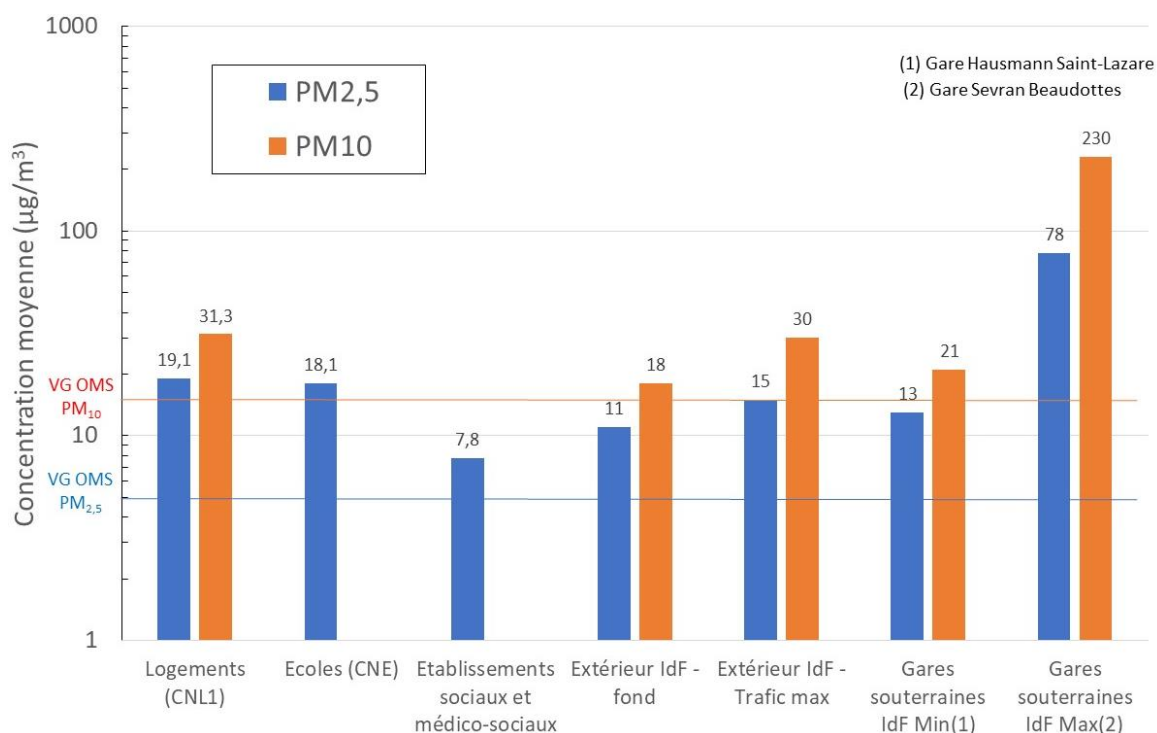


Figure 0.1 : Comparaison des concentrations médianes mesurées par l'OQAI dans les logements (Kirchner et al. 2007), les écoles (Dassonville et al. 2019) et les établissements sociaux et médico-sociaux (Bonnet et al. 2023), des concentrations moyennes annuelles mesurées dans l'air extérieur en Ile-de-France (IdF) (Airparif 2023) (et des concentrations moyennes annuelles mesurées sur le quai des gares souterraines la moins et la plus polluées du réseau SNCF d'Ile-de-France (Airparif 2022).

Dans le contexte décrit ci-dessus, la filtration particulaire de l'air de ventilation apparaît comme le principal levier technique à actionner pour se rapprocher de l'objectif dans les environnements

intérieurs. La filtration mécanique par l'utilisation de médias fibreux, qui est la solution la plus courante dans les bâtiments, s'accommode cependant mal de la rénovation de par son impact sur les consommations d'énergie, de l'entretien qu'elle nécessite (remplacement des filtres), et surtout de la nécessité de disposer d'un système de ventilation mécanique contrôlée (VMC) par insufflation (VMC double-flux ou centrale de traitement d'air). Or, en France, plus de 21% des logements ne disposent d'aucun dispositif de ventilation (Lucas et al. 2009) et seulement 1/3 des écoles françaises ont une VMC dans au moins une salle de classe (Dassonville et al. 2019). Par ailleurs, plus de 86 % des bâtiments construits ou rénovés au cours des dix dernières années sont équipés de systèmes par extraction, avec entrées d'air sur les façades (VMC simple flux) (Observatoire RT2012). Les politiques de santé publique et de lutte contre le changement climatique sont donc intimement liées dans le secteur du bâtiment. Leur réussite passe par la recherche de solutions techniques intégrées qui peuvent être déployées à grande échelle dans le cadre de constructions neuves ou de réhabilitations énergétiques, et qui n'aient pas d'impacts négatifs sur le bâtiment en cas de défauts d'entretien par les occupants.

Les travaux de recherche présentés dans ce mémoire se positionnent au cœur de toutes ces préoccupations, en adressant la problématique de la maîtrise conjointe de la qualité de l'air intérieur, du confort et des consommations énergétiques dans les bâtiments résidentiels et tertiaires. Ils ont consisté à mettre au point et à caractériser une fenêtre filtrante qui réponde aux multiples défis environnementaux auxquels doivent faire face les acteurs de la construction en ce premier quart de 21<sup>ème</sup> siècle. Les développements ont pris comme point de départ une fenêtre pariétodynamique de nouvelle génération issue des travaux de thèse de Rémy Greffet à La Rochelle Université (R. Greffet et al. 2013; Remy Greffet 2016), qui est commercialisée depuis 2016 par l'entreprise de menuiseries Ridoret sous le nom de fenêtre EnR. Cette fenêtre triple vitrage en bois, PVC ou aluminium remplit la fonction d'entrée d'air du système de ventilation, en plus des fonctions usuelles d'une fenêtre, par le fait que l'air extérieur circule entre les vitrages avant de pénétrer dans le bâtiment (Figure 0.2). En période de chauffage, le flux d'air entrant permet de récupérer une fraction importante de la déperdition de chaleur à travers les vitrages, ce qui, pour des débits typiques de 10 à 20 m<sup>3</sup>/h, confère à la fenêtre EnR un niveau d'isolation thermique deux fois plus élevé qu'une fenêtre triple vitrage traditionnelle ( $U_w \approx 0,4 \text{ W.m}^{-2}\text{.K}^{-1}$ , Figure 0.3.a). En complément, pendant la journée, la captation par le flux d'air entrant d'une partie de l'énergie solaire qui est réfléchié ou absorbée par les trois vitrages positionne la fenêtre EnR au même niveau qu'une fenêtre simple vitrage en termes de valorisation des apports gratuits (facteur solaire  $S_w \approx 0,58$ , Figure 0.3.b). Pour les occupants, le bénéfice du réchauffage de l'air entrant est une réduction des risques d'inconforts thermiques locaux dus à un courant d'air froid, ou à une asymétrie des flux radiatifs échangés entre le corps et les surfaces. Enfin, du point de vue acoustique, le chicanage du parcours de l'air à travers la fenêtre fait office de piège à sons, ce qui se traduit par un niveau d'isolation acoustique de la fenêtre de 34 dB.

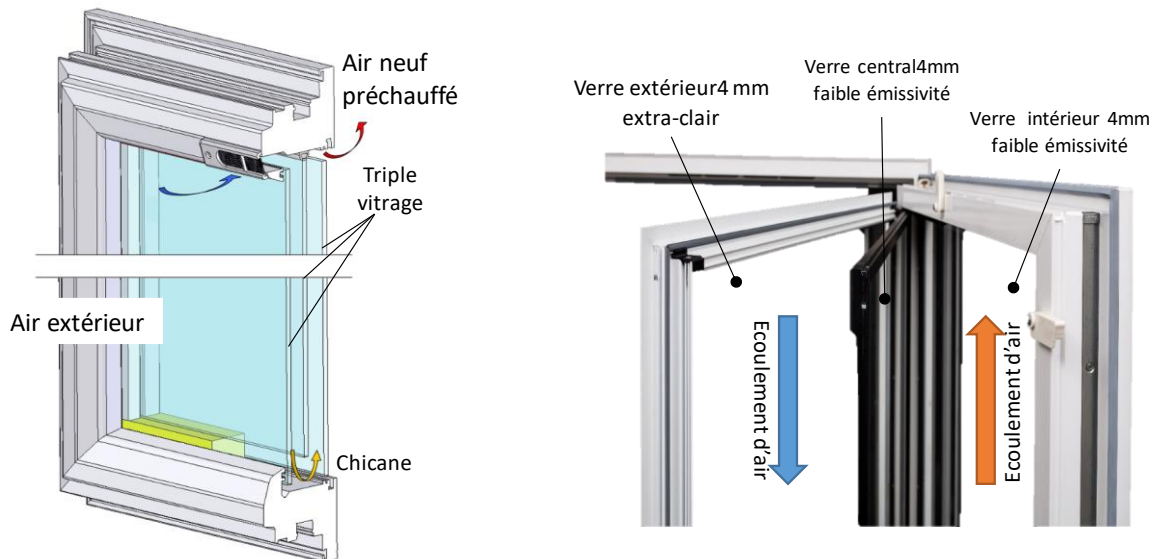


Figure 0.2 : Schéma fonctionnel de la fenêtre pariétodynamique EnR qui a servi de base aux développements

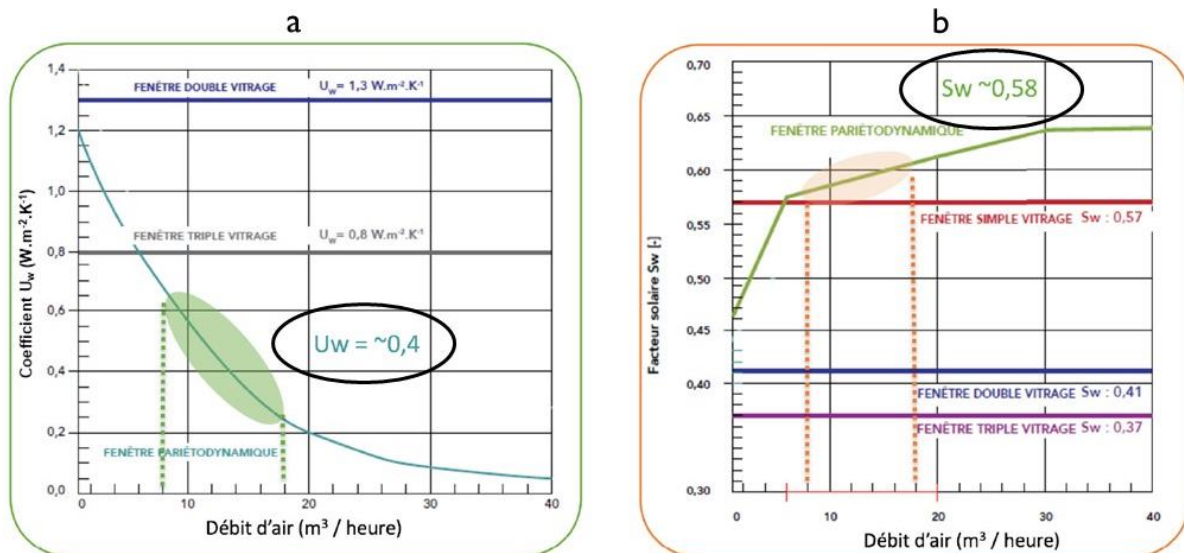


Figure 0.3 : a) Coefficient  $U_w$  traduisant l'isolation thermique et b) facteur solaire  $S_w$  de la fenêtre EnR en fonction du débit d'air circulant entre les vitrages (Greffet 2016).

Les travaux de thèse ont été adossés au projet de recherche WINFIL (nom donné à la fenêtre filtrante développée), lauréat de l'appel à projets générique 2018 de l'ANR et qui a débuté en Février 2020. Ce projet combinant recherche industrielle et recherche en connaissances nouvelles a réuni deux laboratoires universitaires et deux entreprises : le LaSIE de La Rochelle Université (UMR 7356), le LOCIE de l'Université Savoie-Mont-Blanc (UMR 5271), le Groupe Ridoret et la société TEQOYA, qui fabrique et commercialise des épurateurs d'air par ionisation.

Les développements technologiques qui ont été entrepris en vue de l'implémentation d'une fonction d'épuration de l'air à la fenêtre EnR ont été guidés par les contraintes réglementaires et les normes relatives au secteur du bâtiment (résistance mécanique de la fenêtre, sécurité, recyclabilité), par des considérations pratiques et économiques (intégration architecturale, compatibilité avec les systèmes de ventilation existants, entretien périodique, coût, etc.), et par une volonté affirmée du consortium de concevoir un produit à haute valeur environnementale de par ses performances et son caractère pleinement intégré énergie / confort / santé. En ce sens, la puissance électrique absorbée par le module filtrant, ainsi que la perte de charge et le bruit

générés, ont aussi été intégrés à la réflexion afin que la fonction qualité de l'air de la fenêtre WINFIL n'aille pas à l'encontre des excellentes dispositions thermiques et acoustiques dont jouit la fenêtre EnR.

La synthèse de l'ensemble de ces éléments a conduit au choix de la précipitation électrostatique comme principe de filtration de l'air. Il consiste à charger électriquement les particules en suspension dans le flux d'air en les faisant passer à travers un champ électrique dissymétrique de très fort voltage, puis à les capter dans un collecteur positionné en aval de l'écoulement. Les précipitateurs électrostatiques, ou ESP pour « electrostatic precipitators », sont utilisés depuis longtemps dans le secteur de l'industrie. Ils sont aussi utilisés pour l'épuration de l'air intérieur, le plus souvent sous forme d'unités autonomes associant des procédés de traitement d'autres polluants, et de manière plus marginale sous forme de systèmes dits CVC, en l'occurrence de cassettes filtres à glisser dans les centrales de traitement d'air (ANSES 2017; Blondeau et al. 2021; Zuraimi and Tham 2009). Actuellement, les principaux obstacles à leur plus large diffusion dans les bâtiments relèvent de leur coût, nettement plus élevé que celui des filtres mécaniques, et du risque de production d'ozone et d'oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>) au passage de l'air dans le champ ionisant.

Au-delà du défi technologique qu'elle représente, l'optimisation des performances d'un électrofiltre dans les conditions très particulières où il est amené à opérer (espace confiné, conditions de l'air variables) nécessite de requestionner les phénomènes physico-chimiques induits par le passage de l'air à travers un champ électrique, mais aussi le comportement de particules potentiellement chargées dans l'air intérieur, puisque l'impact du procédé sur la qualité de l'air intérieur résulte de l'ensemble de ces processus. Dans cette optique, le premier chapitre du mémoire dresse un état des connaissances sur le sujet. Il propose également une analyse détaillée des facteurs caractéristiques de la pollution particulaire des ambiances intérieures, ainsi qu'une revue bibliographique des recherches dédiées à des systèmes d'épuration de l'air intégrés à l'enveloppe des bâtiments.

Le deuxième chapitre présente les expérimentations qui ont été réalisées sur un banc d'essai de type veine d'air pour concevoir un prototype de fenêtre filtrante. Les premières mesures ont eu pour objectif de déterminer le type de technologie le plus adapté (fil-plaque ou aiguille), l'emplacement de l'ESP à l'intérieur de la fenêtre, des caractéristiques électriques de l'électrofiltre (tension et polarité de l'ioniseur et du collecteur) et la géométrie du procédé (nombre, position et longueur des plaques collectrices par exemple). La seconde série de mesures a consisté à caractériser l'efficacité fractionnelle, la production de composés secondaires et la perte de charge du système en fonction du débit d'air traversant la fenêtre et de l'humidité. Des tests d'encrassement accéléré ont également été menés pour appréhender les conséquences d'un défaut d'entretien de l'ESP sur ses performances et sur les risques de sous-ventilation du bâtiment.

Le troisième chapitre du mémoire marque le passage de l'étude du procédé à celle du système intégré au bâtiment et à son environnement extérieur. Il expose les résultats de mesures simultanées de concentrations en particules, en ozone et en NO<sub>x</sub> à l'extérieur et à l'intérieur de deux cellules d'essai jumelles et contiguës d'échelle 1, l'une équipée de la fenêtre filtrante WINFIL, et l'autre de la fenêtre EnR (fenêtre pariétodynamique sans module filtrant). Ces mesures in situ ont constitué une première approche de l'amélioration de la qualité de l'air intérieur que peut procurer la fenêtre filtrante. Elles ont été réalisées dans des conditions intermédiaires entre des mesures de laboratoire et des mesures en environnement réel, à savoir sans aucun moyen de contrôle des conditions extérieures mais avec des cellules non occupées et particulièrement étanche à l'air pour se donner les moyens de faire varier et de caractériser l'influence du débit d'air entrant sur les concentrations mesurées.



Une autre approche de la qualification des performances de la fenêtre filtrante intégrée au bâtiment, numérique cette fois, est proposée dans la dernière partie du document. Dans un souci de capitalisation des connaissances et de progression des recherches vers des résultats à la portée la plus large possible, un modèle dynamique de QAI intégrant les effets des charges électriques sur la coagulation et le dépôt des particules a été développé. Par le couplage avec un modèle empirique décrivant les flux de particules, d'ozone et d'oxydes d'azote émis par l'entrée d'air (modèle élémentaire de fenêtre WINFIL élaboré à partir des résultats des mesures sur banc d'essai), ce modèle doit permettre de juger de la réduction de l'exposition aux particules des occupants d'un bâtiment, et de l'augmentation éventuelle de leur exposition à l'ozone et aux NO<sub>x</sub>, par l'installation de fenêtres filtrantes. La répétition des simulations pour différents jeux de conditions environnementales (conditions météorologiques, concentrations extérieures en polluants) et opératoires (taille des pièces, étanchéité à l'air de l'enveloppe, émissions de polluants par les sources internes, programmation de la ventilation, etc.) permettra ainsi d'identifier les configurations dans lesquelles le produit offre une réelle plus-value sanitaire. Telle est l'ambition du projet WINFIL. Dans le cadre de la thèse, les travaux se sont limités au développement du modèle et à sa calibration / validation par confrontation avec des mesures réalisées dans la chambre d'essai EMMA du LaSIE. Le chapitre IV présente donc dans un premier temps les équations supports du modèle, les principes et les hypothèses retenus pour la discrétisation en tailles et en charges de l'aérosol, et la méthode de résolution des équations différentielles. S'ensuit la description des essais qui ont été réalisés pour caractériser l'influence des charges électriques sur les phénomènes de coagulation et de dépôt dans les ambiances intérieures, puis la comparaison des résultats numériques et expérimentaux.



# CHAPITRE I

---

État de l'art

---



## 1. Aérosol intérieur et indicateurs de risques sanitaires

L'aérosol atmosphérique est un mélange hétérogène de particules solides ou liquides en suspension dans l'air, dont les sources d'émissions sont naturelles et anthropiques. Les principales sources naturelles sont les océans (à 80 %) et les feux de brousse (EEA 2012). Les sources anthropiques sont quant à elles liées au chauffage résidentiel, aux activités industrielles ainsi qu'aux transports. Les particules atmosphériques peuvent également avoir été formées par des processus physico-chimiques, auquel cas on parle de particules secondaires.

Les aérosols rencontrés dans les environnements intérieurs présentent des caractéristiques chimiques et granulométriques potentiellement très différentes puisqu'aux transferts de l'extérieur vers l'intérieur s'ajoutent les émissions de particules et de fibres par les sources internes qui, en dehors des émissions par les occupants eux-mêmes - squames et bactéries du microbiote cutané, micro gouttelettes émises par les éternuements ou les épisodes de toux qui peuvent contenir des micro-organismes pathogènes (Hospodsky et al. 2015) - sont plus ou moins spécifiques de l'usage du bâtiment. Elles incluent notamment :

- Les combustions de tous types : système de chauffage au bois (Kinsey et al. 2012) ou d'appoint à pétrole (Hanoune et Carteret 2015), cuissons (Buonanno et al. 2009; He et al. 2004; Torkmahalleh et al. 2012; Traynor et al. 1987), tabagisme (Amorós-Pérez et al. 2021; Daher et al. 2010; Papaefstathiou et al. 2020), encens (Jetter et al. 2002; Lee et Wang 2004; See et Balasubramanian 2011), bougies (He et al. 2004; Wallace et al. 2019; Zai et al. 2006) ;
- Les matériaux par érosion naturelle ou mécanique (Okam et al. 2024);
- L'utilisation de produits cosmétiques, de nettoyage ou de désodorisation diffusés sous forme de sprays (Laycock et al. 2020) ;
- Les équipements de bureaux : photocopieurs, imprimantes, ordinateurs (Destailats et al. 2008; Mendes et al. 2017; Schripp et al. 2008) ;
- L'écriture à la craie et certaines activités d'art plastique dans les établissements scolaires (Alameddine et al. 2022).

L'aérosol intérieur peut également être constitué de particules submicroniques secondaires issues de la réactivité entre l'ozone et des substances biogéniques appartenant à la famille des terpènes, tel que le *d*-limonène (Sarwar et al. 2003; Wainman et al. 2000; Weschler et Shields 1999) ou le squalène contenu dans le sébum humain (Coffaro et Weisel 2022; Rai et al. 2013; Wang et Waring 2014).

La Figure I.1 présente une synthèse de la gamme de taille des particules en fonction de leur origine (Owen et al, 1990).

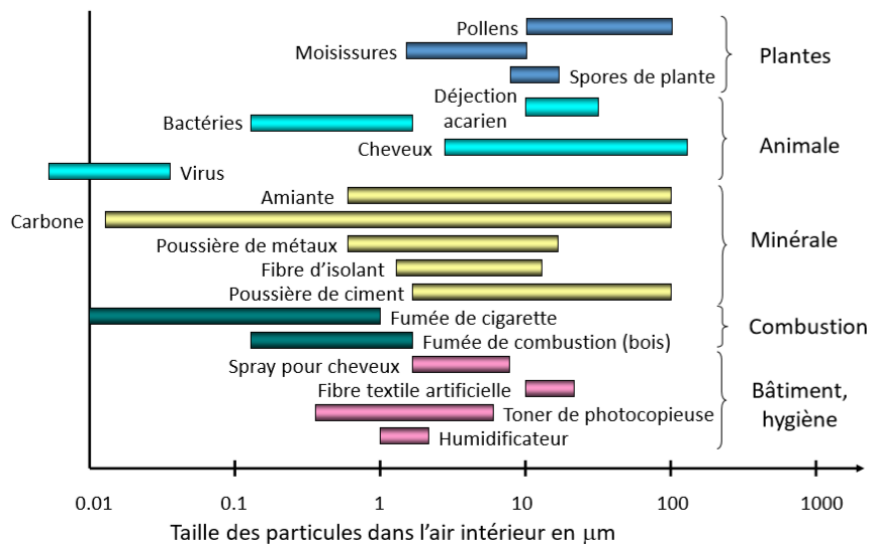


Figure I.1 : Gamme de taille des particules en fonction de leur origine (Owen et al. 1990).

Les risques sanitaires résultant de l'exposition aux aérosols dépendent en premier lieu de la taille des particules qui le compose : plus les particules sont fines, plus elles pénètrent profondément dans l'organisme, induisant des risques sanitaires de nature différente. Quatre classes granulométriques ont ainsi été définies pour caractériser la distribution en tailles d'un aérosol :

- Les  $PM_{10}$ , dites « particules respirables », désignent les particules de diamètre aérodynamique inférieures à  $10\ \mu m$ . Elles sont suffisamment petites pour passer à travers les voies respiratoires supérieures et atteindre les poumons.
- Les  $PM_{2,5}$ , appelées « particules fines », désignent les particules de diamètre aérodynamique inférieur à  $2,5\ \mu m$ , c'est-à-dire d'une taille suffisamment petite pour pénétrer dans les alvéoles pulmonaires.
- Les  $PM_1$  (particules de diamètre aérodynamique inférieures à  $1\ \mu m$ ) sont quant à elles suffisamment fines pour pouvoir traverser les alvéoles pulmonaires, et donc être diffusées dans tout le corps par la circulation sanguine.
- Enfin, les  $PM_{0,1}$  (diamètre aérodynamique inférieur à  $0,1\ \mu m$ ) correspondent aux « particules ultrafines » (PUF) ou nanoparticules ; elles peuvent passer à travers les membranes cellulaires, et donc pénétrer au plus profond de l'organisme.

Les concentrations dans ces quatre classes granulométriques peuvent être exprimées en masse ou en nombre de particules par unité de volume d'air. L'utilisation de concentrations massiques est la plus courante puisque les valeurs guides pour l'air intérieur et extérieur sont définies de cette manière. L'utilisation de concentrations en nombre est toutefois plus adaptée pour caractériser les risques relatifs à l'exposition aux particules ultrafines dans le sens où le facteur d'intérêt sanitaire est la surface développée par l'aérosol, et que ce facteur est mal transcrit par une concentration massique. L'acronyme  $PN_i$  est couramment utilisé pour désigner la mesure de concentrations en nombre dans la tranche granulométrique  $i$ , par opposition aux concentrations massiques désignées par  $PM_i^3$ .

La toxicité des particules dépend aussi de leur composition chimique, par le stress oxydatif suscité au niveau des cellules pulmonaires. Le stress oxydatif désigne le déséquilibre entre la concentration en espèces réactives de l'oxygène et les capacités antioxydantes du corps. Il se traduit par une dégradation des cellules qui peut générer une inflammation des voies

<sup>3</sup>  $PM$  signifie Particulate Matter. L'utilisation de  $PM$  pour désigner des concentrations en masse, et de  $PN$  pour des concentrations en nombre, correspond donc à un détournement du sens originel de l'acronyme

respiratoires et du système cardiovasculaire (Chatterjee 2016; Lugrin et al. 2014; Reuter et al. 2010). Le potentiel oxydant (PO) des particules est un indicateur de leur capacité à oxyder des molécules, et donc par extension de leur toxicité pour l'homme. Il est déterminé par la cinétique de déplétion d'une sonde (dithiothréitol, acide ascorbique ou glutathionne par exemple), soit par mesure directe dans le milieu analysé, avec par exemple une détection microfluidique-électrochimique (Koehler et al. 2014; Sameenoi et al. 2012; Shahpoury et al. 2019), soit par mesure indirecte, c'est-à-dire à partir d'échantillons de particules collectées sur un filtre (Calas 2017; Gao et al. 2020). Dans les deux cas, le potentiel oxydant mesuré peut être rapporté à l'unité de volume d'air analysé (PO extrinsèque) ou à l'unité de masse de particules contenue dans cet air (PO intrinsèque). Le PO intrinsèque ne dépend donc que de la nature chimique de l'aérosol alors que le PO extrinsèque dépend aussi de sa concentration dans l'air. Le potentiel oxydant n'étant pas une mesure réglementée à ce jour, il n'existe pas de valeur limite ou de valeur cible à ne pas dépasser. Il n'existe actuellement pas non plus de méthode de mesure normalisée du potentiel oxydant : les protocoles utilisés peuvent varier d'une étude à l'autre, ce qui rend difficile la comparaison des résultats.

Les sondes utilisées pour les mesures sont plus ou moins sensibles aux espèces organiques et aux métaux. Les mesures de potentiel oxydant avec le dithiothréitol (DTT) montrent une bonne corrélation avec la teneur en carbone et en hydrocarbures aromatiques polycycliques des particules (Calas et al. 2018, 2019; Cho et al. 2005; Gao et al. 2020). Pour les métaux, l'utilisation de l'acide ascorbique (AA) permet de corrélérer le PO aux teneurs en cuivre, en manganèse, en plomb, en zinc et en fer. Le PO déterminé avec le glutathion (GSH) est quant à lui corrélé aux teneurs en fer, en plomb, en cuivre et en aluminium des particules. Enfin, dans une moindre mesure, les mesures avec le DTT montrent des corrélations avec le cuivre et le manganèse. De manière générale, les métaux qui impactent le plus le PO sont le cuivre, le manganèse et le fer (Bates et al. 2015; Fang et al. 2016, 2017).

Peu de mesures de PO ont été réalisées dans des milieux intérieurs. Dans le cadre du projet européen OFFICAIR, Szigeti et al. (2014, 2016) ont montré une forte variabilité spatio-temporelle du PO des  $PM_{2.5}$  collectées à l'extérieur et à l'intérieur d'immeubles de bureaux situés dans différents pays de l'Union Européenne. Tous les bâtiments étudiés étant pourvus de centrales de traitement d'air équipées de filtres mécaniques, les concentrations en  $PM_{2.5}$  sont significativement plus faibles à l'intérieur qu'à l'extérieur (ratio I/E voisin de 0,6 hiver comme été), ce qui se traduit par un potentiel oxydant extrinsèque qui est lui aussi plus faible à l'intérieur qu'à l'extérieur. En revanche, aucune tendance systématique à un PO intrinsèque plus faible ou plus élevé à l'intérieur qu'à l'extérieur ne se dégage des résultats (Figure I.2). Dans le même ordre d'idée, Brehmer et al. (2020) ont eux aussi montré que l'utilisation d'un épurateur d'air autonome dans des pièces ventilées diminuait le PO extrinsèque de l'aérosol intérieur.

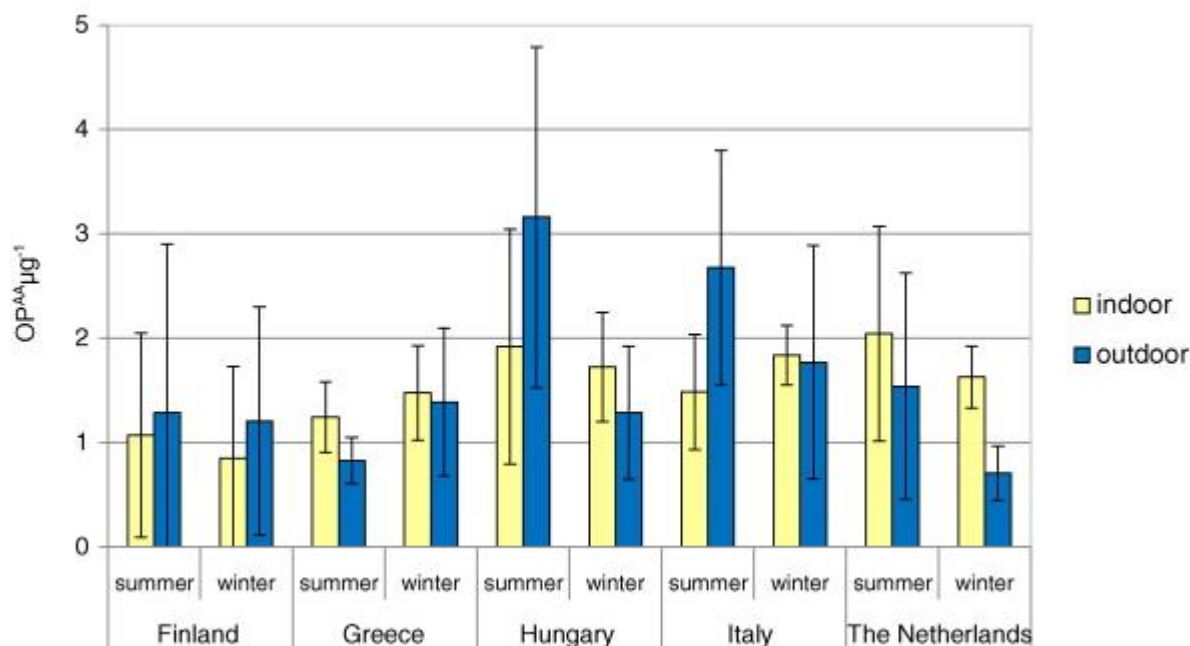


Figure I.2 : Variations saisonnières et spatiales du potentiel oxydant intrinsèque mesuré par l'acide ascorbique (Szigeti et al. 2016).

En France, Malingre et al. (2020) ont mesuré le PO intrinsèque et extrinsèque dans 25 immeubles de bureaux situés en Région Nouvelle-Aquitaine, par 3 méthodes différentes : DTT, AA et DCFH, pour 2,7-dichlorofluorescéine. Les bâtiments ont été recrutés sur la base d'une démarche volontaire de leur propriétaire ou locataire(s), en visant à privilégier une diversité de configurations, en termes de date de construction, de proximité aux sources de pollution extérieures (trafic routier, industries, etc.) ou d'équipements techniques (système de ventilation par exemple). Des associations ont pu être observées entre le potentiel oxydant et les concentrations en hydrocarbures aromatiques polycycliques, notamment le pyrène et le fluoranthène.

Wang et al. (2024) ont mesuré le PO DTT d'une station de métro sous-terrain à Tianjin (Chine). L'étude montre que l'aérosol à proximité des quais est principalement composé de PM<sub>1</sub> et de métaux lourds lié à la circulation du métro. De fait, le PO DTT intrinsèque au niveau des quais se trouve être trois fois supérieur à celui mesuré au niveau des bouches d'insufflation de l'air de ventilation.

## 2. Physique des particules dans l'air intérieur

Les particules en suspension dans un gaz sont transportées par différents processus physiques. Ils incluent les interactions particule-particule et particule-matériau, dans le cadre desquelles les forces d'adhérence mises en jeu déterminent si la particule reste en contact avec la surface, donnant lieu à un dépôt ou à de la coagulation, ou est remis en mouvement dans le fluide.

Les phénomènes décrits ci-après sont universels et applicables à tous types d'environnements. Leur impact sur le mouvement des particules dépend toutefois des caractéristiques de ces particules (taille, nature, charge) et de celles du milieu (écoulement, champ électrique, température ...). L'électrofiltration consiste à amplifier les processus résultant de l'existence d'un champ électrique pour favoriser la coagulation, les dépôts, et réduire ainsi les concentrations en particules dans l'air intérieur.



## 2.1. Mécanismes élémentaires liés au mouvement des particules

### 2.1.1. Force de traînée et diffusion brownienne des aérosols

- **Caractérisation de la continuité du milieu**

Le nombre de Knudsen  $K_n$ , traduit la continuité du milieu dans lequel évolue la particule ; il est égal au rapport entre le libre parcours moyen des molécules de gaz porteur  $\lambda_g$  et le rayon de la particule :

$$K_n = \frac{2\lambda_g}{d_p} \quad \text{Eq.I.1}$$

$$\lambda_g = \frac{\mu_{air}}{0,499 P \sqrt{\frac{8M_{air}}{\pi RT}}} \quad \text{Eq.I.2}$$

Où  $P$  est la pression atmosphérique,  $R$  la constante universelle des gaz,  $\mu_{air}$  et  $M_{air}$  la viscosité et la masse molaire de l'air et  $d_p$  le diamètre de la particule. La valeur du libre parcours moyen de l'air dans les conditions standards de température et de pression est d'environ 66 nm.

Selon la valeur du nombre de Knudsen, et donc du diamètre de la particule, trois domaines sont définis pour lesquels l'interaction entre la particule et le milieu porteur est différente :

- **Le domaine continu**, pour lequel  $K_n \ll 1$ , correspond à des particules dont les dimensions sont environ supérieures au micromètre. Dans ce cas, le mouvement de la particule est décrit par l'aérodynamique, fonction de grandeurs macroscopiques caractéristiques du fluide telles que sa masse volumique, sa viscosité ainsi que la vitesse relative particules-air.
- **Le domaine intermédiaire**, pour lequel  $K_n \sim 1$ , correspond à des particules dont les dimensions sont proches du libre parcours moyen (entre la dizaine de nanomètres et le micromètre). Lorsque le diamètre de la particule diminue, des discontinuités interfaciales apparaissent qui sont à l'origine d'un glissement des molécules d'air à la surface de la particule. Ceci entraîne la diminution des forces de frottement agissant sur la particule. Le comportement de la particule est alors décrit par extrapolation du domaine continu en corrigeant l'expression des forces hydrodynamiques (en particulier la traînée).
- **Le domaine moléculaire**, pour lequel  $K_n \gg 1$ , correspond à des particules de l'ordre du nanomètre à la dizaine de nanomètres. Le mouvement de la particule est affecté par les collisions avec les molécules de gaz provoquant un mouvement brownien erratique ; son comportement est alors décrit par la théorie cinétique des gaz (fonction de l'agitation thermique, de la masse et de la concentration du fluide porteur).

- **Force de traînée**

L'interaction entre la particule et le fluide se caractérise par la force de traînée qui s'oppose au mouvement de la particule. Elle est définie, dans le cas d'une sphère, par :

$$F_t = \frac{1}{2} \rho_{air} \frac{\pi d_p^2}{4} C_d (v_{air} - v_p)^2 \quad \text{Eq.I.3}$$

Où  $\rho_{air}$  est la masse volumique de l'air,  $v_{air}$  et  $v_p$  désignent respectivement la vitesse de l'air et de la particule, et  $C_d$  est le coefficient de traînée exprimé par :

$$C_d = a_1 + \frac{a_2}{Re_p} + \frac{a_3}{Re_p^2} \quad \text{Eq.I.4}$$

Où  $a_1$ ,  $a_2$  et  $a_3$  sont des constantes définies par Morsi et Alexander (1972) et  $Re_p$  est le nombre de Reynolds particulaire. Si le nombre de Reynolds de particule est inférieur à 1, l'expression du coefficient de traînée peut se réduire à :

$$C_d = \frac{24}{Re_p} \quad \text{Eq.I.5}$$

Dans ce cas, l'expression de la force de traînée devient :

$$F_t = 3\pi\mu_{air}d_p(v_{air} - v_p) \quad \text{Eq.I.6}$$

Dans le domaine intermédiaire, l'hypothèse du modèle de Stokes selon laquelle la vitesse du fluide est nulle à la surface de la particule n'est plus vraie ; l'expression de la force de traînée est corrigée par le coefficient de Cunningham,  $C_c$  :

$$F_t = 3\pi\mu_{air} \frac{d_p}{C_c} (v_{air} - v_p) \quad \text{Eq.I.7}$$

L'expression du coefficient de Cunningham proposée par Millikan (1923) et couramment utilisée est :

$$C_c = 1 + K_n \left[ \alpha_1 + \alpha_2 \exp\left(-\frac{\alpha_3}{K_n}\right) \right] \quad \text{Eq.I.8}$$

Où les constantes  $\alpha_1$ ,  $\alpha_2$ ,  $\alpha_3$  sont déterminées expérimentalement.

- **Diffusion moléculaire**

Dans le domaine moléculaire, les particules dont les dimensions sont inférieures au libre parcours moyen,  $\lambda_g$ , sont impactées par les molécules d'air et ainsi, à leur tour, soumises au mouvement brownien. L'intensité de ce phénomène est caractérisée par le coefficient de diffusion brownienne,  $D$ , qui d'après l'expression de Stokes-Einstein pour une particule sphérique est :

$$D = \frac{K_B T C_c}{3\pi\mu_{air}d_p} \quad \text{Eq.I.9}$$

Avec  $K_B$  la constante de Boltzmann et  $T$  la température. Le déplacement quadratique moyen d'une particule après un temps  $t$  sous l'action de la diffusion brownienne est :

$$\overline{x^2} = 2Dt \quad \text{Eq.I.10}$$

### 2.1.2. Force de gravité

La gravité impose une force descendante sur les particules en suspension dans l'air. La deuxième loi de Newton indique que la force gravitationnelle dépend la masse des particules, et donc indirectement de leur taille.

$$F_g = \frac{\pi\rho_{air}gd_p^3}{6} \quad \text{Eq.I.11}$$

### 2.1.3. Forces électrostatiques

Les forces électrostatiques exercées sur une particule sont : la force de Coulomb, la force image, la force diélectrique et la force dipôle-dipôle. Li et Ahmadi (1993) montrent que les deux dernières sont négligeables pour des particules inférieures à 100  $\mu\text{m}$ .

- **Force de Coulomb**

La force de Coulomb s'exerce sur une particule chargée située dans un champ électrique. C'est une force qui agit à longue distance et qui est égale au produit de la charge de la particule  $qe$  par le champ électrique  $E$  :

$$F_E = qeE \quad \text{Eq.I.12}$$

C'est la principale force responsable de la migration des particules dans un précipitateur électrostatique.

- **Force image**

La force image s'exerce sur une particule chargée à l'approche d'une surface neutre conductrice et en absence de champ électrique extérieur. La surface perturbe le champ électrique extérieur de la particule et provoque une force d'attraction sur une très faible portée.

La force image entre une particule de charge  $qe$  et une surface plane est :

$$F_{img} = -\frac{qe^2}{16\pi\epsilon_0\epsilon_{air}x^2} \cdot \frac{\epsilon_1 - \epsilon_{air}}{\epsilon_1 + \epsilon_{air}} \quad \text{Eq.I.13}$$

Avec  $\epsilon_0$  la permittivité du vide,  $\epsilon_{air}$  la permittivité relative de l'air,  $\epsilon_1$  la permittivité relative de la surface,  $x$  la distance entre le centre de la particule et la surface plane.

La force image entre deux particules de diamètre  $d_1$  et  $d_2$  et de charge  $qe_1$  et  $qe_2$  est :

$$F_{img} = -\left(\frac{d_1^2qe_1^2}{8\pi\epsilon_0x^3} - \frac{2xd_1^2q_1^2}{\pi\epsilon_0(4x^2 - d_1^2)^2}\right) - \left(\frac{d_2^2qe_2^2}{8\pi\epsilon_0x^3} - \frac{2xd_2^2q_2^2}{\pi\epsilon_0(4x^2 - d_2^2)^2}\right) \quad \text{Eq.I.14}$$

Dans le cas où une seule des deux particules est chargée, un des termes est nul. Cette force image est négligeable si  $x > d_p$ .

#### 2.1.4. Forces phorétiques

Le mouvement des particules d'aérosol peut aussi être induit par des forces phorétiques, qui résultent d'un gradient de scalaire dans le milieu (concentration des espèces chimiques, température, etc.). Le mouvement induit par une force phorétique est dû à l'inhomogénéité des chocs des molécules de gaz sur la particule : certaines molécules ont plus d'énergie cinétique d'un côté de la particule que de l'autre. Cette différence d'énergie cinétique peut être due à une différence de température au niveau des molécules, à une différence de diffusivité des molécules (composition chimique de l'air inhomogène autour de la particule), ou à une différence de turbulence du gaz porteur.

- **Thermophorèse**

La force de thermophorèse apparaît lorsqu'un gradient de température existe dans le gaz. Elle tend généralement à déplacer les particules des zones où la température est la plus basse vers les zones où elle est la plus élevée, donc à contresens du gradient de température. La force de thermophorèse s'exprime différemment selon la continuité du milieu et donc le diamètre de la particule (Brock 1962; Waldmann et Schmitt 1966):

$$F_{th} = \begin{cases} -\frac{P\lambda_g d_p^2 \Delta T}{T} & ; K_n < 1 \\ -\frac{9\pi\mu_{air}^2 d_p H \Delta T}{2\rho_{air} T} & ; K_n > 1 \end{cases} \quad \text{Eq.I.15}$$

Où  $T$  est la température absolue de la particule et  $\Delta T$  désigne le gradient de température. Le coefficient  $H$  caractérise le gradient de température à l'intérieur de la particule. Il dépend des diffusivités thermiques de la particule et du gaz porteur (Brock 1962).

- **Diffusiophorèse**

La force de diffusiophorèse résulte de l'existence d'un gradient de diffusivité moléculaire dans le fluide porteur de l'aérosol. Dans le contexte des bâtiments, un tel gradient peut par exemple résulter d'hétérogénéités spatiales de l'humidité de l'air au sein d'une pièce. En prenant cet exemple comme référence, la force de diffusiophorèse s'exprime par la relation (P. K. Wang et al. 1978) :

$$F_{dp} = -3\pi\mu_{air}d_p \frac{0,74D_{vap}M_{air}\Delta\rho_{vap}}{C_cM_{vap}} \quad \text{Eq.I.16}$$

Avec  $D_{vap}$  le coefficient de diffusion de la vapeur dans l'air,  $M_{vap}$  la masse molaire de la vapeur et  $\Delta\rho_{vap}$  le gradient de masse volumique (concentration) de la vapeur.

- **Turbophorèse**

La turbophorèse est le phénomène qui traduit la tendance des particules à se déplacer dans le sens d'un niveau de turbulence décroissant au sein du fluide porteur. Dans un gaz circulant à vitesse élevée, elle contribue à entraîner les particules vers les surfaces, favorisant leur dépôt (Caporaloni et al. 1975; Dasgupta et al. 1997; Reeks 1983; Zhao et Wu 2006a). L'effet de la turbophorèse est en revanche minime dans des environnements peu turbulents tels qu'une pièce de bâtiment (Nerisson et al. 2011).

- **Photophorèse**

La photophorèse résulte de l'absorption d'un rayonnement lumineux par une particule. Elle constitue un cas particulier de la thermophorèse. L'absorption du flux lumineux par la face éclairée de la particule fait que cette face devient plus chaude que sa face opposée. La chaleur se transmet au fluide environnant, contribuant ainsi à l'établissement d'un gradient de température autour de la particule. Le calcul de la force de photophorèse est complexe. Elle dépend de l'intensité  $I$  et de la longueur d'onde du rayonnement incident, de la pression du gaz, ainsi que de la dimension, la forme, et la nature de la particule. La force peut être reliée à la pression de radiation exercée par la lumière sur la particule par l'introduction d'un facteur d'efficacité  $Q_{rp}$  qui dépend de la taille, de la masse, et des propriétés thermo-optiques (indice de réfraction et coefficient d'absorption) de la particule. Pour des particules sphériques, on a alors le modèle simplifié (Abadie 2000) :

$$F_{pp} = Q_{rp} \frac{I\pi d_p^2}{4c} \quad \text{Eq.I.17}$$

Où  $c$  est la vitesse de la lumière.

La force de photophorèse peut s'exercer dans le même sens que le flux lumineux (photophorèse positive), ou dans le sens opposé à ce flux (photophorèse négative), suivant la taille et les propriétés thermo-optiques des particules.

## 2.2. Force d'adhérence entre une particule et une surface

L'adhérence d'une particule à une surface, qui dans le cadre de nos applications peut être une autre particule, une paroi ou tout autre matériau présent dans le bâtiment, est déterminée par l'action d'au moins une des forces suivantes : force de van der Waals, force de capillarité, forces électrostatiques, force de gravité. La résultante des forces dépend des caractéristiques de la

particule (nature, forme et dimension), des caractéristiques de la surface (matériau, rugosité, taux de couverture en particules) et de la nature de l'interaction elle-même (vitesse initiale de l'impact, durée de contact).

- **Force de van der Waals**

La force de van der Waals est une interaction électrique de faible intensité entre les molécules d'une particule et d'une surface, de laquelle résultent des forces d'attractions électrostatiques entre les dipôles de signes opposés (Figure I.3.a). Le contact s'effectuant sur les aspérités, la liaison entre la particule et la surface n'est pas parfaite (Figure I.3.b). La distance de séparation moyenne  $x$  dépend de la rugosité. Elle est souvent prise égale à 0,4 nm pour une surface considérée comme lisse (Hinds 1999).

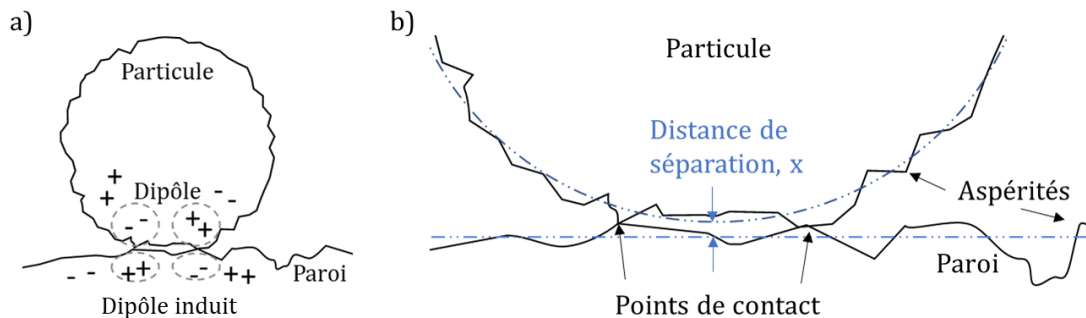


Figure I.3 : a) Force adhésive de Van der Waals, b) surface de contact entre une particule et une surface solide.

La force d'adhérence due aux forces de van der Waals peut être modélisée par l'équation de Hamaker qui fait intervenir  $H$  la constante de Hamaker. Cette constante dépend des caractéristiques diélectriques des deux matériaux qui interagissent et de la distance caractéristique entre les surfaces. Sa valeur varie entre  $1.10^{-9}$  et  $15.10^{-9}$  J selon la nature du matériau.

Dans le cas de l'adhérence entre deux particules sphériques de diamètre  $d_1$  et  $d_2$ , l'expression est :

$$F_{vdw} = \frac{Hr}{6x^2} \quad \text{Eq.I.18}$$

Avec :

$$\frac{1}{r} = 2 \left( \frac{1}{d_1} + \frac{1}{d_2} \right) \quad \text{Eq.I.19}$$

Dans le cas de l'adhérence d'une particule sur une surface (un diamètre tend vers l'infini), l'expression est :

$$F_{vdw} = \frac{Hd_p}{12x^2} \quad \text{Eq.I.20}$$

- **Force de capillarité**

En conditions normales, les matériaux possèdent des molécules liquides à leur surface qui créent une force d'adhérence avec les particules par effet de capillarité au point de contact (Figure I.4). Cette force est donnée par la relation :

$$F_{ts} = A\sigma\cos\theta \quad \text{Eq.I.21}$$

Où  $\sigma$  est la tension superficielle du liquide à l'interface avec l'air,  $\theta$  est l'angle de mouillage de la surface, et  $A$  est une constante qui dépend des propriétés de la particule et du liquide.

Dans le cas d'un contact parfaitement lisse entre la particule sphérique et la surface plane et une humidité supérieure à 90%, la force de capillarité est (Boulaud and Renoux 1998):

$$F_{ts} = 2\pi\sigma d_p \quad \text{Eq.I.22}$$

Pour des humidités plus faibles, Corn (1961) propose une relation empirique qui fait intervenir l'humidité relative  $HR$  :

$$F_{ts} = 0,063d_p(1 + 0,009.HR) \quad \text{Eq.I.23}$$

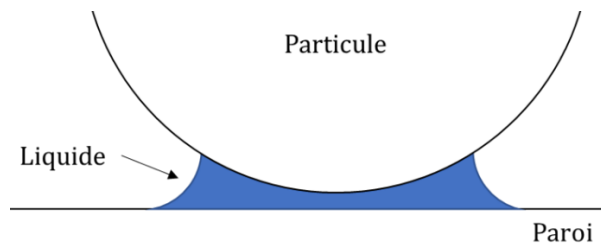


Figure I.4 : Adhérence d'une particule à une paroi due à un film liquide.

- **Forces électrostatiques**

Les expressions de la force de Coulomb et de la force image sont données précédemment. La force de Coulomb prédomine si un champ électrique extérieur est appliqué alors qu'en absence de champ, c'est la force image qui sera majoritaire pour des surfaces conductrices.

- **Importance relative des forces d'adhérence**

L'évolution des forces d'adhérence selon la taille des particules est tracée sur la Figure I.5 pour des particules d'alumine (Alloul-Marmor 2002). On observe que les forces de Van der Waals sont les forces prépondérantes dans l'adhérence des particules sur une surface sèche. Les forces de capillarité y sont supérieures que dans le cas où l'humidité du milieu serait supérieure à 60 %. Les forces électrostatiques sont inférieures d'un ordre de grandeur face à celles de Van der Waals pour des particules d'alumine. La force de pesanteur est très faible par rapport aux autres forces d'adhérence avec jusqu'à quatre ordres de grandeurs inférieures aux forces de Van der Waals.

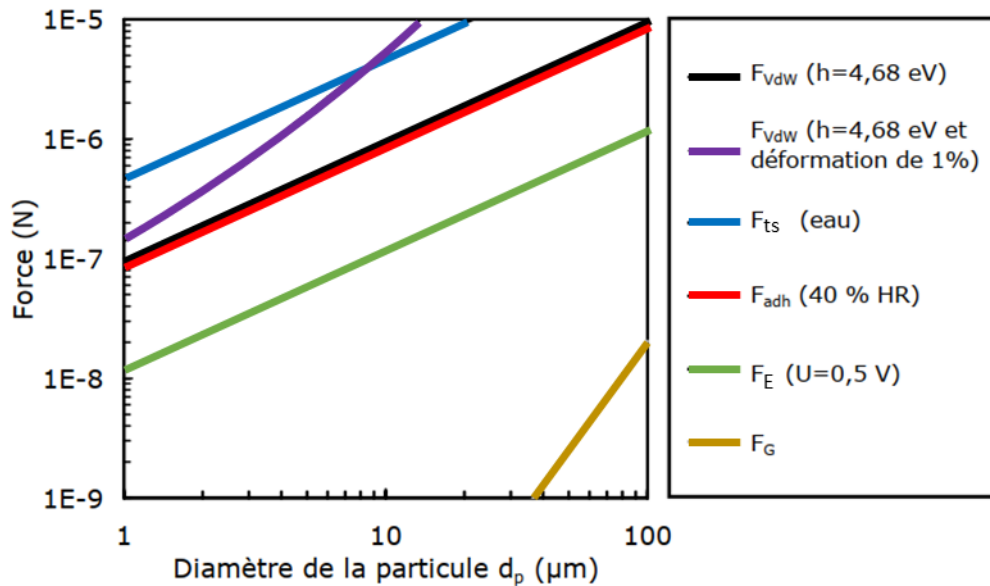


Figure I.5 : Évolution des forces d'adhérence en fonction de la taille des particules.  $h$  est la constante de Lifshitz – Van der Waals, reliée à la constante de Hamaker par l'équation:  $h = 4\pi H/3$ . (Inspirée de Alloul-Marmor 2002).

### 2.3. Modélisation du dépôt particulaire

Il y a dépôt particulaire lorsque les particules en suspension dans l'air rentrent en collision avec une surface et y adhèrent. La dynamique de ce processus est caractérisée par une vitesse de dépôt  $v_d$  qui établit une relation linéaire entre le flux de particules qui traverse la couche limite, soit le flux de particules déposé  $J$ , et la concentration dans l'air en dehors de la couche limite,  $C_\infty$  :

$$v_d = \frac{|J(y = 0)|}{C_\infty} \quad \text{Eq.I.24}$$

où  $y$  est la distance perpendiculairement à la surface.

La vitesse de dépôt est la vitesse à laquelle une particule migre vers la surface. Elle est déterminée par la résultante des phénomènes décrits ci-dessus et dépend donc en théorie de :

- La nature, la géométrie et la charge électrique de la particule ;
- La rugosité, la nature et l'orientation de la surface, puisque les forces de gravité s'exercent différemment en fonction ce paramètre ;
- L'existence d'un champ électrique, qu'il soit généré ou induit par la présence de particules chargées dans l'air ;
- Les conditions environnementales du milieu : températures d'air et de surface, écoulement d'air.

Les différents modèles de vitesse de dépôt que l'on trouve dans la littérature se distinguent par les hypothèses retenues quant à l'état du milieu et par les processus physiques qui sont pris en compte.

Le modèle de Corner et Pendlebury est le premier modèle publié (Corner et Pendlebury 1951). Il intègre les effets de la sédimentation, mais sans prise en compte de l'orientation des surfaces, de la diffusion moléculaire et de la diffusion turbulente. La diffusion turbulente des particules  $\varepsilon_p$  dans la couche limite varie en fonction du carré de la distance à la surface :

$$\varepsilon_p = K_e \gamma^2 \quad \text{Eq.I.25}$$

Où  $K_e$  est le coefficient de diffusivité turbulente, qui caractérise l'amplitude de la turbulence.

Crump et Seinfeld (1981) ont étendu le modèle de Corner et Pendlebury en intégrant des effets différents de la gravité en fonction de l'orientation des surfaces. La sédimentation est considérée comme négligeable par rapport à la diffusion pour des surfaces verticales, et agit en sens opposé selon que les surfaces horizontales soient de normale sortante ascendante (plancher par exemple) ou descendante (plafond par exemple). Le modèle a ensuite été complété par McMurry et Rader (1985) qui y ont inclus la force de dérive électrostatique puis par Nazaroff et Cass (1989) qui y ont intégré les effets de la thermophorèse.

Le modèle de vitesse de dépôt de Lai et Nazaroff (2000) prend en compte la diffusion brownienne, la diffusion turbulente, ainsi que la sédimentation gravitationnelle selon l'orientation des parois. Le modèle repose sur l'hypothèse établie à partir de travaux numériques que la diffusivité turbulente des particules est égale à la viscosité turbulente du fluide (Kallio et Reeks 1989; Uijttewaal et Oliemans 1996; Young et Leeming 1997). La viscosité turbulente est déterminée pour 3 zones de la couche limite qui ont été définies sur la base des résultats de simulations numériques de la diffusion turbulente aux abords de surfaces réalisées par Kim et al (1987). Le modèle de Lai et Nazaroff est reconnu pour sa précision dans le contexte de locaux où les vitesses d'air sont faibles (Hussein et al. 2009), mais plus difficilement applicable à des milieux tels que les conduits de ventilation (Sippola et Nazaroff 2002). Pour ce type d'application, des modèles intégrant aussi les effets de la turbophorèse, tels que les modèles de Guha (1997) ou de Zhao et Wu (2006a), sont plus adaptés. Zhao et Wu ont par ailleurs proposé une extension du modèle de Lai et Nazaroff pour mieux appréhender les dépôts sur des surfaces rugueuses plutôt que lisses (Zhao et Wu 2006b).

L'équation I.24 permet de déterminer les flux de particules déposés sur chacune des surfaces d'une pièce, en intégrant leurs caractéristiques propres en termes d'écoulement d'air, d'orientation, ou de gradient de température par exemple. Dans les outils de simulation de la qualité de l'air intérieur, le dépôt des particules sur les matériaux qui délimitent l'ambiance est parfois modélisé de manière globale par une constante de dépôt  $\lambda$  ( $s^{-1}$  ou  $h^{-1}$ ), qui établit une relation linéaire entre le flux total déposé sur les surfaces et la concentration en particules dans la pièce (Thatcher et al. 2002). Les constantes de dépôt sont déterminées expérimentalement à partir de la décroissance des concentrations dans une enceinte. Elles sont spécifiques à la dimension, à la géométrie et à l'écoulement d'air de cette enceinte et présentent donc un risque important de biais lorsqu'elles sont utilisées pour la modélisation de pièces qui présentent des caractéristiques différentes.

#### **2.4. Modélisation de la coagulation des particules**

La coagulation désigne les processus d'agglomération, d'agrégation ou de coalescence de particules faisant suite à leur collision. Elle contribue à modifier la distribution granulométrique de l'aérosol dans le sens d'une augmentation de la taille moyenne des particules qui le compose. La concentration en nombre des particules en suspension dans l'air diminue, mais les concentrations massique et volumique de l'aérosol restent inchangées.

Le noyau de coagulation désigne la probabilité de coagulation de deux particules  $i$  et  $j$  par unité de volume d'air et de temps. Il correspond au produit de la probabilité que les deux particules se rencontrent (noyau de collision) et de la probabilité qu'elles s'unissent pour former une seule particule (efficacité de coagulation). Fuchs (1964) définit le noyau de coagulation  $\beta_{ij}$  entre deux particules neutres par :



$$\beta_{i,j} = \frac{4\pi D_{ij} r_{ij}}{\frac{r_{ij}}{r_{ij} + \delta_{ij}} + \frac{4D_{ij}}{r_{ij} v_{th,ij}}} \quad \text{Eq.I.26}$$

Avec :  $D_{ij} = D_i + D_j$ ,  $D_i$  et  $D_j$  étant les diffusivités des particules  $i$  et  $j$

$r_{ij} = r_i + r_j$ , où  $r_i$  et  $r_j$  désignent le rayon des particules  $i$  et  $j$

$\delta_{ij} = \sqrt{\Omega_{ij}^2 + \Omega_{ji}^2}$ ,  $\delta_{ij}$  la distance d'adaptation du flux des particules  $i$  et  $j$

$v_{th,ij} = \sqrt{v_{th,i}^2 + v_{th,j}^2}$ ,  $v_{th,i}$  et  $v_{th,j}$  étant les vitesses thermiques des particules  $i$  et  $j$ .

Par suite, le flux de particules de tailles  $i$  et  $j$  qui disparaît du volume unitaire, ou le flux de particules de la taille  $k$  qui est produit par la coagulation des particules  $i$  et  $j$ , est donné par :

$$J_{coag} = \beta_{i,j} C_i C_j \quad \text{Eq.I.27}$$

La charge et la polarité des particules jouent un rôle important dans la coagulation puisque des particules de charges opposées sont soumises à des forces de répulsion qui réduisent leur probabilité de coagulation, et inversement pour des polarités opposées. Le noyau de coagulation entre des particules de taille  $i$  et de charge  $l$  et des particules de taille  $j$  et de charge  $m$  peut être déterminé à partir du noyau de coagulation de particules électriquement neutres de même taille par l'application d'un facteur de correction  $\alpha_{i,j}^{l,m}$  :

$$\kappa_{i,j}^{l,m} = \alpha_{i,j}^{l,m} \beta_{i,j} \quad \text{Eq.I.28}$$

Le facteur de correction s'exprime différemment suivant que les charges conduisent à une répulsion ou une attraction des particules (Laakso et al. 2002; Mick et al. 1991) :

$$\alpha_{i,j}^{l,m} = \begin{cases} \exp\left(-\frac{\phi_{i,j}^{l,m}(r_m)}{K_B T}\right) & ; \text{répulsion} \\ \frac{r_m^2 (1 - \phi_{i,j}^{l,m}(r_m)/K_B T)}{r_{ij}^2} & ; \text{attraction} \end{cases} \quad \begin{matrix} \text{Eq.I.29} \\ \text{Eq.I.30} \end{matrix}$$

Avec :  $r_m$  : distance entre le centre des deux particules qui entrent en collision

$\phi$  : potentiel de collision

Le mode de calcul des paramètres qui rentrent dans la définition de  $\beta_{i,j}$  et  $\alpha_{i,j}^{l,m}$  sont détaillés dans le chapitre IV.

### 3. Précipitation électrostatique

La précipitation électrostatique est une alternative intéressante à la filtration mécanique dans le domaine du bâtiment (Jaworek et al. 2007). Dans un précipitateur électrostatique, communément désigné par l'acronyme ESP pour electrostatic precipitator, la filtration des particules s'effectue en trois étapes (Figure I.6) :

- L'ionisation du gaz par décharge couronne ;
- La charge des particules par les ions précédemment formés ;
- La migration des particules chargées dans un champ électrique et leur collecte sur une électrode collectrice.

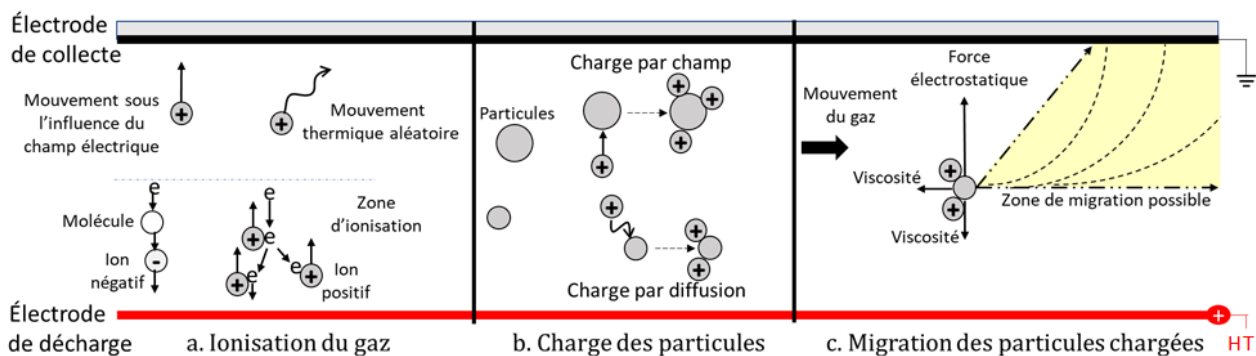


Figure I.6 : Collecte des particules dans un ESP (inspiré de Huang et al. 2015).

### 3.1. Décharge couronne

La décharge couronne est une décharge électrique générée par une différence de tension de l'ordre de 4 à plusieurs dizaines de kV (continue, alternative ou pulsée) entre deux électrodes : l'électrode émettrice sur laquelle est appliquée la tension a un très faible rayon de courbure (fil ou pointe) ; l'électrode de collecte est quant à elle reliée à la masse. Lorsque le champ électrique au voisinage de l'électrode émettrice a atteint le champ de disruptive, le gaz s'ionise. La valeur du champ de disruptive dépend des propriétés du gaz et donc de sa composition chimique, de l'humidité, de la pression et de la température (Stern 2014). Dans le cas de l'air sec à pression atmosphérique, le champ de disruptive est de l'ordre de 30 kV/cm. Pour un air saturé en humidité, la valeur du champ est de l'ordre de 10 kV/cm.

La Figure I.7 schématise la décharge couronne dans le cas d'une tension positive pour une géométrie d'ESP de type fil-plaques (Chen 2002).

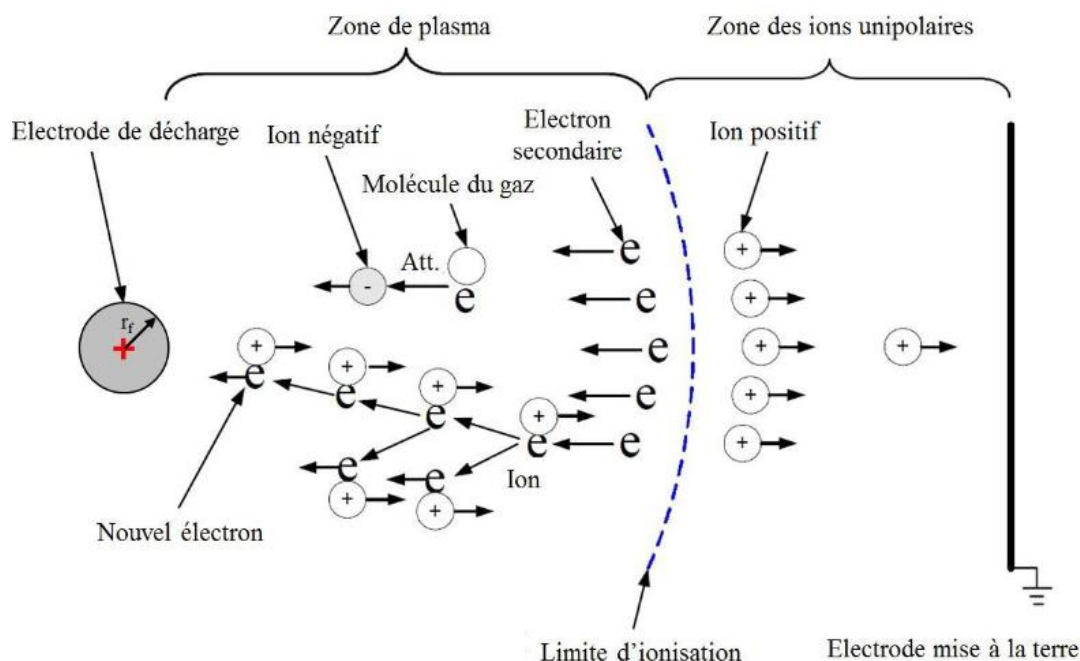


Figure I.7 : Schématisation d'une décharge couronne dans un ESP fil-plaques en tension positive (Chen 2002).

Dans le cas d'une **tension positive**, l'électrode émettrice est l'anode alors que la contre-électrode reliée à la terre est la cathode. Grâce à la forte dissymétrie des électrodes, le champ électrique diminue très rapidement en s'éloignant de l'électrode de décharge. Ce champ électrique accélère les électrons primaires naturellement présents dans l'air, créant un courant électronique qui se propage vers l'électrode de décharge. Ces électrons acquièrent assez d'énergie cinétique pour

arracher un électron aux espèces neutres du gaz lors de leur collision inélastique. Il s'en suit la formation de nouveaux électrons libres, ainsi que d'ions positifs qui migrent en sens inverse vers la contre-électrode sous l'effet de la force de Coulomb.

Les électrons arrachés possèdent une énergie cinétique suffisante pour percuter à leur tour des espèces neutres, créant de nouvelles paires électron-ion positif. Cette réaction en chaîne est appelée « avalanche électronique ». La région où le champ électrique fournit assez d'énergie pour maintenir la réaction en chaîne est appelé zone d'ionisation. En tension positive, la zone d'ionisation est supposée confondue avec celle du plasma et correspond au cylindre entourant l'anode pour lequel le champ réduit est de  $120 \text{ Td}^4$ . Au-delà de la zone d'ionisation se situe la zone de dérive des ions unipolaires, au sein de laquelle les ions positifs migrent vers la cathode. L'avalanche électronique est entretenue grâce à la génération continue d'électrons secondaires par photo-ionisation résultant des réactions de désexcitation radiative des espèces métastables.

Le phénomène de « claquage » apparaît si l'avalanche électronique s'étend dans tout l'espace inter-électrode, ce qui entraîne l'apparition d'arcs électriques. Cela peut se produire si le champ électrique est trop élevé, si le champ électrique est homogène (électrodes symétriques) ou si l'électronégativité du gaz est très faible. Ce phénomène de « claquage » doit être évité pour maintenir la décharge couronne et ne pas détériorer le générateur de tension.

La Figure I.8 schématise la décharge couronne dans le cas d'une tension négative pour une géométrie fil-plaque (Chen 2002).

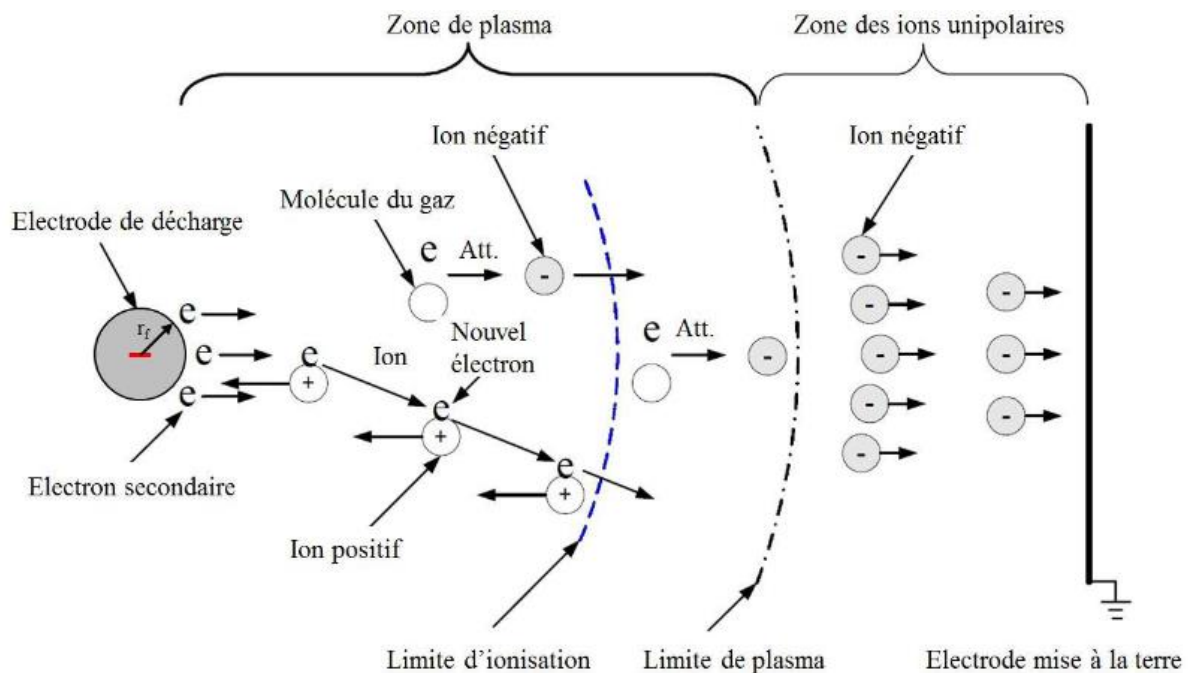


Figure I.8 : Schématisation d'une décharge couronne en tension négative (Chen 2002).

Dans le cas d'une **tension négative**, l'électrode émettrice est la cathode alors que la contre-électrode est l'anode. Contrairement à la tension positive, la limite d'ionisation n'est pas confondue avec celle du plasma. La zone de plasma s'étend au-delà de la zone de  $120 \text{ Td}$ . Dans cette zone, les électrons se recombinent avec les espèces neutres selon leur électronégativité pour former des ions négatifs et le courant électronique devient un courant ionique. La zone de plasma est fixée de façon arbitraire à  $80 \text{ Td}$  en tension négative et correspond à une énergie cinétique des

<sup>4</sup> Townsend, l'unité du champ réduit habituellement utilisé en physique des plasmas ; il représente le rapport entre le champ électrique et la concentration en espèces neutres présentes, avec  $1 \text{ Td} = 10^{-21} \text{ V.m}^2$

électrons de 1,85 eV. Au-delà, il s'agit de la zone des ions unipolaires dans laquelle les ions négatifs migrent vers l'anode.

A l'inverse de la décharge positive, l'avalanche électronique se propage de l'électrode de décharge vers la contre-électrode. L'avalanche est maintenue par une génération continue d'électrons secondaires due à trois effets. Le phénomène majoritaire est la photoémission de l'électrode, c'est-à-dire l'extraction d'électrons de la cathode par les photons émis dans la couronne. Le deuxième phénomène est l'arrachage des électrons par « bombardement » des cations qui migrent vers la cathode. Enfin, des électrons secondaires sont émis par désexcitation radiative des espèces métastables formées dans la décharge.

### 3.2. Charge des particules

Les particules aéroportées se chargent en collectant les ions émis par la décharge couronne grâce à deux mécanismes, la charge par champ et la charge par diffusion. Les deux mécanismes prennent place simultanément mais leur importance relative est principalement déterminée par les dimensions de la particule. La charge finale acquise par une particule dépend de son diamètre, du champ électrique appliqué, de la mobilité des ions, de la constante diélectrique des particules et du temps de séjour de la particule au sein du champ électrique, etc.

#### 3.2.1. Mécanismes de charge

La charge par champ est le mécanisme prédominant pour les particules de taille supérieure à environ 1  $\mu\text{m}$ . Une particule présente dans un champ électrique provoque une distorsion locale du champ telle que les lignes de champ sont déviées et aboutissent à la surface de la particule. La distorsion est d'autant plus importante que la permittivité de la particule est élevée. Les ions se déplacent le long des lignes de champ et peuvent ainsi atteindre la surface de la particule. Au fur et à mesure de la collecte la particule se charge et a tendance à repousser les ions. La particule atteint sa charge de saturation par champ  $q_p$  lorsque les lignes de champ la contournent (Figure I.9).

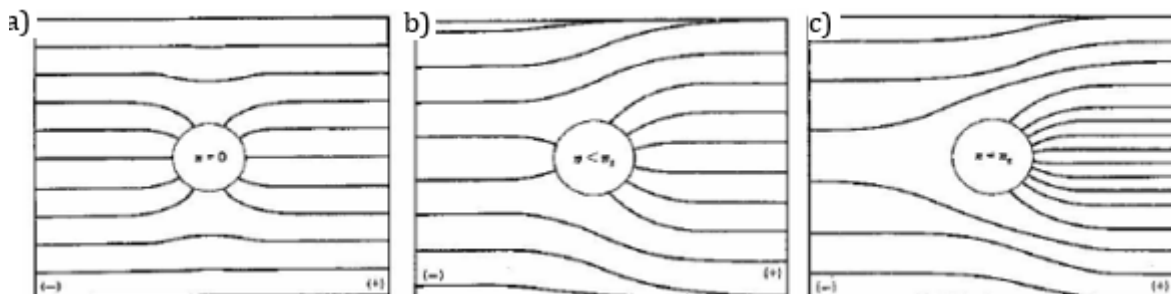


Figure I.9 : Distorsion des lignes de champ autour d'une particule a) particule neutre b) particule partiellement chargée c) particule à charge de saturation (Hinds 1999).

La charge par diffusion est le mécanisme de charge prépondérant pour les particules de taille inférieure à environ 0,1  $\mu\text{m}$ . Ce mécanisme est dû à l'agitation brownienne des ions et des particules qui entraîne des collisions aléatoires (White 1963). Il peut donc avoir lieu en présence ou en absence de champ électrique autour de la particule. En l'absence de champ, les ions se répartissent uniformément à sa surface. La charge par diffusion dépend de la taille de la particule, de la densité des ions, de la vitesse moyenne d'agitation thermique de ces ions, et du temps de contact entre les particules et les ions.

Les particules dont la taille est comprise entre 0,1  $\mu\text{m}$  et 1  $\mu\text{m}$  sont sujettes à des processus de charge par champ et par diffusion. On parle de charge mixte car les deux mécanismes sont interdépendants (Parker 1997). La modélisation de la charge dans cette gamme de taille ne peut

donc pas être opérée en additionnant simplement les modèles de charge par champ et par diffusion.

### 3.2.2. Charge de saturation

La charge de saturation correspond à la charge maximale qu'une particule peut prendre. De nombreux modèles ont été développés. On peut citer en particulier le modèle simple de Cochet (1961) qui offre une bonne corrélation avec les résultats expérimentaux pour les particules dont le diamètre est supérieur à environ 0,3  $\mu\text{m}$  :

$$q_{p,sc} = \pi\epsilon_0 E d_p^2 \left[ (1 + K_n)^2 + \frac{2}{1 + K_n} \times \frac{\epsilon_r - 1}{\epsilon_r + 2} \right] \quad \text{Eq.I.31}$$

Avec  $K_n$  le nombre de Knudsen,  $E$  l'intensité du champ électrique,  $\epsilon_r$  la constante diélectrique des particules et  $\epsilon_0$  la perméabilité du vide.

### 3.3. Migration et collecte des particules

L'efficacité d'un électrofiltre dépend du temps de migration des particules dans la zone de collecte, du diamètre de la particule, de sa charge, de la géométrie du procédé et du débit d'air qui le traverse (Shanshan Li et al. 2019).

La trajectoire d'une particule dans le collecteur est conditionnée par les forces qui agissent sur elle, en particulier la force de traînée et les forces électrostatiques (Shuran Li et al. 2019). Les forces gravitaires et de courte portée (forces de Van der Waals, image ou de dipôle) peuvent être négligées.

L'efficacité de filtration de l'électrofiltre peut être estimée par le modèle de Deutsch-Anderson (Eq.16)(Anderson 1919; Deutsch 1922). Il s'agit d'un modèle simplifié global qui utilise comme données d'entrée la charge présumée des particules ( $q_p$ ). Il ne prend pas en compte le profil aérodynamique au sein de l'électrofiltre. L'efficacité dépend des dimensions des surfaces de collecte ( $S_C$ ), de l'intensité du champ électrique ( $E$ ) et de la vitesse des particules, qui dépend du débit d'air ( $Q$ ) et de la géométrie du collecteur. En dépit de ses nombreuses hypothèses simplificatrices le modèle de Deutsch-Anderson constitue un outil intéressant pour le prédimensionnement des électrofiltres.

$$\eta(dp) = 1 - \exp\left(-\frac{qeES_C}{3\pi\mu_{air}d_pQ}\right) \quad \text{Eq.I.32}$$

### 3.4. Émission de co-polluants secondaires

L'électrofiltration a pour principal défaut la possible génération de polluants secondaires comme l'ozone ou les oxydes d'azote. Ces composés précurseurs de réactions chimiques peuvent provoquer une augmentation des concentrations en aldéhydes et/ou en particules ultrafines dans l'air intérieur (Waring et al. 2011).

L'avalanche électronique résultant de la création du plasma est source d'espèces fortement réactives telles que des espèces radicalaires ( $\text{OH}\cdot$ ) ou des espèces excitées avec des temps de vie extrêmement courts ( $\text{O}_2^*, \text{N}_2^*$ ). Les réactions qui prennent place à l'intérieur d'un plasma se composent de processus élémentaires primaires et secondaires, comme schématisé par Van Durme sur la Figure I.10 :

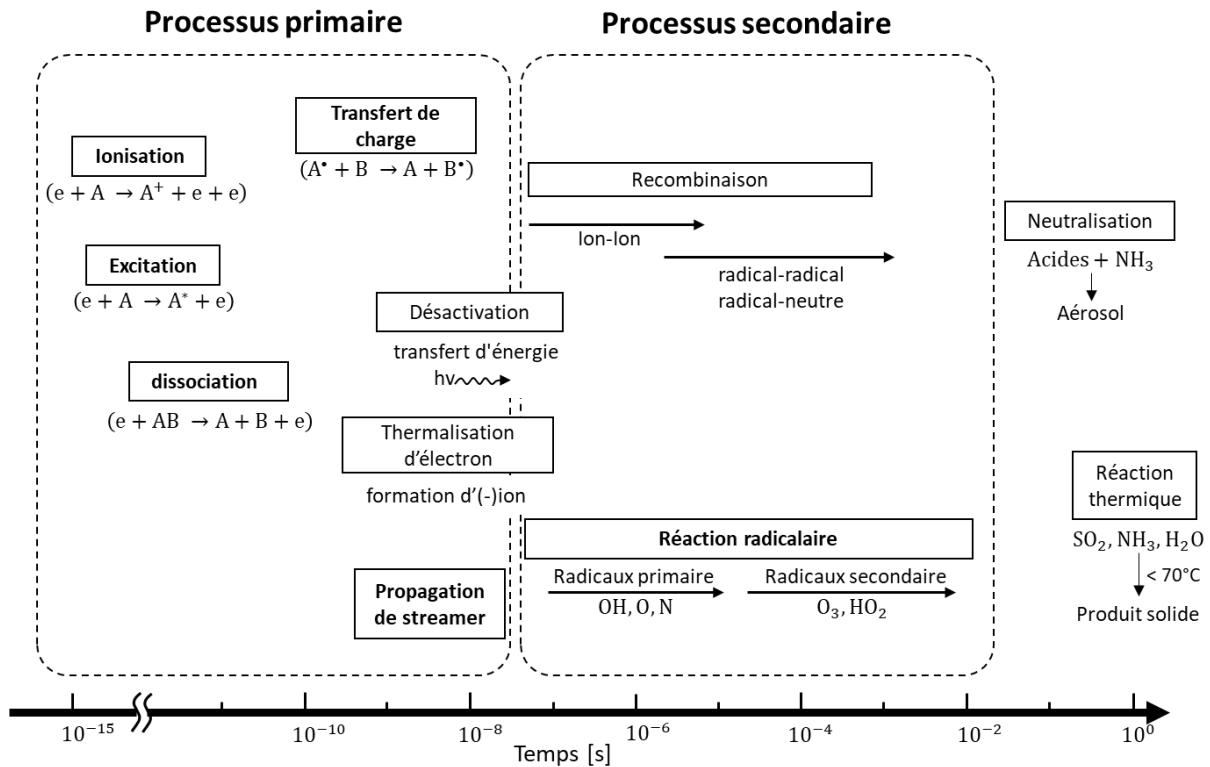


Figure I.10 : Processus primaire et secondaire dans un plasma (Van Durme 2008)

Les processus primaires regroupent l'ensemble des réactions issues d'impacts électroniques engendrés par l'avalanche électronique. Les électrons possédant assez d'énergie lors de ces impacts cèdent une partie de leur énergie cinétique à l'espèce percutée, ce qui conduit à des processus élémentaires de dissociation, d'ionisation, d'excitation et d'attachement électronique des molécules. Ces réactions primaires sont décrites par (Chen 2016) dans le Tableau I.1.

Tableau I.1 Principales collisions électroniques dans l'air humide (Chen 2016).

Type de collision	Équation de réaction	
<b>Dissociation</b> O( <sup>3</sup> P) et N( <sup>4</sup> S) : atomes à état fondamental O( <sup>1</sup> D) et N( <sup>2</sup> D) : atomes à état métastable	$e + O_2 \rightarrow e + O(^3P) + O(^3P, ^1D)$	[R1]
	$e + N_2 \rightarrow e + N(^4S) + N(^4S, ^2D, ^2P)$	[R2]
	$e + H_2O \rightarrow e + OH + H$	[R3]
<b>Ionisation</b>	$e + O_2 \rightarrow 2e + O_2^+$	[R4]
	$e + N_2 \rightarrow 2e + N_2^+$	[R5]
	$e + O_2 \rightarrow 2e + O(^3P) + O^+$	[R6]
	$e + N_2 \rightarrow 2e + N(^4S, ^2D) + N^+$	[R7]
	$e + H_2O \rightarrow 2e + OH + H^+$	[R8]
<b>Excitation</b>	$e + O_2 \rightarrow e + O_2^*$	[R9]
	$e + N_2 \rightarrow e + N_2^*$	[R10]
<b>Attachement électronique</b> M : O <sub>2</sub> , N <sub>2</sub> ou H <sub>2</sub> O	$e + O_2 + M \rightarrow O_2^- + M$	[R11]
	$e + H_2O + M \rightarrow H_2O^- + M$	[R12]
	$e + O_2 \rightarrow O(^3P, ^1D) + O^-$	[R13]
	$e + H_2O \rightarrow OH + H^-$	[R14]

Les processus secondaires regroupent les réactions résultant des espèces instables générées par les processus primaires et des molécules naturellement présentes dans le gaz. Ces réactions de

recombinaison ou radicalaires conduisent à la formation d'espèces secondaires telles que des ions, des radicaux et des métastables, ainsi que des espèces à longue durée de vie telles qu' $O_3$ ,  $NO_x$ ,  $HNO_3$ ,  $HNO_2$  et  $H_2O_2$ .

La quantité d'espèces secondaires produites dépend de la polarité de la décharge couronne, car la densité d'électrons émis diffère d'un cas à l'autre. Les décharges couronnes négatives se caractérisent par une région de plasma plus épaisse et un nombre d'électrons de plus d'un ordre de grandeur supérieur à celui des décharges couronnes positives. Chen et Davidson ont par exemple montré que pour une distance réaliste entre le fil et les plaques d'un ESP de type fil/plaques, le plasma négatif était plus épais de 200  $\mu m$ , et contenait au minimum 50 fois plus d'électrons que le plasma positif (Figure I.11). Ils ont ainsi estimé que les réactions sont 5,6 fois plus fréquentes en tension négative qu'en tension positive (Chen et Davidson 2003).

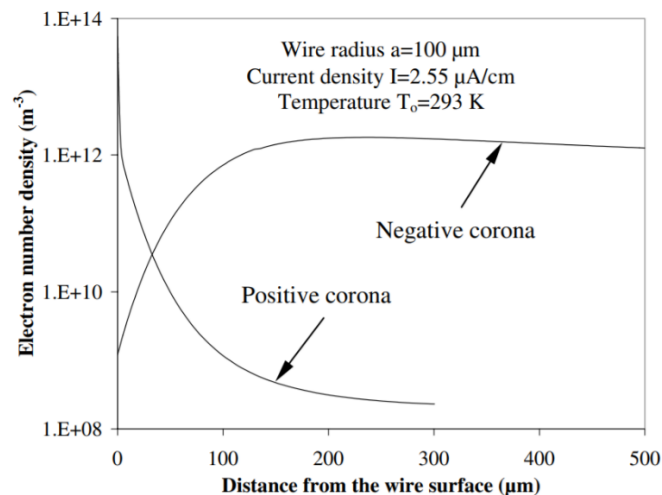


Figure I.11 : Évolution en fonction de la distance fil-plaque du nombre d'électrons dans une décharge couronne en tension négative et positive (Chen et Davidson 2003).

### 3.4.1. Ozone

L'ozone ( $O_3$ ) est naturellement présent dans l'air. C'est un allotrope d'oxygène instable et très oxydant pour les espèces vivantes (McKee et al. 1996). L'organisation mondiale de la santé préconise ainsi une exposition inférieure à  $60 \mu g/m^3$  en moyenne sur 8 heures pendant les six mois consécutifs où les concentrations extérieures sont les plus élevées (WHO 2021). Il est donc indispensable de quantifier les quantités d'ozone produites par un ESP pour évaluer son innocuité.

Les collisions électroniques s'effectuent principalement avec le dioxygène ( $O_2$ ) et le diazote ( $N_2$ ) et contribuent à la formation d'atomes d'oxygène ([R15-16]), qui par suite initient le cycle de formation de l'ozone ([R21-22]).

Tableau I.2 : Réactions majoritaires de formation et de destruction de l'ozone dans l'air sec, en tension positive (Chen et Davidson 2002).

Équation de réaction	Contribution relative [%]	Temps caractéristique [ms]	
<b>Formation de l'atome d'oxygène</b>			
$N_2^* + O_2 \rightarrow N_2 + 2O$	62	$7.10^{-5}$	[R15]
$O_2^* + O_2 \rightarrow O_3 + O$	17	0,04	[R16]
$N + O_2 \rightarrow NO + O$	12	2	[R17]
$e + O_2 \rightarrow O + O + e$	7	$7.10^{-8}$	[R18]
$N + NO \rightarrow N_2 + O$	1	3	[R19]
$N_2^* + O_2 \rightarrow N_2O + O$	1	0,003	[R20]
<b>Formation de l'ozone</b>			
$O + O_2 + N_2 \rightarrow O_3 + N_2$	66	0,02	[R21]
$O + O_2 + O_2 \rightarrow O_3 + O_2$	19	0,06	[R22]
$O_2^* + O_2 \rightarrow O_3 + O$	15	0,04	[R23]
<b>Destruction de l'ozone</b>			
$NO + O_3 \rightarrow NO_2 + O_2$	93	300	[R24]
$O + O_3 \rightarrow 2O_2$	5	800	[R25]
$e + O_3 \rightarrow O + O_2 + e$	2	$4.10^{-4}$	[R26]

La production de l'ozone est influencée par différents paramètres caractérisant l'air ou l'électrofiltre. Mennad et al. (2014) ont démontré qu'une anode en acier inoxydable induisait davantage de réactivité de surface de l'ozone qu'une anode en aluminium ou en cuivre, et doit donc en théorie libérer moins d'ozone dans l'air. Toujours sur la base de considérations fondamentales, Chen et Davidson ont conclu que la production d'ozone augmente avec le rayon de courbure de l'électrode, mais que la température n'a en revanche pas d'influence significative dans le cadre d'applications liées au traitement de l'air extérieur ou intérieur (Chen et Davidson 2002; 2003). L'humidité relative a été plus particulièrement étudiée par Chen et Wang (2005), qui ont caractérisé son impact sur la contribution relative des réactions de formation et de destruction de l'ozone, dans des conditions extrêmes d'air sec et saturé (Tableau I.3).

Tableau I.3 : Contribution de l'humidité relative et de la tension sur la formation-destruction de l'ozone (adapté de Chen et Wang (2005)).

<b>Contribution relative à la formation d'ozone [%]</b>				
Réaction	Tension Positive		Tension Négative	
	HR = 0 %	HR = 100 %	HR = 0%	HR = 100 %
[R22]	19	7	18	5
[R21]	66	22	62	18
[R23]	15	71	20	77
<b>Contribution relative à la destruction d'ozone [%]</b>				
Réaction	Tension Positive		Tension Négative	
	HR = 0 %	HR = 100 %	HR = 0%	HR = 100 %
[R24]	93	3	90	1
$OH + O_3 \rightarrow HO_2 + O_2$ [R27]	0	96	0	98



En présence de vapeur d'eau dans l'air, les collisions électroniques peuvent occasionner la dissociation des molécules d'eau et générer des radicaux hydroxyles OH° hautement réactifs avec l'ozone [R27]. Ainsi à 100% d'humidité relative, la principale réaction de destruction de l'ozone n'est plus la réaction [R24] entre l'ozone et le monoxyde d'azote, mais la réaction [R27] entre l'ozone et les radicaux hydroxyles générés au sein du plasma.

### 3.4.2. Oxydes d'azote

Comme l'ozone, le monoxyde d'azote (NO) et le dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) sont des sous-produits de réactions générés au sein du plasma qu'il est nécessaire de quantifier pour s'assurer de l'innocuité du procédé. En 2021, l'organisation mondiale de la santé a abaissé de 40 µg/m<sup>3</sup> à 10 µg/m<sup>3</sup>, en valeur moyenne annuelle, la valeur guide pour l'air extérieur et intérieur (WHO 2021).

Le Tableau I.4 explicite les réactions qui conduisent à la formation de NO<sub>x</sub> au sein du plasma (Guo et al. 2015). Ces composés azotés proviennent de l'oxydation des espèces gazeuses présentes dans l'air, à savoir N<sub>2</sub> et O<sub>2</sub>. Le NO est l'espèce initialement formée. Elle est ensuite oxydée en NO<sub>2</sub> [R17], totalement ou en partie, par les substances hautement réactives présentes dans le plasma, telles que l'ozone [R31-32]. Les concentrations en NO<sub>2</sub> sont censées être plus élevées que celles de NO en sortie d'électrofiltre.

En présence de vapeur d'eau, la réaction entre le NO<sub>2</sub> et les radicaux hydroxyles peut conduire à la formation d'acide nitrique [R33].

Tableau I.4 : Réactions majoritaires de formation et de destruction des NO<sub>x</sub> (Guo et al. 2015)

Équation de réaction	
$e + N_2 \rightarrow e + N_2^*$	[R28]
$N_2^* + O_2 \rightarrow N_2O + O$	[R29]
$O + N_2O \rightarrow 2NO$	[R30]
$NO + O_3 \rightarrow NO_2 + O_2$	[R31]
$NO + O \rightarrow NO_2$	[R32]
$NO_2 + OH + M \rightarrow HNO_3 + M$	[R33]

### 3.5. Géométrie des électrofiltres (ESP)

On distingue deux grandes familles de précipitateurs électrostatiques suivant leur géométrie : les ESP à un étage, où la charge et la collecte des particules sont réalisées concomitamment, et les ESP à deux étages où la charge et la collecte sont réalisées successivement.

Les électrodes émettrices peuvent être des fils, des fils barbelés ou des pointes. Les électrodes collectrices peuvent être des plaques ou des cylindres. Il existe donc différentes configurations possibles, les plus courantes étant le fil-cylindre, le fil-plaque ou le pointe-plaque (Figure I.12).

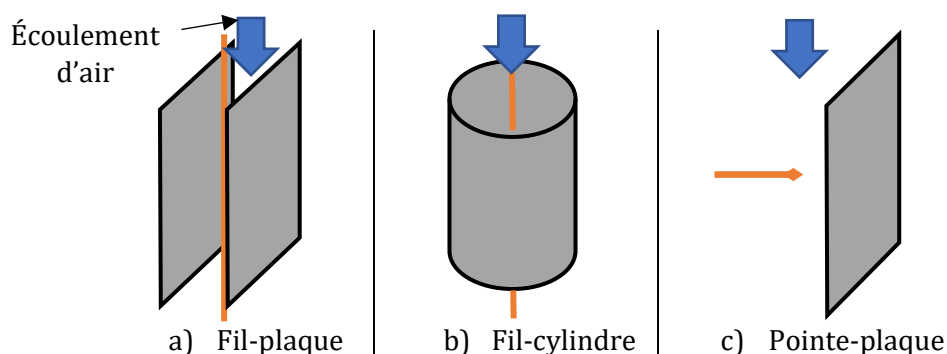


Figure I.12 : Configurations géométriques les plus courante pour la génération de la décharge couronne.

- **Tension d'amorçage**

La tension d'amorçage correspond à la valeur basse à laquelle le plasma peut se former et l'avalanche électronique est possible. Elle varie selon plusieurs paramètres caractéristiques de l'électrofiltre comme la distance fil-plaque ou le rayon du fil.

Pour une électrode de décharge de type fil cylindrique, en supposant que le champ électrique est le même en tout point de l'électrode, le champ critique  $E_0$  correspondant à l'amorçage est donné par :

$$E_0 = 3,1.10^6 \rho_{air} F_f \left( 1 + \frac{0,0308}{\sqrt{\rho_{air} r_f}} \right) \quad \text{Eq.I.33}$$

avec  $\rho_{air}$  la densité de l'air,  $r_f$  le rayon du fil et  $F_f$  son facteur de rugosité (égal à 1 pour une surface lisse).

La tension d'amorçage  $V_0$  pour un fil-plaque se déduit du champ critique par la relation :

$$V_0 = E_0 r_f \ln \frac{R_{eff}}{r_f} \quad \text{Eq.I.34}$$

où  $R_{eff}$  est le rayon efficace, défini par :

$$R_{eff} = \frac{4 \cdot b}{\pi} \quad \text{Eq.I.35}$$

où  $b$  est la distance entre le fil et la plaque.

- **Tension de claquage**

La tension de claquage est la tension limite au-delà de laquelle il y a un risque d'arcs électriques dits de « claquage » dans l'électrofiltre. Suivant les mêmes hypothèses que précédemment, le champ critique  $E_{cl}$  et la tension de claquage  $V_{cl}$  sont donnés par les relations :

$$V_{cl} = E_c r_f \ln \frac{r_c}{r_f} \quad \text{Eq.I.36}$$

$$E_{cl} = 3,1.10^6 \rho_{air} F_f \left( 1 + \frac{0,0308 r_c}{2,718 r_i \sqrt{\rho_{air} r_i}} \right) \quad \text{Eq.I.37}$$

avec  $r_c$  la distance entre les électrodes,  $r_i$  le rayon de la zone d'ionisation :

$$r_i = r_f + 0,03 \sqrt{r_f} \quad \text{Eq.I.38}$$

#### 4. La précipitation électrostatique pour l'amélioration de la qualité de l'air intérieur

Le potentiel d'amélioration de la qualité de l'air intérieur par des ESP installés dans le réseau de ventilation mécanique des bâtiments (systèmes CVC ou « in-duct systems »), ou dans des épurateurs d'air autonomes (unités le plus souvent mobiles fonctionnant par recyclage de l'air à l'intérieur d'une pièce), a fait l'objet de nombreuses études. Ces études traitent principalement de la filtration des particules, avec pour les plus récentes un focus sur les particules ultrafines, et/ou la production d'ozone par les systèmes. En lien avec l'actualité brûlante qu'a constitué la pandémie mondiale de Covid-19, on trouve également dans la littérature scientifique un certain nombre

d'articles présentant une analyse comparée des techniques d'épuration capables de réduire la charge virale dans l'air intérieur, parmi lesquelles la précipitation électrostatique (Kompatscher et al. 2023; Lin et al. 2023; Nair et al. 2022; van der Vossen et al. 2023).

Les indicateurs de performance utilisés dépendent de l'environnement dans lequel ont été effectuées les mesures et des objectifs spécifiques poursuivis par les recherches.

#### 4.1. Systèmes CVC

Zuraimi et Tham (2009) ont montré qu'en conditions réelles de fonctionnement, l'efficacité d'un ESP fil-plaque à double étage (tension d'ionisation = 8 kV, tension au collecteur = 4 kV) positionné dans la centrale de traitement d'air d'un immeuble de bureaux était de 80 % pour des particules de taille comprises entre 0,3 et 5 µm, soit l'équivalent d'un filtre mécanique M5 selon la norme EN779. Blondeau et al. (2021) ont testé un électrofiltre commercial fil-plaque alimenté avec une tension de +20 kV dans le cadre d'une évaluation multicritère de différentes solutions d'épuration centralisée. Ils ont pour leur part mis en évidence une efficacité équivalente à un filtre mécanique F7 selon la norme EN779 (soit 50 à 65 % ePM1 selon la norme ISO 16890) avec des efficacités supérieures à 95 % pour toutes les tailles de particules comprises entre 0,25 et 8 µm, et une production d'ozone qui dépend à la fois de la vitesse de passage et des conditions hygrothermiques de l'air. Des simulations numériques du système intégré à un bâtiment basse consommation ont permis de démontrer que l'électrofiltre pouvait réduire jusqu'à 80 % l'exposition aux PM<sub>2.5</sub> à l'intérieur du bâtiment, pour une puissance absorbée très faible (18 W) (Tourreilles 2015), et que la production d'ozone donnait lieu à une augmentation de la concentration intérieure d'une dizaine de µg/m<sup>3</sup> au maximum. Wargocki et al. (2008) ont cherché à comparer les performances cognitives d'élèves avec et sans filtration particulière de l'air par un ESP positionné dans la gaine de soufflage du système de ventilation mécanique des salles de classe. Aucune variation significative des performances d'apprentissage n'a été relevée en dépit de la nette amélioration de la qualité de l'air procurée par l'ESP, puisque des abattements en nombre compris entre 50 et plus de 70 % ont été observés dans la gamme 0,02 à 5 µm (les auteurs présentent les concentrations mesurées avec et sans ESP pour des tailles de particules supérieures à un certain diamètre aérodynamique plutôt que par tranche granulométrique). Les auteurs ont par ailleurs noté que les abattements étaient les plus élevées aux débits de ventilation les plus faibles. Morawska et al. (2002) ont également caractérisé l'influence du débit d'air sur les performances épuratoires d'un ESP commercial (IONITRON PSA 1010), dans leur cas, à partir de tests sur un banc d'essai de type veine d'air. Deux aérosols d'essai ont été utilisés : des particules de NaCl et de la fumée de cigarette. Des débits d'air compris entre 1750 et 3750 m<sup>3</sup>/h ont été mis en œuvre. Les auteurs ont montré que l'efficacité totale de captation (toutes taille confondues) diminuait suivant une loi polynomiale en fonction du débit d'air (Figure I.13.a) mais ne dépendait pas de la nature chimique de l'aérosol. Comme attendu, les profils d'efficacité spectrale dépendent fortement du débit et présentent un minimum d'efficacité autour de 0,2 µm (Figure I.13.b). L'efficacité reste néanmoins supérieure à 50 %.

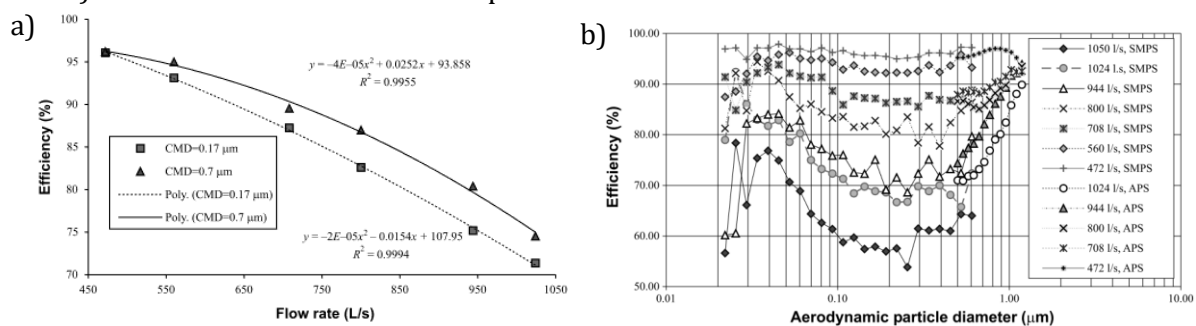


Figure I.13 : a) Variation de l'efficacité totale et de b) l'efficacité spectrale de l'ESP en fonction du débit d'air, pour un aérosol de NaCl, d'après Morawska et al. (2002).

Dans le cadre d'une étude sur les dépôts de particules fines en environnement réel (maison de ville occupée), Wallace et al. (2004) ont caractérisé l'influence du vieillissement du procédé sur

l'efficacité d'un ESP de type fil-plaque (tension de +6,2 kV) intégré au système de ventilation de la maison. Les mesures de concentrations en particules fines (0,3-2,5  $\mu\text{m}$ ) et grossières (2,5-10  $\mu\text{m}$ ) qui ont été réalisées en amont et en aval de l'ESP sur une période de 2 ans ont mis en avant des efficacités supérieures à 90 % pour les particules fines, et de 99 % pour les particules grossières, immédiatement après le nettoyage de l'ioniseur et du collecteur. Cependant, ces efficacités chutent en dessous de 90 % après quelques centaines d'heures pour les particules fines, et quelques milliers d'heures pour les particules grossières.

Les travaux auxquels il est fait référence ci-dessus avaient pour vocation de caractériser des systèmes commerciaux. Chen et al. (2020) se sont positionnés dans une optique quelque peu différente en recherchant le paramétrage optimal d'un ESP pour des conditions opératoires correspondant à celles rencontrées dans les réseaux de ventilation. Ils ont notamment montré que pour une tension d'ionisation de -7 kV et une tension au collecteur de +5 kV l'efficacité atteignait 94 % pour les particules de taille comprise entre 10 et 25 nm, 99 % pour des particules de taille comprise entre 30 et 300 nm, et qu'elle était de 96 % pour les particules les plus pénétrantes (MPPS). Ceci pour une faible production d'ozone puisque la concentration dans l'air à la sortie du procédé n'excédait pas 5 ppb.

## **4.2. Systèmes autonomes**

Les performances des ESP intégrés seuls ou en association avec d'autres techniques d'épuration dans des épurateurs autonomes ont été caractérisées en chambre d'essai ou par des mesures in situ dans des logements, des écoles ou des bureaux.

### **4.2.1. Mesures en chambre d'essai**

Dans le cadre de mesures en chambre d'essai, l'absence de sources internes et le contrôle des conditions de ventilation (débit, qualité de l'air entrant) permet de déterminer les indicateurs de performance intrinsèque des systèmes d'épuration que sont l'efficacité de filtration ou le débit d'air épuré (CADR pour Clean Air Delivery Rate), défini comme le produit de l'efficacité de filtration et du débit volumique d'air traité par l'appareil. Ainsi, dans le cadre d'une étude visant à comparer les technologies d'amélioration de la qualité particulaire de l'air intérieur Waring et al. (2008) ont testé 5 épurateurs autonomes dans une chambre d'essai en acier inoxydable de 15  $\text{m}^3$ . 2 appareils étaient équipés de filtres mécaniques à haute efficacité (HEPA) et 1 appareil utilisait un ESP. Les 2 derniers épurateurs de l'échantillon étaient des ioniseurs d'air fonctionnant sans ventilateur. Pour l'ESP une efficacité proche de 60 % a été mesurée pour les particules de 0,2  $\mu\text{m}$  (MPPS). Une hiérarchie a par ailleurs pu être établie entre les appareils sur la base de leur CADR, à savoir 1/épurateur HEPA 1 (CADR =  $324 \pm 44 \text{ m}^3/\text{h}$ ), 2/épurateur ESP (CADR =  $284 \pm 62 \text{ m}^3/\text{h}$ ), 3/épurateur HEPA 2 (CADR =  $188 \pm 30 \text{ m}^3/\text{h}$ ), 4/ioniseur 1 (CADR =  $41 \pm 11 \text{ m}^3/\text{h}$ ) et 5/ioniseur 2 (CADR =  $35 \pm 13 \text{ m}^3/\text{h}$ ). Shaugnessy et al. (1994) avait mené une étude similaire une quinzaine d'années plus tôt, en comparant les performances épuratoires de 14 épurateurs intégrant des procédés de traitement des particules différents (filtre HEPA, ESP, ionisation, filtres électrets et ozonation). Les trois épurateurs de type ESP ont démontré des efficacités globales de filtration comprises entre 60 et 92 % vis-à-vis de l'Arizona Test Dust (ATD), et entre 82 et 84 % vis-à-vis de la fumée de cigarette (ETS). Les CADR associés, entre  $258 \pm 4,8 \text{ m}^3/\text{h}$  et  $548 \pm 22 \text{ m}^3/\text{h}$  pour l'ATD et entre  $331 \pm 1,2 \text{ m}^3/\text{h}$  et  $500 \pm 10,2 \text{ m}^3/\text{h}$  pour l'ETS, se sont révélés être équivalents à ceux des épurateurs à filtre HEPA, et très supérieurs à ceux des épurateurs intégrant d'autres procédés. Sung et al. (Sung 2019) ont développé un ESP de géométrie originale où l'ionisation s'effectue par des fibres de carbone portées à -5 kV. Pour un débit d'air traité de  $120 \text{ m}^3/\text{h}$ , ils ont mesuré des CADR de 52 et  $96 \text{ m}^3/\text{h}$  pour des particules de 0,3 et 1  $\mu\text{m}$ , ceci sans augmentation détectable de la concentration en ozone dans la chambre d'essai de 30  $\text{m}^3$ .

Dans certaines études, les résultats des mesures ont été exprimés en termes d'abattement des concentrations en particules dans la chambre d'essai (Arđkapan et al. 2014; Kinzer et Moreno 1997; Zuraimi et al. 2011). Ces études présentent moins d'intérêt dans le sens où les valeurs affichées dépendent alors des conditions expérimentales mises en œuvre, comme le taux de renouvellement d'air de la chambre, le taux d'émission en particules ou le temps auquel a été effectuée la mesure dans le cadre d'un test de décroissance des concentrations.

#### **4.2.2. Mesures en environnement réel**

La plupart des études menées dans des bâtiments expriment la performance des systèmes testés en termes de pourcentage de réduction absolue ou relative (« effectiveness ») des concentrations en particules dans l'air intérieur que procure l'utilisation de l'épurateur. Certaines ont été ciblées sur les ESP alors que d'autres ont cherché à comparer différentes technologies, incluant la précipitation électrostatique.

Hart et al. (2011) ont testé un épurateur autonome de type ESP (CADR = 216 m<sup>3</sup>/h pour l'ATD) dans 2 maisons disposant de fours à bois. Par des séries de mesures alternant des périodes avec et sans l'épurateur en fonctionnement, ils ont montré un abattement des concentrations en particules compris entre 61 et 85 % pour les 6 fractions granulométriques étudiées (entre 0,3 – 10 µm). Weichental et al. (2013) ont caractérisé les bénéfices de l'utilisation d'un ESP, sous forme d'épurateur d'air autonome, en termes de réduction d'exposition aux particules et d'amélioration de la santé cardio-respiratoire d'occupants de maisons d'une réserve indienne. Une réduction moyenne des concentrations en PM<sub>2.5</sub> de 37 µg/m<sup>3</sup> a été observée. Skulberg et al. (2005) ont conduit une étude d'intervention dans six immeubles de bureaux (72 bureaux enquêtés au total) dans le cadre de laquelle ils ont caractérisé l'effet d'un ESP fonctionnant avec un débit de 300 à 470 m<sup>3</sup>/h sur la qualité particulaire de l'air et la santé des occupants. Les auteurs ont mis en évidence une réduction moyenne de 46 % de la concentration totale en particules dans l'air (TSP pour total suspended particles). Croxford et al. (2000) ont évalué l'amélioration de la qualité particulaire de l'air que peut procurer la mise en place d'ESP intégrés à des unités dites BTZ (Breathing Zone Filtration) disposées en différents points de plateaux de bureaux. Ces unités fonctionnent suivant le principe d'épurateurs autonomes, avec un CADR proche de 400 m<sup>3</sup>/h pour des particules comprises entre 0,3 et 1 µm. Les auteurs ont relevé une réduction de 49, 46 et 37 % des concentrations en PM<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub>, et TSP dans l'air intérieur.

#### **4.3. Production de composés secondaires**

Le Tableau I.5 présente une compilation des taux d'émission en ozone mesurés pour des ESP intégrés à des épurateurs autonomes ou CVC, ainsi que les facteurs de variabilité qui ont été étudiés. La forte variabilité qui les caractérise, Afshari et al. (2020) rapportent des taux d'émission allant même jusqu'à 162 mg/h pour des ioniseurs, s'explique en premier lieu par le dimensionnement des systèmes : les ESP de type CVC conçus pour traiter l'air de bâtiments tertiaires, et donc prévus pour travailler à des débits nominaux de plusieurs milliers de m<sup>3</sup>/h, se caractérisent globalement par des taux d'émission plus élevés que ceux enregistrés pour des systèmes CVC destinés aux maisons individuelles, et donc a fortiori pour des épurateurs autonomes.

La variabilité des émissions en ozone par les épurateurs autonomes peut aussi résulter du fait que ces appareils intègrent le plus souvent des procédés de traitement des composés organiques volatils, tels que des filtres moléculaires, qui peuvent contribuer à réduire les émissions d'ozone dans l'air intérieur. Poppendieck et al. (2014) ont ainsi montré qu'un filtre à charbon actif positionné en aval d'un ESP permettait de réduire les émissions d'ozone de 6 à 39 %.

Enfin, la géométrie et la conception technique de l'ESP, au sens large, impactent grandement la production d'ozone. Pour un même ESP et de mêmes conditions de fonctionnement, Boelter et

Davidson (1997) ont mesuré un taux d'émission 6 fois supérieur en tension négative qu'en tension positive (Tableau I.5). Sur la base d'une analyse bibliographique, Zukeran et al. (2023) concluent pour leur part que la production d'ozone varie d'un ordre de grandeur suivant la polarité de l'ionisation. Les matériaux constitutifs des fils ou des électrodes impactent également la production d'ozone, même s'ils ont a priori moins d'influence que la polarité. D'après Afshari et al. (2020), l'enthalpie de formation d'un oxyde en surface, par atome d'oxygène, est un bon indicateur du potentiel de production d'ozone par l'ESP. Les auteurs classent ainsi les métaux par ordre croissant de potentiel d'émission en d'ozone dans l'air :  $Ti > Ta > Mo > Ni > Cu > Pd > Ag$ . Il a par ailleurs été démontré que l'utilisation de fibres ou de nanotubes de carbone permettait de réduire considérablement l'émission d'ozone, en tension positive ou négative, par la réduction du diamètre des électrodes (Bo et al. 2010; Kim et al. 2011; Sung 2019; Yun et al. 2013).

#### 4.4. Filtration de l'air à travers l'enveloppe du bâtiment

Les ESP de type CVC permettent de filtrer les particules contenues dans l'air extérieur, ainsi que les particules émises par les sources internes si l'air intérieur est partiellement recyclé, mais restent réservés aux bâtiments ventilés par insufflation. Pour les systèmes de VMC par extraction, qui sont les plus répandus en France, la filtration de l'air de ventilation implique la mise en place de dispositifs captant les particules lors de leur passage à travers l'enveloppe.

Aldes et Anjos, les deux principaux acteurs industriels du marché de la ventilation en France, proposent dans leurs catalogues des entrées d'air équipées d'un filtre mécanique. Il s'agit des références Aldes airFILTER (Figure I.14.a), qui dispose d'un filtre à pollens (particules de taille supérieure à  $10\ \mu\text{m}$ ), et Anjos FILEA (Figure I.14.b), pour laquelle le fabricant revendique une efficacité de filtration de classe 55 % ePM1 selon la norme ISO 16890.

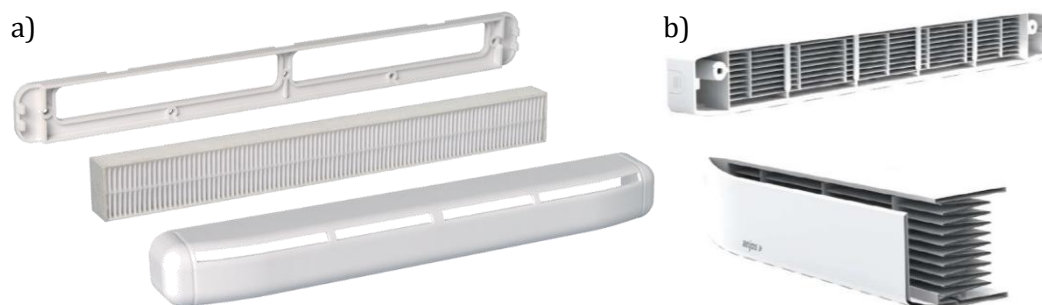


Figure I.14 : Photos commerciales d'entrées d'air intégrant un filtre mécanique a) airFILTER (Aldes) et b) FILEA (Anjos).

Quelle que soit l'efficacité visée, ces produits trouvent leur limite dans l'augmentation de la perte de charge avec le temps, qui induit de sérieux risques de dysfonctionnements du système de ventilation en cas de défauts d'entretien ou de maintenance. L'électrofiltration n'a pas ces inconvénients mais nécessite en contrepartie que l'air extérieur traverse l'enveloppe du bâtiment suivant un parcours suffisamment long pour permettre la charge des particules dans le champ ionisant, puis leur captation dans le collecteur. Deux produits commerciaux utilisant la précipitation électrostatique ont récemment vu le jour : les entrées d'air EHT<sup>2</sup> EFT<sup>2</sup> (Teqoya, Aldes, France) sont d'un type particulier dans le sens où le passage de l'air s'effectue par un carottage à travers la façade du bâtiment plutôt qu'à travers l'épaisseur d'une menuiserie (Figure I.15.a). L'ESP du système Adionis (Teqoya, Coferming, France) est quant à lui intégré au coffret d'un volet roulant ; le module d'ionisation et le collecteur sont disposés côté intérieur de la paroi, en aval de l'entrée d'air (Figure I.15.b).

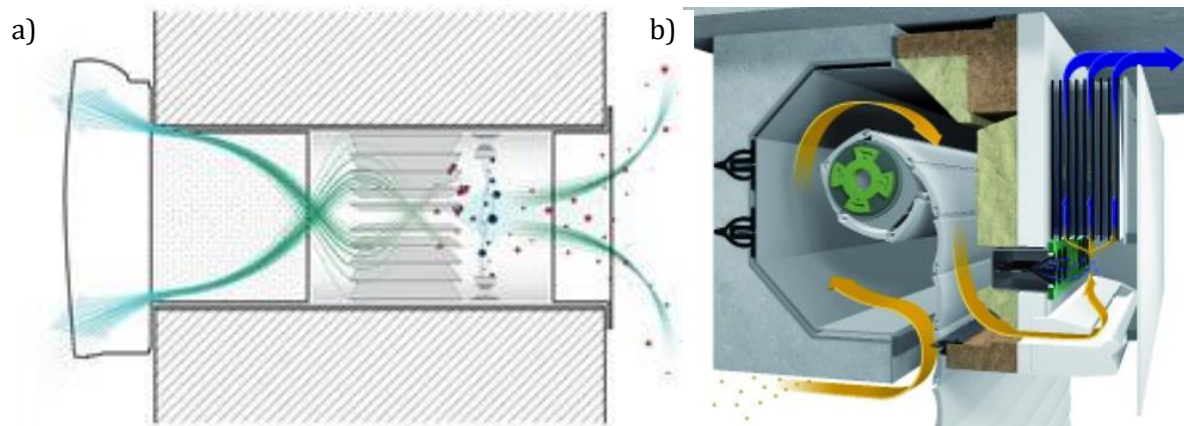


Figure I.15 : Schéma commercial : a) Entrée d'air EHT<sup>2</sup> EFT<sup>2</sup> (Teqoya, Aldes) et b) coffret roulant Adionis (Teqoya, Coferming).

Aucun de ces produits n'a fait l'objet de publications. En revanche, la littérature scientifique fait état du développement et de la caractérisation expérimentale de trois types de modules d'enveloppe dont la finalité se rapproche des objectifs du produit final visé par notre étude.

Tableau I.5 : Taux d'émission en ozone mesurés dans le cadre de tests d'épurateurs intégrant un ESP (et dans certains cas un ioniseur simple)

Référence	Type de produit	Taux d'émission (mg/h)	Facteurs étudiés et conclusions
Viner et al. (1992)	2 épurateurs CVC 1 épurateur autonome	20-30 2,2	
Boelter et Davidson (1997)	Épurateur CVC (ioniseur + 8,2 kV, collecteur + 4,3 kV)	17,6	Conditions de référence : T = 19 °C, HR = 35 %, I = 1,08 mA, tension positive <u>Intensité électrique</u> : le passage de l'intensité nominale de 1,08 mA à une intensité de 0,6 mA permet de réduire la production d'ozone de 17,6 à 8,3 mg/h (pour une baisse d'efficacité de 20 %) <u>Température</u> : l'augmentation de la température de 19°C à 28 °C augmente la production d'ozone de 6 % <u>Humidité</u> : l'augmentation de l'humidité de 17 à 55 % augmente la production d'ozone de 17 % <u>Polarité</u> : la production d'ozone est multipliée par 6 en tension négative
Niu et al. (2001)	5 épurateurs autonomes incluant un ESP ou un ioniseur	0,06 - 2,8	
Chen et al. (2006)	Épurateur autonome	1,7	
Jakober et Phillips (2008)	5 épurateurs autonomes incluant un ESP ou un ioniseur	1,3-2,9	<u>Paramètres de fonctionnement des appareils</u> : pour un même appareil proposant différentes paramètres de fonctionnement, l'émission d'ozone peut varier jusqu'à 50%
Waring et al. (2008)	Épurateur autonome ESP (Q = 850 m <sup>3</sup> /h, P = 102 W)	3,8 ± 0,2	
Morrison et al. (2014) (2014)	2 épurateurs CVC : Épurateur 1 Épurateur 2	21-43 Aucune émission	<u>Température</u> (entre 31 et 41 °C) et <u>humidité relative</u> (entre 30 et 71 %) : augmentation de l'émission avec la température. Pas d'influence observée de l'humidité relative
Poppendieck et al. (2014)	2 épurateurs CVC : Épurateur 1 Épurateur 2	22 60	
Blondeau et al. (2021)	Épurateur CVC (ioniseur + 12 kV, collecteur + 8 kV)	24-63,7	<u>Débit d'air</u> (1600 à 3600 m <sup>3</sup> /h) et conditions de <u>température et d'humidité</u> : taux d'émission faible (~ 20-25 mg/h) et peu variable en fonction du débit à 19 °C / 25 % HR. À 24 °C / 75 % HR forte augmentation de la production d'ozone quand le débit passe de 1600 m <sup>3</sup> /h au débit nominal de 3600 m <sup>3</sup> /h (63,7 mg/h dans ce dernier cas)



Eom et al. ont étudié le comportement d'une façade double-peau en verre au centre de laquelle est intégré un électrofiltre fil-plaque (Figure I.16). Ils ont mesuré une efficacité de filtration des  $PM_{2.5}$  de 73 % pour une vitesse d'air de 0,5 m/s et une tension d'ionisation de +9 kV (Eom et al. 2018, 2019, 2023). La production d'ozone est cependant notable avec une augmentation de la concentration dans l'air égale à 35 ppb à la sortie du système.

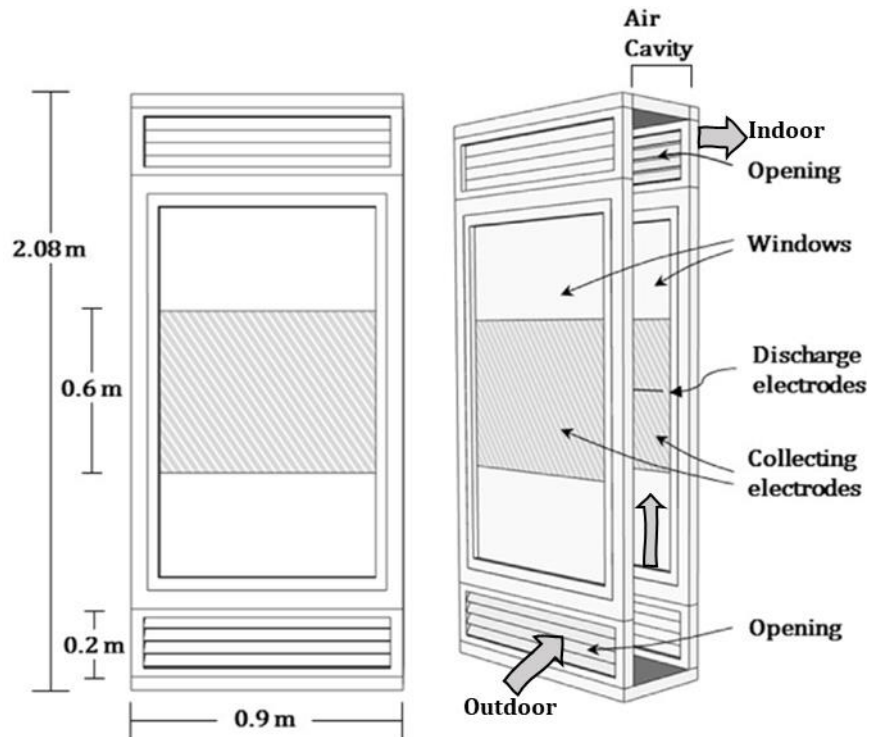


Figure I.16 : Schéma d'intégration d'un ESP à un mur trombe d'après Eom et al. (Eom et al. 2019).

Silva et Carrilho da Graça (2022) ont étudié un système où un électrofiltre fil-plaque de dimensions 0,5x0,4x0,3m est intégré à un module de paroi en forme de « U » dans lequel circule l'air de ventilation (Figure I.17). Un piège à sons est également introduit dans la veine d'air, en aval de l'ESP. Les auteurs ont testé différentes configurations d'ESP et caractérisé ses performances en fonction de la tension d'ionisation. Ils ont mesuré une efficacité de filtration des  $PM_{2.5}$  supérieures à 60 % pour une vitesse d'air de 0,5 m/s (soit un débit nominal de 70 m<sup>3</sup>/h) et une tension d'ionisation de +20 kV, ceci pour une perte de charge de 0,75 Pa seulement.

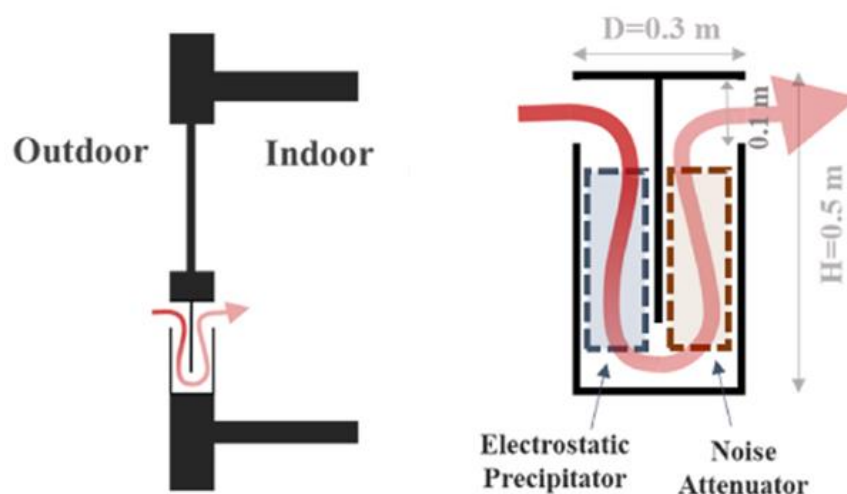


Figure I.17 : Schéma d'intégration d'un ESP à une façade d'après Silva et Carrilho da Graça (2022).

Le système proposé par Pan et al. (2016) est original dans le sens où il combine les fonctions énergétiques et de filtration d'un système de ventilation double-flux intégré à un mur trombe constitué d'une double paroi en verre (Figure I.18). A la récupération de chaleur sur l'air extrait par l'échangeur statique s'ajoute le préchauffage de l'air de ventilation par l'énergie solaire. L'ESP de type fil-plaque est positionné en aval d'un filtre grossier, avec pour fonction de capter les particules fines et ultrafines. Pour une vitesse d'air de 2 m/s l'efficacité de filtration des  $PM_{10}$  passe de 26 % à 51 % quand l'ESP est mis en fonctionnement. L'augmentation de concentration en ozone est de 10 ppb et la perte de charge totale est de 38 Pa.

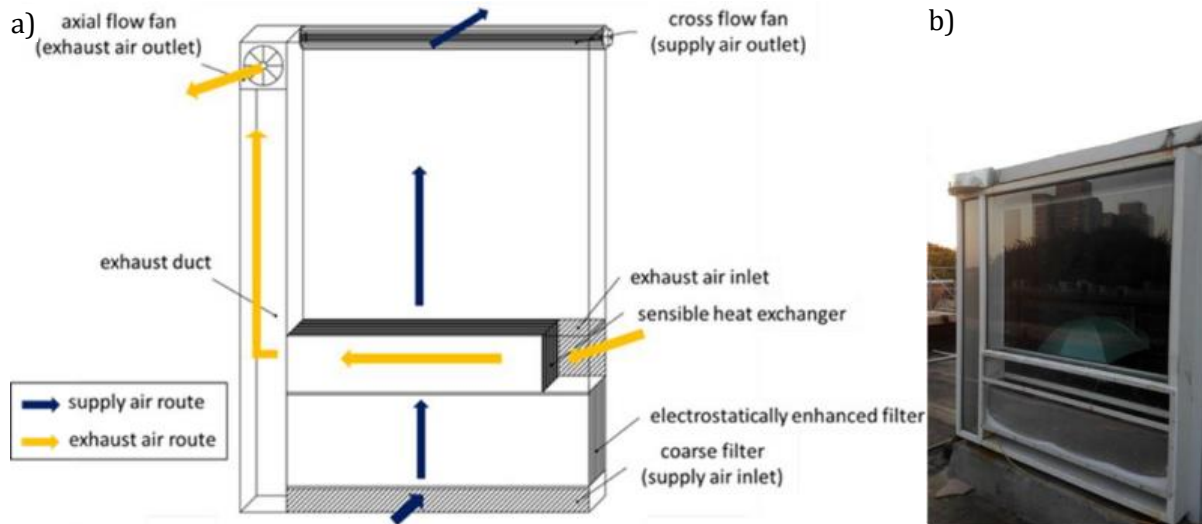


Figure I.18 : a) Schéma et b) photo du module de façade vitrée filtrante développé par Pan et al. (2016).

Il est à noter que pour chacun des systèmes présentés ci-dessus, la taille des électrofiltres est beaucoup plus importante que celle envisagée dans notre étude.

## 5. Conclusion

Nous avons vu dans ce chapitre que les particules de l'air intérieur ont un impact sanitaire et les stratégies liées à la diminution de leurs concentrations en accentuant leurs mécanismes de mouvement pour accélérer leurs dépôts et/ou coagulation, dans un procédé de précipitation électrostatique ou bien directement dans la pièce de vie. Ces connaissances présentées seront ainsi utilisées dans la suite de ce mémoire pour le développement d'un ESP, sa caractérisation sur un banc d'essai et en conditions *in-situ* ainsi que le développement d'un modèle numérique.

## **CHAPITRE II**

---

Développement et caractérisation d'un électrofiltre  
intégré à une fenêtre pariétodynamique.

---



Ce chapitre s'intéresse au développement et à la caractérisation d'un procédé de filtration électrostatique intégrable à la fenêtre EnR. L'objectif d'efficacité de cette intégration est d'atteindre l'efficacité de filtration équivalente à un filtre ISO 60 % ePM1 (ou M6 à F7) tout en ayant de faibles émissions secondaires pour ne pas impacter la santé des occupants.

Dans un premier temps, nous nous intéresserons à l'identification de la configuration d'ionisation et de collecte des particules la plus adaptée. Ainsi, l'efficacité de filtration et les émissions ont été mesurées en fonction de :

- la polarité et de la tension d'ionisation ;
- la zone d'intégration privilégiée pour chacun des étages ;
- la technologie et géométrie des étages.

Enfin, après avoir déterminé la configuration la plus adaptée, une caractérisation du procédé selon différents paramètres environnementaux pouvant être rencontré sur site a été réalisé :

- débit ;
- humidité ;
- nature des particules ;
- encrassement.

Les expérimentations ont été réalisées sur un banc d'expérimentation dédié dans le laboratoire LOCIE (UMR CNRS 5271) permettant de mesurer l'efficacité de filtration, et d'émissions secondaires, de la fenêtre EnR équipée d'un électrofiltre dans différentes conditions de débit et d'humidité.

## **1. Matériels et méthodes**

### **1.1. Zones ciblées pour l'emplacement de l'électrofiltre**

Le procédé d'électrofiltration permet de filtrer les particules par collecte électrostatique sur des plaques conductrices. L'ensemble des principes et du fonctionnement d'un ESP est décrit en détail dans la partie 3 du chapitre I.

Pour rappel, les ESP peuvent être constituées de 1 ou 2 étages. Dans le cadre de ces travaux de thèse, la technologie à deux étages a été choisie afin de pouvoir modifier les caractéristiques (positionnement, géométrie, technologie...) de chacun des étages de façon indépendante. De plus, afin de choisir l'emplacement et la géométrie de ces deux étages, le cahier des charges est le suivant :

- la section de passage doit être la plus élevée possible de sorte à minimiser la vitesse de l'air dans l'électrofiltre ( $\approx 1\text{m/s}$ ) ;
- le flux d'air doit être réparti équitablement entre les plaques de collecte ;
- la longueur des plaques de collecte conditionne le temps de séjour des particules dans le collecteur ; elle doit être suffisante pour permettre d'atteindre les rendements désirés ( $\approx 100\text{ mm}$ ) ;
- la présence de l'électrofiltre ne doit pas réduire l'apport solaire pour conserver sa haute capacité thermique de la fenêtre ;
- la perte de charge engendrée par l'électrofiltre doit être la plus faible possible pour ne pas avoir besoin de modifier les puissances de ventilation du bâtiment (débit de  $30\text{ m}^3/\text{h}$  pour une dépression de  $20\text{ Pa}$ ) ;
- le procédé doit être le moins visible possible ;
- les plaques de collecte doivent être accessibles pour le nettoyage.

L'ensemble de ces critères ainsi que les faibles espaces disponibles au sein de la fenêtre constituent un enjeu technologique majeur pour l'intégration d'un tel procédé. La modélisation de l'écoulement de l'air dans la fenêtre en présence de l'électrofiltre, réalisée sous Ansys Fluent (2020 R2) a permis d'orienter notre choix (Annexe I). Les deux zones sélectionnées pour accueillir l'ioniseur et le collecteur sont : la chicane en bas de la fenêtre, et l'entrée d'air extérieure en haut de la fenêtre (Figure II.1). L'espace disponible en sortie de la fenêtre est plus limité rendant l'intégration du procédé plus difficile.

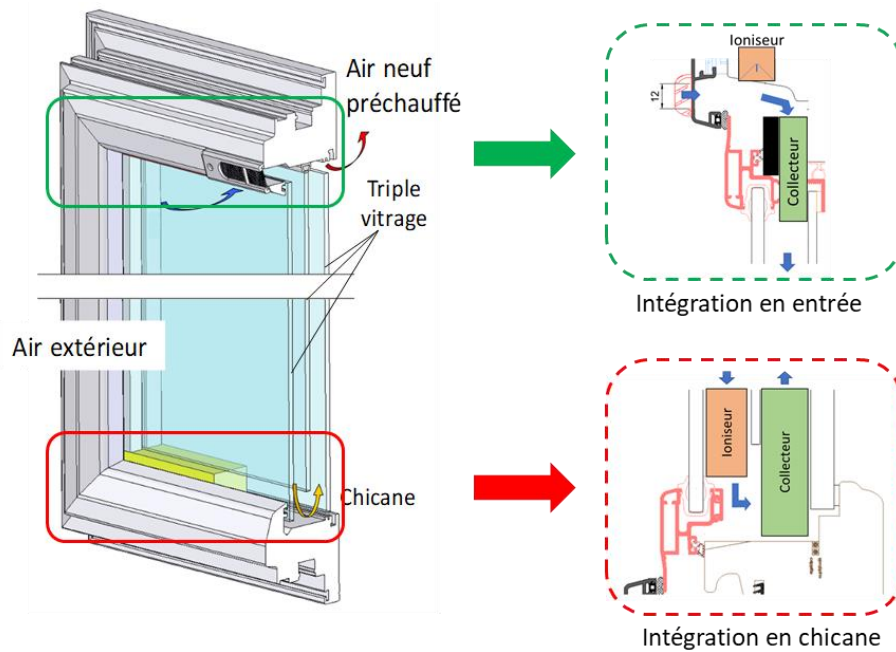


Figure II.1 : Zones d'intégration de l'électrofiltre en entrée et en chicane de la fenêtre EnR.

- **Intégration en chicane**

Dans la chicane, l'étage d'ionisation est inséré dans la veine d'air  $V_1$ , ayant un flux descendant, alors que l'étage de collecte est installé dans la veine d'air  $V_2$ , ayant un flux ascendant (Figure II.2).

Afin de permettre une intégration plus facile du procédé, il a été nécessaire d'augmenter l'espace disponible dans la chicane. Le verre intermédiaire a été rehaussé à 50 mm et la barre de support mécanique basse, qui réduit la largeur de la veine d'air de 28 mm à 17 mm, a été retirée (Figure II.2.b). La longueur de la fenêtre dans les veines d'air est de 540 mm. Les vitesses moyennes dans les veines d'air, estimées à l'aide de la valeur du débit et de la section de passage, est de 0,49 et 0,37 m/s en veine d'air 1 et 2, respectivement, pour un débit de 20 m<sup>3</sup>/h.

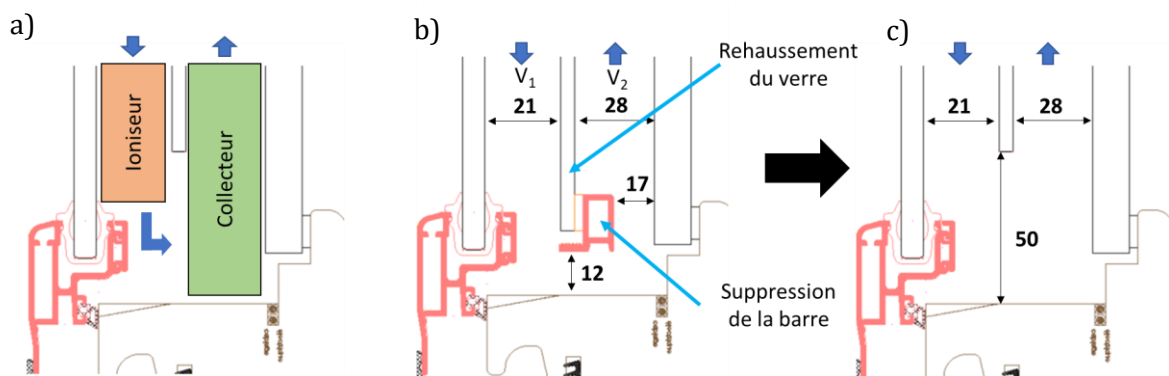


Figure II.2 : a) Schéma de l'intégration de l'électrofiltre en chicane, b) plan avant et c) après modifications de la fenêtre (distance en mm).

- **Intégration en entrée**

En entrée de la fenêtre, la veine d'air est plus étroite qu'en chicane avec seulement 14 mm de largeur. Ainsi, une fente de 355x20x30 mm a été usinée dans la traverse de la fenêtre (Figure II.3.b.c) pour intégrer l'ioniseur à aiguilles sans perturber le flux d'air. Par ailleurs, les mortaises initialement installées ont été élargies et jointes en une seule ouverture, alignant les veines d'air et permettant l'intégration d'un collecteur monobloc (Figure II.3.a). La vitesse moyenne dans la mortaise élargie est de 0,78 m/s pour un débit de 20 m<sup>3</sup>/h.

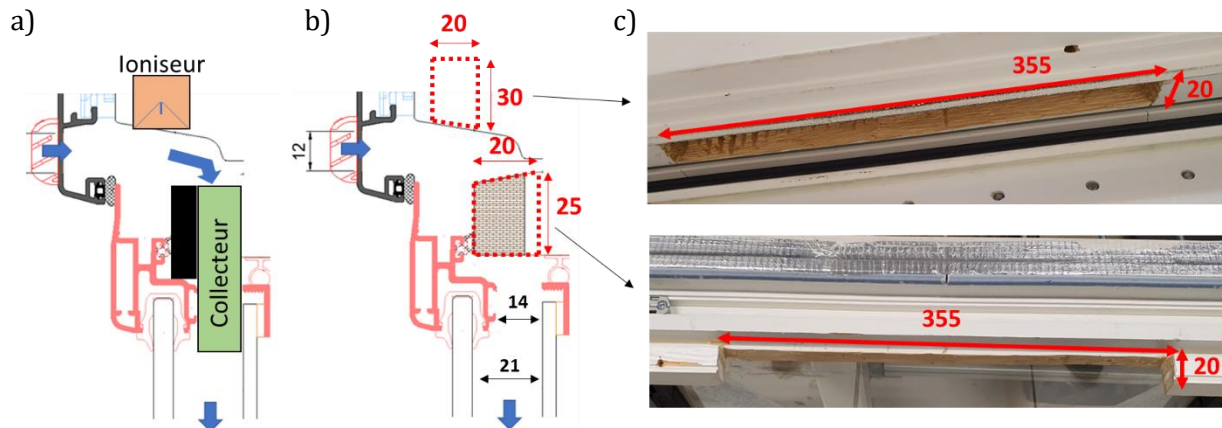


Figure II.3 : a) Schéma de l'intégration de l'électrofiltre en entrée de fenêtre. b) Schéma et c) photos de la modification de la fenêtre EnR pour intégrer l'ioniseur et le collecteur (distance en mm).

## 1.2. Electrofiltres

Le module d'électrofiltration étant constitué de deux étages distincts (ionisation et collecte), il est possible de changer le positionnement et les technologies de chaque élément de façon indépendante. Le verrou technologique de cette intégration est la conception d'un électrofiltre à haute efficacité dans un espace particulièrement exigü. La structure des deux étages a été réalisée à l'aide d'une imprimante 3D (Pro2 Plus, Raise3D) en ASA-X (ASA-X Neofil3D) au laboratoire LOCIE.

### 1.2.1. Étage d'ionisation

Dans ces travaux de thèse, deux technologies d'ionisation ont été testées à savoir une ionisation par un ioniseur fil-plaque (FP) réalisé au LOCIE et les aiguilles ionisantes conçues par la société TEQOYA.

#### 1.2.1.1. Ioniseur fil-plaque

La géométrie fil-plaque est la mise en œuvre la plus simple pour ioniser l'air. Les études antérieures ont montré que si sa capacité à charger les particules est supérieure à celle des aiguilles ionisantes, elle génère significativement plus d'ozone (Chen 2016). Dans notre étude, le procédé fil-plaque constitue une configuration de « référence » en termes d'efficacité et n'a été étudié qu'en position basse, inséré dans la chicane.

L'ioniseur FP étudié est constitué de deux rangées d'électrodes émissives (fils de tungstène de 0,1 mm de diamètre) et de trois contre-électrodes (plaques en acier inoxydable de 20 mm de hauteur) (Figure II.4). La distance entre un fil et une plaque est de 5 mm et l'espacement entre les deux rangées de fils est de 8 mm.

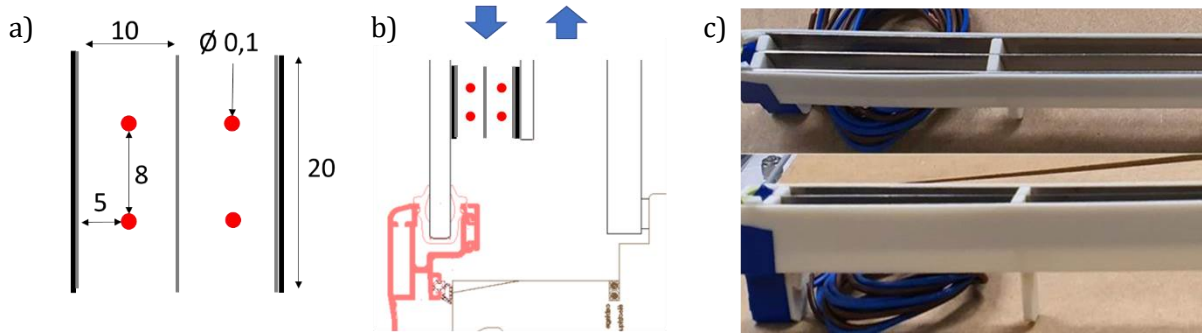


Figure II.4 : Ioniseur fil-plaque en chicane (FP) : a) schéma du procédé, b) schéma de son intégration dans la fenêtre, c) photos (distance et diamètre en mm).

La courbe intensité-potentiel permet de déterminer la zone de fonctionnement possible de l'électrofiltre. Elle est mesurée aux conditions ambiantes avec un débit d'air constant de 20 m<sup>3</sup>/h, correspondant à une vitesse de 0,78 m/s dans la chicane, une humidité relative de 28 % et une température d'air de 24 °C (Figure II.5). Les fils sont alimentés en tension continue et la polarité de la décharge est positive afin de minimiser la formation de l'ozone (CHEN 2016). Dans ces conditions, les tensions d'amorçage et de claquage sont respectivement de 3,8 kV et 5,8 kV ; les essais peuvent donc être réalisés sans risque entre 4 et 5 kV.

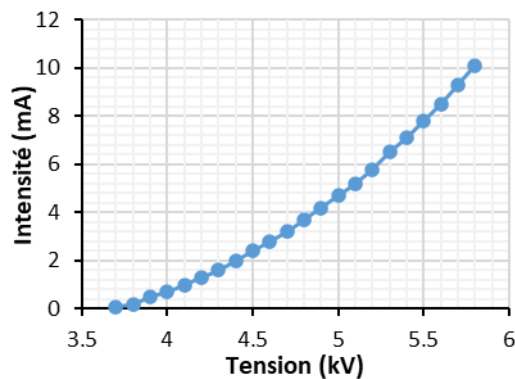


Figure II.5 : Courbe caractéristique intensité-potentiel de l'ioniseur fil-plaque en polarité positive (HR = 28 %).

### 1.2.1.2. Ioniseur à aiguilles

Le système d'ionisation à aiguilles développé par l'entreprise TEQOYA (Brevet FR1561761) se compose d'une aiguille de décharge située dans un cône diélectrique appelé « optique » et d'une surface de masse « apparente » en contact avec le flux d'air situé à proximité de l'optique. L'aiguille peut être alimentée en tension continue positive ou négative à une valeur de  $\pm 7$  kV.

Les mesures de l'intensité réalisées par Chen (Chen 2016) avec les mêmes aiguilles ont montré que l'intensité des aiguilles est environ 1000 fois plus faible que celle du fil-plaque pour une même tension. L'intensité mesurée est de l'ordre du  $\mu$ A.

Intégré en chicane, l'ioniseur comprend 11 aiguilles. La surface de masse apparente se trouve sur le support des optiques et en opposition (Figure II.6.b). Tandis qu'en entrée de fenêtre, un bloc de 8 aiguilles est directement inséré dans la fente usinée dans la traverse de la fenêtre comme représentée sur la Figure II.7.



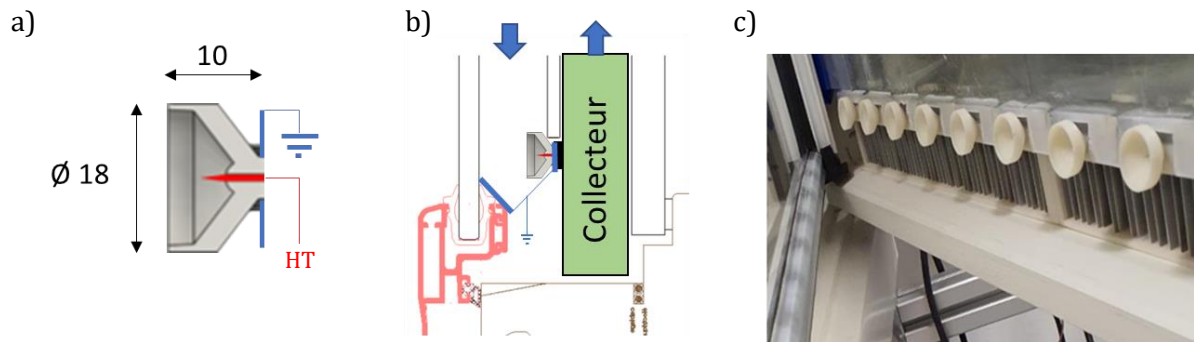


Figure II.6 : Ioniseur à aiguilles en chicane (Ac) : a) schéma d'une optique, b) schéma de son intégration dans la fenêtre, c) photo (distance et diamètre en mm).



Figure II.7 : Ioniseur à aiguilles en entrée (Ae) : a) schéma de son intégration dans la fenêtre, b) photo.

### 1.2.2. Étage de collecte

Dans les collecteurs, les plaques sont orientées dans le sens transversal de la tranche de la fenêtre (collecteur transversal, CT), ou dans le sens longitudinal parallèle aux verres (collecteur longitudinal, CL). Ces deux orientations de plaques existent pour les collecteurs intégrés à l'entrée portant l'indice « e » (CTe et CLe) ou à la chicane portant l'indice « c » (CTc et CLc).

Les collecteurs sont composés de plaques en acier inoxydable d'une épaisseur de 0,7 mm et espacés de 5 mm. Une plaque sur deux est alimentée en tension, les autres plaques sont reliées à la masse, afin de générer le champ électrique responsable de la migration des particules sur les plaques de collecte. La tension maximale applicable est de 6 kV ; au-delà, des arcs électriques apparaissent entre les plaques, ce qui correspond au phénomène de claquage.

#### 1.2.2.1. Collecteurs en chicane

- **Collecteur transversal en chicane**

Le collecteur transversal qui s'intègre en chicane (CTc) se compose de 94 plaques dont 48 sont reliées à la masse et 46 alimentées en haute tension. Le collecteur peut être équipé de deux jeux de plaques de hauteur différente, 50 ou 100 mm (Tableau II.1). Il est visible sur 80 mm de hauteur pour la version CTc<sub>100</sub> et 30 mm pour la version CTc<sub>50</sub>. Avec seulement 25 mm de hauteur naturellement obstruées par le cadre de la fenêtre en chicane, la visibilité du collecteur est inévitable.

Tableau II.1 : Dimensions des plaques du collecteur transversal en chicane (CTc).

	Hauteur (mm)	Largeur (mm)	Épaisseur (mm)	Surface de collecte (m <sup>2</sup> )
CTc <sub>100</sub>	100	23	0,6	0,212
CTc <sub>50</sub>	50	23	0,6	0,106

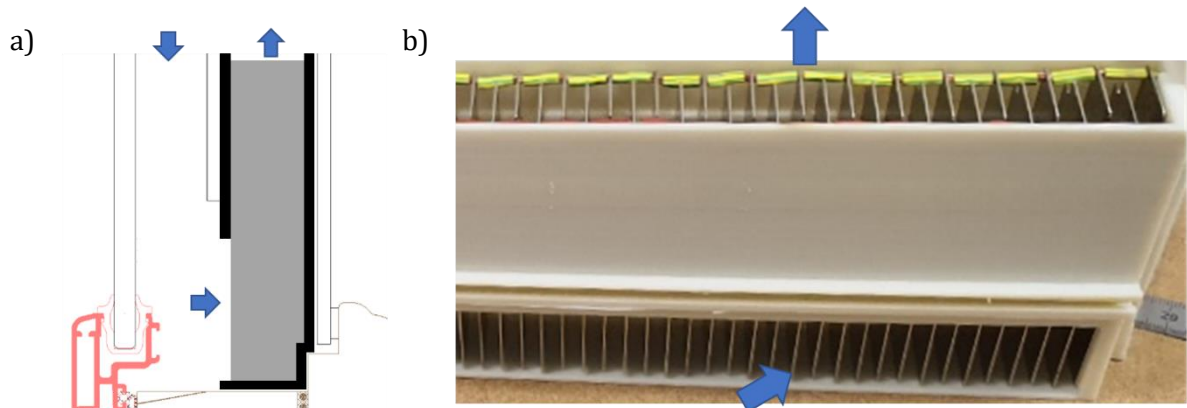


Figure II.8 : a) Schéma et b) photo du collecteur transversal en chicane (CTc).

- **Collecteur longitudinal en chicane**

Le collecteur longitudinal installé dans la chicane (CLc) comprend 5 plaques disposées dans la longueur de la fenêtre : trois reliées à la masse et deux à la haute tension. Les modélisations réalisées sous Ansys Fluent nous ont conduit à décaler les plaques en partie basse du collecteur afin d'améliorer la répartition du flux d'air entre les plaques du collecteur sans perturber l'écoulement naturel du flux d'air.

Comme pour le CTc, deux jeux de plaques sont possibles avec des hauteurs différentes (Tableau II.2). Il est visible sur 93 mm de hauteur pour la version CLc<sub>100</sub> et 43 mm pour la version CLc<sub>50</sub>.

Tableau II.2 : Dimensions des plaques du collecteur longitudinal en chicane (CLc).

	Hauteur (mm)	Largeur (mm)	Épaisseur (mm)	Surface de collecte (m <sup>2</sup> )
CLc <sub>100</sub>	100 à 117	520	0,6	0,221
CLc <sub>50</sub>	50 à 67	520	0,6	0,117

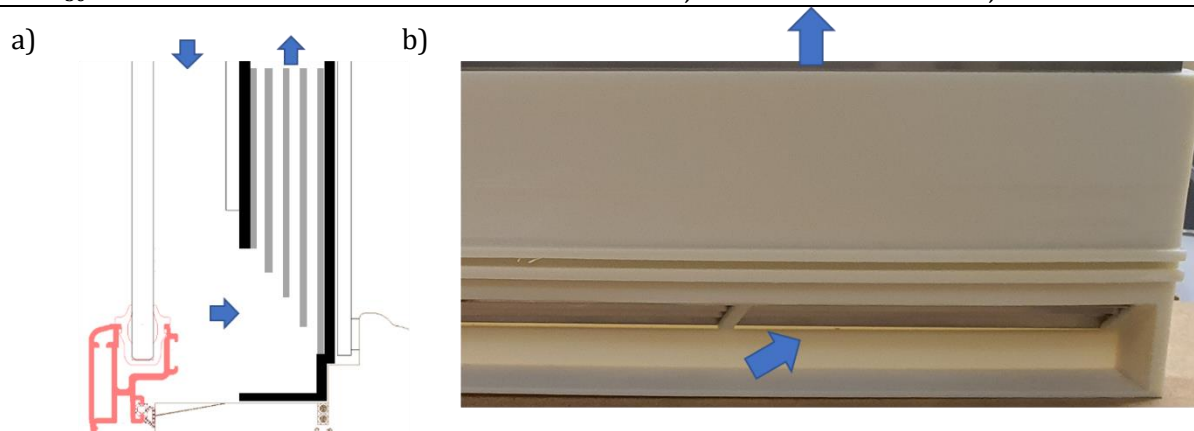


Figure II.9 : a) Schéma et b) photo du collecteur longitudinal en chicane (CLc).

### 1.2.2.2. Collecteur en entrée d'air de la fenêtre

- **Collecteur transversal en entrée**

Le collecteur transversal qui s'intègre en entrée d'air de la fenêtre (CTe) est équipé de 58 plaques alternativement reliées à la haute tension et à la masse (Figure 14). Dans sa configuration CTe<sub>50</sub> le collecteur est complètement invisible alors qu'il est visible sur 20 mm dans sa version CTe<sub>70</sub>.

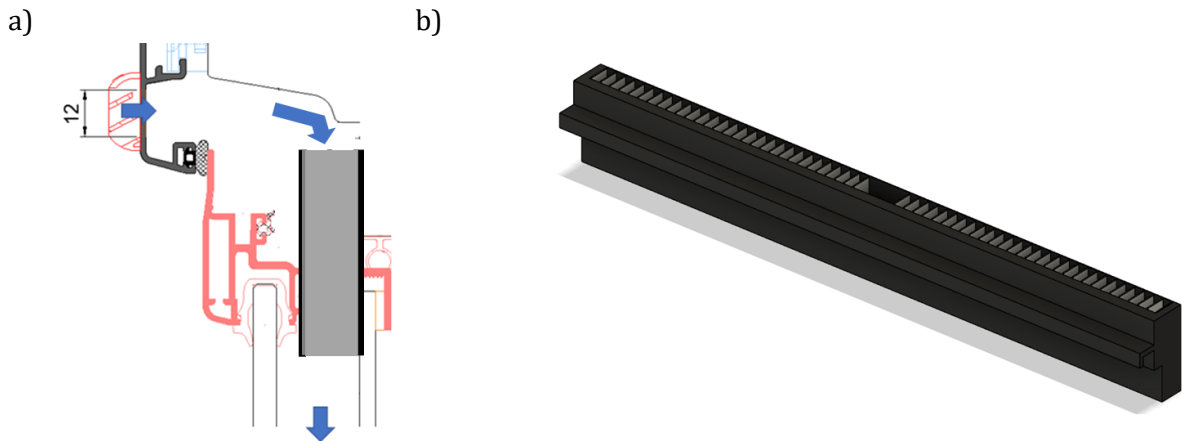


Figure II.10 : a) Schéma et b) dessin CAO du collecteur transversal en entrée de fenêtre (CLe).

Tableau II.3 : Dimensions des plaques du collecteur transversal en entrée (CTe).

	Hauteur (mm)	Largeur (mm)	Épaisseur (mm)	Surface de collecte (m <sup>2</sup> )
CTe <sub>70</sub>	70	13	0,6	0,051
CTe <sub>50</sub>	50	13	0,6	0,036

- **Collecteur longitudinal en entrée**

Dans sa configuration longitudinale, le collecteur s'intégrant en entrée de fenêtre (CLe) est composé de deux plaques reliées à la masse et d'une portée à la haute tension. La visibilité est identique à la configuration transversale, à savoir qu'il n'est pas visible lorsqu'il est équipé des plaques de 50 mm et visible sur 20 mm avec les plaques de 70 mm.

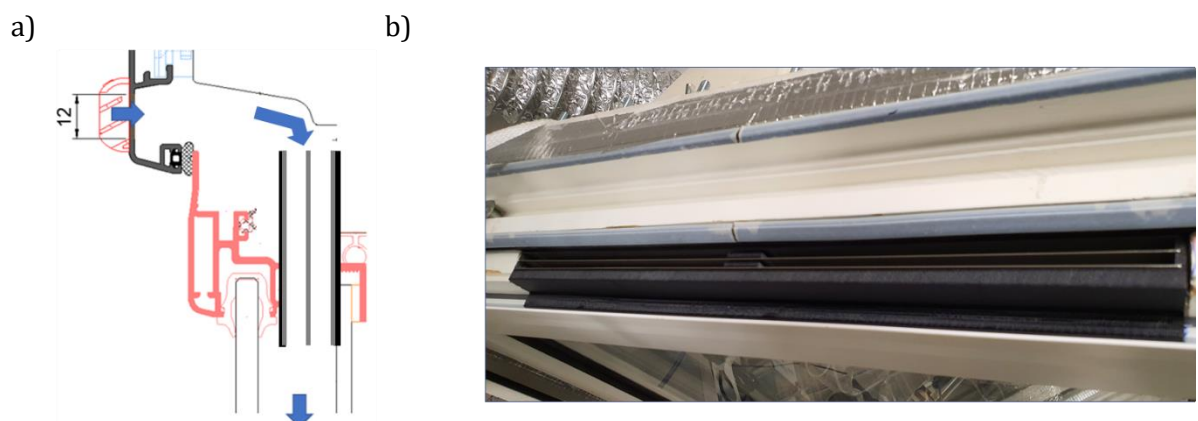


Figure II.11 : a) Schéma et b) photo du collecteur longitudinal en entrée de fenêtre (CLe).

Tableau II.4 : Dimensions des plaques du collecteur longitudinal en entrée (CLe).

	Hauteur (mm)	Largeur (mm)	Épaisseur (mm)	Surface de collecte (m <sup>2</sup> )
<b>CLe<sub>70</sub></b>	70	350	0,6	0,049
<b>CLe<sub>50</sub></b>	50	350	0,6	0,035

### 1.2.3. Associations étudiées

À partir des différents collecteurs et ioniseurs dont nous disposons et des deux possibilités d'intégration, différentes combinaisons sont possibles. Le Tableau II.5 présente les six combinaisons qui ont été étudiées, permettant d'identifier les configurations et d'observer les effets liés à l'éloignement des étages (n°7) ou à un doublement de l'étage ionisation (n°3).

Les modules d'ionisation et de collecte sont alimentés en courant continu grâce à un générateur de haute tension en polarité positive (SR10-P-300, Technix, France) ou négative (SR10-N-300, Technix, France).

Tableau II.5 : Associations d'ionisation et de collecte étudiées (fil-plaque = FP, aiguilles = A, collecteur transversal = CT, collecteur longitudinal = CL, l'indice e signifie une intégration en entrée de fenêtre alors que l'indice c indique une intégration en chicane).

N°	Ionisation	Collecte
1	FPc	CLc
2	FPc	CTc
3	Ac	CTc
4	Ae + Ac	CTc
5	Ae	CLe
6	Ae	CTe
7	Ae	CTc

## 1.3. Générateurs et compteurs de particules

### 1.3.1. Compteurs de particules

La mesure des particules s'effectue à l'aide d'un compteur optique Grimm® pour les particules microniques et d'un compteur SMPS NanoScan pour les particules nanométriques.

- **Compteur optique Grimm**

Le compteur optique de particules Grimm (modèle 1.108, GRIMM, Allemagne) est un spectromètre d'aérosols compact et portable pour la mesure continue des particules microniques (entre 0,3 et 20 µm) en suspension dans l'air. L'appareil utilise comme méthode de mesure la dispersion lumineuse des particules avec comme source de lumière un laser à semi-conducteur. La diffraction est dirigée par des miroirs sur un photodétecteur sous un angle de 90 ° qui classe ensuite la particule selon un diamètre optique dans 15 classes granulométriques comprises entre 0,3 et 20 µm. L'air échantillonné est aspiré à travers la cellule de mesure et un filtre gravimétrique au moyen d'une pompe à débit volumique contrôlé. La concentration maximale mesurable est de 2.103 part/cm<sup>3</sup> et le débit d'échantillonnage est de 1,2 L/min.



Figure II.12 : Compteur optique de particules Grimm (modèle 1.108, GRIMM, Allemagne).

- **Compteur SMPS NanoScan, TSI**

Le compteur à mobilité électrique de particules NanoScan (modèle 3910, TSI, USA) est un spectromètre d'aérosols portable pour la mesure continue des particules nanométriques (entre 11,5 et 365,2 nm) en suspensions dans l'air. L'appareil possède un mode « SCAN » donnant la distribution en taille en continu avec un pas de temps de 60 secondes et un mode « SINGLE » se concentrant sur une seule taille de particules avec un pas de temps d'une seconde. L'appareil repose sur quatre étapes pour compter et classer granulométriquement les particules à partir de leurs mobilités électriques. En entrée, un cyclone est utilisé pour enlever les plus grosses particules. Un ioniseur à décharge couronne breveté (U.S. 6.544.484) est ensuite utilisé pour charger positivement les particules. Enfin, un analyseur de mobilité différentielle (DMA) radiale trie les particules qui seront ensuite envoyées dans un compteur à noyau de condensation (CNC) à isopropanol. La concentration maximale mesurable est de  $10^6$  part/cm<sup>3</sup> et le débit d'échantillonnage est de 1 L/min.



Figure II.13 : Compteur à mobilité électrique de particules NanoScan (modèle 3910, TSI, USA).

### **1.3.2. Neutraliseur de charge de particules**

- **Neutraliseur TSI**

Les particules en sortie de l'électrofiltre sont chargées positivement ou négativement selon la polarité de la décharge. Le NanoScan devant charger positivement les particules jusqu'à leur charge de saturation, il peut donc rencontrer des difficultés lorsque les particules sont fortement chargées négativement. Dans ce cas, les particules entrant dans le DMA qui n'auront pas atteint leur charge de saturation auront une mobilité électrique plus faible qu'attendue et ne seront pas comptabilisées dans la bonne classe granulométrique. Ceci se traduira par un décalage de la répartition granulométrique vers les plus petites particules. Pour limiter ce risque, un neutraliseur à rayon X (modèle 3088, TSI, USA) est disposé en amont du NanoScan afin de neutraliser les particules à leur charge de Boltzmann.



Figure II.14 : Neutraliseur de particules par rayon X (modèle 3088, TSI, USA).

- **Neutraliseur Palas CD2000**

Afin de garantir la neutralité des particules entrant dans la fenêtre, un neutraliseur (modèle CD200, Palas, Allemagne) est disposé en aval de la génération de particules. Un air de mélange, alimentée en air sec sous pression, traverse deux chambres d'ionisation et est enrichi d'ions

provenant de décharges couronnes à haute tension positive et négative. L'aérosol et l'air de mélange enrichi en ions sont mélangés dans une chambre où les charges des particules de l'aérosol sont neutralisées par les ions de l'air de mélange. L'appareil permet de configurer de façon indépendante la tension et l'intensité du courant alimentant l'ionisation positive et négative.



Figure II.15 : Neutraliseur de particules par décharge couronne (CD2000, Palas, Allemagne).

### 1.3.3. Générateurs d'aérosols

Deux types d'aérosols d'essais (chlorure de potassium et poudre Arizona Test Dust) sont utilisés afin de couvrir l'ensemble du spectre granulométrique (10 nm à 10 µm) et d'observer l'influence de la nature des particules sur l'efficacité de collecter de l'électrofiltre. Pour ce faire, deux générateurs différents ont été utilisés.

- **Générateur TOPAS ATM220**

Le générateur ATM220 (Topas®, USA) est un générateur en voie liquide qui fonctionne par atomisation. La solution liquide contenue dans le récipient (9) est nébulisée grâce à un atomiseur (10) dans un flux d'air comprimé préalablement déshuilé (2), séché (3) et filtré (4, 5). L'aérosol, ainsi généré, passe ensuite dans une gaine chauffante (90°C) afin de le sécher et d'éliminer les micros gouttelettes d'eau pouvant être entraînées. Le montage complet est détaillé sur la Figure II.16 suivante.

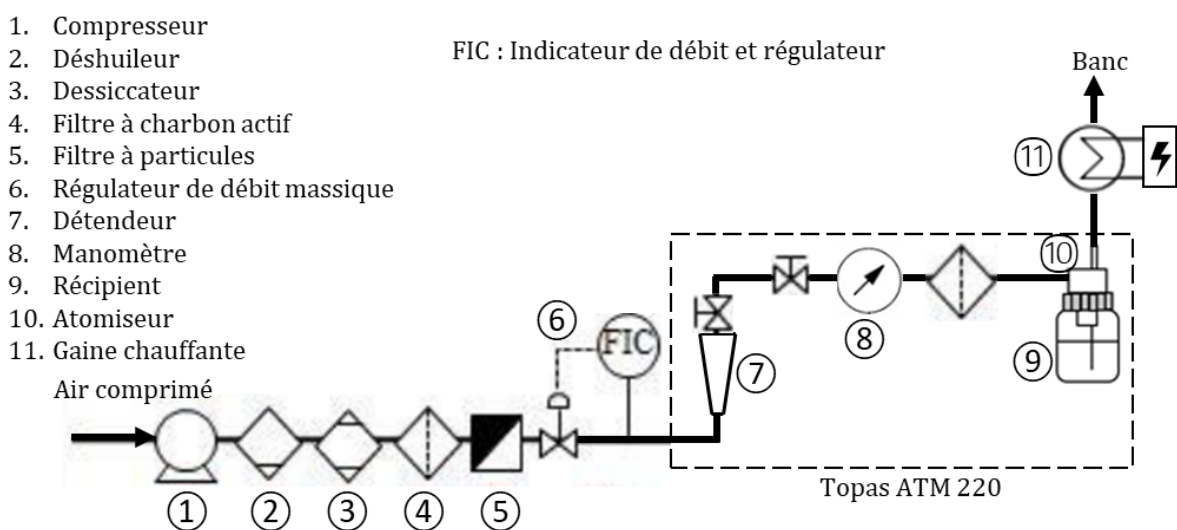


Figure II.16 : Schéma de l'injection aérosol liquide KCl.



La concentration et le débit de l'aérosol dépendent de la concentration de la solution nébulisée, du débit et de la pression de l'air. Dans ces travaux, des solutions de KCl de 10 à 20 g/L sont utilisées, ce qui permet un contrôle des quantités injectées sur une gamme de 40 à 400 µg/m<sup>3</sup> de particules. L'aérosol généré est principalement submicronique (Figure II.17). Sa répartition peut être modélisée par une loi logarithme normale (Eq.IV.2) à partir des mesures effectuées ; le diamètre moyen géométrique est d'environ 60 nm et l'écart-type géométrique de 1,9.

$$\frac{\Delta C}{\Delta \log d_p} = \frac{\sum C}{\sqrt{2\pi} \log \sigma_g} \exp \left[ -\frac{(\log d_p - \log \bar{d}_g)^2}{2(\log \sigma_g)^2} \right] \quad \text{Eq.II.1}$$

où  $C$  est la concentration totale de particules,  $d_p$  est le diamètre,  $\bar{d}_g$  est le diamètre moyen géométrique et  $\sigma_g$  est l'écart type géométrique.

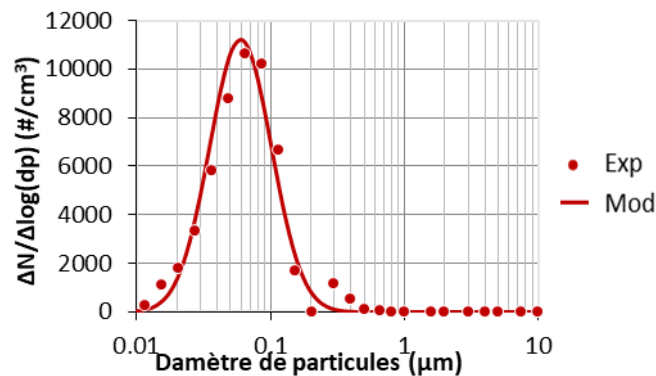


Figure II.17 : Répartition granulométrique de l'aérosol de KCl (10g/L,  $\bar{d}_g = 55$  nm,  $\sigma_g = 1,7$ ).

Le coefficient de variation (rapport de l'écart-type sur la moyenne) de la concentration en particules mise en suspension par le générateur est de 0,65 % sur une heure pour une solution en KCl de 10 g/L, ce qui en fait une génération stable.

- **Générateur TSI 3410U**

Le générateur d'aérosols de poussière modèle 3410U (TSI, USA) utilise un système de versement de la poudre sur une bague métallique rotative où l'amas est ensuite aspiré par voie d'air. La quantité de particules ainsi générée est dépendante à la fois de la vitesse de versement de la poudre et de rotation de la bague métallique ainsi que de l'épaisseur de la bague.



Figure II.18 : Générateur d'aérosols de poussière (modèle 3410U, TSI, USA).

Le générateur est ici utilisé en combinaison d'une poudre d'Arizona Test Dust A3 (ATD, Fiatic). L'aérosol généré est toujours principalement submicronique ; sa répartition granulométrique est

bimodale centrée sur 0,02 et 0,16  $\mu\text{m}$  (Figure II.19). Le diamètre moyen géométrique du mode principal est d'environ 160 nm et l'écart-type géométrique de 1,65.

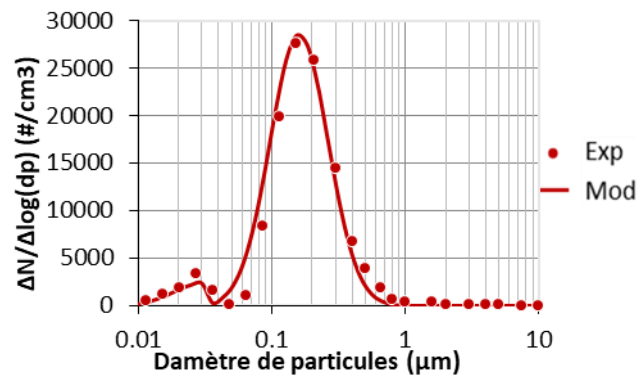


Figure II.19 : Répartition granulométrique de l'aérosol d'ATD ( $\bar{d}_g = 20$  et  $160$  nm,  $\sigma_g = 1,65$ ).

### 1.3.4. Mesure de la charge moyenne des particules

- **Électromètre Palas Charme**

Le Charme® (Charge Aerosol Measurement System, Palas, Allemagne) est un électromètre à coupelle de Faraday de grande capacité qui permet la mesure de la charge nette de l'aérosol. Les particules aéroportées sont prélevées sur un filtre gravimétrique électro-conducteur disposé dans une cage de Faraday. Les particules collectées sont ensuite déchargées à travers une résistance de  $1\text{ G}\Omega$ . Cette chute de tension fournit le courant de décharge mesuré par l'électromètre. Le Charme permet de détecter les particules dont le diamètre est supérieur à  $2\text{ nm}$ . Le débit de prélèvement est de  $1\text{ L/min}$ .

À partir du courant de décharge mesuré et prenant comme hypothèse que chaque particule possède une seule charge, l'appareil calcule un nombre de particules total, sans distinction de taille, selon la formule suivante :

$$C = \frac{I_a}{q \cdot e} \cdot \frac{1}{Q_c} \quad \text{Eq.II.2}$$

avec  $C_n$  la concentration totale de l'aérosol en nombre de particules,  $I$  le courant de décharge mesuré,  $e$  la charge élémentaire,  $q$  le nombre de charge (paramétrable, 1 par défaut) et  $Q_c$  le débit de prélèvement.

Ainsi, en couplant le Charme avec un compteur de particules, il est possible d'estimer la charge moyenne des particules d'un aérosol à partir de la relation suivante :

$$\bar{q} = \frac{I_a}{C' \cdot e} \cdot \frac{1}{Q_c} \quad \text{Eq.II.3}$$

avec  $C'$  la concentration de particules totale en nombre mesurée par un compteur de particules, et  $\bar{q}$  le nombre de charge élémentaire moyen d'une particule de l'aérosol.





Figure II.20 : Électromètre pour aérosol (Charme, Palas, Allemagne).

### 1.3.5. Analyseurs d'ozone et d'oxydes d'azote

La concentration en ozone est mesurée en continu par absorption UV grâce à l'analyseur APOA-370 (Horiba, Japan). La gamme de concentration est de 0 à 1 ppmv, le seuil de détection de 0,5 ppbv et la précision de mesure de  $\pm 1,0\%$  de la pleine échelle. Pour la mesure de concentrations supérieures à 1 ppmv, l'échantillon est dilué avant analyse car l'appareil atteint sa concentration maximale mesurable. L'analyseur utilise le principe de modulation « crossflow ». Le gaz d'échantillon et le gaz de référence sont alimentés en alternance dans la cellule de mesure. Le gaz de référence est issu de la prise d'échantillon puis chauffé afin de détruire l'ozone présent dans ce dernier ; cette méthode permet de réduire l'influence des interférents ainsi que la sensibilité de l'appareil à l'humidité.

La concentration en  $\text{NO}_x$  ( $\text{NO}$  et  $\text{NO}_2$ ) est mesurée en continu par chimiluminescence grâce à l'analyseur APNA-370 (Horiba, Japan). La gamme de concentration est de 0 à 1 ppmv avec une précision de mesure de  $\pm 1,0\%$  de la pleine échelle ; le seuil de détection est de 0,5 ppbv. Les  $\text{NO}_x$  sont quantifiés en utilisant également le principe de modulation « crossflow ». L'appareil mesure ces espèces par chimiluminescence c'est-à-dire en utilisant la réaction chimique suivante :



Afin de déterminer les concentrations en  $\text{NO}_x$  ( $\text{NO} + \text{NO}_2$ ), l'échantillon est préalablement réduit par un catalyseur au molybdène monté à  $325^\circ\text{C}$  puis réagit dans la chambre de réaction avec l'ozone produit *in situ* par un générateur. La mesure est réalisée de manière cyclique afin d'avoir le signal de chimiluminescence avec l'échantillon d'air initial (mode  $\text{NO}$ ) et l'échantillon d'air réduit (mode  $\text{NO}_x$ ). La concentration de  $\text{NO}_2$  est calculée en retranchant ces deux signaux.



Figure II.21 : Analyseur d'ozone et d'oxydes d'azote (APOA-370 et APNA-370, Horiba, Japan).

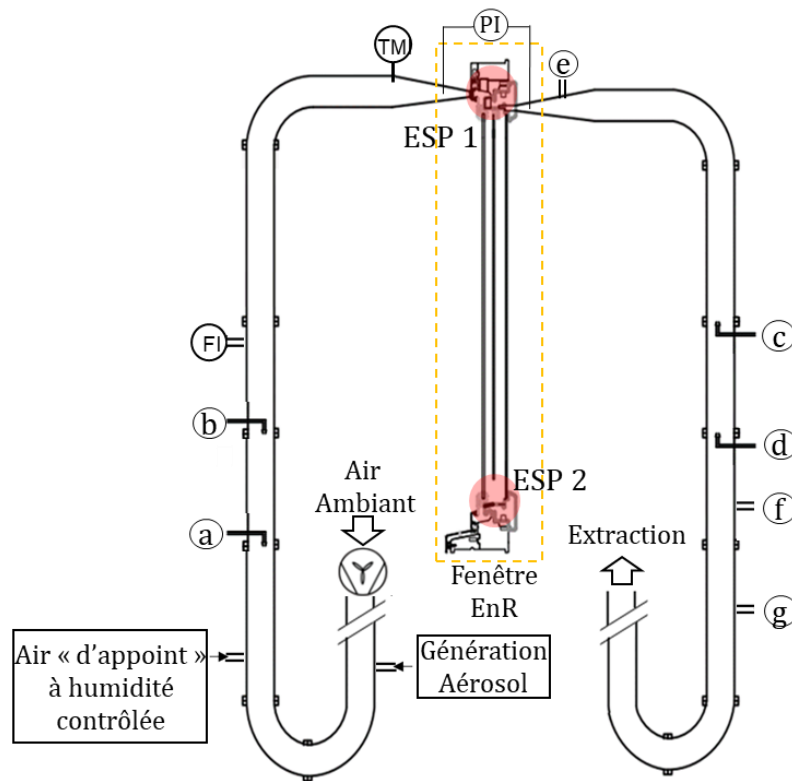
## 1.4. Banc expérimental

### 1.4.1. Description du banc d'essai

Le banc WINFIL, schématisé sur la Figure II.22, a été conçu de sorte à pouvoir mesurer l'efficacité de filtration de la fenêtre pariétodynamique équipée d'un électrofiltre dans différentes conditions

de débit et d'humidité. Pour ce faire, la fenêtre est reliée par deux mitres imprimées en ASA-X (Neofil3D) faisant la liaison avec une canalisation circulaire en acier inoxydable de 70 mm de diamètre. L'ensemble est entièrement modulable (coude, section, points de mesures).

En amont de la fenêtre, l'air ambiant est entraîné dans le banc par un ventilateur à débit variable, allant de 5 à 50 m<sup>3</sup>/h. La vitesse, la température et l'humidité de l'air sont mesurées en continu à l'aide d'un anémomètre à fil chaud (C310, KIMO) et d'un hygromètre capacitif (TH300, KIMO).



- (a) (c) : Prélèvement vers Grimm
- (b) (d) : Prélèvement vers NanoScan
- (e) : Prélèvement vers CHARME
- (f) : Analyseur d'ozone
- (g) : Analyseur d'oxydes d'azotes
- FI : Indicateur de vitesse d'air (fil-chaud)
- PI : Indicateur de pression différentiel
- TMI : Indicateur de température et d'humidité relative

ESP 1 : Zone d'intégration de l'électrofiltre en entrée de fenêtre  
 ESP 2 : Zone d'intégration de l'électrofiltre en chicane de fenêtre

Figure II.22 : Schéma du banc expérimental WINFIL.

Des cannes de prélèvement (a, b, c, d) sont disposées au centre de la canalisation de part et d'autre de la fenêtre pour réaliser un échantillonnage isocinétique de l'aérosol. Des longueurs droites de canalisation sont présentes en amont et en aval des cannes de façon à se rapprocher d'un régime d'écoulement établi et d'augmenter l'homogénéisation au point de mesure ; des longueurs égales à 10 fois le diamètre de la canalisation ont été choisies (selon la préconisation de la norme NFX44-011). Différentes cannes ont été conçues de sorte à garantir un échantillonnage isocinétique quels que soient le débit d'air et le granulomètre (NanoScan, Grimm). Par ailleurs, l'échantillon prélevé au point (e) permet la mesure de la charge par le Charme. Pour la mesure de l'ozone et des oxydes d'azote, l'aérosol est prélevé aux points (f) et (g).

- **Ajustement de l'humidité relative**

L'air ambiant de la pièce servant de gaz porteur, son humidité relative est dépendante des conditions météorologiques. Afin d'obtenir l'humidité relative souhaitée, un débit d'air « d'appoint » est introduit. Si l'humidité relative ciblée est plus faible que celle de la pièce, l'air d'appoint est de l'air comprimé sec. Au contraire, si l'humidité relative ciblée est plus importante que celle de la pièce, l'air d'appoint est saturé par bullage dans une colonne d'eau. En réglant le débit et l'humidité de l'air d'appoint, il est possible de faire varier l'humidité relative de l'air en entrée de la fenêtre de 0 à 98 % dans le banc avec une précision de  $\pm 5\%$ . Le montage complet est détaillé sur la Figure II.23.

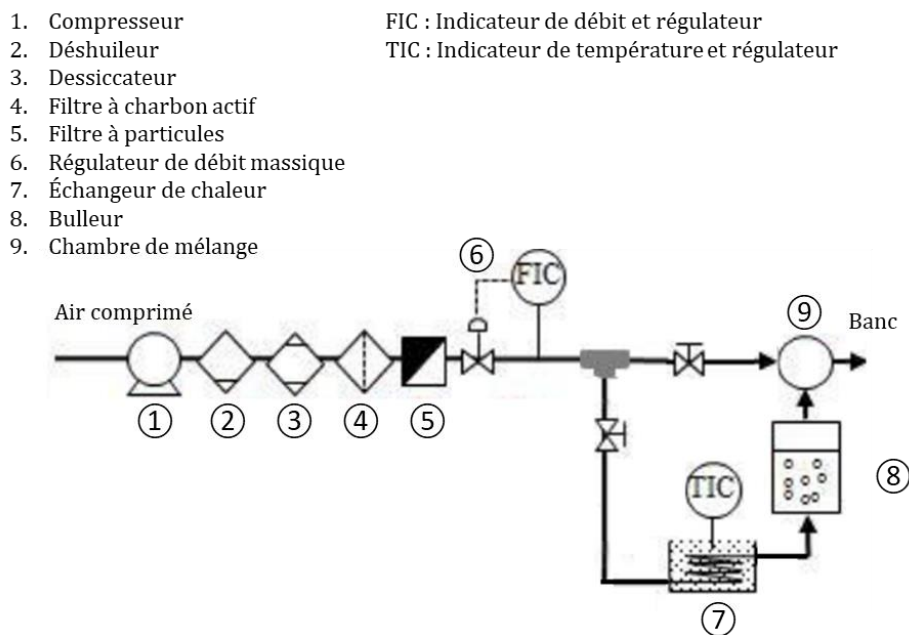


Figure II.23 : Schéma de l'humidification de l'air « d'appoint »

L'ensemble des paramètres opératoires et environnementaux du banc sont résumés sur le tableau suivant :

Tableau II.6 : Paramètres opératoires et environnementaux du banc WINFIL LOCIE.

Paramètres environnementaux	
Humidité relative	0 à 98 %
Débit	5 à 50 m <sup>3</sup> /h
Aérosol	KCl, ATD
Paramètres opératoires	
Tension	$\pm 5$ à 10 kV

#### 1.4.2. Efficacité de la fenêtre seule

L'efficacité de la fenêtre EnR (sans module de filtration) a été évaluée de façon expérimentale. La concentration des particules supérieures à 0,3  $\mu\text{m}$  a été mesurée simultanément en amont et aval de la fenêtre à l'aide de deux compteurs optiques. Pour les particules inférieures à 0,2  $\mu\text{m}$ , le SMPS a été mis en amont et en aval de la fenêtre de façon alternée pendant 10 min. La stabilité de l'injection de l'aérosol de KCl permet l'utilisation de cette méthode contrairement à la méthode d'injection de l'ATD. Les résultats ont montré que la fenêtre seule possède une efficacité de filtration inférieure à 10 % sur les particules inférieures à 1  $\mu\text{m}$ . Pour les particules de tailles supérieures, l'augmentation de l'inertie des particules liée à l'augmentation de leur masse doit se traduire par une efficacité plus élevée de par la présence de nombreux coudes dans le

cheminement de l'air. Cela n'a cependant pas pu être vérifié expérimentalement à cause du faible nombre de particules généré sur cette gamme de tailles par le nébuliseur utilisé.

### 1.5. Méthodologie mise en œuvre pour les essais en laboratoire

L'étude expérimentale réalisée au LOCIE sur le banc WINFIL a pour objectif d'identifier la géométrie et les conditions opératoires de l'électrofiltre pouvant être intégré dans une fenêtre pariétodynamique. Ainsi, les essais ont été conduits avec différentes technologies d'ionisation (fil-plaque ou à aiguilles), géométries du collecteur (hauteur et orientation de plaques), emplacements (en entrée ou en chicane) en faisant varier les conditions opératoires (débit d'air, humidité relative, polarité et tension de l'ioniseur et du collecteur). Les principaux critères d'optimisation qui ont été initialement définis sont, d'une part, une efficacité de filtration élevée sur un large spectre granulométrique (0,02 à 10 µm) et, d'autre part, une émission de composés secondaires indésirables, tels que l'ozone et les oxydes d'azote, la plus faible possible. D'autres critères ont également été pris en compte, à savoir : la perte de charge, l'occultation visuelle du procédé une fois intégré à la fenêtre ainsi que, dans une moindre mesure, sa facilité d'industrialisation et son ergonomie vis-à-vis de l'utilisateur (entretien, facilité de mise en œuvre...).

Pour chaque essai, la concentration et la répartition granulométrique de l'aérosol. Un essai consiste à répéter des cycles avec l'électrofiltre éteint durant 40 minutes (OFF) puis l'électrofiltre allumé durant 10 minutes (ON). Pour chaque essai, 3 à 5 cycles sont réalisés (Figure II.24). Par ailleurs et pour certaines conditions seulement, la charge de l'aérosol a été mesurée en sortie de la fenêtre à l'aide de l'électromètre Charme.

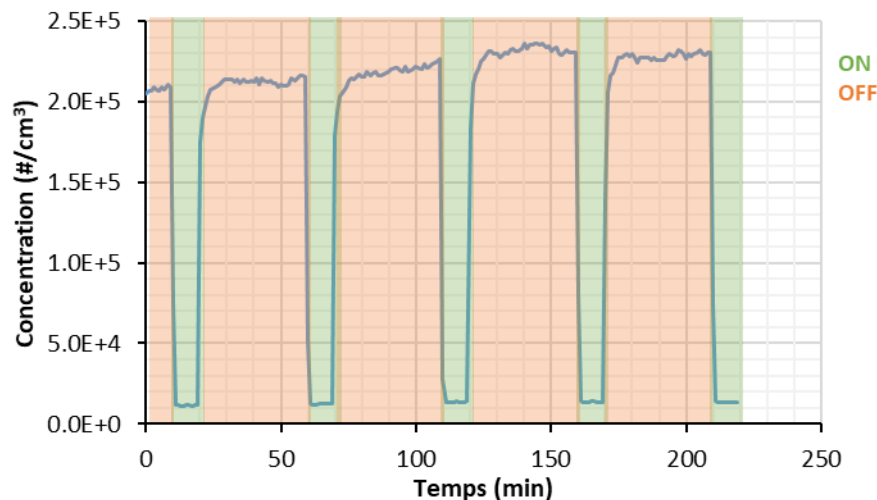


Figure II.24 : Concentration en nombre de particules mesurée selon le cycle de marche/arrêt de l'électrofiltre.

À partir de ces mesures, l'efficacité fractionnelle en nombre ( $\eta_i$ ) pour chaque classe de diamètre  $i$  est donnée par :

$$\eta_i = \left(1 - \frac{C_{ON,i}}{C_{OFF,i}}\right) \cdot 100 \quad \text{Eq.II.4}$$

où  $C_{ON,i}$  et  $C_{OFF,i}$  sont les concentrations en nombre avec l'électrofiltration allumée et éteinte.

L'incertitude  $\Delta_i$  est calculée à partir de l'efficacité de la façon suivante :

$$\Delta_i = \left( \frac{\sigma_{OFF,i}}{C_{OFF,i}} + \frac{\sigma_{ON,i}}{C_{ON,i}} \right) (100 - \eta_i) \quad \text{Eq.II.5}$$

où  $\sigma_{ON,i}$  et  $\sigma_{OFF,i}$  sont les écarts types de l'échantillon lorsque l'électrofiltre est allumé et éteint.

L'efficacité totale en nombre ( $\eta_t$ ) est calculée sur toute la gamme de particules et définie par :

$$\eta_t = \left( 1 - \frac{\sum C_{ON,i}}{\sum C_{OFF,i}} \right) \cdot 100 \quad \text{Eq.II.6}$$

Il est à noter que la concentration étant mesurée en aval de la fenêtre, l'efficacité de la fenêtre EnR n'est pas prise en compte dans le calcul et seule l'efficacité du procédé d'électrofiltration est quantifiée.

Les flux d'ozone et d'oxydes d'azote formés lors du passage de l'air dans la décharge couronne sont quantifiés de la même manière, à savoir :

$$\varphi_n = \left( \frac{12,187 \times (C_{ON,n} - C_{OFF,n}) \times M_n}{T} \right) \times \frac{Q}{1000} \quad \text{Eq.II.7}$$

avec  $C_{ON,n}$  et  $C_{OFF,n}$  les concentrations de l'espèce chimique visée,  $M_n$  sa masse molaire,  $T$  la température et  $Q$  le débit d'air.

L'utilisation du flux plutôt que la différence de concentration permet de comparer la production de composés secondaires à différents débits. Il convient de noter que les incertitudes des mesures d'ozone et d'oxydes d'azote ne sont pas représentées en raison d'un nombre de répétitions réduit. L'accent de l'étude est mis sur l'optimisation de l'efficacité de filtration du système. Les flux de composés secondaires sont conformes aux résultats obtenus par le LOCIE pour la même technologie dans d'autres études. En raison de l'optimisation du temps disponible, nous avons donc choisi de réduire le nombre de répétitions.

## 2. Résultats

### 2.1. Efficacité fractionnelle de collecte des particules

#### 2.1.1.1. Approche expérimentale de l'efficacité fractionnelle.

La Figure II.25 présente l'efficacité de filtration obtenue de façon expérimentale avec un étage d'ionisation à aiguilles sous tension de +7 kV et un collecteur longitudinal équipé de plaques de 70 mm sous tension de +6 kV. La courbe d'efficacité fractionnelle est scindée en deux parties. La première partie, comprenant les particules ayant un diamètre compris entre 0,02 et 0,2  $\mu\text{m}$ , correspond aux tailles granulométriques mesurées par mobilité électrique (NanoScan). La deuxième partie comprend les particules comprises entre 0,3  $\mu\text{m}$  et 10  $\mu\text{m}$  qui sont quant à elles, mesurées par un compteur optique (Grimm). Nous pouvons noter qu'au-delà de 1  $\mu\text{m}$ , le très faible nombre de particules de KCl (Figure II.17) induit un coefficient de variation important et donc des incertitudes élevées pour ces fractions granulométriques.

La courbe d'efficacité fractionnelle présente un profil classiquement observé en électrofiltration avec une diminution d'efficacité sur les particules comprises entre 0,1 et 1  $\mu\text{m}$ , qui correspond aux particules les plus pénétrantes. Cette baisse s'explique par les mécanismes de charge : la charge par diffusion est prépondérante pour les particules inférieures à 0,1  $\mu\text{m}$  et la charge par champ pour les particules supérieures à 1  $\mu\text{m}$ . Ceci entraîne une plus faible mobilité électrique des particules entre 0,1 et 1  $\mu\text{m}$  et donc un minimum d'efficacité. Concernant les particules dont le diamètre est inférieur à quelques dizaines de nanomètres, les courbes présentent une chute d'efficacité qui s'explique par le mécanisme de charge par diffusion. La charge par diffusion repose sur une probabilité de collision entre les particules et les ions ; certaines particules ne

seront pas chargées et donc pas collectées. C'est le « régime de charge partielle ». Cette chute d'efficacité est significative lorsque l'ionisation est réalisée à l'aide des aiguilles alors qu'elle est plus difficilement perceptible dans le fil-plaque. Ces deux chutes d'efficacité sont largement observées dans la littérature (Morawska et al. 2002; Huang et Chen 2002; Alonso et al. 2006; Doma et al. 2014; Alonso et Huang 2015; Huang et Chen 2002; Oliveira 2021).

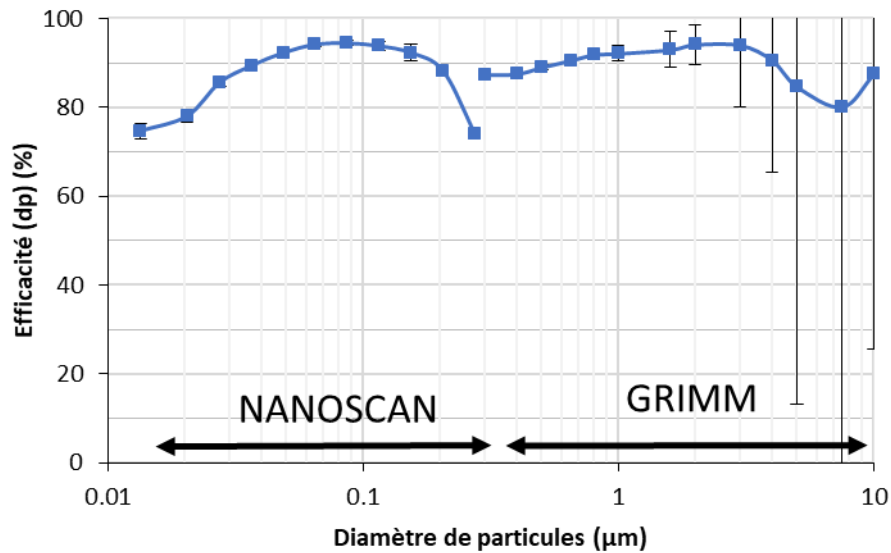


Figure II.25 : Efficacités fractionnelles d'une ionisation aiguille et collecteur longitudinale intégrée en entrée de fenêtre ( $U_{10} = +7$  kV,  $U_{COLL} = +5$  kV,  $H_{COLL} = 70$  mm,  $Q = 20$  m<sup>3</sup>/h, HR = 40±5 %, T = 22°C, KCl).

#### 2.1.1.2. Approche théorique de l'efficacité fractionnelle.

En prenant comme hypothèse que l'ensemble des particules en sortie de l'étage d'ionisation ont atteint leur charge de saturation et à partir des équations de charge de saturation de Cochet (Eq.I.31), la vitesse de migration des particules dans le collecteur peut être calculée. Les collecteurs ayant tous un espacement de 5 mm, la vitesse de migration des particules en leurs seins est identique pour une même tension de fonctionnement. Ainsi, les vitesses de migration des particules en fonction de leur taille, pour un aérosol de KCl à sa charge de saturation dans les conditions CNTP, sont représentées sur la figure ci-dessous :

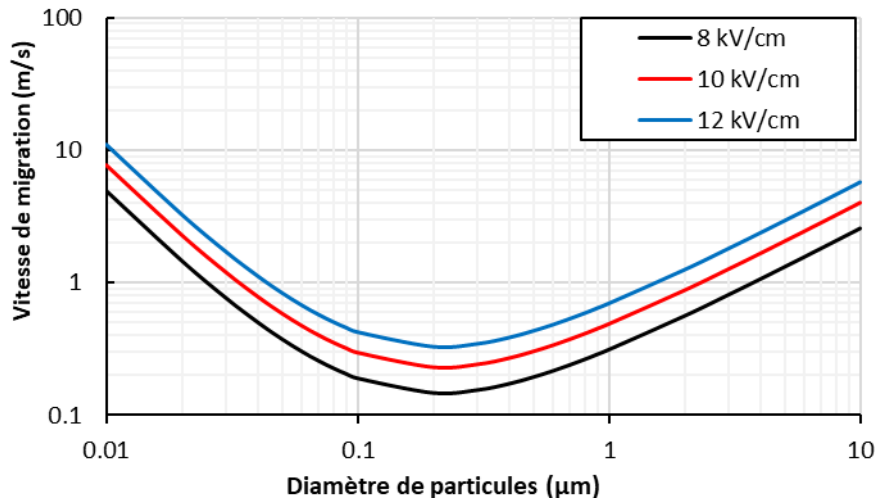


Figure II.26 : Vitesses de migration en fonction du diamètre des particules à la charge de saturation et l'intensité du champ électrique appliqué aux bornes du collecteur ( $\epsilon_{rp} = 6,12$ ).

L'efficacité théorique du procédé a été estimée en intégrant ces vitesses de migration des particules au modèle d'efficacité très simple proposé par Deutsch-Anderson (Eq.I.32) pour un débit d'air de  $20 \text{ m}^3/\text{h}$ , et pour les deux configurations : en chicane (Figure II.27.a) ou en entrée d'air (Figure II.27.b). Ce modèle ne prenant en compte que la surface collectrice, l'orientation du collecteur (transversal (CT) ou longitudinal (CL)) n'a pas d'influence significative sur l'efficacité calculée puisque la différence de surface de collecte entre les deux orientations n'est que de 4 %. En ce qui concerne la position, le modèle prévoit une efficacité plus faible dans le cas d'une intégration en entrée. La section de passage étant 4 fois plus petite en entrée que dans la chicane, le temps de séjour dans le collecteur est 4 fois plus petit pour la même longueur de plaques collectrices. Cette différence de vitesse se traduit, d'après le modèle de Deutsch-Anderson, par une diminution de l'efficacité de collecte d'environ 12 % pour les particules de  $0,1 \mu\text{m}$  et de 22 % pour les particules de  $1 \mu\text{m}$ . Pour des raisons identiques, plus le collecteur est long, meilleure est l'efficacité de collecte.

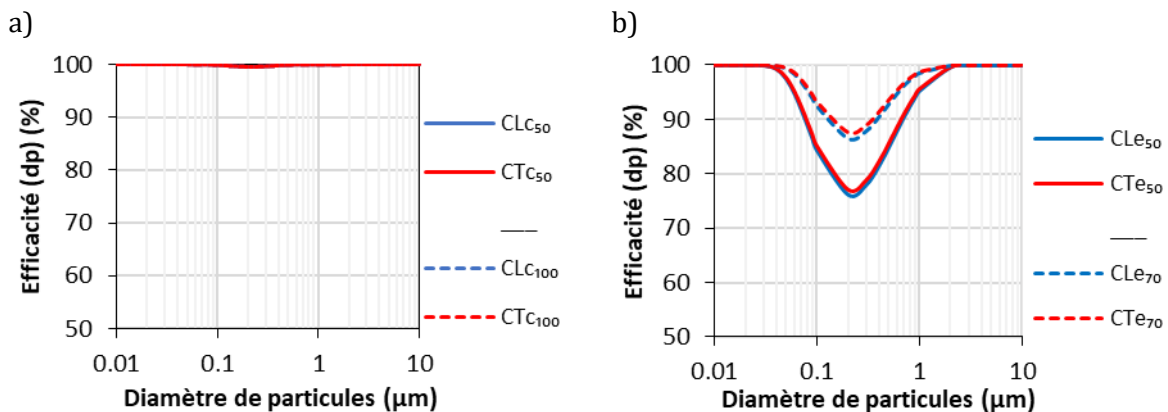


Figure II.27 : Efficacité de filtration théorique à charge de saturation dans la configuration des collecteurs a) en chicane et b) en entrée de fenêtre ( $T_{\text{COLL}} = +6 \text{ kV}$ ,  $Q = 20 \text{ m}^3/\text{h}$ , KCl).

## 2.2. Optimisation de l'électrofiltre et choix des conditions opératoires

La mesure de l'efficacité de collecte a été réalisée avec un aérosol modèle de KCl dont l'injection est stable pendant plusieurs heures et répétable. Mais, comme le montre la Figure II.17, le nombre de particules microniques est très faible, ce qui entraîne une imprécision de mesure élevée au-

delà de 1  $\mu\text{m}$  environ (Figure II.25). Nous supposons que la configuration optimale de l'électrofiltre obtenue avec un aérosol de KCl sera aussi valable pour d'autres aérosols ayant une granulométrie plus large et des propriétés physico-chimiques différentes.

### 2.2.1. Géométrie et emplacement de l'électrofiltre

#### 2.2.1.1. Étage d'ionisation

- **Technologie : fil-plaque et aiguilles**

L'efficacité de filtration des particules est mesurée afin de comparer la capacité à charger les particules des deux technologies d'ionisation à savoir un ioniseur fil-plaque (FP) et un ioniseur à aiguilles (A). Les expérimentations sont effectuées avec l'étage d'ionisation positionné en chicane de la fenêtre équipée du collecteur transversal de 100 mm de hauteur. Ce dernier est alimenté sous une tension de +5 kV tandis que la tension d'ionisation est de +4 kV pour le fil-plaque et +7 kV pour les aiguilles. Le débit d'air est fixé à 20  $\text{m}^3/\text{h}$  et la température de  $22\pm 2^\circ\text{C}$ . L'humidité relative entre les différents essais varie de 20 à 50 %, cependant l'efficacité n'est pas impactée par cette variation (paragraphe II.2.3.1.4). Ces conditions expérimentales de débit et d'humidité relative ont été choisies pour être les plus représentatives des conditions observées au sein de la fenêtre.

La Figure II.28 reporte les efficacités fractionnelles obtenues pour les deux ioniseurs. L'efficacité de filtration des particules inférieures à 1  $\mu\text{m}$  est de  $95\pm 1\%$  pour le fil-plaque et de  $90\pm 1\%$  pour les aiguilles. Le FP permet d'obtenir une meilleure performance d'ionisation qui conduit à une meilleure efficacité de filtration tout en étant alimenté par une tension plus faible de +4 kV au lieu de +7 kV. Ces résultats démontrent la meilleure capacité de charge du ioniseur fil-plaque et confirment les résultats obtenus par Chen (2016). Ils peuvent être attribués, d'une part, à l'intensité du courant qui est supérieure et, d'autre part, à la répartition de la décharge couronne qui est plus homogène. En effet, Chen a montré que pour une tension identique, l'intensité du courant est environ 1000 fois supérieure avec la technologie FP. Pour nos essais, elle est de 0,5 mA pour le fil-plaque et environ 1  $\mu\text{A}$  pour les aiguilles. Ceci se traduit par une concentration en ions très supérieure qui favorise la charge des plus petites particules par diffusion. Concernant la répartition de la décharge couronne, le fil-plaque s'étend sur toute la section transversale de la fenêtre alors que les aiguilles sont réparties sur la section. Le champ électrique est donc supposé plus étendu dans le cas du fil-plaque favorisant la charge par champ des plus grosses particules.

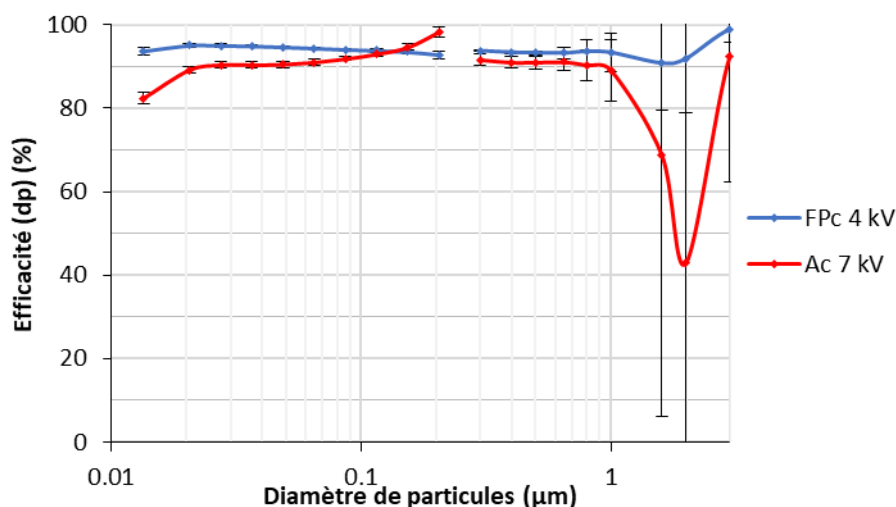


Figure II.28 : Efficacités fractionnelles en fonction de la technologie d'ionisation fil-plaque (FP) ou à aiguilles (A) ( $U_{\text{COLL}} = +6\text{ kV}$ ,  $CT_{C100}$ ,  $Q = 20\text{ m}^3/\text{h}$ ,  $HR = 30\pm 5\%$ , KCl)

- **Polarité de l'ionisation**



La Figure II.29 reporte l'efficacité pour une ionisation en tension positive et négative (+7 et -7 kV) à l'aide des aiguilles positionnées en entrée de fenêtre, associées au collecteur CL<sub>E50</sub>. Le débit est de 20 m<sup>3</sup>/h et l'humidité relative de 50 % environ. Les résultats ne montrent aucune influence de la polarité bien que les phénomènes physico-chimiques liés à la décharge couronne varient selon la polarité (voir paragraphe I.3.1). La charge totale de l'aérosol mesurée par le CHARME en sortie (sans collecteur et pour une même concentration) est respectivement de +107 fA et -89 fA en tension positive et négative. Ceci confirme que la capacité de charge est similaire pour les deux polarités.

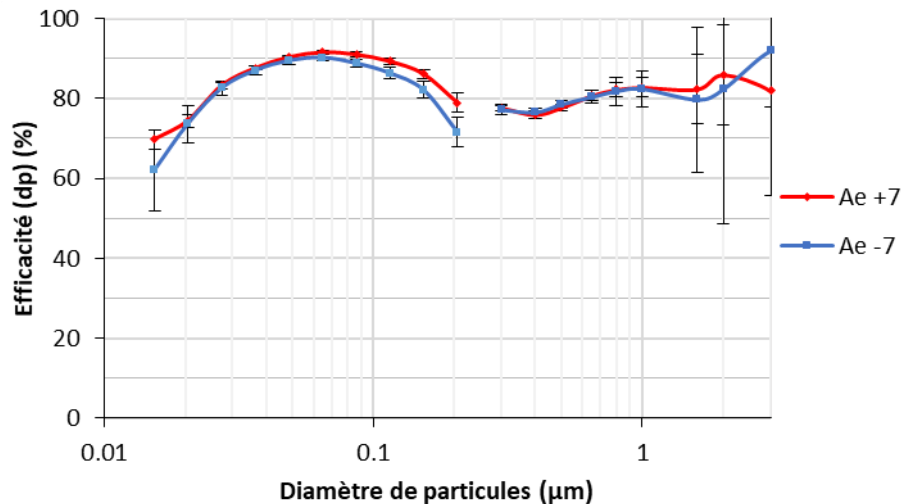


Figure II.29 : Efficacités fractionnelles selon la polarité d'ionisation (Ae, CL<sub>E50</sub>, U<sub>COLL</sub> = +6 kV, Q = 20 m<sup>3</sup>/h, HR = 50±5 %, KCl).

- **Position de l'ionisation**

Pour évaluer l'influence de la position de l'étage d'ionisation, trois essais ont été réalisés (Figure II.30) :

- le premier avec 8 aiguilles en entrée (Ae),
- le deuxième avec 11 aiguilles en chicane (Ac),
- le troisième avec deux étages d'ionisation fonctionnant simultanément, l'un en entrée et l'autre en chicane, afin d'évaluer l'influence de la pré-ionisation sur la capacité de charge des nanoparticules (Ae+Ac).

Pour les trois essais, la tension appliquée aux bornes des aiguilles est de +7 kV et le collecteur transversal de 100 mm est disposé en chicane sous une tension de +6 kV. Contrairement aux autres essais, les mesures ont été effectuées avec le NanoScan en mode « Single » permettant d'avoir une courbe de résultats avec des points plus précis dans les gammes de tailles 10-40 nm et 200-300 nm en contrepartie d'un temps de mesure bien plus long car mesurant chaque taille de particules individuellement.

L'efficacité est supérieure lorsque l'étage d'ionisation est situé en entrée de fenêtre (Ae) plutôt que dans la chicane (Ac) malgré le fait qu'il y ait moins d'aiguilles ionisantes. Cela est particulièrement visible pour les particules inférieures à 1 µm. Ceci pourrait s'expliquer par l'éloignement entre les étages de charge et de collecte qui permet d'augmenter le temps de charge des particules par diffusion. En effet, les ions générés par les aiguilles en entrée de fenêtre ne dérivent pas tous vers l'électrode de masse ; des ions sont donc entraînés au-delà de la zone d'ionisation et le processus de charger par diffusion peut alors se poursuivre dans la veine d'air

descendante. Eloigner l'étage d'ionisation de l'étage de collecte permet ainsi de se rapprocher des performances du fils-plaques en augmentant le temps de charge par diffusion.

L'utilisation simultanée de deux étages d'ionisation (Ae+Ac) ne permet pas d'obtenir une augmentation significative de l'efficacité de collecte par rapport à l'utilisation des aiguilles en entrée. Doubler l'étage d'ionisation dans notre configuration n'est donc pas utile.

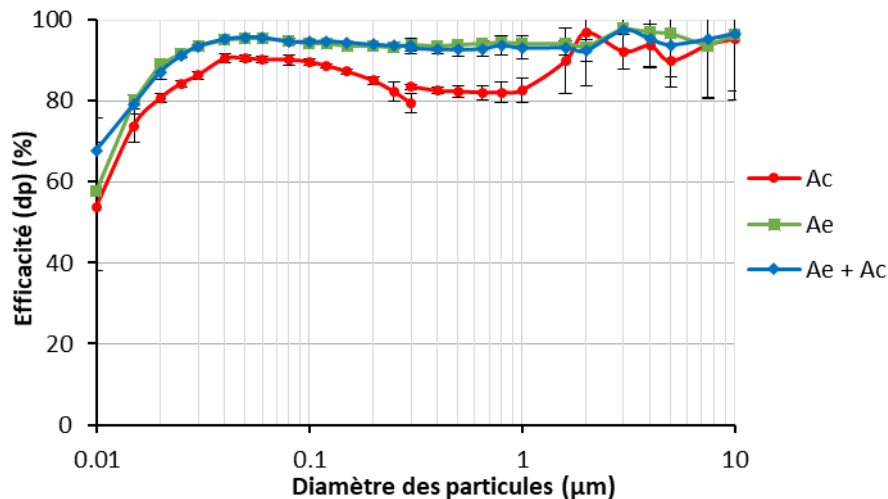


Figure II.30 : Efficacités fractionnelles selon le positionnement des aiguilles en entrée (Ae), en chicane (Ac) ou les deux (Ae+Ac) ( $U_{IO} = +7$  kV,  $U_{COLL} = +6$  kV,  $H_{COLL} = 100$  mm,  $Q = 20$  m<sup>3</sup>/h, HR = 30±5 %, KCl).

### 2.2.1.2. Étage de collecte

- Orientation des plaques de collecte

Le collecteur transversal (CT) est comparé au collecteur longitudinal (CL), d'une part, dans la chicane (Figure II.31.a) et, d'autre part, en entrée de la fenêtre (Figure II.31.b). Les collecteurs sont équipés de plaques de 50 mm sous une tension de +6 kV. Les aiguilles sont disposées en entrée de fenêtre et alimentées à +7 kV.

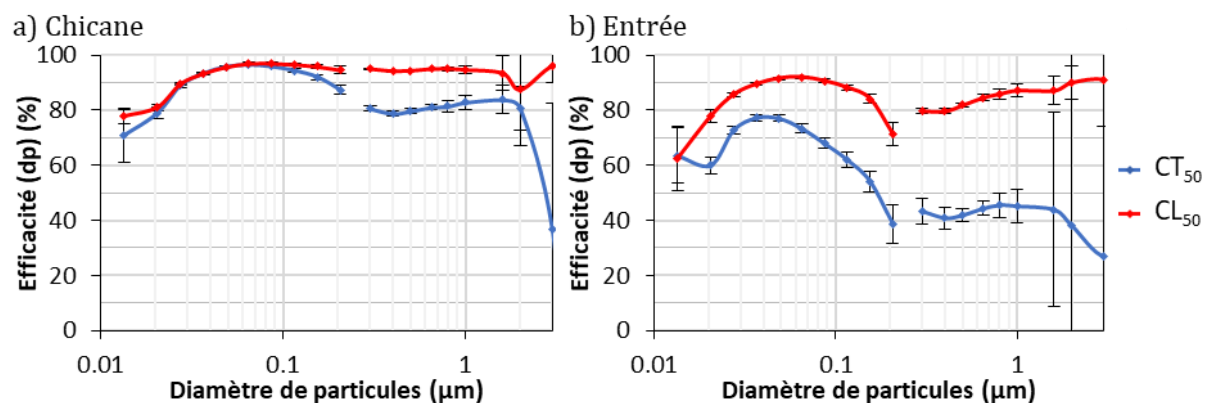


Figure II.31 : Efficacités fractionnelles selon l'orientation des plaques du collecteur en a) chicane et b) en entrée de fenêtre. (CT = collecteur transversal, CL = collecteur longitudinal, Ae,  $U_{IO} = +7$  kV,  $H_{COLL} = 50$  mm,  $U_{COLL} = +6$  kV,  $Q = 20$  m<sup>3</sup>/h, HR = 40±5 %, KCl)

Lorsque le collecteur est positionné en chicane, l'orientation des plaques à un impact uniquement pour les particules supérieures à 0,1 µm ; la différence maximale est de 25 % pour les particules de 0,4 µm. En entrée de la fenêtre, l'orientation des plaques est plus significative sur l'efficacité ; la différence est de 20 % pour les particules de 30 nm et augmente avec la taille des particules

jusqu'à obtenir une efficacité supérieure de 45 % en configuration longitudinale pour les particules de 1  $\mu\text{m}$ . Ceci pourrait s'expliquer par l'augmentation de l'inertie des particules, augmentant avec leur taille, favorisant la captation des particules en configuration longitudinale.

La répartition et l'impaction du flux sont différentes selon l'orientation des plaques. Les simulations réalisées à l'aide du logiciel de CFD Fluent (Annexe I) montrent que les plaques transversales en entrée de fenêtre ne perturbent que faiblement l'écoulement naturel du flux (Figure II.32). La réduction de la section et la présence du coude en entrée entraînent une forte hétérogénéité du flux. Dans ce cas, seuls 2/3 de la surface du collecteur sont utilisés. Au contraire, dans la configuration longitudinale, les plaques forcent une séparation du flux en deux veines d'air, ce qui a pour conséquence une meilleure répartition du flux à la surface des plaques du collecteur. De plus, les plaques étant en opposition au sens du flux dans cette configuration, les particules sont amenées naturellement à s'impacter sur les plaques par ajout d'une force inertielle dirigée vers les plaques. Les particules ont donc en entrée de collecteur une composante de vitesse horizontale favorable à la collecte que ne bénéficie pas la configuration transversale.

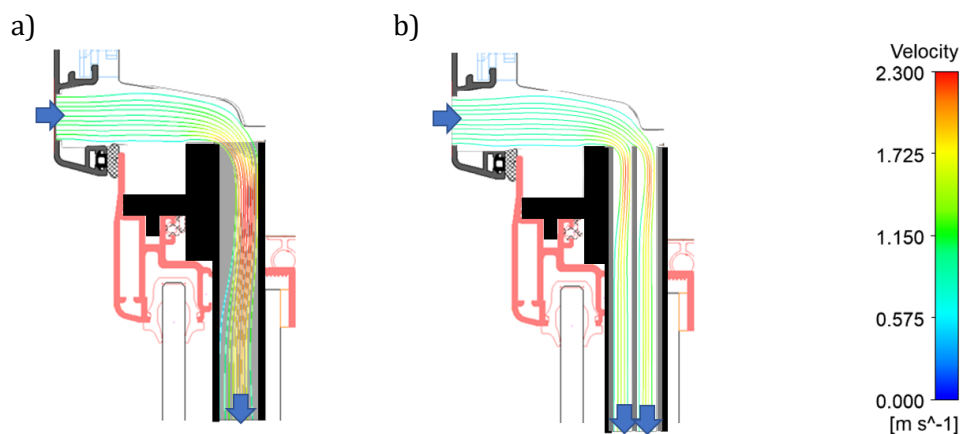


Figure II.32 : Aéroulque en entrée de fenêtre pour une vitesse de 1 m/s : a) collecteur transversal b) collecteur longitudinal ( $H_{\text{COLL}} = 70 \text{ mm}$ )

- **Longueur des plaques**

L'efficacité a été mesurée avec des collecteurs de différentes longueurs (plaques de collecte de 50, 70 ou 100 mm) dans les configurations longitudinales et transversales et positionnés en entrée ou en chicane.

Lorsque le collecteur est positionné en chicane (Figure II.33), la longueur des plaques collectrices, 50 ou 100 mm, n'a pas d'impact sur l'efficacité. Ceci laisse à penser que les particules s'impactent dans les cinq premiers centimètres du collecteur.

Lorsque le collecteur est positionné en entrée, le passage de 50 à 70 mm entraîne une légère augmentation de l'efficacité pour les particules supérieures à 0,1  $\mu\text{m}$  (Figure II.34). Cette augmentation est d'environ 8 % pour les particules de 0,4  $\mu\text{m}$  avec le collecteur transversal. La vitesse dans le collecteur en entrée de fenêtre étant 4 fois plus élevée qu'en chicane (Tableau II.7), la hauteur nécessaire à la migration des particules est donc également plus importante.

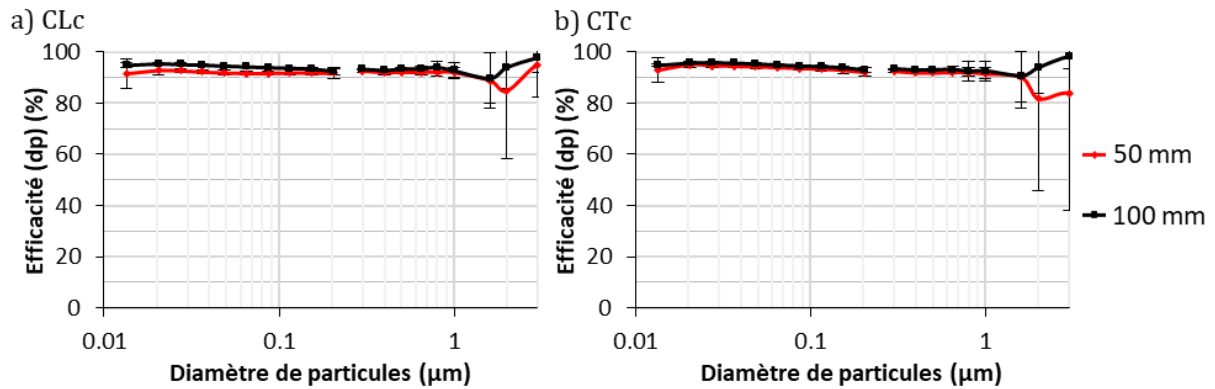


Figure II.33 : Efficacités de filtration pour une hauteur de plaque de collecte de 50 et 100 mm a) collecteur longitudinal b) collecteur transversal intégré en chicane de fenêtre (FP,  $U_{10} = +4$  kV,  $U_{\text{COLL}} = +6$  kV,  $Q = 20$  m<sup>3</sup>/h, HR = 25±5 %).

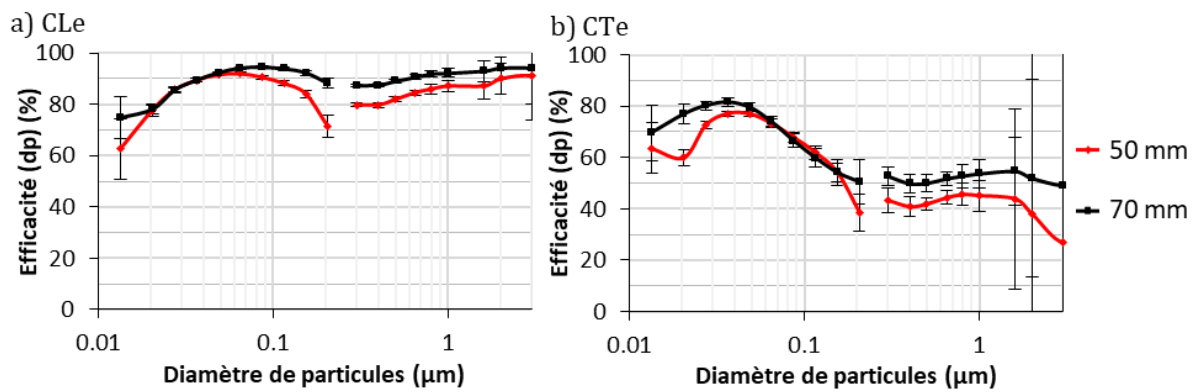


Figure II.34 : Efficacités de filtration pour une hauteur de plaque de collecte de 50 et 70 mm a) collecteur longitudinal b) collecteur transversal intégré en entrée de fenêtre (Ae,  $U_{10} = +7$  kV,  $U_{\text{COLL}} = +6$  kV,  $Q = 20$  m<sup>3</sup>/h, HR = 25±5 %).

Afin de visualiser et de quantifier le dépôt des particules sur les plaques de collecte, des particules de KCl enrichies en rhodamine b (RhB) ont été filtrées (Annexe II). Après filtration, les plaques sont analysées par spectroscopie de fluorescence solide (MUESLI) afin de réaliser la cartographie du dépôt (Figure II.35 et Figure II.36). La matrice d'excitation-émission de fluorescence montre clairement une impaction majoritaire sur les premiers 20 mm de la plaque dans le cas du collecteur placé dans la chicane. Ceci confirme les résultats précédents sur l'efficacité de collecte.

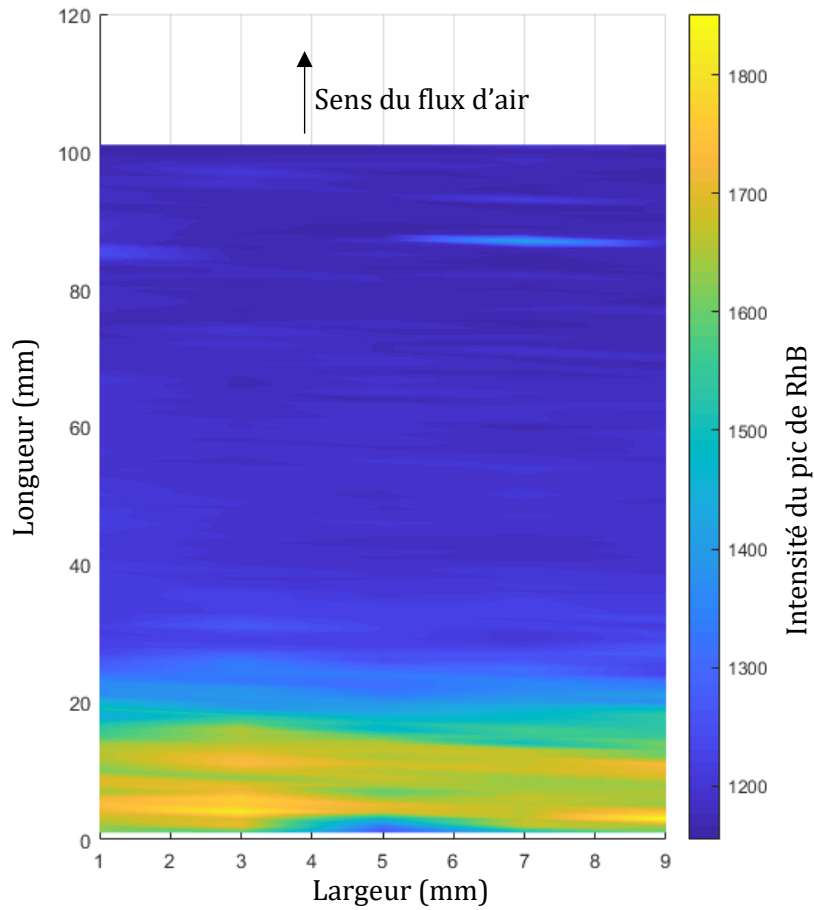


Figure II.35 : Cartographie du signal de Rhodamine B sur une plaque du collecteur placé en chicane (longueur d'onde de 590 nm).

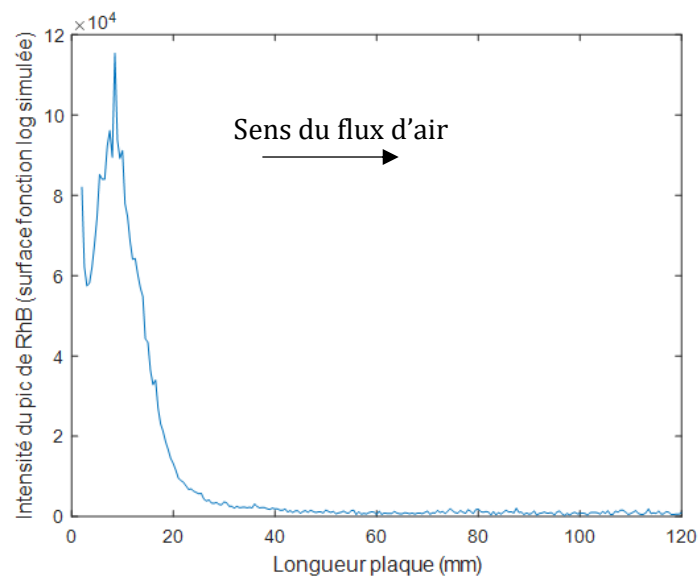


Figure II.36 : Variabilité du signal de Rhodamine B dans la longueur de la plaque de collecte (Longueur d'onde de 590 nm).

- **Tension du collecteur**

La tension du collecteur est un paramètre opératoire important puisqu'il détermine la force du champ électrique exercé entre les plaques de collecte et donc la vitesse de migration des particules le traversant. L'impact de la variation de la tension du collecteur de +4 à +6 kV sur l'efficacité de filtration est mesuré en fonction de l'orientation des plaques et du positionnement du collecteur. La Figure II.37 montre l'efficacité fractionnelle pour le collecteur de 100 mm positionné en chicane et précédé du fil-plaque sous une tension de +4 kV. La Figure II.38 reporte les résultats obtenus avec le collecteur de 70 mm positionné en entrée et précédé des aiguilles alimentées à +7 kV.

Pour le collecteur de 100 mm en chicane et l'ioniseur fil-plaque, l'efficacité de filtration des particules inférieures à 1  $\mu\text{m}$  est de  $95 \pm 1\%$  quelle que soit l'orientation des plaques et la tension du collecteur (Figure II.37). La forte charge des particules, la faible vitesse de l'air et la longueur importante des plaques permettent d'avoir un temps de séjour suffisamment élevé dans le collecteur pour qu'à +4 kV toutes les particules soient captées. L'augmentation à +5 kV et +6 kV n'a ainsi qu'un impact très faible.

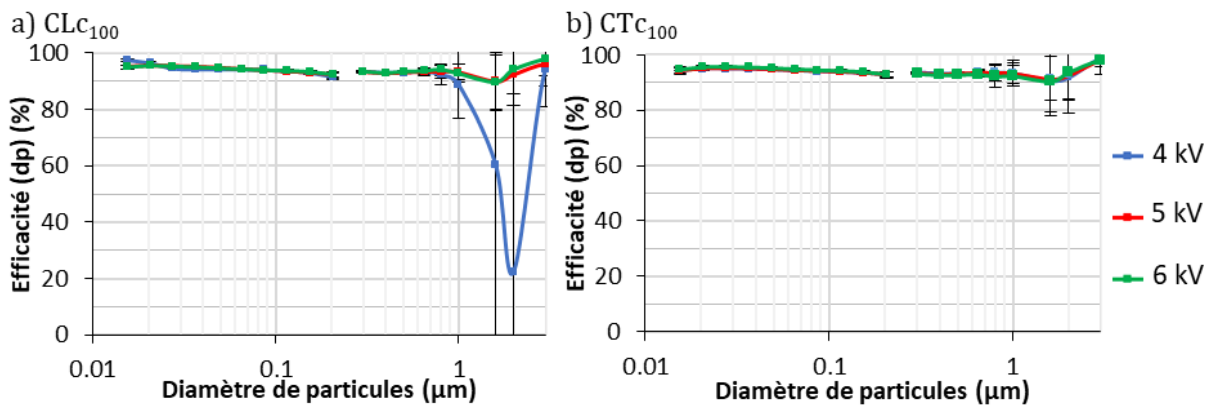


Figure II.37 : Efficacité fractionnelle en fonction de la tension appliquée au collecteur a) longitudinal b) transversal en chicane (FP,  $U_{10} = +4$  kV,  $H_{\text{COLL}} = 100$  mm,  $Q = 20$  m<sup>3</sup>/h, HR =  $25 \pm 5\%$ , KCl).

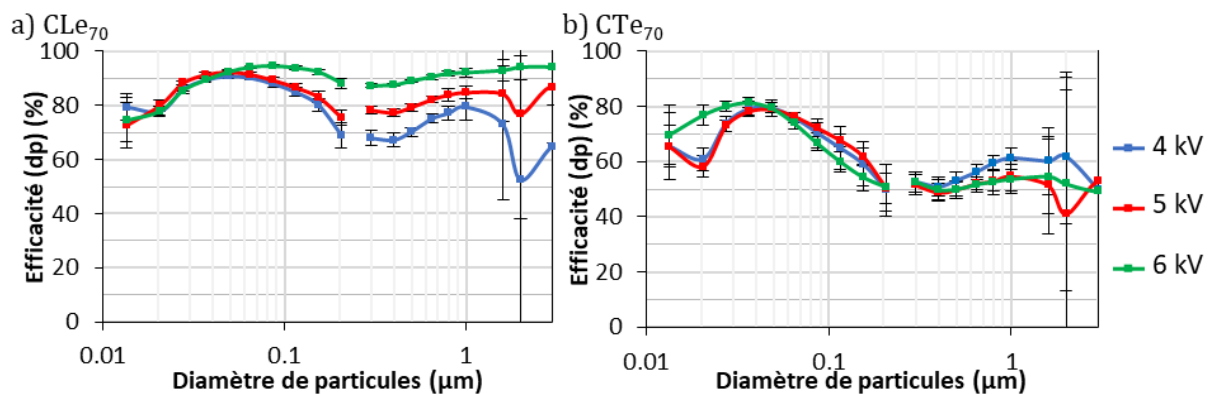


Figure II.38 : Efficacités fractionnelles selon la tension appliquée au collecteur a) longitudinal et b) transversal en entrée de fenêtre ( $A_e$ ,  $U_{10} = +7$  kV,  $H_{\text{COLL}} = 70$  mm,  $Q = 20$  m<sup>3</sup>/h, HR =  $25 \pm 5\%$ , KCl).

Pour le collecteur de 70 mm positionné en entrée, nous observons une influence de la tension appliquée sur l'efficacité de collecte. En configuration longitudinale (Figure II.38.a), la diminution de la tension engendre une chute d'efficacité au-delà du régime de charge partielle. La chute est de 10 % en diminuant la tension de +6 kV à +5 kV et de 20 % en la diminuant à +4 kV. Il s'agit ici

du comportement classiquement observé dans la littérature, la réduction de la tension réduit la puissance du champ et donc la force de dérive des particules qui en découle (Chen et al. 2020; Dumitran et al. 2002; M. Kim et al. 2018, 2022). En configuration transversale, les courbes sont confondues dans les incertitudes.

La variation de l'intensité du champ électrique du collecteur a un impact variable selon la mobilité électrique de la particule. Les particules les plus fines avec une forte mobilité électrique sont donc ainsi moins sensibles à cette variation d'intensité du champ électrique dans le collecteur que les plus grosses qui possèdent quant à elle, une plus faible mobilité électrique (Morawska et al. 2002). De plus, l'influence de l'intensité est dépendante du temps de séjour de la particule dans le collecteur. Les travaux de Zhu et al. montrent expérimentalement que dans un électrofiltre à 2 étages dont la géométrie du collecteur est proche de celle décrite dans ces travaux de thèse, l'efficacité de collecte des particules de 0,35  $\mu\text{m}$  augmente de façon linéaire avec la force du champ électrique à l'exception des plaques de 300 mm où l'influence du champ chute après 6 kV (Figure II.39) (Zhu et al. 2021).

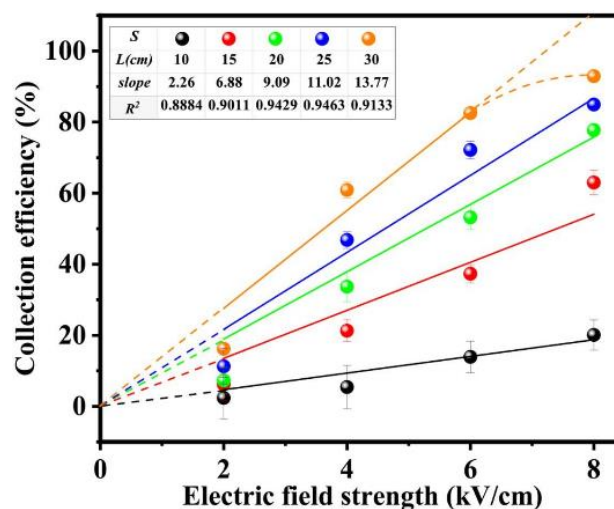


Figure II.39 : Augmentation linéaire de l'efficacité de filtration des particules de 0,25  $\mu\text{m}$  selon l'intensité du champ électrique du collecteur et la longueur des plaques (Zhu et al. 2021).

### 2.2.1.3. Influence du débit

Le débit de l'air traversant une fenêtre pariétodynamique est imposé par le taux de renouvellement d'air ciblé variant selon la norme applicable et le nombre d'entrées d'air. La gamme de débits testée dans notre étude s'étend de 10 à 50  $\text{m}^3/\text{h}$ , valeurs représentatives du fonctionnement de la fenêtre EnR.

Le débit d'air conditionne la vitesse de l'air et le temps de séjour des particules dans le procédé, paramètres essentiels influant sur l'efficacité de filtration. Le temps de séjour ainsi que la vitesse moyenne sont estimés à l'aide de la valeur du débit, de la section de passage et de la longueur du collecteur dans l'étage d'ionisation et de collecte (Tableau II.7). Le temps de séjour dans l'étage d'ionisation est supposé indépendant de sa position (en entrée de fenêtre ou en chicane) ; il varie de 0,02 à 0,08 secondes pour des débits allant de 10 à 50  $\text{m}^3/\text{h}$ . Par contre, le temps de séjour dans le collecteur est 4 fois plus élevé en chicane qu'en entrée de fenêtre pour un débit et une longueur de collecteur donnés.

Tableau II.7 : Vitesse et temps de séjour moyen dans les différents étages en chicane et en entrée de fenêtre.

	Débit (m <sup>3</sup> /h)	Vitesse moyenne (m/s)			Temps de séjour moyen (s)				
		Aiguilles	Fil-plaque	Collecteur	Aiguilles	Fil-plaque	Collecteur		
							100 mm	70 mm	50 mm
<b>Chicane</b>	10	0,3	0,39	0,21	0,08	0,05	0,47	-	0,23
	20	0,5	0,78	0,43	0,04	0,03	0,23	-	0,12
	50	1,3	1,96	1,07	0,02	0,01	0,09	-	0,05
<b>Entrée</b>	10	0,3	-	0,79	0,08	-	-	0,09	0,06
	20	0,5	-	1,59	0,04	-	-	0,04	0,03
	50	1,3	-	3,97	0,02	-	-	0,02	0,01

L'effet du débit d'air sur l'efficacité de filtration dans une configuration en entrée de fenêtre est présenté Figure II.40 pour trois débits (10, 20 et 50 m<sup>3</sup>/h). L'ioniseur à aiguilles est alimenté par une tension de +7 kV ; le collecteur a une hauteur de 50 mm et une tension de +6 kV. En configuration longitudinale (Figure II.40.a), l'efficacité de filtration totale obtenue pour des plaques de 50 mm est respectivement de 95, 82 et 43 % pour un débit de 10, 20 et 50 m<sup>3</sup>/h. Ces résultats montrent l'influence du temps de séjour dans chacun des étages sur l'efficacité de filtration :

- un temps de séjour plus important dans l'étage d'ionisation améliore l'efficacité de charge des particules, en particulier les plus petites (inférieures à 50 nm), conduisant à une efficacité de filtration accrue ;
- un temps de séjour dans le collecteur impacte plus fortement les particules à faible mobilité électrique. Ainsi la différence d'efficacité sur cette gamme de particules (0,1-1 µm) est d'autant plus significative à mesure que le débit augmente.

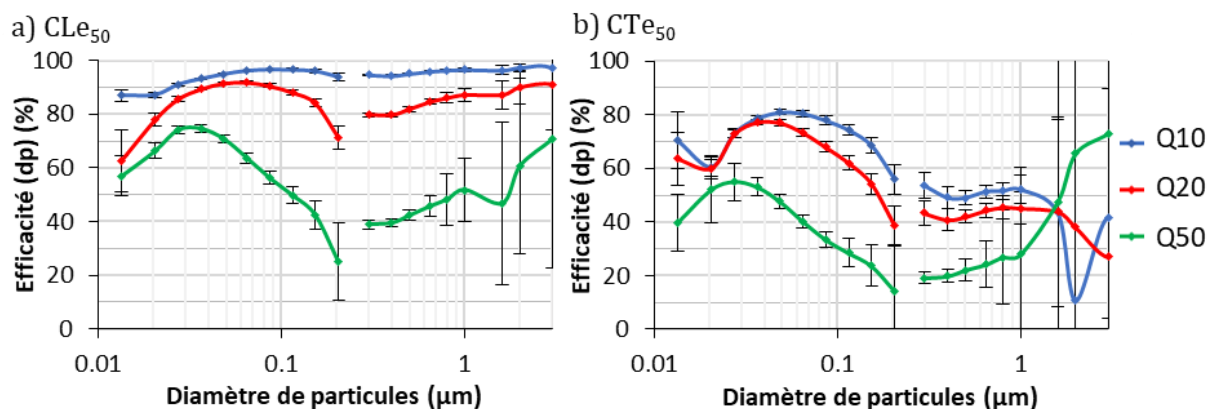


Figure II.40 : Efficacités fractionnelles du a) collecteur transversal et du b) collecteur longitudinal intégré en entrée de fenêtre pour trois débits, 10, 20 et 50 m<sup>3</sup>/h ( $A_e$ ,  $U_{10} = +7$  kV,  $U_{COLL} = +6$  kV,  $HR = 25 \pm 5$  %, KCl).

Les essais réalisés avec le collecteur disposé en chicane et l'ioniseur fil-plaque (Figure II.41) pour les trois débits (10, 20 et 50 m<sup>3</sup>/h) ne montrent pas d'influence du débit. Ceci peut s'expliquer par le fait que le fil-plaque charge mieux les particules que les aiguilles et que le temps de séjour en chicane est plus élevé qu'en entrée. Dans ces conditions, le temps de séjour à 50 m<sup>3</sup>/h en chicane (0,05 s) est suffisant pour capter l'ensemble des particules chargées.



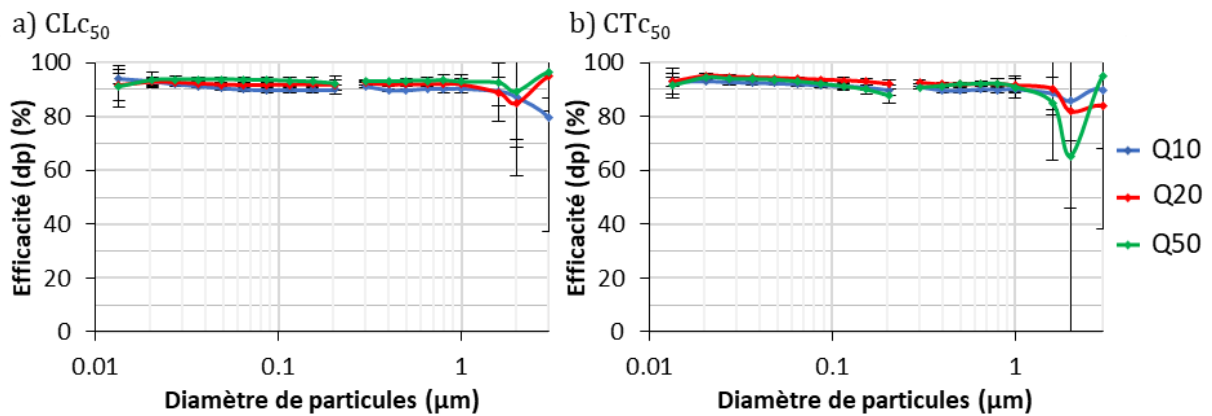


Figure II.41 : Efficacités fractionnelles du a) collecteur transversal et du b) collecteur longitudinal intégré en entrée de fenêtre pour trois débits, 10, 20 et 50 m<sup>3</sup>/h (FP, U<sub>IO</sub> = +4 kV, U<sub>COLL</sub> = +6 kV, HR = 25±5 %, KCl)

## 2.2.2. Émissions secondaires

### 2.2.2.1. Ioniseur fil-plaque

Les flux d'O<sub>3</sub> et de NO<sub>x</sub> produits par le fil-plaque ont été mesurés pour un débit de 20 m<sup>3</sup>/h et une tension de +3,8 à +5 kV (Figure II.42). Les émissions en polarité négative étant bien plus élevées, les mesures ont uniquement été réalisées en tension positive. Les résultats obtenus montrent une augmentation de la production d'espèces corrélée à l'augmentation de la tension. Le flux d'O<sub>3</sub> produit augmente de 11 mg/h à 80 mg/h pour des tensions de +4 et +5 kV, respectivement. De la même manière, le flux de NO<sub>x</sub> produit augmente de 2 à 8 mg/h. L'augmentation de la tension de +1 kV impacte la production en O<sub>3</sub> de façon bien plus significative avec une augmentation de production d'O<sub>3</sub> de 69 mg/h et de NO<sub>x</sub> de 6 mg/h, soit une augmentation de 627 % contre 300 %.

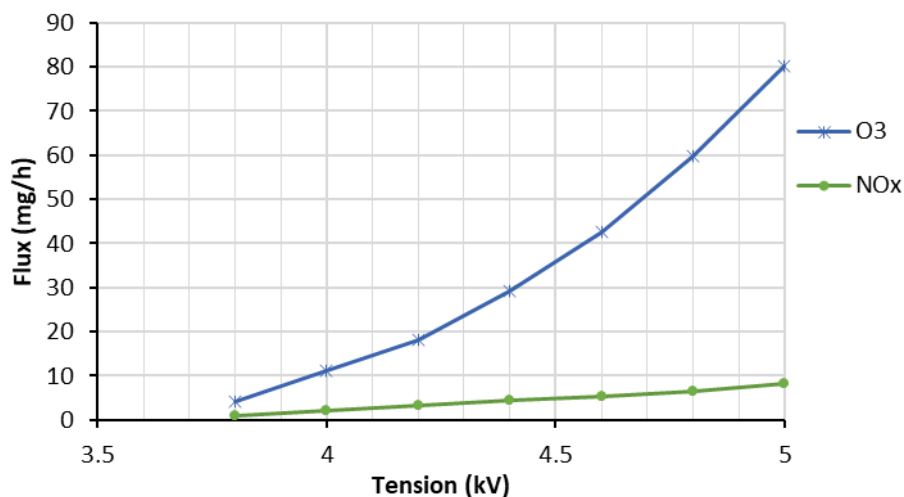


Figure II.42 : Émissions secondaires du FP selon sa tension pour un débit d'air de 20 m<sup>3</sup>/h et HR = 40 %.

Afin de déterminer s'il y a une relation entre le flux émis et le débit d'air traversant l'ESP, les émissions secondaires ont été mesurées pour des débits de 20 et 50 m<sup>3</sup>/h et des tensions d'ionisation de +4 et +5 kV (Tableau II.8). Pour une tension de +4 kV, les productions en O<sub>3</sub> sont sensiblement les mêmes à 20 et 50 m<sup>3</sup>/h avec respectivement 11,1 et 11,5 mg/h. Pour les NO<sub>x</sub>, les flux obtenus sont respectivement 2 et 1,4 mg/h.

Tableau II.8 : Influence du débit d'air sur les émissions secondaires du fil-plaque (HR = 20 %).

Débit (m <sup>3</sup> /h)	$\Delta C_{NOx}$ (ppb)	$\varphi_{NOx}$ (µg/h)	$\Delta C_{O3}$ (ppb)	$\varphi_{O3}$ (µg/h)	Tension (kV)
20	54	2020	278	11100	+4
	218	8180	2006	80230	+5
50	15	1450	115	11530	+4
	83	7760	710	70990	+5

À partir de ces résultats, nous pouvons estimer l'augmentation d'ozone dans une pièce liée à l'utilisation de l'ESP de la façon suivante :

$$C_{int,O3} = \frac{QC_{ext,O3} + \varphi_{O3}}{Q + \lambda_{O3}V_c} \quad \text{Eq.II.8}$$

avec  $Q$  le débit de ventilation,  $C_{ext,O3}$  et  $C_{int,O3}$  la concentration extérieure et intérieure,  $\varphi_{O3}$  les émissions de l'ESP,  $\lambda_{O3}$  le coefficient de dépôt et  $V_c$  le volume de la pièce.

Dans une pièce de 27 m<sup>3</sup> équipée d'un sol linoleum et de papier peint, la constante de dépôt de l'ozone est de 4,98 h<sup>-1</sup> (Nicolas et al. 2007). Ainsi, en prenant une concentration extérieure de 40 µg<sub>03</sub>/m<sup>3</sup> (concentration moyenne annuelle à Paris, donnée Airparif), un débit de ventilation de 20 m<sup>3</sup>/h et une humidité relative de 20 %, la concentration intérieure est de 77 et 5,2 µg<sub>03</sub>/m<sup>3</sup> (38,5 et 2,6 ppb) avec et sans l'utilisation de l'ESP FP (+4 kV). Les émissions d'ozone de l'ESP FP résultent ainsi en une augmentation de l'ozone dans la pièce de 71,9 µg<sub>03</sub>/m<sup>3</sup> (35,9 ppb). Cette estimation dépasse les 60 µg<sub>03</sub>/m<sup>3</sup> recommandée par l'OMS (WHO 2021) et possède un risque sanitaire certain pour les occupants. Pour ces raisons, l'ESP FP n'est pas adapté à cette intégration.

### 2.2.2.2. Ioniseur à aiguilles

La production d'espèces secondaires par l'ioniseur à aiguilles étant proche des limites de détection des appareils (0,05 ppb), les mesures ont été réalisées uniquement pour un débit de 5 m<sup>3</sup>/h (Tableau II.9) afin d'avoir un air de dilution le plus faible possible.

Tableau II.9 : Émissions secondaires en tension positive et négative des aiguilles. (Q = 5 m<sup>3</sup>/h, HR = 30 %).

Intégration	$\Delta C_{NOx}$ (ppb)	$\varphi_{NOx}$ (µg/h)	$\Delta C_{O3}$ (ppb)	$\varphi_{O3}$ (µg/h)	Tension (kV)
Chicane	1,3	10	0,9	10	+7
	1,5	10	25,5	160	-7
Entrée	3,2	20	3,2	20	+7

Les flux d'O<sub>3</sub> et de NO<sub>x</sub> sont deux fois plus importants pour une intégration en entrée de fenêtre qu'en chicane alors que le nombre d'aiguilles est plus faible. Cette différence peut s'expliquer par la différence de configuration des aiguilles ; la masse en entrée de fenêtre est beaucoup plus proche des aiguilles que dans la configuration en chicane. Ceci résulte en un courant de décharge plus important et donc une production d'électrons plus importante, favorisant la dissociation de l'oxygène et la formation d'ozone (Yasumoto et al. 2010). Une optimisation du positionnement de la masse en entrée de fenêtre peut donc être réalisée pour retrouver des flux émis similaires à ceux obtenues en chicane.

Le passage de la tension positive à une tension négative engendre une augmentation de la production d'ozone de 150 µg/h en chicane. Cette variation significative s'explique par l'influence de la polarité de charge sur la vitesse de réaction d'excitation produisant des molécules excitées

de diazote et de dioxygène par collision électronique, principaux précurseurs de la production d’ozone (Chapitre I.3.4). Chen et Davidson (2003) ont montré qu’en tension négative, cette vitesse est environ 5,6 fois plus élevée qu’en tension positive du fait de la présence d’un plus grand nombre d’électrons de plus haute énergie.

De la même façon que pour le fil-plaque, l’augmentation en ozone peut être estimée selon la méthodologie décrite précédemment. Les résultats obtenus pour une concentration extérieure de  $40 \mu\text{g}_{\text{O}_3}/\text{m}^3$ , un débit de ventilation de  $20 \text{ m}^3/\text{h}$  et une humidité relative de 30 % sont transcrits sur le Tableau II.10 ci-après. Selon ces estimations, l’utilisation de l’ESP avec les aiguilles résulte en une très faible augmentation en ozone dans la pièce : environ 0,5 ppb dans le cas le plus défavorable (en entrée avec une tension négative). L’utilisation de cette technologie d’ionisation en air intérieur est donc envisageable avec cette intégration car la production d’ozone est négligeable pour les occupants.

Tableau II.10 : Estimation de la concentration en ozone dans une pièce de  $27 \text{ m}^3$  équipée de l’ESP à aiguilles.

Intégration	Tension (kV)	$C_{\text{intO}_3}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Augmentation liée à l’ESP	
			( $\mu\text{g}_{\text{O}_3}/\text{m}^3$ )	(ppb)
Chicane	+7	5,2	0	0
	-7	6,2	1	0,5
Entrée	+7	5,3	0,1	0,1
Sans ESP	-	5,2	-	-

### 2.2.3. Choix de la géométrie finale

L’utilisation d’un étage d’ionisation fil-plaque et d’un collecteur en chicane permet d’obtenir une très bonne efficacité de 95 % sur l’ensemble des débits de tests, et ce, pour une tension de +4 kV. Cependant, le fil-plaque possède des émissions d’ozone et d’oxydes d’azote ( $11 \text{ mg}_{\text{O}_3}/\text{h}$  et  $2 \text{ mg}_{\text{NO}_x}/\text{h}$ ) incompatibles avec l’utilisation dans le bâtiment.

L’intégration de l’électrofiltre en entrée de fenêtre avec un étage d’ionisation à aiguilles (+7 kV) et un collecteur longitudinal (+6 kV) permet d’obtenir une très bonne efficacité de collecte (environ 89 % à  $20 \text{ m}^3/\text{h}$ ) tout en ayant de faibles émissions d’ozone et d’oxydes d’azote (inférieure à  $0,01 \text{ mg}/\text{h}$ ). De plus, cette intégration permet une obstruction visuelle réduite puisque seulement 2 cm du collecteur sont visibles à travers les vitres.

La configuration finale retenue est donc une intégration en entrée de fenêtre des aiguilles et du collecteur longitudinal. Cependant, la tension du collecteur retenue est celle de +5 kV afin de minimiser le risque de claquage entre les plaques lié à l’encrassement (fibre faisant la liaison des plaques par exemple) ou à la présence d’une forte humidité (>90 %). Cette tension de sécurité réduit l’efficacité de filtration des  $\text{PN}_1$  à 77,9 % pour un débit de  $20 \text{ m}^3/\text{h}$ .

Tableau II.11 : Caractéristiques du prototype retenu.

Étage d’ionisation	
Intégration	Entrée de fenêtre
Technologie	8 aiguilles
Tension	+7 kV
Étage de collecte	
Intégration	Entrée de fenêtre
Géométrie des plaques	3 longitudinal, 70 mm
Tension	+5 kV

## 2.3. Caractérisation du prototype retenu

Les performances initiales de la fenêtre WINFIL équipée de l'électrofiltre final sont évaluées pour différentes conditions (débit, humidité, nature des particules). L'impact de l'encrassement du procédé sur l'efficacité de filtration et la perte de charge est ensuite évalué.

### 2.3.1. Évaluation de l'électrofiltre propre

#### 2.3.1.1. Émissions d'ozone et d'oxydes d'azote

Les émissions en O<sub>3</sub> et en NO<sub>x</sub> sont quantifiées pour une humidité relative de 28, 49, 74 et 98 % et un débit de 5 m<sup>3</sup>/h (Tableau II.12). Les flux émis augmentent avec le taux d'humidité relative et sont du même ordre de grandeur que ceux observés par Chen (2016) avec la même technologie d'ionisation. L'augmentation de l'humidité relative engendre une augmentation de la vapeur d'eau dans l'air, favorisant la génération d'ions. Les collisions électroniques peuvent occasionner la dissociation de la molécule d'eau, favorisant la génération d'ozone (Chapitre I.3.4.1). Il a aussi été observé que l'augmentation de l'humidité peut engendrer une augmentation du courant de décharge et donc de la production d'électrons conduisant à une augmentation des réactions liées à la formation d'ozone (Li et Wen 2003).

Tableau II.12 : Émissions d'ozone et d'oxydes d'azote des aiguilles en tension positive selon l'humidité relative.

HR (%)	28	49	74	98
$\varphi_{O_3}$ (µg/h)	32	47	54	146
$\Delta_{O_3}$ (ppb)	3	5	5	15
$\varphi_{NO_x}$ (µg/h)	20	22	23	29
$\Delta_{NO_x}$ (ppb)	3	3	4	5

À partir de ces résultats, l'augmentation de la concentration intérieure d'ozone, en prenant une concentration extérieure de 40 µg/m<sup>3</sup>, un débit de ventilation de 20 m<sup>3</sup>/h et une humidité relative de 98 %, est de 6,1 et 5,2 µg/m<sup>3</sup> (3,1 et 2,6 ppb) dans une pièce équipée ou non d'un ESP. Les émissions d'ozone conduisent ainsi à une augmentation de l'ozone dans la pièce de 0,9 µg/m<sup>3</sup> (0,5 ppb). Les valeurs obtenues, même dans le cas le plus défavorable d'humidité relative, sont très faibles et confortent le choix de la technologie et de sa polarité. L'ESP utilisé dans ces conditions permet de respecter la moyenne d'exposition de 60 µg<sub>O3</sub>/m<sup>3</sup> proposée par l'OMS (WHO 2021).

#### 2.3.1.2. Influence du débit sur l'efficacité

L'efficacité fractionnelle de l'électrofiltre est mesurée pour cinq débits couvrant la plage de fonctionnement de la fenêtre EnR en condition *in situ* (10 à 50 m<sup>3</sup>/h).

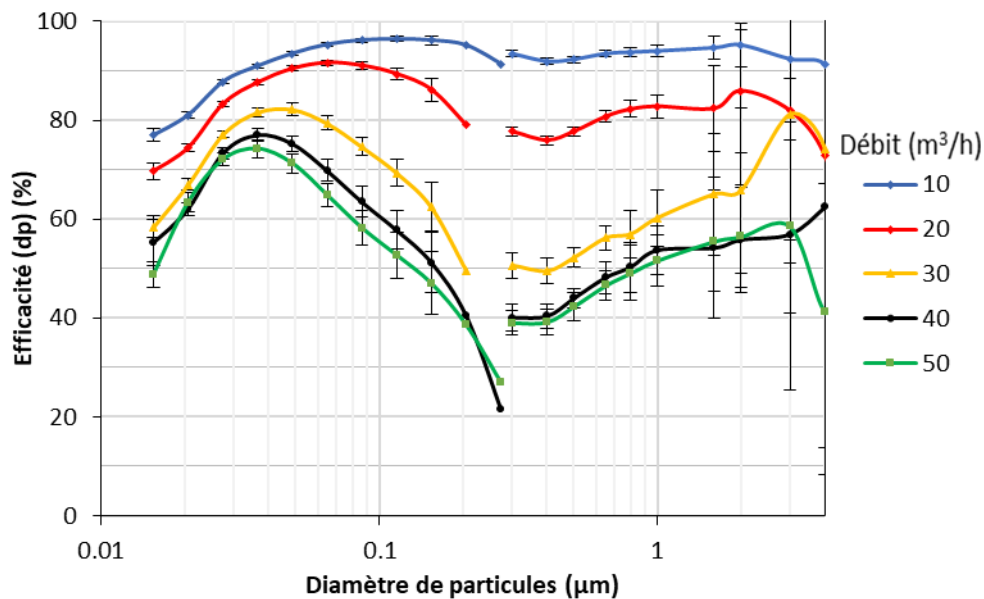


Figure II.43 : Efficacités fractionnelles pour cinq valeurs du débit d'air ( $A_e$ ,  $U_{10} = +7$  kV,  $CL_{e70}$ ,  $U_{COLL} = +5$  kV,  $HR = 28 \pm 2$  %, KCl).

Comme observé dans la partie 2.2.1.3 de ce chapitre, l'influence du débit est différente selon le diamètre de particules :

- Sur les particules inférieures à 50 nm, l'efficacité de filtration minimale est de 78, 70, 58, 57 et 49 % pour les débits de 10, 20, 30, 40 et 50 m<sup>3</sup>/h. Cette baisse d'efficacité sur cette gamme est notamment liée à la réduction de l'efficacité de charge avec l'augmentation du débit.
- L'efficacité de filtration pour les particules de 0,4 µm est de 92, 76, 50, 40 et 40 % pour les débits de 10, 20, 30, 40 et 50 m<sup>3</sup>/h. La chute d'efficacité liée à la faible mobilité de cette gamme de particules est d'autant plus significative à partir de 30 m<sup>3</sup>/h.
- L'efficacité de filtration massique pour les PM<sub>1</sub> est de 93, 83, 65, 56 et 54 % pour les débits de 10, 20, 30, 40 et 50 m<sup>3</sup>/h.

### 2.3.1.3. Charge de l'aérosol en sortie

La charge d'un aérosol de KCl en sortie de fenêtre a été mesurée à l'aide d'un CHARME (Palas) pour un débit de 10, 20 et 50 m<sup>3</sup>/h et une humidité relative de 22 %. Les mesures ont été réalisées avec et sans l'étage de collecte (Tableau II.13). La concentration totale (part/cm<sup>3</sup>) est mesurée par un NanoScan. À partir de ces mesures, le nombre moyen de charges élémentaires portées par chaque particule est calculé à partir de l'équation II.3.

Tableau II.13 : Nombre de charges moyen par particule mesuré en sortie de fenêtre, avec et sans le fonctionnement de l'étage de collecte, pour 3 débits d'air ( $A_e$ ,  $U_{10} = +7$  kV,  $CL_{e70}$ ,  $U_{COLL} = +5$  kV,  $HR = 22 \pm 2$  %, KCl).

Débit (m <sup>3</sup> /h)	Nombre de charges élémentaires moyen par particule		
	Sans collecteur	Avec collecteur	Différence absolu
10	6,6	0,5	6,1
20	4,9	1,7	3,2
50	4,1	3,2	0,9

Sans collecteur, la moyenne du nombre de charges par particule diminue avec le débit. Cela s'explique par la diminution de l'efficacité de charge suite à la réduction du temps de passage dans l'étage d'ionisation (W. Kim et al. 2009; Alshehhi et al. 2010; Oliveira et Guerra 2018). Ainsi avec un temps de séjour divisé par 5, en passant d'un débit de 10 à 50 m<sup>3</sup>/h, le nombre de charge moyen passe de 6,6 à 4,1, soit une réduction de 2,5 charges en moyenne par particule.

Avec le collecteur, le nombre de charges moyen par particule augmente avec le débit. À 10 m<sup>3</sup>/h, le temps de séjour est suffisamment important pour que presque toutes les particules chargées soient collectées, ce qui provoque un faible nombre de charges moyen en sortie du procédé. À l'inverse, à 50 m<sup>3</sup>/h, le temps de séjour dans le collecteur n'est pas assez important pour capter l'ensemble des particules chargées, ce qui se traduit par un nombre de charges moyen plus élevé, à savoir 3,2.

Ces résultats confirment donc que l'augmentation du débit augmente le temps de séjour dans l'étage d'ionisation et de collecte qui provoque une réduction de l'efficacité de charge et par conséquent, une réduction de l'efficacité de captation des particules chargées.

#### **2.3.1.4. Influence de l'humidité relative sur l'efficacité**

L'efficacité fractionnelle est mesurée pour trois humidités relatives (31, 58 et 93 %) et un débit de 20 m<sup>3</sup>/h (Figure II.44). Il est à noter que les particules de KCl étant hygroscopiques, la taille des particules augmente légèrement avec le taux d'humidité, réduisant ainsi de façon significative le nombre de particules en dessous de 0,05 µm à forte humidité (98 %), ce qui explique l'augmentation de l'incertitude sur les fractions nanométriques.

Les résultats d'efficacité obtenus sont confondus pour l'ensemble des humidités alors que celle-ci influence théoriquement les différents étages de l'électrofiltre par la modification du courant de décharge et de la quantité d'ions produits. Yawootti et al. (2015) ont constaté expérimentalement, pour un ESP aiguille-plaque, une diminution du courant de décharge positif lié à l'augmentation de l'humidité relative, ceci pour une même tension. Avec la même technologie d'ionisation à aiguille, Chen (2016) observe une absence d'impact significative de l'humidité sur l'efficacité de filtration.

D'autres auteurs, avec des technologies d'ionisation différentes, comme une technologie de type fil-plaque, observent quant à eux une augmentation de l'efficacité de filtration avec l'augmentation de l'humidité relative (Li et Wen 2003; Nouri et al. 2016). Nouri et al. (2016) explique que cette hausse d'efficacité est liée à une augmentation de la capacité de charge du procédé par l'augmentation de la conductivité superficielle des particules qui définit une limite de charge de saturation plus élevée. Ici, la charge de saturation n'est pas atteinte puisque l'efficacité mesurée est systématiquement inférieure à l'efficacité prédite par le modèle de Cochet pour des particules à charge de saturation (Figure II.27). L'augmentation de la limite de charge de saturation par l'augmentation de l'humidité relative n'a donc aucune incidence.

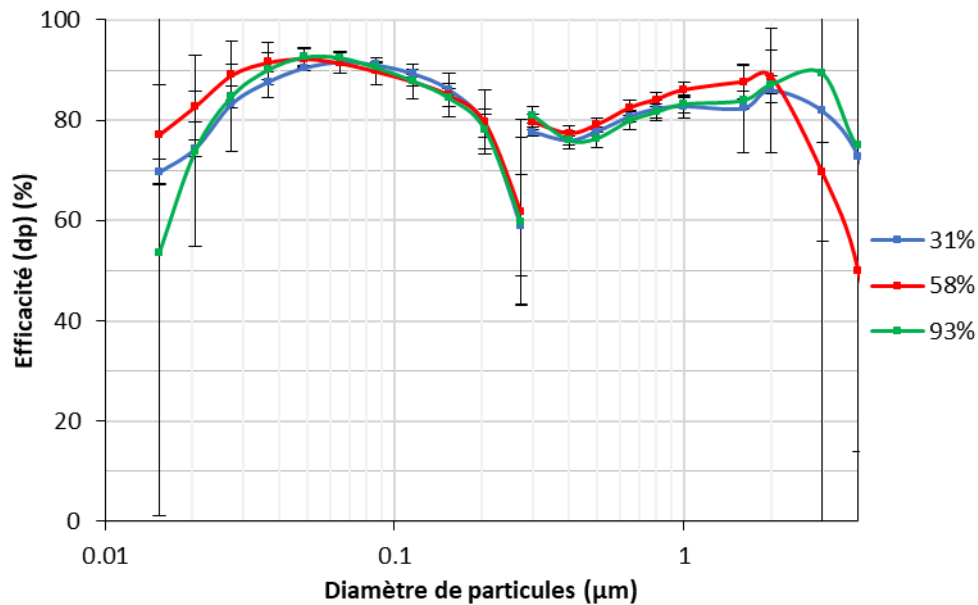


Figure II.44 : Efficacités fractionnelles selon l'humidité relative de l'air ( $A_e$ ,  $U_{10} = +7$  kV,  $CL_{e70}$ ,  $U_{COLL} = +5$  kV,  $Q = 20$  m<sup>3</sup>/h, KCl).

### 2.3.1.5. Nature de l'aérosol

La mesure de l'efficacité fractionnelle pour un aérosol d'Arizona Test Dust (ATD) et de KCl a été réalisée à un débit de 20 m<sup>3</sup>/h et une humidité relative de 25 % (Figure II.45). L'efficacité de filtration de l'aérosol d'ATD est supérieure de 5 à 10 % à celle du KCl, ce qui peut être expliqué par la nature des aérosols. L'ATD est principalement composé de dioxyde de silicium (69 à 77 %, résistivité de 10<sup>8</sup> à 10<sup>10</sup> Ω.cm) et d'oxyde d'aluminium (8 à 14 %, résistivité de 10<sup>12</sup> Ω.cm), ayant ainsi une résistivité moyenne plus élevée que l'aérosol de KCl (10<sup>8</sup> à 10<sup>9</sup> Ω.cm). La force d'attraction des particules sur les plaques de collecte est liée à la résistivité des particules. Une plus faible résistivité résulte donc en une force d'attraction plus faible et peut être source de réentraînement (Durham et al. 1990). Zhuang et al. (2000) ont observé une efficacité de collecte plus faible avec un aérosol de NaCl par rapport à un aérosol composé d'oxyde d'aluminium en raison de sa plus faible résistivité électrique. De même, White (1974) a montré que la résistivité des particules peut avoir un impact significatif sur les performances de l'ESP, avec des efficacités aussi faibles que 60 ou 70 % au lieu des valeurs nominales de 98 ou 99 %. Ces données ont été obtenues avec des résistivités de cendres volantes possédant des résistivités allant de 10<sup>8</sup> à 10<sup>12</sup> Ω.cm.

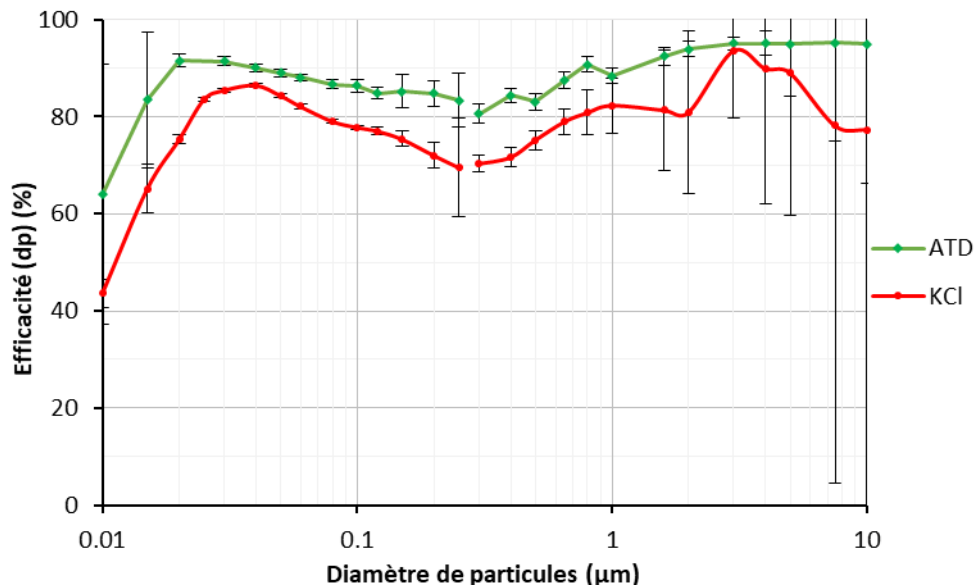


Figure II.45 : Efficacités fractionnelles pour un aérosol d'ATD et de KCl ( $A_e$ ,  $U_{10} = +7$  kV,  $CL_{e70}$ ,  $U_{COLL} = +5$  kV,  $HR = 25 \pm 5$  %,  $Q = 20$  m<sup>3</sup>/h).

### 2.3.2. Évaluation des performances lors de l'encrassement

#### 2.3.2.1. Efficacité de filtration

En pratique, la performance de filtration d'un électrofiltre peut être impactée de façon significative par l'accumulation de particules sur les électrodes d'ionisation et de collecte, en modifiant leurs propriétés électriques (effet de back-corona) et en générant éventuellement, un réentraînement de particules (Sjoholm et al. 2001; White 1974; Zheng et al. 2020).

L'encrassement du procédé est réalisé par la filtration d'une concentration importante (>300 mg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub>) d'un aérosol ATD (ATD medium). À plusieurs états d'encrassement du procédé, l'injection de l'aérosol ATD est arrêtée et l'efficacité de filtration fractionnelle est mesurée à l'aide d'un aérosol de KCl. Les essais sont réalisés pour un débit d'air de 20 m<sup>3</sup>/h (Figure II.47), la vitesse de rotation du ventilateur a été modifiée pour compenser la perte de charge et conserver un débit constant.

L'équivalence du temps d'encrassement à une exposition réelle du procédé a été estimée à partir de la concentration de l'aérosol ATD mesurée par un GRIMM et du temps d'encrassement. Pour une concentration  $C_{eq}$  de PM<sub>10</sub> de 34 µg/m<sup>3</sup>, correspondant à la valeur moyenne de PM<sub>10</sub> en proximité directe du périphérique parisien (Données Airparif), le temps d'encrassement équivalent  $t_{eq}$  est estimé par :

$$t_{eq} = \frac{C_m t_{enc}}{C_{eq}} \quad \text{Eq.II.9}$$

Avec  $C_m$  la concentration mesurée par le GRIMM et  $t_{enc}$  la durée d'encrassement

Ces temps d'équivalence (Tableau II.14) sont fortement sous-estimés et ne sont là que pour donner un ordre de grandeur. L'utilisation de l'aérosol ATD permet d'obtenir un encrassement rapide du procédé. Comme le montre la Figure II.46, l'encrassement se situe sur la surface de masse et les aiguilles de l'étage d'ionisation, et sur les plaques du collecteur. Après 8 heures d'encrassement, un colmatage important apparaît entre les plaques et des chutes d'agglomérats ponctuelles sont observées. Aucun claquage lié à l'encrassement n'a eu lieu.



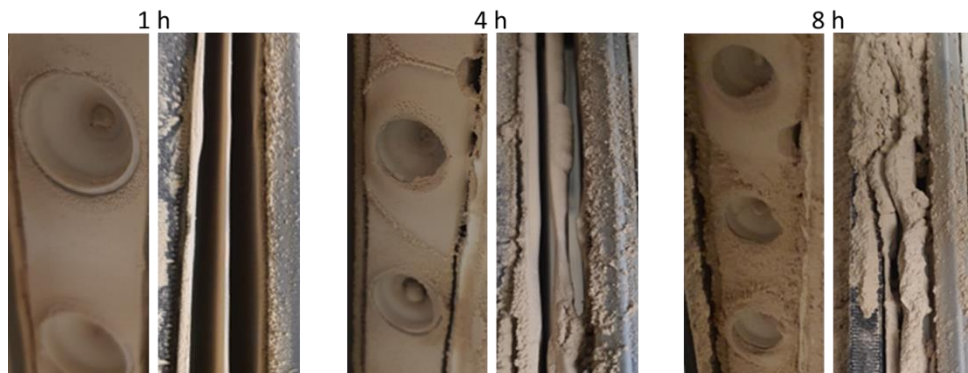


Figure II.46 : Photos de différents niveaux d'encrassement des deux étages de l'électrofiltre.

Tableau II.14 : Estimation de l'équivalence entre le temps d'encrassement à une concentration supérieure à 300 mg/m<sup>3</sup> en PM<sub>10</sub> et une exposition à une concentration de 34 µg/m<sup>3</sup> en PM<sub>10</sub>.

Temps d'encrassement (h)	Temps d'exposition équivalente (mois)
4	48
1	12
0,5	6

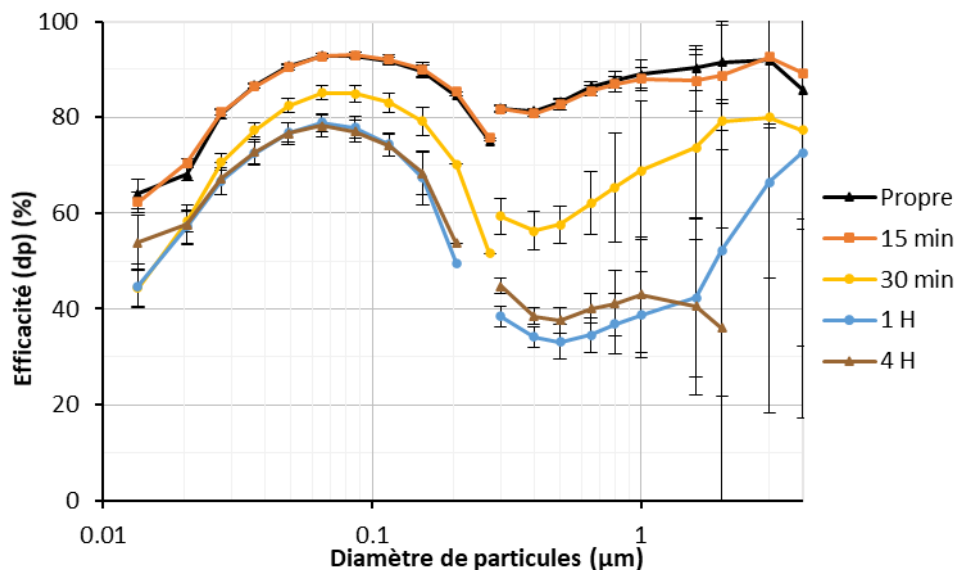


Figure II.47 : Efficacité de filtration fractionnelle selon plusieurs niveau encrassement (Ae, U<sub>10</sub> = +7 kV, CL<sub>e70</sub>, U<sub>COLL</sub> = +5 kV, Q = 20 m<sup>3</sup>/h, HR = 22±2 %).

L'encrassement impact significativement l'efficacité de filtration à partir de 30 minutes (équivalent à 6 mois d'exposition) avec une baisse d'efficacité de 10 % sur les particules nanométriques et 20 % sur les microniques. Cette baisse d'efficacité coïncide avec un état d'encrassement avancé des aiguilles. À partir d'une heure et plus, la baisse d'efficacité est de 15 % sur les particules nanométriques et 40 % sur les particules microniques.

Afin d'identifier si la chute d'efficacité est liée à l'encrassement des aiguilles ou au gâteau important déposé sur les plaques du collecteur, la pointe des aiguilles a été nettoyée et le collecteur laissé à son niveau d'encrassement extrême (Figure II.48).

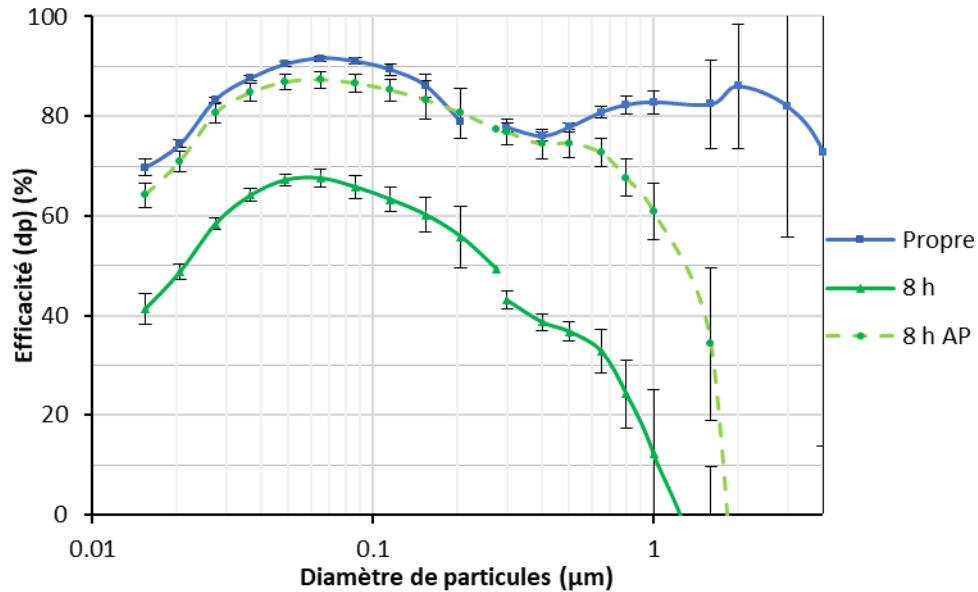


Figure II.48 : Comparaison d'efficacité de filtration fractionnelle avec aiguilles propres (AP) et très encrasser. ( $A_e$ ,  $U_{10} = +7$  kV,  $CL_{e70}$ ,  $U_{COLL} = +5$  kV,  $Q = 20$  m<sup>3</sup>/h,  $HR = 22 \pm 2$  %, KCl)

Les résultats obtenus montrent clairement que la perte d'efficacité de filtration de l'électrofiltre est principalement liée à l'encrassement de la pointe des aiguilles, perturbant ainsi la génération de plasma et la charge des particules. Le fait de nettoyer les aiguilles permet ainsi de revenir à un niveau de filtration légèrement plus bas (-2 à -5 %) que le cas de référence propre pour les particules inférieure à 0,2 µm. Au-delà, l'encrassement extrême du collecteur perturbe la collecte, en plus d'être source de réentraînement des particules, augmentant la différence d'efficacité de 20 % avec le cas de référence.

### 2.3.2.2. Perte de charge

L'évolution de la perte de charge générée par l'encrassement de l'ESP a été évaluée à l'aide d'un manomètre différentiel placé de part et d'autre de la fenêtre (Figure II.49). La perte de charge mesurée pour un ESP propre est de 1, 4, et 7 Pa pour un débit de 10, 20 et 30 m<sup>3</sup>/h. Avec un encrassement de 2, 3 et 4 heures et un débit de 10 m<sup>3</sup>/h, cette perte de charge augmente respectivement de 3, 4 et 15 Pa. À 20 m<sup>3</sup>/h, elle est de 7, 11 et 24 Pa et à 30 m<sup>3</sup>/h de 15, 24 et 29 Pa.

Les résultats obtenus montrent ainsi qu'en plus de la baisse d'efficacité observée, un encrassement conséquent engendre une augmentation de la perte de charge de façon significative. Cette augmentation de perte de charge réduit le débit d'air passant par la fenêtre, favorisant les autres voies d'air (infiltrations) et réduisant ainsi l'impact de la fenêtre sur la pièce. Il est cependant nécessaire de rappeler qu'il s'agit ici d'un encrassement extrême équivalent à un usage de l'ESP de plusieurs années sans entretien. En conditions normales d'utilisation, l'augmentation de la perte de charge est négligeable dans le temps et permet de respecter l'objectif de classification de la fenêtre filtrante à un débit d'air de 30 m<sup>3</sup>/h sous une dépression de 20 Pa selon la norme XP50-410.

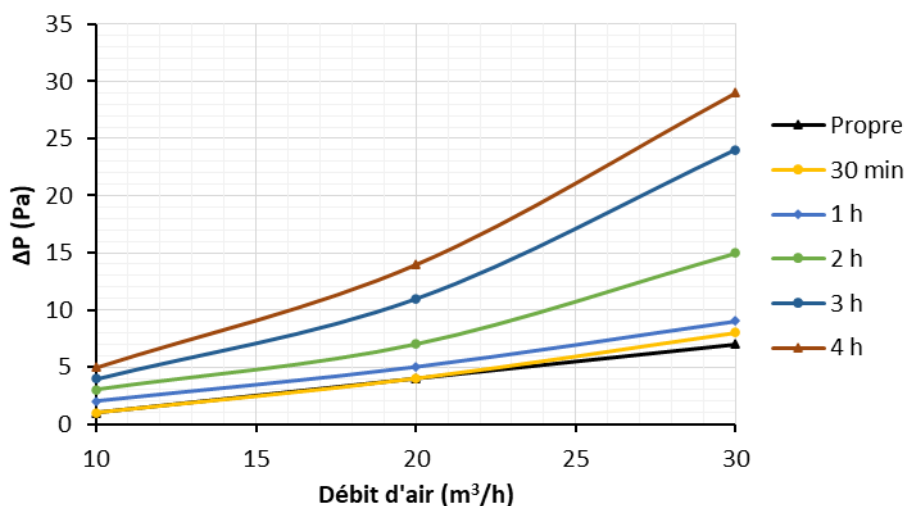


Figure II.49 : Perte de charge selon le débit et l'encrassement de l'ESP.

### 3. Conclusions

Les paramètres étudiés dans ce chapitre sont dans un premier temps :

- Le positionnement de l'étage d'ionisation et de collecte ;
- L'orientation et les dimensions des plaques de collecte ;
- La tension des plaques de collecte ;
- Le débit d'air ;
- Les émissions secondaires (ozone et oxydes d'azote).

La technologie d'ionisation retenue est celle à aiguilles car elle permet d'obtenir des émissions d'ozone très faibles ( $20 \mu\text{g}_{\text{O}_3}/\text{h}$ ) tout en gardant des efficacités de charge acceptables. Le fil-plaque a été abandonné car les émissions secondaires sont beaucoup trop élevées pour l'usage visé en air intérieur ( $11 \text{mg}_{\text{O}_3}/\text{h}$ ).

Les résultats obtenus ont montré que la zone d'intégration en chicane permet d'obtenir les meilleures efficacités de filtration (95 %) quels que soient les débits, les tensions et la technologie d'ionisation utilisée. Ces résultats sont dus à une vitesse d'air plus faible dans cette zone (0,2 à 1,3 m/s), permettant un temps de séjour suffisamment élevé dans les différents étages pour obtenir une très bonne efficacité de charge et de collecte des particules. Cependant, le collecteur placé en chicane impacte l'opacité de la fenêtre ; cette configuration n'a donc pas été retenue.

L'intégration en entrée de fenêtre permet d'obtenir de bonnes efficacités de filtration tout en réduisant au minimum (20 mm) l'obstruction visuelle de la fenêtre. De plus, l'intégration reposant sur les mortaises normées des entrées d'air, indépendamment des dimensions de la fenêtre, l'industrialisation de l'électrofiltre est facile.

Les vitesses étant élevées dans cette zone (0,3 à 4 m/s), l'efficacité de filtration de l'électrofiltre est fortement impactée par les paramètres opératoires. Ainsi, le paramètre le plus significatif relevé est l'orientation des plaques. À 6 kV, les plaques longitudinales de 50 mm ont une efficacité de 82 % contre 42 % pour les plaques transversales pour un débit de  $20 \text{m}^3/\text{h}$ . L'augmentation de la longueur des plaques longitudinales à 70 mm permet d'atteindre une efficacité de collecte de 89 %. L'abaissement de la tension des plaques de collecte de 6 à 5 kV engendre une baisse d'efficacité de 10 % mais permet d'obtenir une sécurité supplémentaire vis-à-vis des phénomènes de claquage.

La configuration finale est donc composée des aiguilles et du collecteur longitudinal équipé de plaques de 70 mm et alimenté par une tension de +5 kV. Ces deux étages sont intégrés en entrée de fenêtre. Cette configuration a été caractérisée en fonction des paramètres suivants :

- le débit ;
- l'humidité relative ;
- la nature des particules ;
- l'encrassement.

La configuration de l'électrofiltre retenue permet d'obtenir une très bonne efficacité à 10 et 20 m<sup>3</sup>/h avec 93 et 83 %. Ensuite, une baisse d'efficacité significative apparaît à partir de 30 m<sup>3</sup>/h avec une efficacité de 65, 56 et 54 % pour un débit de 30, 40 et 50 m<sup>3</sup>/h. Il est à noter qu'aucun claquage n'a été détecté lors de nos essais pour une tension appliquée au collecteur de +5 kV, même avec une forte humidité relative (98 %) ou d'un encrassement très important. Par contre, l'humidité relative impacte la production d'espèces secondaires puisque qu'une augmentation du flux d'ozone produit est constatée avec des productions respectives de 32 à 146 µg/h pour une humidité relative de 28 à 98 %. Elle reste cependant suffisamment faible pour permettre une utilisation en air intérieur. Concernant l'humidité relative, ces travaux montrent qu'elle n'a aucun effet sur l'efficacité de filtration du procédé. La résistivité des particules influence l'efficacité de filtration du procédé. En effet, l'efficacité obtenue avec l'ATD est supérieure de 5 à 10 % à celle obtenue avec le KCl. Nous expliquons ce résultat par la résistivité électrique plus élevée de l'ATD.

L'encrassement important de l'électrofiltre a mis en évidence qu'une baisse d'efficacité de filtration est attendue lorsque les aiguilles sont suffisamment encrassées pour empêcher la formation du plasma qui permet de charger les particules aux voisinages de l'électrode émettrice. En revanche, l'encrassement, même très important, du collecteur n'impacte que légèrement l'efficacité de filtration des particules inférieures à 0,4 µm. Un impact est cependant observé pour les particules microniques, lié à un potentiel réentraînement des particules déposées sur les plaques. L'augmentation de la perte de charge devient non négligeable après 2 heures d'encrassement (2 ans d'exposition au périphérique Parisien). Suite à ces études de l'encrassement, il a été proposé de réaliser un nettoyage bimestriel qui devrait permettre de garder une efficacité de filtration et une perte de charge optimale tout au long de l'utilisation de la fenêtre WINFIL.

## **CHAPITRE III**

---

Caractérisation de l'impact de la fenêtre WINFIL sur la  
qualité de l'air intérieur par des mesures in situ

---



Dans le chapitre précédent, nous avons caractérisé les performances intrinsèques du procédé de traitement de l'air par des mesures d'efficacité de filtration des particules et de flux d'ozone et de NO<sub>x</sub> secondaires émis dans l'air de ventilation, sous des conditions opératoires contrôlées. Ce troisième chapitre aborde l'amélioration de la qualité de l'air intérieur que peut procurer la fenêtre WINFIL vis-à-vis des particules et, en contrepartie, l'augmentation possible de l'exposition intérieure des occupants à des composés secondaires indésirables tels que l'ozone et les oxydes d'azote. Ce chapitre marque un pas en avant dans la recherche d'un procédé performant qui intègre les aspects énergie, confort et santé :

- En analysant les couplages entre les effets du procédé et les phénomènes physico-chimiques auxquels sont soumis les polluants dans l'air intérieur, à savoir la coagulation et les dépôts pour les particules, et la réactivité homogène et hétérogène pour l'ozone et les oxydes d'azote ;
- Et en tenant compte d'autre part de la variabilité temporelle des sollicitations (concentrations extérieures) et des paramètres opératoires (débit de ventilation mécanique, infiltrations d'air par l'enveloppe).

Les expérimentations n'ont pas été réalisées dans un bâtiment réel, mais dans deux cellules d'essais jumelles et mitoyennes d'une taille représentative de bureaux. L'une a été équipée de la fenêtre WINFIL, et l'autre de la fenêtre EnR sans module filtrant. Les deux cellules sont restées inoccupées tout au long de l'expérimentation, donc sans émissions internes ou phénomènes de remise en suspension des particules déposées. Les conditions extérieures (concentrations en polluants, température, rayonnement, vent) et opératoires (débit de ventilation, géométrie des pièces) étant par ailleurs rigoureusement identiques pour les deux cellules, l'impact de la fenêtre filtrante sur la qualité de l'air intérieur a été évalué en comparant les concentrations en particules, en ozone et en oxydes d'azote dans chacune d'elles.

Les mesures en continu avaient initialement été prévues pour une durée de 3 mois. Compte tenu des différents problèmes rencontrés et des contraintes pratiques de disponibilité des équipements de mesure, les essais se sont finalement étalés sur plus d'une année entre 2022 et 2023. Des modifications significatives ont dû être réalisées par rapport au plan d'expérience initial pour pallier ces problèmes. Ainsi, nous disposons de trois séquences d'essais pour lesquelles les résultats sont exploitables. Les conditions qui les caractérisent sont exposées dans le paragraphe 1.3, après une présentation détaillée du dispositif expérimental et de sa mise au point.

## **1. Matériel et méthode**

### **1.1. Cellules d'essai**

Les mesures *in situ* ont été effectuées dans deux cellules jumelles installées dans un hangar appartenant à l'entreprise Ridoret, qui est située dans la zone industrielle de Chef de Baie à La Rochelle (Figure III.1 et Figure III.2). Ces cellules en structure bois de 2 x 3 x 2,4 m donnent sur une même façade orientée Sud/Sud-Ouest (203°) d'un côté, et sur un local technique de l'autre côté. Elles ont été conçues pour réaliser des essais thermiques et aérauliques de menuiseries fabriquées par l'entreprise. Le hangar en tôles ondulées, très perméable à l'air et non chauffé, présente une surface d'environ 550 m<sup>2</sup>. L'isolation thermique des cellules est assurée par 100 mm de polystyrène pour le sol, et 160 mm de polystyrène pour les murs et le plafond. Les murs et le plafond sont revêtus de plaques de plâtres sans peinture et le sol de PVC. Chaque cellule est équipée d'un système de VMC indépendant composé d'un ventilateur qui extrait l'air dans le local technique et d'une entrée d'air au niveau des fenêtres.

La fenêtre WINFIL a été installée dans la cellule 1 (c1). Une fenêtre pariétodynamique EnR équivalente à la fenêtre WINFIL, mais sans module filtrant, a été mise en place dans la cellule 2 (c2).



Figure III.1 : Positionnement géographique des cellules, du port industriel Atlantique et des stations de mesure d'ATMO Nouvelle-Aquitaine (plan Google Map).



Figure III.2 : a) Plan des cellules, b) photo de la façade extérieure et c) photo de l'intérieur de la halle

### 1.1.1. Étanchéité et régulation aéraulique des cellules

L'air qui pénètre par les défauts d'étanchéité de l'enveloppe échappe à la filtration par le procédé. Lors de la réfection des cellules qui a précédé les essais, une vigilance particulière a donc été apportée à leur étanchéité à l'air, afin que les flux d'air entrants transitent majoritairement par les fenêtres. Des mesures aérauliques ont été réalisées avant le démarrage des campagnes, après 3 mois de fonctionnement, et à la fin des campagnes, puisque la perméabilité est susceptible d'évoluer dans le temps. Ces mesures ont été réalisées pour chacune des deux cellules, avec les bouches d'entrée d'air des fenêtres libres puis obstruées. La méthode est la suivante : une dépression par rapport à l'extérieur est créée à l'aide du ventilateur d'extraction, qui dispose d'un variateur de puissance. La différence de pression extérieur/intérieur est mesurée par un manomètre différentiel (KIMO MP100). Le débit d'air extrait, qui correspond au débit d'air qui



pénètre dans la pièce, est quant à lui déterminé à partir de la vitesse d'air mesurée par un fil chaud positionné dans la gaine d'extraction.

Les mesures sont répétées pour différents réglages de la puissance du ventilateur. Les couples débit / pression différentielle obtenus avec les entrées d'air libres (non obstruées) caractérisent le comportement aéraulique global de la cellule. Ils définissent une loi du type :

$$Q_{ext} = k_1(\Delta P)^{k_2} \quad \text{Eq.III.1}$$

Où  $k_2$  est un coefficient sans dimension compris entre 0,5 et 1, et  $k_1$  ( $\text{m}^3/(\text{h.Pa})$ ) caractérise la perméabilité à l'air de l'ensemble de la cellule (entrée d'air incluse).

De la même manière, les couples débit / pression différentielle obtenus avec les entrées d'air obstruées définissent une loi du type :

$$Q_{inf} = k_3(\Delta P)^{k_4}, \quad \text{Eq.III.2}$$

L'équation III.2 caractérise la perméabilité à l'air de l'enveloppe proprement dite (hors entrée d'air volontaire).

Le débit d'air  $Q_F$  qui pénètre dans la cellule en traversant la fenêtre correspond à la différence entre  $Q_{ext}$  et  $Q_{inf}$ . Il s'agit de la grandeur qui a été régulée entre 10 et 50  $\text{m}^3/\text{h}$  dans le cadre des essais, en modulant la puissance du ventilateur en fonction de la pression différentielle quand celle-ci est supérieure à 3 Pa, ou du débit  $Q_{VMC}$  ( $\text{m}^3/\text{h}$ ) mesuré par fil-chaud dans la gaine d'extraction quand la dépression est inférieure à 3 Pa :

$$Q_F = \begin{cases} Q_{ext} - Q_{inf} & ; \Delta P \geq 3Pa \\ Q_{VMC}(k_5 Q_{VMC}^2 - k_6 Q_{VMC} + k_7) & ; \Delta P < 3Pa \end{cases} \quad \begin{matrix} \text{Eq.III.3} \\ \text{Eq.III.4} \end{matrix}$$

Compte tenu de la forte incertitude du manomètre différentiel aux très faibles pressions, la loi empirique III.3 retourne une valeur de  $Q_F$  plus fiable que ne le fait l'équation III.4.

La Figure III.3 présente les lois de perméabilité à l'air de l'enveloppe aux 3 dates auxquelles elles ont été mesurées. On remarque que l'étanchéité des cellules s'est dégradée dans le temps mais reste élevée dans l'absolu.

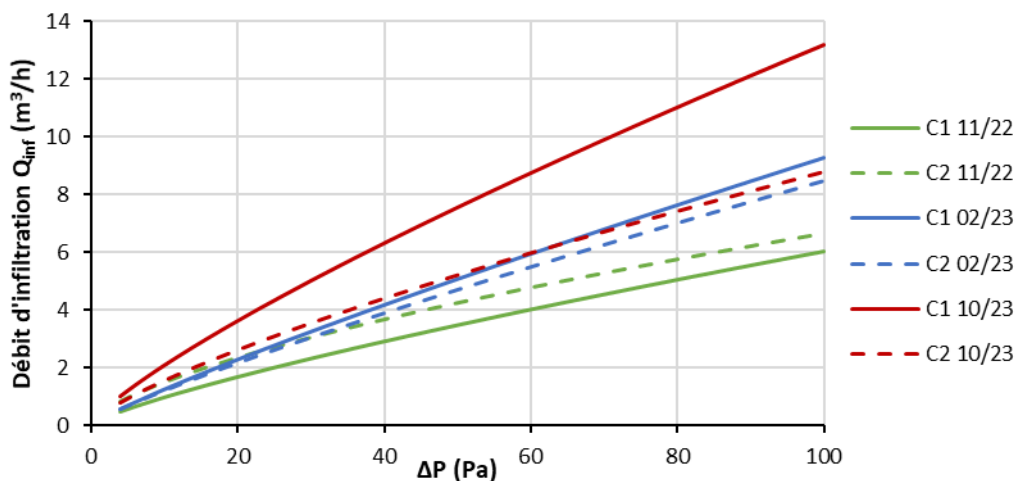


Figure III.3 : Évolution dans le temps de la loi de perméabilité à l'air des cellules c1 et c2.

Les algorithmes de régulation des ventilateurs ont été ajustés en février 2023 pour intégrer les évolutions constatées de l'étanchéité à l'air des cellules.

Outre leur utilisation pour la régulation de l'installation, les lois de perméabilité des cellules ont été croisées avec les enregistrements de pression différentielle pour tracer les débits infiltrés au cours des essais. Les résultats ont ainsi pu être interprétés au regard de la contribution respective des entrées d'air volontaires et des infiltrations au renouvellement d'air des cellules.

### 1.1.2. Nature de l'aérosol selon l'orientation du vent

Le site expérimental étant situé dans une zone industrielle qui est à proximité immédiate du port industriel, de la mer et de la ville de La Rochelle, la nature de l'aérosol peut être sensible à l'orientation du vent (Kleeman and Cass 2001; Viana et al. 2006) (Tableau III.1). Le trafic portuaire du Port Atlantique est principalement celui de céréales et de produits pétroliers, qui représentaient respectivement 37 % et 32 % du trafic total en 2021 (Tableau III.2). De par la nature du stockage et du transport des céréales et oléagineux (versement ou aspiration vers des silos), l'aérosol local se trouve chargé en particules céréalieres. À cela s'ajoute un aérosol carboné provenant des émissions par les échappements des navires et des camions.

Tableau III.1 : Source et nature des particules attendues selon l'orientation du vent.

Orientation du vent (°)	Principale source proche de particules	Nature dominante de l'aérosol
0-135	Ville	Urbain (chauffage, transport)
270-340	Port industriel maritime	Industriel, céréalier
135-270	Océan	Salin

La prépondérance des vents d'ouest sur la façade atlantique se traduit également par une teneur élevée en particules salines dans l'aérosol atmosphérique. Enfin, des aérosols caractéristiques des activités urbaines, avec notamment des particules de combustions liées au chauffage ou aux transports peuvent être attendus lors de situations plus rares de vents de terre, d'orientation 0-135°.

Tableau III.2 : Répartition du trafic portuaire du Port Atlantique en 2021.

Trafics 2021	Céréales et Oléagineux	Produits Pétroliers	Produits forestiers et papetiers	Vracs Agricoles	Produits du BTP	Autres
(t)	3241815	2822304	571860	776584	1144530	288631
(%)	37	32	6	9	13	3

### 1.1.3. Instrumentation des cellules

Les cellules disposent d'équipements destinés à des mesures thermiques (thermocouples, sonde de température Pt100) qui ont permis de vérifier le bon fonctionnement des chauffages d'appoint disposés dans chacune des cellules pour maintenir une température minimale de 20 °C, représentative d'environnements habités.

Différents instruments de mesure ont été mis en place pour le suivi temporel des concentrations en particules, en ozone et en oxydes d'azotes, ainsi que pour l'échantillonnage sur filtre de l'aérosol (Figure III.4). Cependant, pour les raisons pratiques évoquées ci-dessous, certains équipements n'ont pu être déployés que sur une partie de la période d'expérimentation. Les paramètres mesurés, ou les instruments utilisés, sont donc sensiblement différents pour les trois séquences dont les résultats sont présentés dans les paragraphes qui suivent.

Des ventilateurs de confort ont été utilisés dans chacune des cellules pour brasser l'air et homogénéiser spatialement les concentrations en polluants. Toutes les mesures intérieures ont été réalisées au centre des cellules, le cas échéant au moyen de tubes de prélèvement.

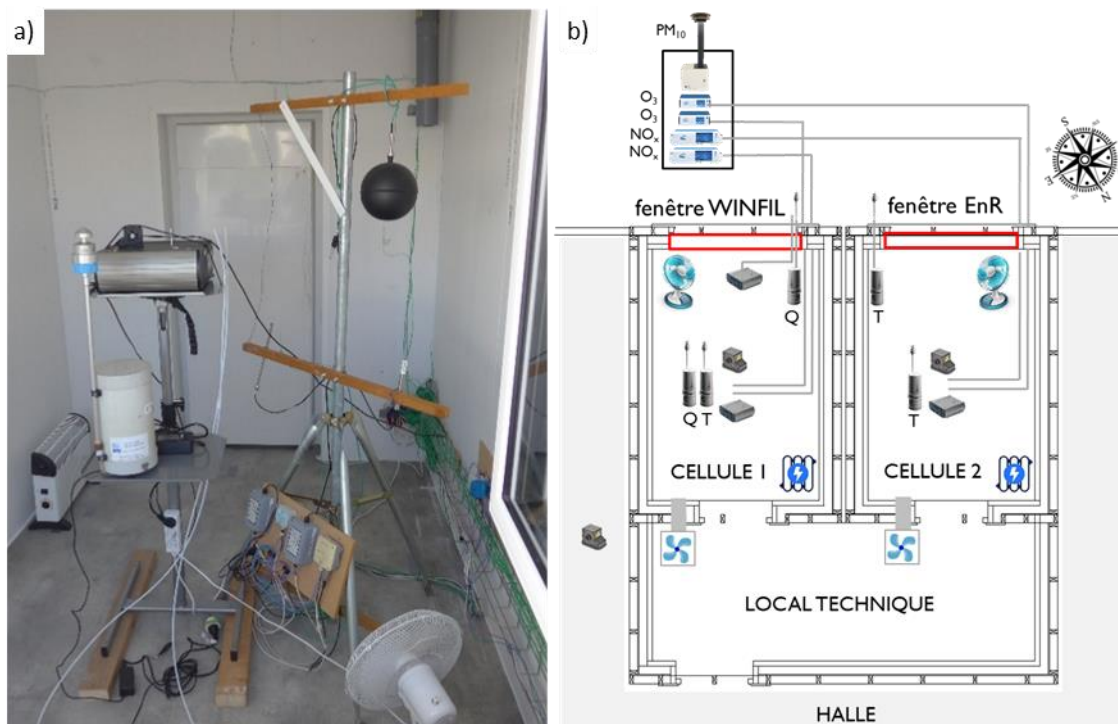


Figure III.4 : a) Photo des équipements d'une des cellules et b) schéma des équipements des cellules.

Tableau III.3 : Instruments utilisés pour les campagnes de mesures in-situ.

Paramètre mesuré	Instrument	Fréquence d'échantillonnage	Environnement de mesure <sup>(1)</sup>	Période (Campagnes) <sup>(2)</sup>
Particules en suspension	OPC N3	1 min	c1, c2	02/2022 à 09/2023 (1, 2 et 3)
	Miniwras	1 min	c1, c2	06/2023 à 09/2023 (3)
	TEOM 1400	15 min	Extérieur	02/2022 à 05/2022 (1 et 2)
O <sub>3</sub>	O342M	15 min	c1, c2	02/2022 à 05/2022 (1 et 2)
NO, NO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub>	AC32M	15 min	c1, c2	02/2022 à 05/2022 (1 et 2)
PM <sub>10</sub>	MicroVol	Prélèvement continu pendant 1 à 4 semaines	c1, c2, Extérieur	02/2022 à 10/2022 (2)
Tension ESP	Générateur SR10KV	1 min	c1	06/2023 à 09/2023 (3)
Pression différentielle	Kimo MP100	1 sec	c1, c2, Extérieur	02/2022 à 09/2023 (1, 2 et 3)

<sup>(1)</sup> c1 : Cellule 1, c2 : Cellule 2

<sup>(2)</sup> Numéro des campagnes de mesures dont les résultats sont analysés ci-après

### 1.1.3.1. Suivi des concentrations en particules

Deux types d'équipements ont été utilisés pour mesurer les concentrations en particules dans l'air intérieur.

Des compteurs optiques OPC-N3 (Alphasense) ont été utilisés tout au long de la période expérimentale. Ils mesurent les particules de diamètre aérodynamiques compris entre 0,35 et 40  $\mu\text{m}$  sur 24 tranches granulométriques.

Pour la 3<sup>ème</sup> campagne de mesure, le dispositif a été complété par des Miniwras 1371 (GRIMM), pour « Mini Wide-Range Aerosol Spectrometer », qui mesurent en temps réel la concentration en particules de tailles comprises entre 10 nm et 35,15  $\mu\text{m}$ . L'appareil est composé de deux éléments : un compteur optique pour les particules de 0,253 à 35,15  $\mu\text{m}$ , et un compteur à mobilité électrique pour les particules de 10 à 193 nm. Les particules sont réparties en 41 tranches granulométriques, 10 en dessous de 253 nm et 31 au-dessus.

Les concentrations extérieures en  $\text{PM}_{2.5}$  et en  $\text{PM}_{10}$  ont été mesurées de février à mai 2022 par deux TEOM 1400 (TEI THERMO ENVIRONMENTAL INSTRUMENTS), avec une résolution temporelle de 15 minutes. Les TEOM, pour « Tapered Element Oscillating Microbalance », mesurent la concentration en masse des particules par le biais d'une microbalance constituée d'un élément oscillant à sa fréquence naturelle. Les instruments ont été installés dans une remorque chauffée appartenant à ATMO Nouvelle-Aquitaine et stationnée à quelques mètres de la façade sur laquelle donnent les cellules.

### 1.1.3.2. Spéciation chimique et impact sanitaire des particules

- **Échantillonnage**

Des prélèvements sur filtres de 37 mm ont été réalisés en complément des mesures en continu décrites ci-dessus. Ces prélèvements ont été doublés pour des raisons de limite de détection et de sensibilité par rapport au blanc selon la matière des filtres : l'un a été réalisé sur un filtre en fibres de quartz (Q) et l'autre sur un filtre en téflon Zéfluor (T).

Quatre séries de prélèvements ont été réalisées pour déterminer la composition chimique et le potentiel oxydant des  $\text{PM}_{10}$  (Tableau III.4). Les prélèvements ont été effectués simultanément à l'extérieur et à l'intérieur des deux cellules afin :

- De caractériser dans quelles proportions l'efficacité de l'ESP peut être amenée à varier en fonction de la nature chimique des particules qui composent l'aérosol atmosphérique ;
- De vérifier l'innocuité de l'électrofiltre par la mesure de la variation du potentiel oxydant potentiellement induite par une transformation du profil chimique de l'aérosol à travers le procédé, pouvant pondérer de ce fait l'intérêt sanitaire suscité par l'abattement des concentrations de PM.

Tableau III.4 : Séries, dates et durée de prélèvement des  $\text{PM}_{10}$  sur les filtres

Série	Date	Durée d'échantillonnage (semaine)
1	21/06/22 au 28/06/22	1
2	28/06/22 au 06/07/22	1
3	06/07/22 au 13/07/22	1
4	29/07/22 au 05/09/22	4

Plusieurs préleveurs bas débit MicroVol 1100 (Ecotech®) ont été déployés pour ces mesures. Trois préleveurs destinés aux mesures dans l'air intérieur ont été placés au centre des cellules (1 prélèvement sur filtre quartz dans c1 + 1 prélèvement sur filtre téflon dans c1, et 1 prélèvement

sur filtre téflon dans c2). L'air extérieur a été prélevé par un MicroVol installé dans chaque cellule avec une ligne de prélèvement déportée au plus près de la façade extérieure (Figure III.2.b) (1 prélèvement sur filtre quartz + 1 prélèvement sur filtre téflon). Les préleveurs ont été placés à l'intérieur des cellules, au plus près de la paroi pour limiter la longueur des tubes. Pour l'ensemble des MicroVols, le débit de prélèvement a été fixé à 3 L/min.

- **Conditionnement des filtres et protocole de pesée**

Les filtres ont été nettoyés par préchauffage à 500°C pendant 8 heures pour éliminer toutes traces éventuelles d'impuretés (ions, matières organiques...). Ils ont ensuite été conditionnés individuellement dans du papier aluminium et scellés dans des sacs en plastique, stockés au congélateur en attendant leur utilisation.

Les filtres ont été pesés avant et après chaque série de mesures suivant la procédure correspondant à la norme NF EN 12341 (AFNOR, 2014). La pesée a été réalisée avec une balance de précision dont la sensibilité est de 10 µg dans une salle maintenue à une température comprise entre 19°C et 21°C, et à une humidité relative régulée entre 45% et 50%. Les filtres ont été pesés une première fois après 48 heures de stabilisation dans la salle, puis une deuxième fois 24 heures après. La masse du filtre correspond à la masse moyenne des deux pesées. La différence de masse entre les deux pesées ne doit pas excéder 40 µg avant prélèvement et 60 µg après prélèvement. Les filtres ont été manipulés avec des pinces en acier inoxydable préalablement nettoyées. À l'issue de la pesée finale, ils ont été conservés à -18°C dans un congélateur dédié à la conservation des échantillons.

- **Analyses**

Les analyses de la spéciation chimique des particules collectées et les mesures de potentiel oxydant ont été réalisées par la plateforme Air-O-Sol de l'Institut des Géosciences de l'Environnement de Grenoble (IGE).

Les prélèvements sur filtres quartz ont été utilisés pour déterminer la fraction carbonée, la fraction ionique et les acides organiques des particules. L'analyse de la fraction carbonée, qui regroupe le carbone organique (OC) et le carbone élémentaire (EC), a été réalisée par méthode thermo-optique à l'aide d'un analyseur EC-OC (Sunset Lab), selon le protocole européen de référence EUSAAR-2 (NF-EN-16909 2017). Le principe de mesure est basé sur la détection du CH<sub>4</sub> par FID à la suite d'une combustion puis réduction du carbone contenu dans l'échantillon analysé.

La fraction ionique et les acides organiques ont été analysés sur le même extrait après extraction à l'eau ultrapure des filtres. Les espèces ioniques telles que les anions (chlorures, nitrates, sulfates...) et cations (sodium, ammonium, potassium, magnésium et calcium) sont quantifiés par chromatographie ionique (modèle Dionex ICS 3000) avec une colonne AS11 HC pour l'analyse des anions et une colonne CS16 pour l'analyse des cations (norme CEN 16 269). Il est aussi possible d'obtenir, sur le même chromatogramme l'acide oxalique (ion oxalate) et l'acide méthane sulfonique (MSA) qui sont des composés chimiques marqueurs de l'état d'oxydation des particules.

Enfin, le reste des acides organiques légers allant de C1 à C7 a été analysé sur la phase aqueuse, par IC-MS (Thermo-Fisher Integriion + ISQ EC MS) avec une séparation sur colonne AS11 HC. Cette analyse permet de quantifier un grand nombre d'acides organiques issus des processus d'oxydation de la matière organique (acide pinique, acide phtalique, acide benzoïque...).

Les prélèvements sur filtre téflon ont été utilisés pour déterminer les fractions métalliques et le potentiel oxydant des particules. La fraction métallique contenant plus d'une quarantaine de

métaux et éléments traces a été déterminée par ICP-MS/MS après une digestion acide. Les principaux éléments mesurés sur la série d'échantillons sont : Al, B, Ce, Co, Cr, Cs, Cu, Fe, La, Nb, P, Pb, S, Sb, Se, Sr, Ti, V, Zn et Zr.

Comme indiqué dans le chapitre bibliographique, le potentiel oxydant (PO) est un test acellulaire qui permet d'intégrer l'impact sanitaire des aérosols. Il mesure la capacité intrinsèque des particules atmosphériques à oxyder le milieu pulmonaire en lien avec la production d'espèces réactives de l'oxygène (ROS) impliqué dans le stress oxydant. Le potentiel oxydant a été évalué selon deux tests complémentaires choisis pour leur représentativité. Ils sont respectivement désignés PO DTT (dithiothreitol) et PO AA (acide ascorbique) de par les réactifs modèles d'antioxydant pulmonaire utilisés.

#### 1.1.3.3. **Mesure des concentrations en ozone et en oxydes d'azote**

Les concentrations en ozone et en oxydes d'azote ont été mesurées au centre de chaque cellule, avec une résolution temporelle de 15 minutes, par des analyseurs utilisant respectivement l'absorption UV (O342M, ENVEA) et la chimiluminescence (AC32M, ENVEA). Les mesures ont été réalisées par ATMO Nouvelle-Aquitaine. Les analyseurs ont été disposés dans la remorque chauffée à laquelle il est fait référence ci-dessus. Les prélèvements d'air intérieur ont été effectués par des tubes en téflon traversant la façade.

#### 1.1.3.4. **Monitoring électrique**

Jusqu'en juin 2023, soit pour les deux premières campagnes de mesure, l'électrofiltre était alimenté en électricité par une carte électronique conçue par la société TEQOYA pour transformer un courant de 12 V en deux courants haute tension positive ou négative de 7 kV (ioniseur) et 5 kV (collecteur). Cette carte ne permettait pas de suivre les paramètres électriques de fonctionnement (ni affichage, ni possibilité de mesure automatique et d'enregistrement des tensions). Suite aux problèmes constatés, la carte électronique a été remplacée par deux générateurs haute tension SR10KV (Technix) disposant d'une alimentation régulée de 300 W réglable de 0 à 10 kV et de 0 à 30 mA. L'ioniseur a été alimenté par le générateur de tension négative (-7 kV) et le collecteur par le générateur de tension positive (+5 kV). Avec ces nouveaux équipements, les tensions appliquées à l'ioniseur et au collecteur ont pu être enregistrées avec un pas d'acquisition de 1 min.

#### 1.1.4. **Caractérisation des cellules sans électrofiltre**

Une campagne de mesure préliminaire a été effectuée pour caractériser les écarts de comportement des deux cellules en termes de qualité de l'air, et donc le « blanc » à considérer dans la comparaison des concentrations en particules, en ozone et en oxydes d'azote pour isoler les effets de l'électrofiltration. Des mesures simultanées de ces concentrations ont été effectuées dans les deux cellules, avec l'électrofiltre éteint dans la cellule 1.

- **Concentrations en particules**

Les concentrations en particules ont été mesurées dans les cellules c1 et c2 du 7 au 13 septembre 2022, avec les capteurs optiques OPC-N3. La Figure III.5 montre que ces concentrations fluctuent de façon importante dans le temps, avec par exemple des concentrations en PM<sub>10</sub> qui varient de 10 à 30 µg/m<sup>3</sup> le 8 septembre, alors qu'elles restent inférieures à 5 µg/m<sup>3</sup> sur la période du 11 au 12 septembre. Malgré ces fortes variations, les concentrations mesurées dans les deux cellules sont sensiblement identiques.

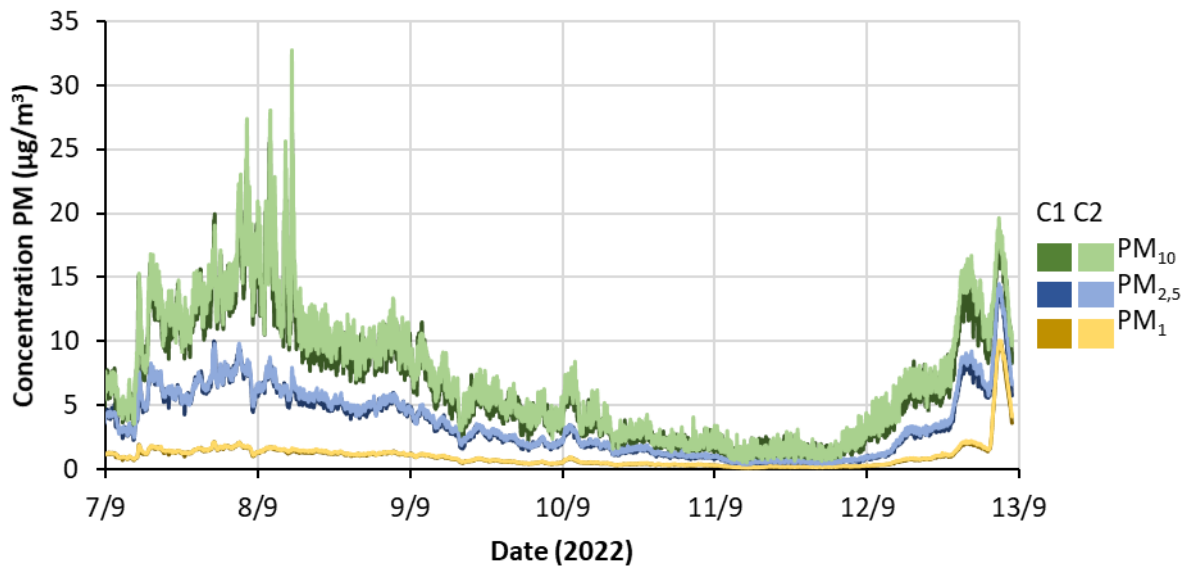


Figure III.5 : Évolution comparée des concentrations en  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  et  $PM_1$  dans les deux cellules, sans électrofiltration dans la cellule c1.

Les différences de concentration mesurées sont reportées sur la Figure III.6. Les écarts maximaux relevés à un même instant pour les  $PM_1$ ,  $PM_{2.5}$  et  $PM_{10}$  sont respectivement de 0,2, 0,9 et 3,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Les écarts médians sont quant à eux égaux à 0, 0,1 et 0,6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . L'augmentation des écarts entre les cellules 1 et 2 quand la taille des particules augmente s'explique par le fait que les concentrations en nombre des particules de grande taille sont plus faibles que celles de petite taille, mais qu'elles contribuent davantage aux fractions massiques étudiées. Globalement, les écarts restent néanmoins faibles et tendent à démontrer que les concentrations mesurées peuvent être directement utilisées pour caractériser l'abattement induit par la fenêtre filtrante.

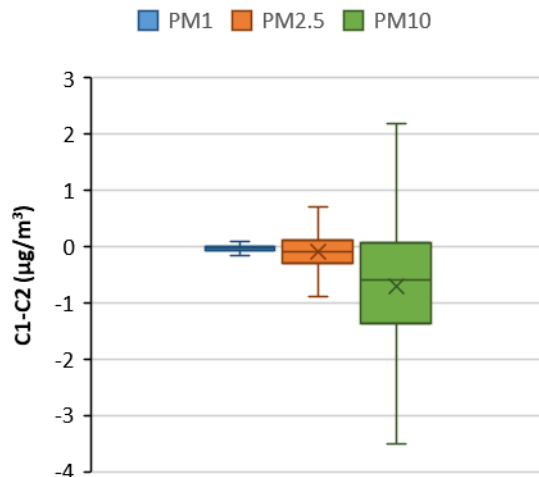


Figure III.6 : Différentiel de concentration en PM dans les deux cellules du 7 au 13 septembre 2022.

- **Concentrations en  $O_3$ , NO et  $NO_2$**

De la même façon que pour les particules, des mesures de concentrations en ozone et en oxydes d'azote ont été effectuées simultanément dans les deux cellules, avec l'électrofiltre éteint sur la période du 1<sup>er</sup> au 11 mai 2022. La Figure III.7 présente l'évolution des concentrations en ozone dans les deux cellules, ainsi que les concentrations extérieures mesurées sur la même période par

la station ATMO Nouvelle-Aquitaine installée sur la commune d'Aytré ; les cartographies réalisées par l'association agréée de surveillance de la qualité de l'air démontrent que ces mesures sont représentatives de celles attendues dans le quartier de Chef de Baie où se trouve le site expérimental. Les concentrations intérieures sont logiquement très inférieures aux concentrations extérieures du fait de la dégradation de l'ozone au contact des surfaces internes. La concentration en  $O_3$  est en moyenne supérieure de  $1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  dans la cellule 1 (Figure III.8). Les concentrations en NO sont identiques dans les deux cellules. La concentration médiane en  $NO_2$  est quant à elle supérieure de  $3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  dans la cellule c1.

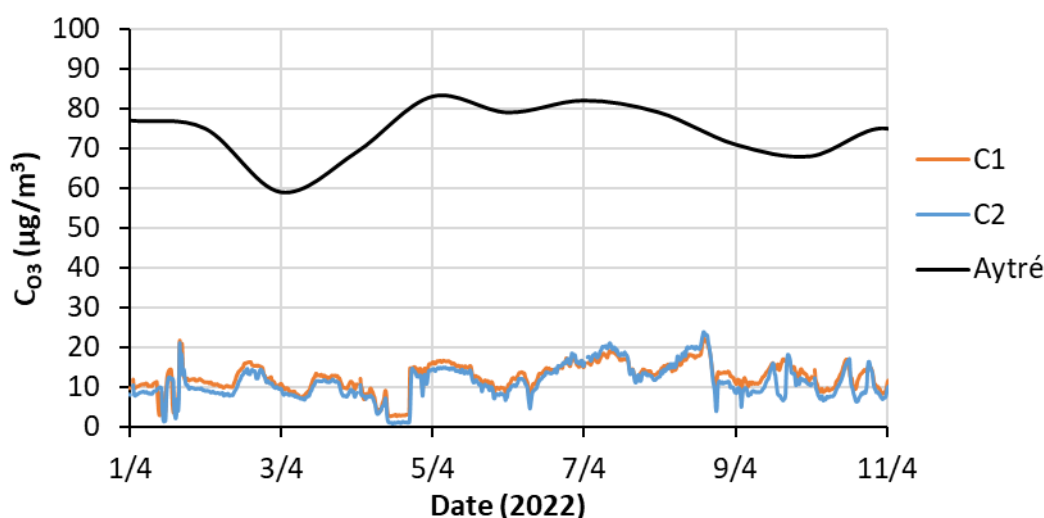


Figure III.7 : Évolution comparée des concentrations en ozone mesurées à l'intérieur des cellules (avec l'électrofiltre éteint) et dans l'air extérieur (station ATMO Nouvelle-Aquitaine la plus proche).

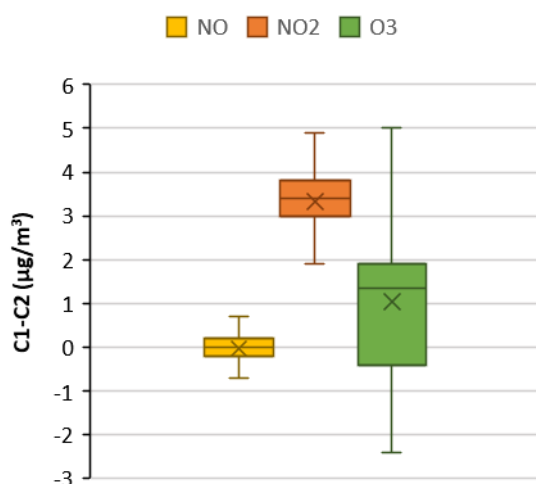


Figure III.8 : Différence des concentrations en ozone et en oxydes d'azotes entre les cellules sur la période du 01 au 11 avril 2022.

### 1.1.5. Suivi des concentrations extérieures en particules

Les compteurs de particules utilisés pour la mesure des concentrations intérieures ne sont pas adaptés pour des mesures extérieures. En ce sens, un capteur OPC-N3 a été installé à l'intérieur du hangar où sont implantées les cellules, en supposant que sa très forte perméabilité à l'air et son grand volume (dépôts sur les surfaces réduits) puisse donner des mesures représentatives de l'air extérieur, sur le même principe que les mesures intérieures (même compteur, même fréquence, etc.). Cette hypothèse a été évaluée en comparant les mesures du capteur (comptages en nombre automatiquement convertis en concentrations massiques) avec la mesure massique



directe et de référence du TEOM1400 installé sur site, dans la remorque d'ATMO Nouvelle-Aquitaine, de février à mai 2022. Malheureusement le test ne s'est pas révélé concluant et cette piste a été abandonnée au profit de l'utilisation des données extérieures fournies par la station ATMO Nouvelle-Aquitaine de la Pallice. Les concentrations en PM<sub>10</sub> mesurées par cette station sont globalement plus élevées que sur le site de l'entreprise Ridoret, mais la corrélation est bonne (Figure III.9 et Figure III.10).

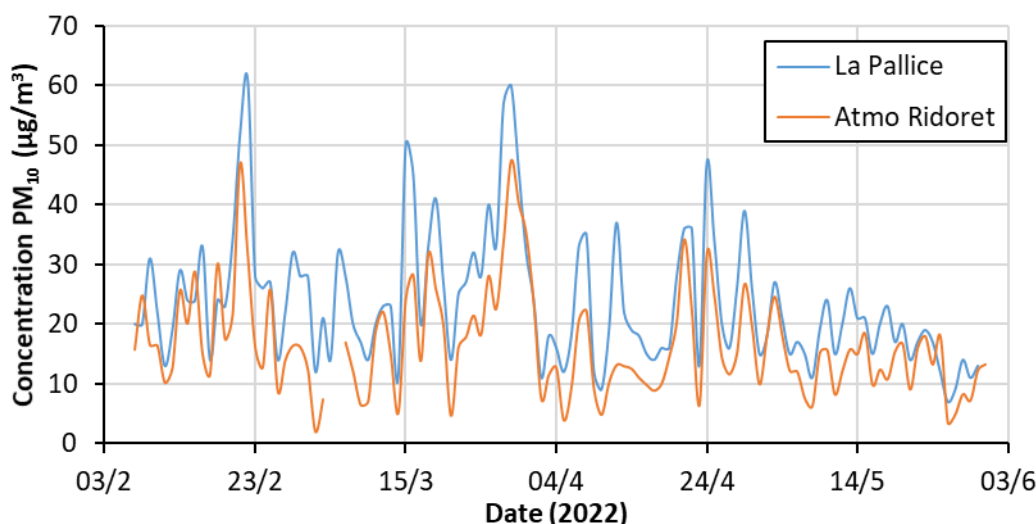


Figure III.9 : Évolution temporelle de la concentration en PM<sub>10</sub> mesurée sur le site Ridoret (TEOM 1400 dans la remorque) et par la station ATMO Nouvelle-Aquitaine de la Pallice.

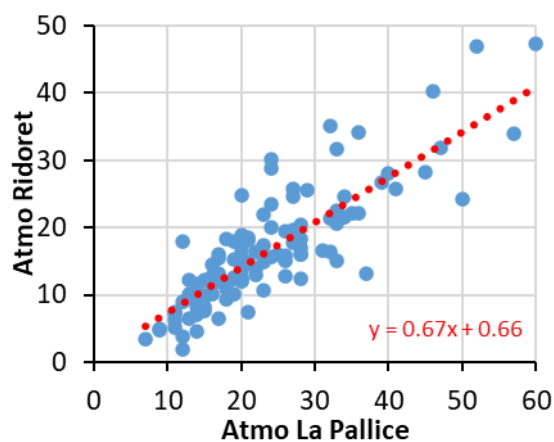


Figure III.10 : Corrélation des mesures entre le site Ridoret par la remorque ATMO et la station ATMO de la Pallice.

## 1.2. Indicateurs d'impact de la fenêtre filtrante sur la qualité de l'air intérieur

Les essais ont été réalisés sans génération volontaire de particules à l'intérieur des cellules. L'ESP a été nettoyé de façon hebdomadaire (ioniseur et collecteur).

L'impact de la fenêtre filtrante sur la qualité particulaire de l'air offerte aux occupants a été caractérisé par le calcul de l'abattement des concentrations en particules ( $\eta_{abt}$ ) dans la cellule équipée de cette fenêtre, soit :

$$\eta_{abt}(\%) = 100 \left( 1 - \frac{C_1}{C_2} \right) \quad \text{Eq.III.5}$$

Où  $C_1$  et  $C_2$  désignent respectivement les concentrations en particules dans les cellules  $c_1$  et  $c_2$ .

Tel que défini, l'indicateur de performance intègre l'efficacité de filtration de la fenêtre mais aussi les effets des phénomènes de coagulation et de dépôt sur les surfaces internes. Ces phénomènes physiques peuvent être impactés par l'électrofiltre en raison de la présence de particules potentiellement chargées en sortie du procédé de traitement. La présence de particules chargées dans l'air intérieur favorise la coagulation (Fuchs 1964), accélérant l'accroissement en taille de l'aérosol et modifiant par la suite les cinétiques de dépôt sur les matériaux.

Dans le cadre des mesures sur banc d'essai (chapitre II), la problématique des composés secondaires produits par l'ESP a été traitée par la mesure des flux d'émission en ozone et en oxydes d'azote dans différentes conditions opératoires. Elle est ici abordée de manière plus globale par la caractérisation de l'augmentation des concentrations de ces substances dans l'air intérieur :

$$\Delta C_n = C_{n,1} - C_{n,2} \quad \text{Eq.III.6}$$

Où  $C_{n,i}$  désigne la concentration massique de l'espèce n dans la cellule ci.

Comme pour les particules, les concentrations  $C_{n1}$  et  $C_{n2}$  résultent de la production d'ozone et d'oxydes d'azote au passage de l'électrofiltre (pour  $C_{n1}$  seulement) et des phénomènes de réactivité homogène et hétérogène (décomposition à la surface des matériaux) qui s'instaurent au sein des ambiances intérieures.

Le volume d'air de la pièce n'étant pas renouvelé de façon instantanée, les concentrations dans les pièces atteignent un état de régime établi après un temps qui dépend du débit de ventilation Q des cellules (la constante de temps est égale à  $V/Q$ , où V est le volume des cellules ; Figure III.11). Seules les concentrations mesurées en situation de régime établi ont été considérées pour le calcul des indicateurs d'impact, afin de s'affranchir de l'influence des conditions initiales.

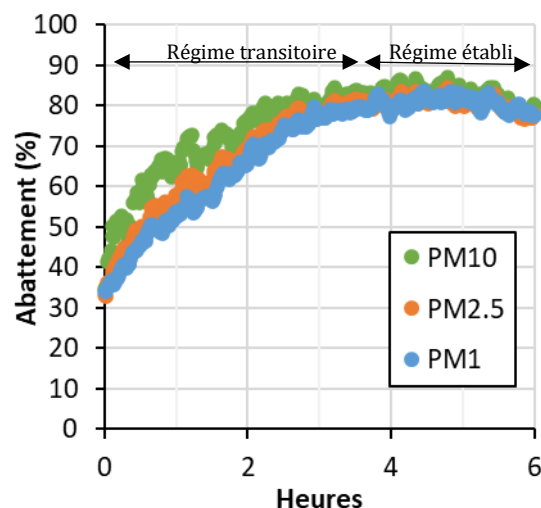


Figure III.11 : Illustration du temps de mise en régime après le démarrage de l'électrofiltre ( $Q = 10 \text{ m}^3/\text{h}$ )

### 1.3. Campagnes de mesures

Le plan expérimental initial prévoyait une période de mesures continues de 6 mois, centrée sur l'automne et l'hiver pour bénéficier de concentrations extérieures en particules plus élevées que le reste de l'année, et au cours de laquelle seul le débit de ventilation à travers la fenêtre aurait été modulé, entre 10 et 50  $\text{m}^3/\text{h}$ . Dans les faits, les aléas techniques ont contribué à définir 3 périodes de mesures distinctes étalées sur les années 2022 et 2023, pour lesquelles les paramètres de fonctionnement de l'électrofiltre et les mesures qui ont été réalisées sont différents (Tableau III.5).

- La 1<sup>ère</sup> campagne d'essai, caractérisée par la tension positive de l'ESP, a été réalisée de mars à avril 2022, mais avec des séquences de mesure s'étendant sur quelques jours seulement. Les concentrations intérieures en ozone et en oxydes d'azote ont été mesurées avec les analyseurs disposés dans la remorque. L'abattement des concentrations en particules dans la cellule 1 équipée de la fenêtre filtrante a été déterminé à partir des mesures des capteurs OPC-N3. L'ESP était alimenté par une carte électronique de 12 V. La découverte de l'oxydation rapide des aiguilles, et de ses effets sur les performances du système (voir paragraphe 2.1), nous ont amené à mettre fin aux mesures, et à basculer sur un fonctionnement en tension négative de l'électrofiltre pour pallier le problème.
- La 2<sup>ème</sup> campagne, de juin à octobre 2022, a été réalisée dans les mêmes conditions que la première à la différence que l'ESP a été alimenté en tension négative. Les mesures dynamiques ont été complétées par des prélèvements de PM<sub>10</sub> sur filtres dans les deux cellules et à l'extérieur. Les profils de concentrations en particules ont révélé des dysfonctionnements récurrents de l'électrofiltre, qui ont pu être corrélés à une humidité extérieure élevée. La campagne de mesure a donc une nouvelle fois été interrompue en attendant qu'un système de monitoring des paramètres électriques de l'ESP puisse être mis en place.
- La 3<sup>ème</sup> et dernière campagne s'est étalée entre juin et octobre 2023, avec l'ioniseur alimenté en tension négative, et le collecteur alimenté en tension positive, par les générateurs haute tension SR10KV. Ces générateurs permettent d'enregistrer l'évolution du courant dans le temps et ainsi de détecter des courants de fuite traduisant un fonctionnement anormal du système. Pour cette campagne, les mesures de concentrations en particules par les capteurs OPC-N3 ont été doublées d'une mesure par les compteurs Miniwras afin de caractériser l'abattement dans le domaine nanométrique. Aucune mesure d'ozone et d'oxydes d'azote, et aucun échantillonnage de l'aérosol, n'ont en revanche été réalisés lors de cette campagne.

Tableau III.5 : Conditions expérimentales correspondant aux trois campagnes de mesures

Campagne	Période	Alimentation électrique	Polarité d'ionisation	Compteurs de particules	Mesure des émissions secondaires O <sub>3</sub> , NO <sub>x</sub>	Prélèvements sur filtre
1	Mars-avril 2022	Carte	Positive	OPC-N3	Oui	Non
2	Juin-Octobre 2022	Carte	Négative	OPC-N3	Oui	Oui
3	Juin-Octobre 2023	Générateur	Négative	OPC-N3 et Miniwras	Non	Non

## 2. Résultats

### 2.1. 1<sup>ère</sup> campagne de mesure

Les anomalies constatées au cours de la première période de tests ayant nécessité l'arrêt de l'électrofiltre pour des corrections ou des mises au point, peu de mesures sont exploitables. Celles qui sont analysées ci-après concernent la courte séquence du 15-16 Mars 2022, où le débit traversant les fenêtres était de 20 m<sup>3</sup>/h.

La Figure III.12 présente les profils de concentrations massiques en PM<sub>1</sub>, PM<sub>2,5</sub> et PM<sub>10</sub> mesurées dans les deux cellules au cours de la nuit du 15 au 16 mars 2022. Ces concentrations correspondent à des abattements de 73%, 73% et 75% pour les 3 fractions granulométriques.

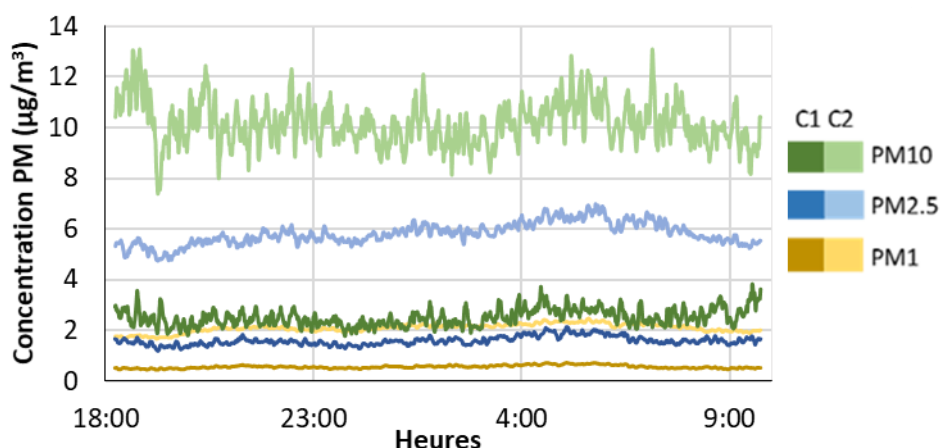


Figure III.12 : Concentrations massiques en  $PM_1$ ,  $PM_{2.5}$  et  $PM_{10}$  mesurées dans les cellules au cours de la nuit du 15 au 16 mars 2022 (Débit =  $20 \text{ m}^3/\text{h}$ ).

Les concentrations intérieures en  $O_3$  et en  $NO_x$  au cours de la journée du 15 mars 2022 sont présentées sur la Figure III.13. Au cours de cette journée, l'humidité relative extérieure était élevée, avec des variations entre 75 et 92 %, et une médiane de 86 % (Figure III.13.a), soit des conditions « favorables » à la production de dioxyde d'azote et d'ozone par l'électrofiltre (Tableau II.13). La Figure III.13.b montre une concentration en  $NO$  équivalente dans les deux cellules, mais des concentrations moyennes en  $NO_2 / NO_x$  et en  $O_3$  qui sont respectivement supérieures de 3,9 et  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  dans la cellule 1. Ces écarts sont comparables à ceux mesurés dans le cadre des essais de caractérisation des cellules, avec l'ESP éteint (Figure III.8). Ils mettent en évidence que les émissions secondaires de l'ESP fonctionnant en tension positive sont suffisamment faibles pour que, conjuguées à la décomposition sur les surfaces internes, elles n'augmentent pas significativement l'exposition des occupants.

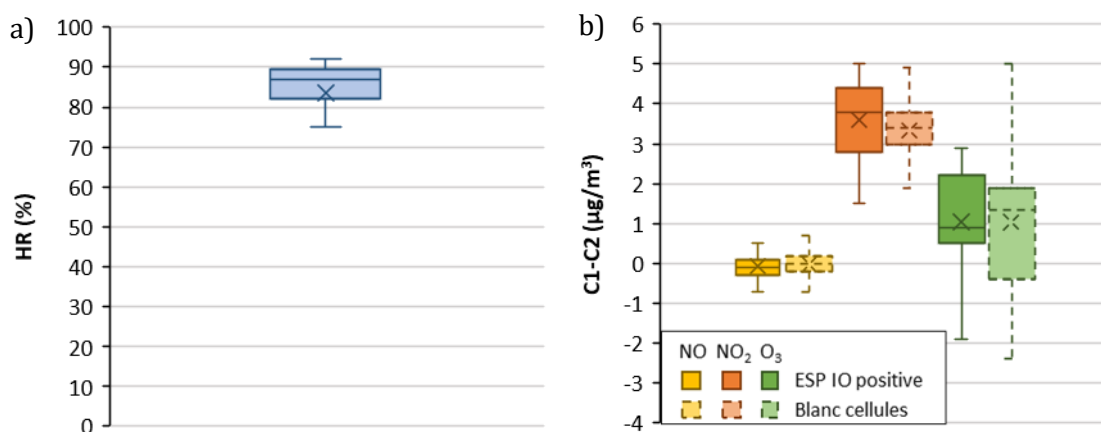


Figure III.13 : a) Variations de l'humidité relative et b) Écarts des concentrations en ozone et oxydes d'azote entre les cellules ( $\Delta t = 17 \text{ h}$ , 15/03/22)

Un phénomène d'oxydation des aiguilles de l'ioniseur a été constaté à l'occasion des opérations de nettoyage effectuées après une semaine de fonctionnement en continu de l'électrofiltre (Figure III.14). Il résulte d'une réaction électrochimique dans l'air humide, où les pointes en acier jouent le rôle d'anode lorsqu'elles sont alimentées en tension positive. L'oxydation des aiguilles a inévitablement des conséquences sur la formation du plasma, et impacte donc leur capacité de charge des particules. Ce phénomène permet d'expliquer a posteriori une partie des anomalies auxquelles il a précédemment été fait allusion, notamment la diminution de l'abattement dans le temps.

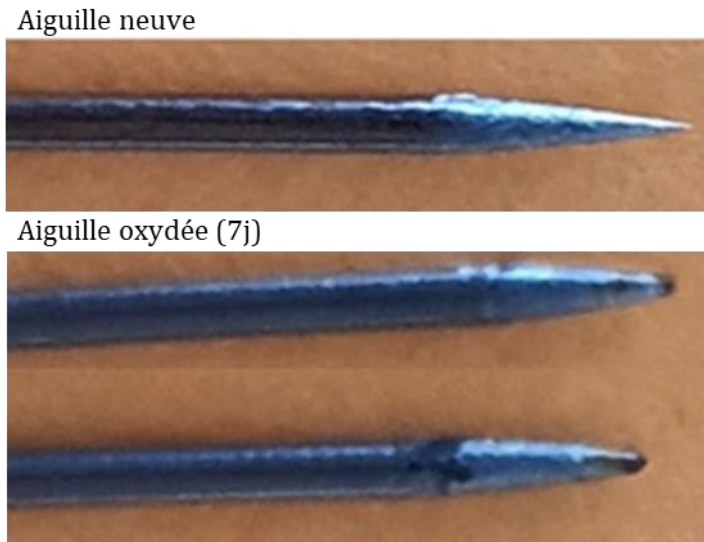
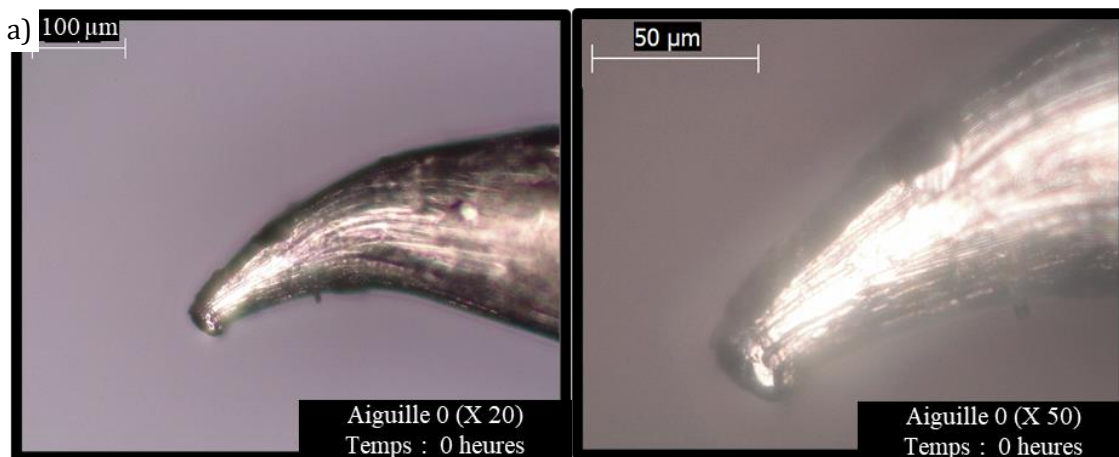


Figure III.14 : Photos d'une pointe d'aiguille neuve et de deux pointes oxydées après 7 jours d'utilisation sous tension positive.

Aucun problème de ce type n'avait été relevé dans le cadre des essais de prototypage sur banc, probablement par le fait que la mise en œuvre de tests sur 10 minutes a au final représenté un temps cumulé de fonctionnement de l'électrofiltre de quelques dizaines d'heures seulement, et que la cinétique de ce phénomène est lente et contrainte par les conditions opératoires. Pour s'en assurer, des tests dédiés ont été réalisés sur le banc d'essais LOCIE en faisant fonctionner l'ESP en continu pendant plus de 111 heures sous une tension d'ionisation positive de +5 kV et +6 kV. Dans ces conditions, l'oxydation de la pointe des aiguilles est observée ; elle est plus importante à +6 kV qu'à +5 kV (Figure III.15). Le phénomène semble dépendre de la densité d'électrons au voisinage de l'électrode, rejoignant en cela les conclusions de Wen et Su (2020) qui, dans une configuration pointes-plaques avec des pointes en acier rapide (acier destiné à la réalisation d'outils de coupe à grande vitesse), ont observé que l'augmentation de la puissance du champ électrique généré par les aiguilles accélère la cinétique d'oxydation, que ce soit en réduisant la distance pointes-plaques ou le diamètre des pointes.



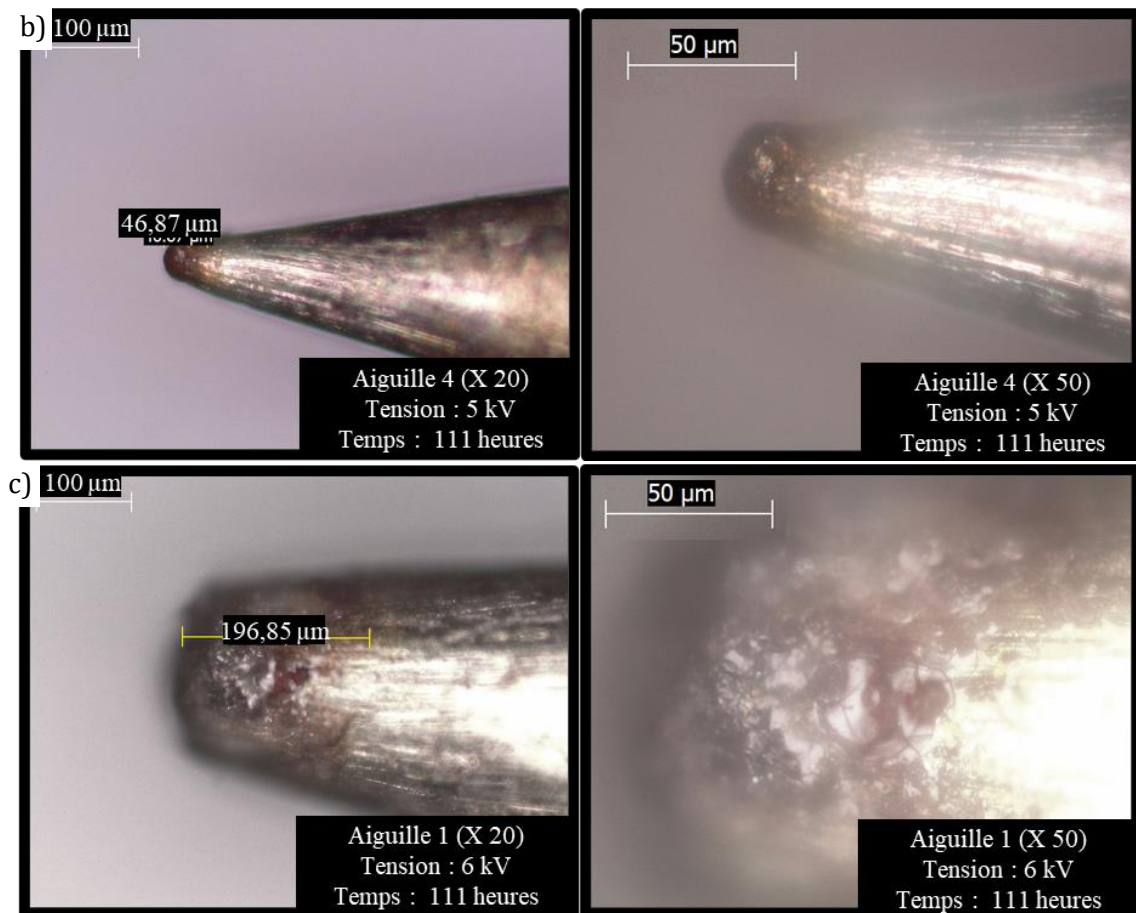


Figure III.15 : Photographies au microscope de la pointe d'une aiguille a) au début de l'essai ( $t = 0$  h), b) à  $t = 111$  h avec  $U_{i0} = +5$  kV et c) à  $t = 111$  h avec  $U_{i0} = +6$  kV.

L'utilisation d'aiguilles en or ou en alliages de métaux nobles a été envisagée. Cependant, ces solutions ne pouvant être mises en œuvre et évaluées dans un délai court, le choix a été fait de poursuivre les campagnes de mesures en tension d'ionisation négative, pour s'affranchir de la question de l'influence du niveau d'oxydation des aiguilles sur les performances mesurées. En l'absence d'occupants dans les cellules, aucun élément ne s'opposait à ce basculement de tension. Les plus fortes émissions d'oxydes d'azote et d'ozone observées sur banc d'essai avec une tension négative sont au contraire apparues comme une opportunité de définir une limite haute de surexposition à ces polluants avec une fenêtre filtrante.

## 2.2. 2<sup>ème</sup> campagne de mesures

Pour la deuxième campagne de mesures, l'étage d'ionisation et le collecteur ont été tous les deux, alimentés en tension négative à savoir respectivement -7 kV et -5 kV. Les mesures dynamiques se sont accompagnées de prélèvements de  $PM_{10}$  sur filtre afin d'évaluer le changement potentiel de profils chimiques de l'aérosol atmosphérique au travers du procédé. Les résultats des analyses de ces échantillons sont présentés plus en détail dans le paragraphe 2.4.

### 2.2.1. Émissions secondaires

L'influence du passage en tension négative sur les concentrations intérieures en ozone et en oxydes d'azote a été caractérisée sur une période continue de 45 heures s'étalant du 25 au 27 mai 2022. Au cours de cette période, l'humidité relative dans l'air extérieur a varié entre 66% et 85 %, avec une médiane de 73 % (Figure III.16.a). La Figure III.16.b retrace les différences de concentrations en polluants secondaires entre les deux cellules (boîtes à moustaches en trait



plein). Les blancs des cellules (écarts mesurés avec l'électrofiltre éteint) sont rappelés par les boîtes en traits pointillés.

L'augmentation de concentration en ozone induite par la présence de l'ESP est en moyenne de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , soit près de 10 fois plus qu'en tension positive, avec une faible dispersion autour de cette moyenne qui témoigne d'une production relativement stable dans le temps par l'ESP. En revanche aucune augmentation sensible des concentrations en NO et en  $\text{NO}_2$  ne transparaît. Ces résultats sont donc en accord avec les mesures de flux d'émission qui ont été réalisées dans des conditions contrôlées sur le banc d'essai (Tableau II.10).

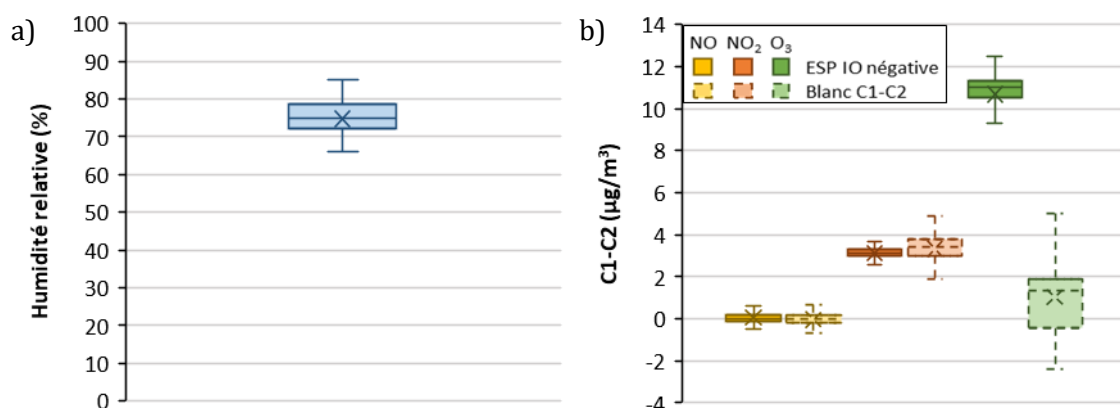


Figure III.16 : a) Distribution de l'humidité relative extérieure entre le 25 mai et le 27 mai et b) Écarts des concentrations en NO<sub>x</sub> et en ozone dans les cellules ( $\Delta t = 45 \text{ h}$ , 25-27/05/22)

### 2.2.2. Abatement des concentrations en particules

Les mesures de concentrations en particules ont été réalisées de juin à octobre 2022 pour des débits traversant la fenêtre de 10, 20, 30 et  $50 \text{ m}^3/\text{h}$ , avec des durées d'échantillonnage respectivement égales à 160, 160, 160 et 120 h.

Les conditions environnementales correspondant à chaque série de mesures sont reportées sur la Figure III.17. Globalement la période a été marquée par des températures particulièrement élevées (pic à  $38,2 \text{ }^\circ\text{C}$  le 18 juin, à  $40,7 \text{ }^\circ\text{C}$  le 18 juillet et à  $37,8 \text{ }^\circ\text{C}$  le 11 août, relevés Météo France). Les températures à l'intérieur des cellules sont supérieures à  $20 \text{ }^\circ\text{C}$  et atteignent  $39 \text{ }^\circ\text{C}$  en période de forte chaleur malgré l'isolation des parois et l'occultation partielle des vitrages par les volets (Figure III.17.b). On note surtout que les températures varient de la même manière dans les deux cellules, n'interférant donc pas dans l'analyse des différentiels de concentrations.

Les concentrations extérieures en  $\text{PM}_{2.5}$  ont été similaires pour les 4 séries de mesures, mais plus disparates pour les  $\text{PM}_{10}$ , avec des valeurs médianes de 20, 11, 9,5 et  $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$  respectivement pour les essais à 10, 20, 30 et  $50 \text{ m}^3/\text{h}$  (Figure III.17). Il en est de même pour l'humidité relative, avec des médianes respectivement égales à 50, 75, 72 et 76 % (Figure III.17.a). Les vitesses de vent enregistrées par la station météorologique étaient inférieures à  $10 \text{ km}/\text{h}$  pour les essais à 10, 20 et  $50 \text{ m}^3/\text{h}$  avec une orientation principale nord-est pour les essais à  $10 \text{ m}^3/\text{h}$ , ouest-nord-ouest à  $20 \text{ m}^3/\text{h}$  et nord-est à  $50 \text{ m}^3/\text{h}$ . Pour les essais à  $30 \text{ m}^3/\text{h}$ , le vent était plus important avec des vitesses de 10 à  $30 \text{ km}/\text{h}$  et une orientation variable ouest-nord-ouest et nord (Figure III.17.d). Comme indiqué dans le paragraphe 1.1.2, ces différences d'orientation des vents majoritaires peuvent induire des différences de composition chimique de l'aérosol extérieur, avec des effets possibles sur l'efficacité de l'électrofiltre.

Les débits d'infiltration dans chacune des cellules ont été calculés au pas de temps des mesures de pression différentielle, par différence entre le débit d'air extrait des cellules et le débit qui traverse la fenêtre de la cellule. Ce dernier a été déterminé à partir des lois débit/pression

présentées dans le paragraphe 1.1.1 (Figure III.3, mesure de février 2022). La Figure III.17.c présente une synthèse des résultats obtenus en termes de taux d'infiltration, définis par le rapport entre le débit d'infiltration et le débit total de ventilation des cellules (somme du débit infiltré et du débit traversant la fenêtre). Le taux d'infiltration augmente avec le débit de consigne à travers la fenêtre, mais reste strictement inférieur à 8 % quel que soit le débit de consigne. Ce qui valide la bonne étanchéité à l'air des cellules par rapport à des bâtiments réels récents. Les faibles dispersions des points autour des moyennes tendent également à indiquer que les infiltrations sont stables dans le temps, et donc peu dépendantes des conditions météorologiques. La seule exception concerne le cas de la cellule 2 avec un débit de consigne de 10 m<sup>3</sup>/h, pour lequel le taux d'infiltration varie de 3,3 à 6,8 %. Cette situation est due vraisemblablement à des pressions différentielles qui oscillent autour de 3 Pa, induisant un basculement incessant entre les deux lois utilisées pour réguler le débit qui traverse la fenêtre (voir paragraphe 1.1.1).

Les écarts systématiques de taux d'infiltration entre les cellules 1 et 2 résultent des différences d'étanchéité à l'air de leur enveloppe (paragraphe 1.1.1). Ils n'ont aucune influence sur l'abattement des concentrations en particules et n'ont pas à être considérés dans l'analyse des résultats présentés ci-dessous. En revanche, le taux d'infiltration dans la cellule 1 est un paramètre important de l'abattement puisque l'ensemble de l'air qui pénètre dans la cellule par les défauts d'étanchéité de l'enveloppe échappe au procédé de filtration, avec évidemment des conséquences sur les concentrations intérieures en particules.

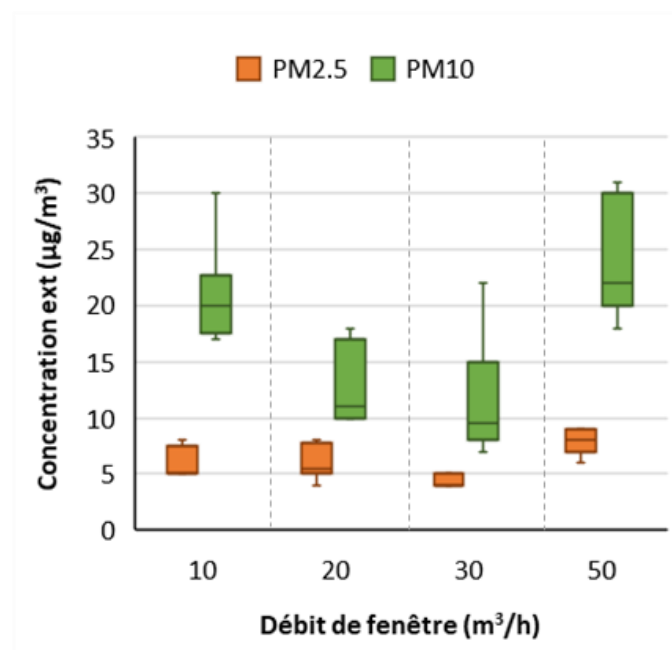


Figure III.17 : Concentrations massiques extérieures en PM<sub>2.5</sub> et PM<sub>10</sub> (station ATMO La Pallice).



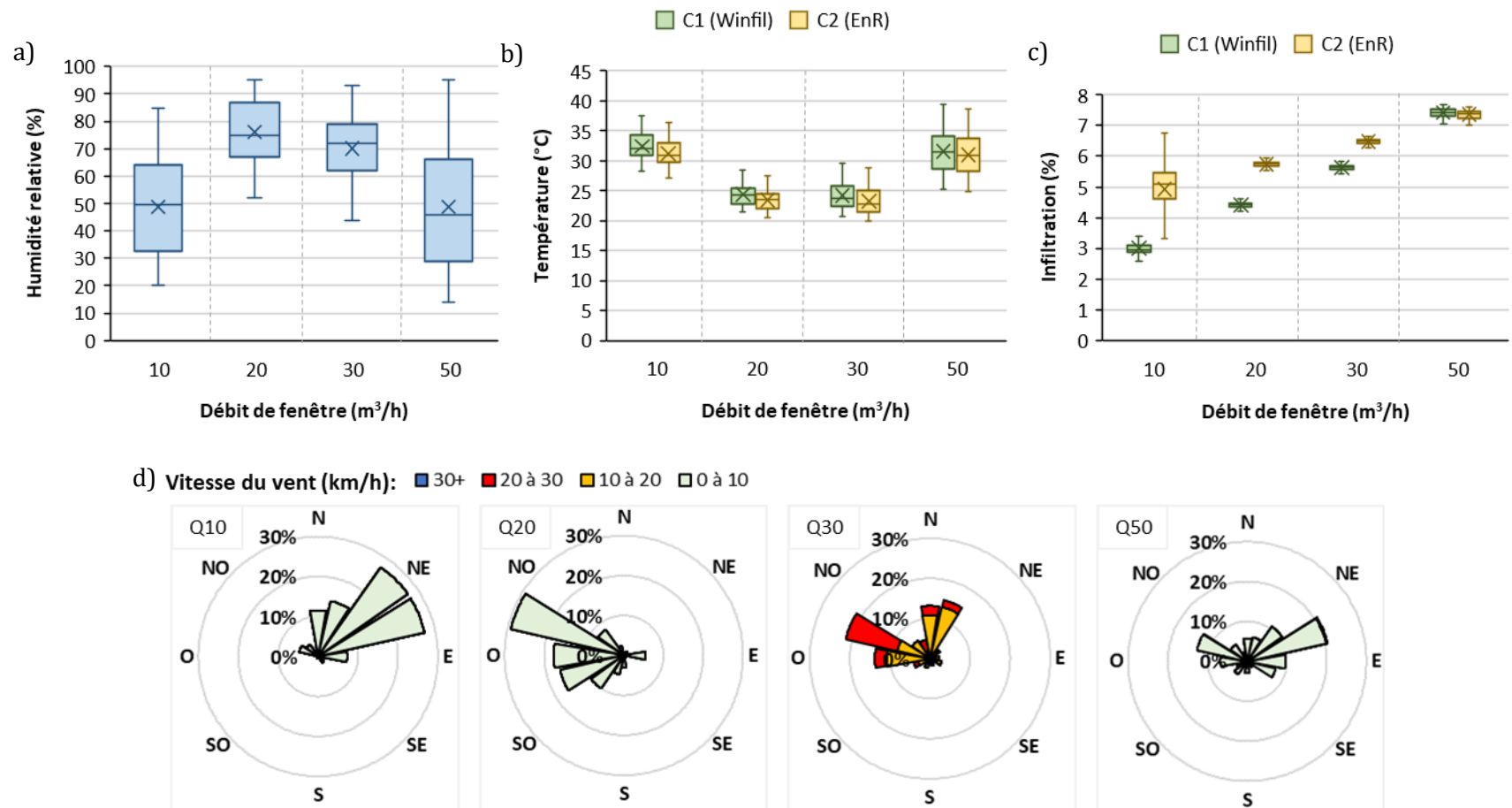


Figure III.18 : Conditions environnementales correspondant aux mesures réalisées pour les différents débits de consigne lors de la 2<sup>ième</sup> campagne de mesures : a) humidités relatives extérieures, b) températures internes, c) taux d'infiltration des cellules calculé et d) orientations et vitesses du vent. ( $\Delta t_{Q10} = \Delta t_{Q20} = \Delta t_{Q30} = 160h$ ,  $\Delta t_{Q50} = 120h$ )

Les distributions des abattements en  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  et  $PM_1$  pour chacun des débits traversant les fenêtres sont présentées sur la Figure III.19. Les principales conclusions qui en ressortent sont les suivantes :

- Malgré les infiltrations, les valeurs médianes sont toutes supérieures à 60%, avec une dispersion plus importante pour les  $PM_{10}$  que pour les  $PM_{2.5}$  et les  $PM_1$ . L'explication réside dans la faible proportion en nombre des particules de taille comprise entre 2,5 et 10  $\mu m$ , mais la forte influence de ces particules sur les concentrations massiques en  $PM_{10}$  : l'abattement calculé est très sensible à l'incertitude sur le nombre de particules de taille supérieure à 2,5  $\mu m$  qui sont mesurées dans les cellules c1 et c2.
- Les profils obtenus définissent une tendance générale  $\eta_{PM_1} > \eta_{PM_{2.5}} > \eta_{PM_{10}}$  dans la gamme de débits de ventilation étudiée.
- Les abattements sont les plus élevés avec le débit le plus faible, ce qui était attendu compte tenu des efficacités spectrales mesurées sur banc aux mêmes débits (CHAPITRE II. 2.3.1.2). En revanche, on ne distingue pas véritablement de tendance à la baisse des abattements entre 20 et 50  $m^3/h$ , alors que, d'après les mesures sur banc d'essai, l'efficacité intrinsèque de l'électrofiltre diminue clairement avec l'augmentation du débit. L'explication est donc à rechercher dans les phénomènes de coagulation et de dépôt qui font suite au passage de l'air à travers l'électrofiltre. En croisant les résultats des tests sur banc avec les éléments phénoménologiques présentés dans le chapitre IV d'une part, et les conditions environnementales décrites ci-dessus d'autre part, il est possible d'avancer l'hypothèse suivante : les concentrations en  $PM_{2.5}$  dans l'air extérieur étant similaires pour les quatre débits testés, mais la captation par le collecteur diminuant avec la vitesse de passage de l'air, l'augmentation du débit contribue à augmenter le flux de particules chargées qui est introduit dans la cellule. Les résultats présentés sur le Tableau II.13 montrent par exemple que la charge unitaire des particules est multipliée par 6 lorsque le débit passe de 10  $m^3/h$  à 50  $m^3/h$  (facteur 5), ce qui correspond donc à une multiplication par 30 du flux de particules chargées qui est émis par l'entrée d'air. L'augmentation de la concentration en particules chargées dans l'air intérieur contribue à accélérer les cinétiques de coagulation et de dépôt sur les surfaces, ce qui contrebalance la baisse d'efficacité de filtration (voir chapitre IV). Cette interprétation est confortée par les résultats qui ont été enregistrés dans le cadre de la troisième campagne (paragraphe 2.3).

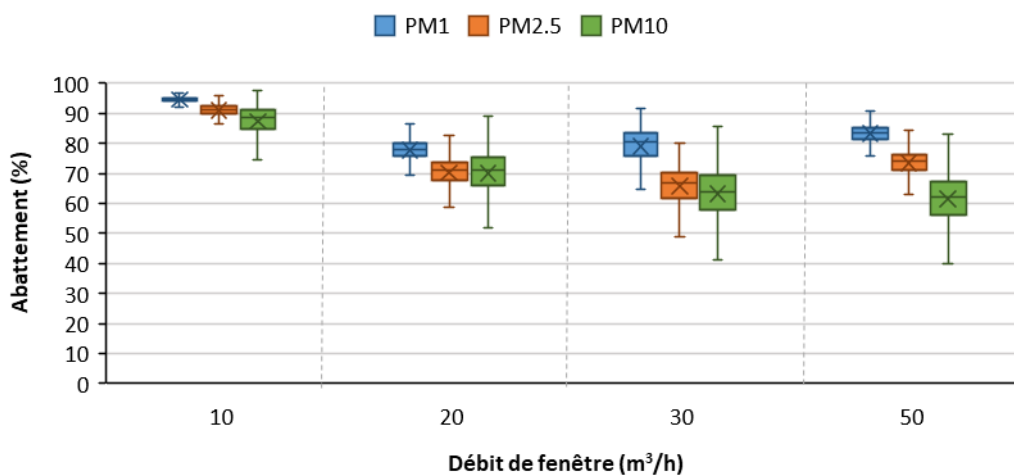


Figure III.19 : Distribution des abattements en  $PM_1$ ,  $PM_{2.5}$  et  $PM_{10}$  en fonction du débit traversant la fenêtre ( $\Delta t_{Q10} = \Delta t_{Q20} = \Delta t_{Q30} = 160h$ ,  $\Delta t_{Q50} = 120h$ ).

### 2.2.3. Problématique d'humidité

Des dysfonctionnements de l'électrofiltre liés à la formation de gouttelettes dans la fenêtre ont été observés au cours de cette seconde campagne. Après investigation, il apparaît que la condensation se produit à partir de 85% d'humidité relative dans l'air extérieur, principalement au niveau de l'entrée de la fenêtre où se situe l'ESP. Un microfilm d'eau se forme dans la zone, jusqu'à la formation de gouttes d'eau qui ruissellent le long du verre (Figure III.20.a). La présence d'eau impacte fortement l'électrofiltre puisqu'un courant de fuite s'établit au sein du collecteur, modifiant sa tension d'alimentation et générant un risque de claquage entre les plaques.

La présence de microfilm d'eau n'est pas un élément rédhibitoire à l'utilisation d'un ESP comme le prouve l'existence des WESP (Wet Electrostatic Precipitator) qui, pour d'autres domaines d'application, exploitent le ruissellement d'eau sur les plaques, mais avec une géométrie de l'électrofiltre conçue pour ne pas créer de courant de fuite entre les électrodes. Dans notre étude, la présence d'eau à la surface des plaques n'a évidemment pas été intégrée dans le prototypage. La fenêtre pariétodynamique a un comportement thermique dynamique complexe, caractérisé par des températures et des conditions hygrothermiques de l'air qui sont par essence fortement hétérogènes. À ce stade, il n'a pas été possible d'identifier les conditions qui conduisent à l'obtention d'un point de rosée en entrée de fenêtre, et de trouver des solutions de remédiation. Les mesures se sont poursuivies avec ce problème latent, ce qui a grandement réduit la quantité de données exploitables.

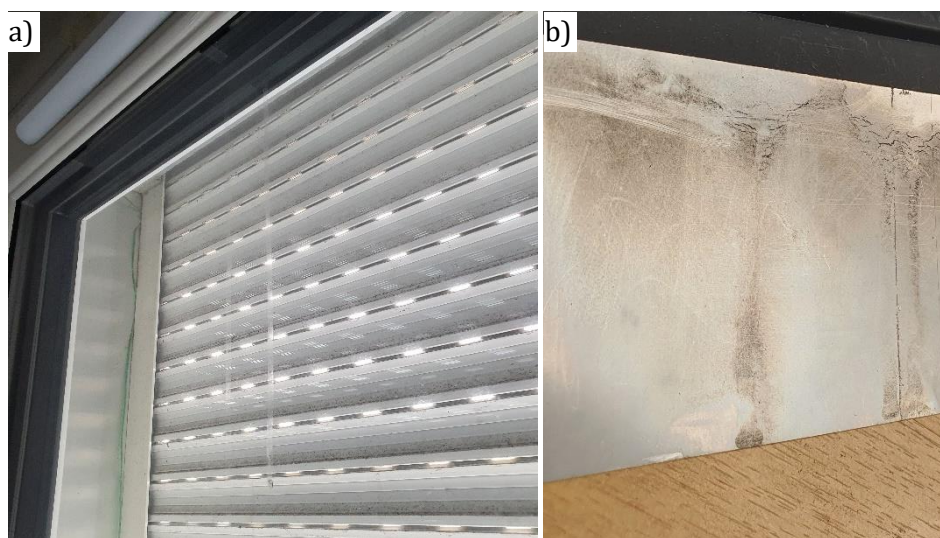


Figure III.20 : a) Gouttes d'eau ruisselant sur le vitrage depuis la zone de condensation à l'entrée de la fenêtre. b) Traces d'humidité et de formation de gouttelettes sur une plaque du collecteur.

### 2.2.4. Encrassement de l'ESP

Comme précisé précédemment, l'électrofiltre a été nettoyé de façon hebdomadaire, à l'exception de la période de 39 jours d'échantillonnage sur filtres. Ainsi, la masse déposée n'a jamais été suffisamment importante pour perturber le bon fonctionnement du procédé, ou pour altérer significativement son efficacité. Il est cependant à noter que des dépôts de couleur blanche ont été observés sur les aiguilles et la tranche des plaques du collecteur (Figure III.21). Ces dépôts n'ont pas le même aspect visuel. Les cristaux de sels sur la tranche du collecteur laissent à penser qu'ils résultent de phénomènes de condensation / évaporation en présence d'un aérosol salin, ce qui est une caractéristique du site expérimental (voir paragraphe 2.4.). La structure de la matière déposée sur l'aiguille oriente davantage vers un phénomène réactif pouvant donner lieu à la

formation de nitrate d'ammonium. Ce phénomène a déjà été observé avec des ioniseurs (Curtis et al. 2006).



Figure III.21 : Photos des dépôts blancs observés a) sur les aiguilles et b) sur la tranche d'une plaque du collecteur.

### 2.3. 3<sup>ème</sup> campagne de mesure

La troisième et dernière campagne de mesures a été réalisée un an après la deuxième, avec l'électrofiltre alimenté par les générateurs haute tension (-7 kV à l'ioniseur, + 5 kV au collecteur) de manière à pouvoir contrôler les paramètres électriques si des dysfonctionnements apparaissaient. De plus les compteurs Miniwras disposés dans les cellules ont été ajoutés en complément des capteurs OPC-N3, pour appréhender la performance de la fenêtre filtrante vis-à-vis des particules ultrafines (<0,3  $\mu\text{m}$ ). Les appareils ont été préalablement révisés et calibrés en usine avant le démarrage des mesures.

Contrairement à la campagne précédente, les mesures n'ont pas été réalisées sur des périodes continues de plusieurs jours mais sur des journées distinctes sélectionnées en fonction des prévisions météorologiques (temps sec pour éviter la condensation à l'intérieur de la fenêtre). L'électrofiltre est branché à 8 h du matin et arrêté en fin de journée. Seules les mesures en régime établi étant exploitées, le nombre d'heures de mesures pour chacun des débits de ventilation est plus faible que pour la deuxième campagne à savoir  $\Delta t_{Q10} = 14$  h,  $\Delta t_{Q20} = 16$  h,  $\Delta t_{Q30} = 41$  h,  $\Delta t_{Q40} = 12$  h et  $\Delta t_{Q50} = 15$  h.

Les conditions environnementales et les résultats des taux d'infiltration pour les essais à 10, 20, 30, 40 et 50  $\text{m}^3/\text{h}$  sont présentés sur la Figure III.22. La station de mesure ATMO Nouvelle-Aquitaine de La Pallice étant en maintenance, aucune information sur les concentrations extérieures n'est disponible sur la période de mesures. Les humidités relatives médianes enregistrées sont de 65, 58, 57, 62 et 63 %, par ordre croissant de débit, soit des niveaux d'humidité plus homogènes et globalement plus faibles que pour la deuxième campagne (à l'exception de 10  $\text{m}^3/\text{h}$ ). Les vents ont quant à eux été plus forts et d'orientations plus variables (Figure III.22.d).

Les taux d'infiltration ont été calculés à partir de la loi débit / pression mesurée à la fin de la 3<sup>ème</sup> campagne (Figure III.3, mesure d'octobre 2023). Pour la cellule c1, les valeurs médianes sont supérieures de 1 à 4,5 points à celles enregistrées au cours de la deuxième campagne (Figure III.22.c), ce qui s'explique par le vieillissement des cellules (accentuation ou apparition de nouveaux défauts d'étanchéité, voir Figure III.3) et le fait que les vents aient été plus forts.

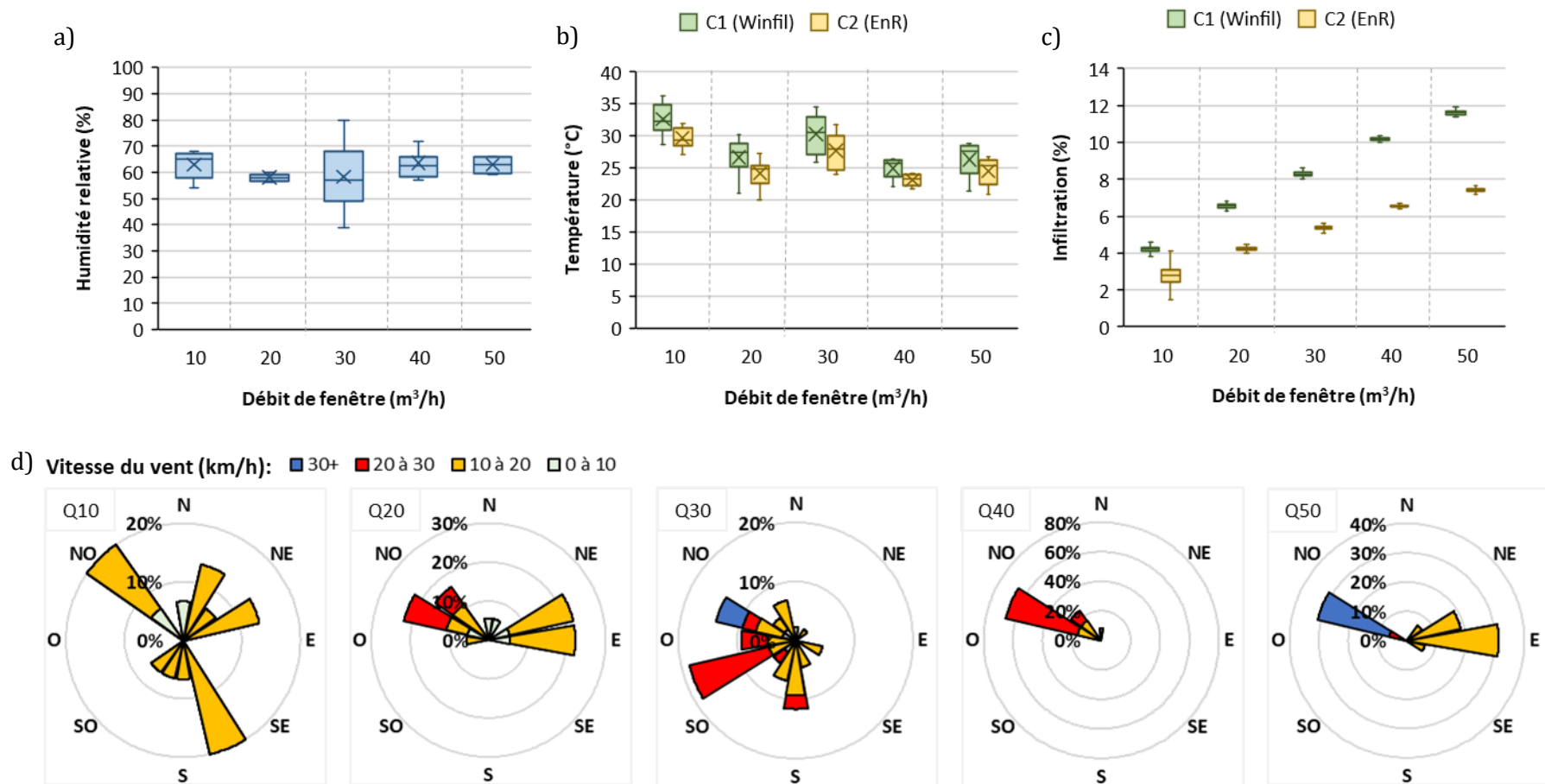


Figure III.22 : Conditions environnementales correspondant aux mesures réalisées pour les différents débits de consigne lors de la 3<sup>ème</sup> campagne de mesures : a) humidités relatives extérieures b) températures intérieures c) taux d'infiltration des cellules calculé et d) orientation et vitesse du vent. ( $\Delta t_{Q10} = 14$  h,  $\Delta t_{Q20} = 16$  h,  $\Delta t_{Q30} = 41$  h,  $\Delta t_{Q40} = 12$  h et  $\Delta t_{Q50} = 15$  h).

Les abattements massiques en PM<sub>1</sub>, PM<sub>2.5</sub> et PM<sub>10</sub> déterminés à partir des mesures par les capteurs OPC-N3 (Figure III.23.a) et par les Miniwras (Figure III.23.b) sont similaires, à l'exception des valeurs obtenues à 40 et 50 m<sup>3</sup>/h pour les PM<sub>1</sub> (respectivement 34% et 15% avec les OPC-N3, 21% et 34% avec les Miniwras). Ils se distinguent cependant des résultats enregistrés dans le cadre de la deuxième campagne par :

- Une plus forte dispersion des valeurs autour de la moyenne,
- Des niveaux d'abattement moyens et médians de 10 à 30 pourcents plus bas,
- Une décroissance nette des abattements entre 10 m<sup>3</sup>/h et 30 m<sup>3</sup>/h.

L'influence de la taille des particules est par ailleurs inversée, à savoir que les abattements calculés pour les PM<sub>10</sub> sont ici supérieurs à ceux des PM<sub>2.5</sub>, qui sont eux-mêmes supérieurs à ceux des PM<sub>1</sub>.

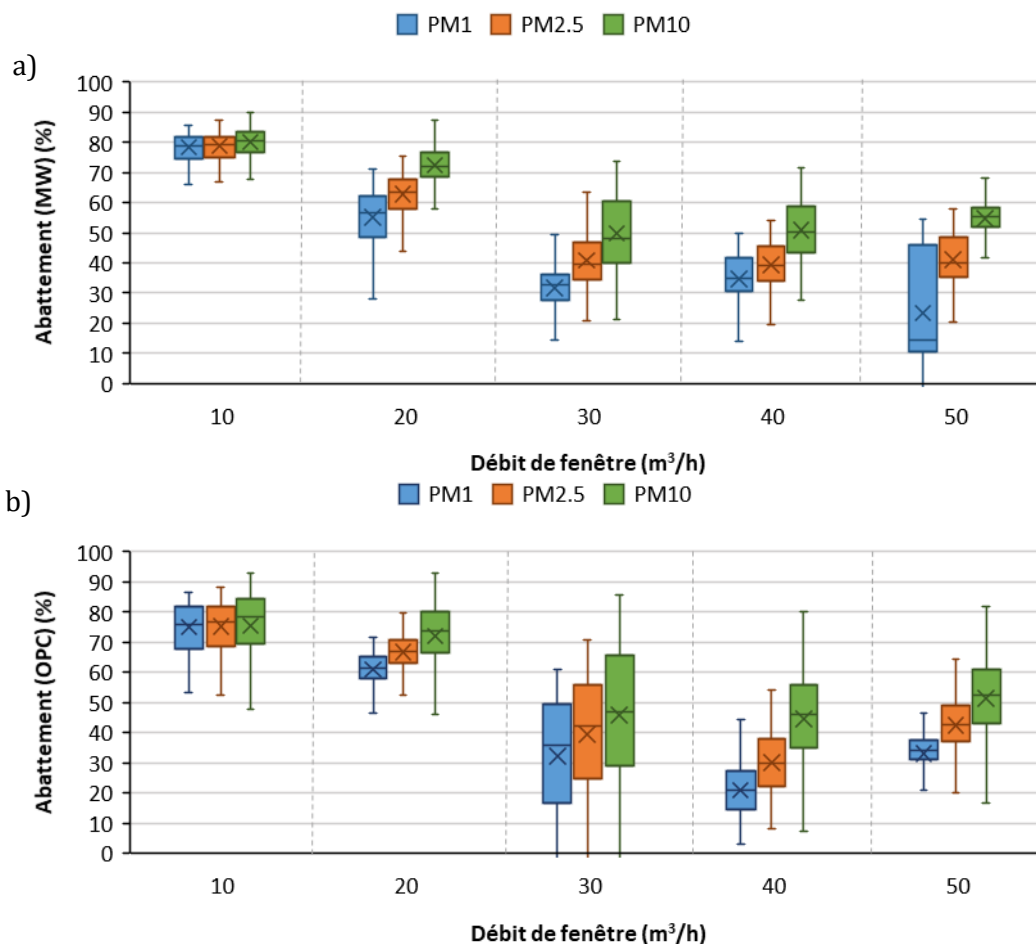


Figure III.23 : Abattements massiques mesurés par a) les Miniwras et b) les OPC-N3, pour les différents débits traversant la fenêtre ( $N_{Q10} = 14$  h,  $N_{Q20} = 16$  h,  $N_{Q30} = 41$  h,  $N_{Q40} = 12$  h et  $N_{Q50} = 15$  h).

Pour compléter l'information, l'abattement fractionnel a été déterminé à partir des concentrations en nombre mesurées par les capteurs OPC-N3 (Figure III.24.a) pour les particules de taille supérieure à 0,3  $\mu$ m, et par les Miniwras pour les particules de taille inférieure à 0,3  $\mu$ m (Figure III.25.a). Les incertitudes basées sur l'écart-type sont importantes et ne sont pas représentées pour ne pas brouiller la lecture des graphiques.

Le constat qui ressort de la Figure III.24.a est une augmentation de l'abattement avec l'augmentation de la taille des particules, soit des profils d'abattement similaires aux profils d'efficacité fractionnelle déterminés sur banc d'essai pour cette tranche granulométrique (Figure



II.43). On note toutefois que les abattements mesurés sont jusqu'à 15 points plus faibles que les efficacités dans l'intervalle 0,3-1  $\mu\text{m}$ , ce qui fait que l'augmentation des abattements avec la taille des particules est plus marquée que celle de l'efficacité (Figure III.24.b qui correspond à l'extraction de la Figure II.43 pour l'intervalle de taille analysé ici). Par ailleurs, les abattements sont supérieurs à 50  $\text{m}^3/\text{h}$  qu'à 40  $\text{m}^3/\text{h}$ , et à 40  $\text{m}^3/\text{h}$  qu'à 30  $\text{m}^3/\text{h}$ , soit une influence du débit qui est inversée par rapport à celle observée pour les efficacités de filtration. Dans la gamme de taille étudiée (0,3-10  $\mu\text{m}$ ), les nombres totaux de particules détectées dans les cellules c1 et c2 ( $C_{\text{tot1}}$  et  $C_{\text{tot2}}$ , voir Figure III.26), conduisent à un abattement global en nombre proche de 75 % à 10  $\text{m}^3/\text{h}$ , mais qui n'est plus que de 30% à 40  $\text{m}^3/\text{h}$ .

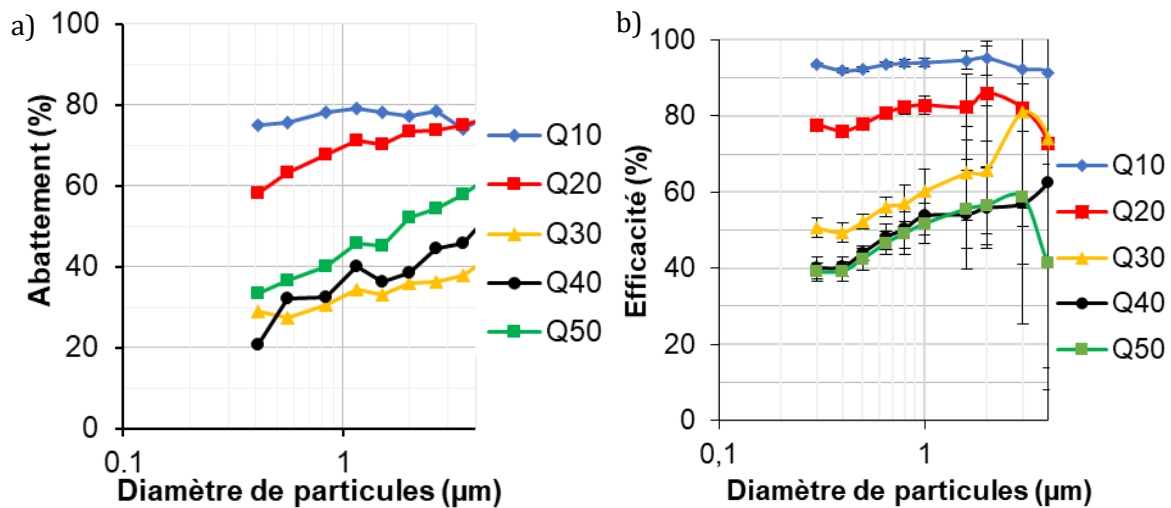


Figure III.24 : a) Abattements fractionnels dans le domaine 0,3 - 10  $\mu\text{m}$ , déterminés à partir des concentrations en nombres mesurées par les capteurs OPC-N3. b) Efficacités fractionnelles mesurées pour des particules de KCl dans le même intervalle granulométrique (pas de mesures pour  $d_p > 4 \mu\text{m}$ ).

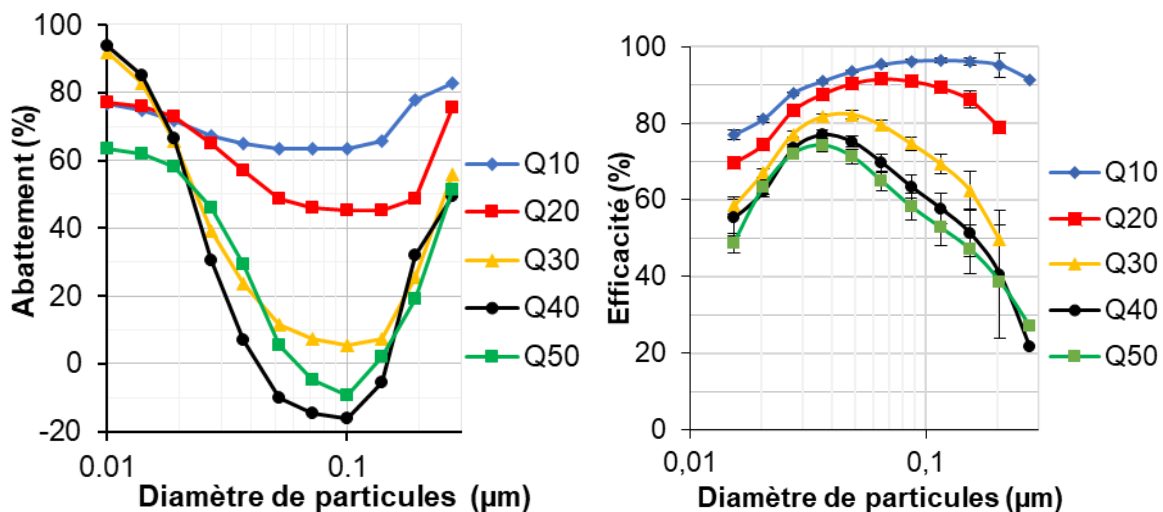


Figure III.25 : a) Abattements fractionnels pour les particules de taille inférieure à 0,3  $\mu\text{m}$ , déterminés à partir des concentrations en nombre mesurées par les Miniwras. b) Efficacités fractionnelles mesurées pour le même intervalle granulométrique.

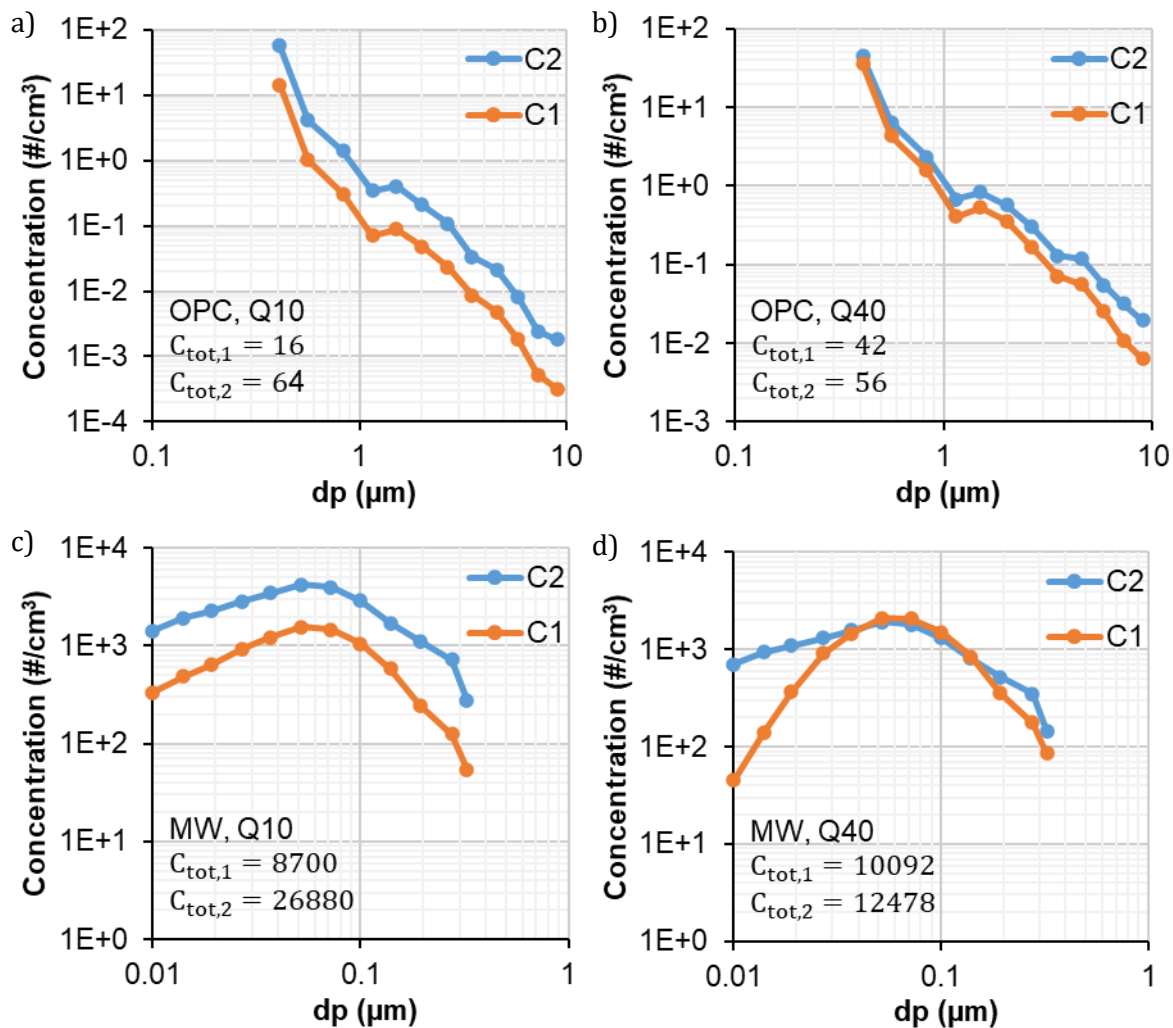


Figure III.26 : Moyennes des concentrations en nombre mesurées dans les cellules c1 et c2 avec les capteurs OPC-N3 (gamme 0,3-10  $\mu\text{m}$ , OPC) et les Miniwras (gamme 0,01-0,3  $\mu\text{m}$ , MW) pour des débits traversant la fenêtre de : a) 10  $\text{m}^3/\text{h}$  (OPC), b) 40  $\text{m}^3/\text{h}$  (OPC), c) 10  $\text{m}^3/\text{h}$  (MW), d) 40  $\text{m}^3/\text{h}$  (MW).

Dans le domaine nanométrique élargi aux particules de taille inférieure à 0,3  $\mu\text{m}$ , la Figure III.25.a présente des profils d'abattement fractionnel qui sont radicalement différents des profils d'efficacité fractionnelle mesurés dans le même intervalle granulométrique (Figure III.25.b extraite de la Figure II.43). Elle montre également un impact de la fenêtre filtrante sur les concentrations intérieures en particules qui est radicalement différent à faible débit (10  $\text{m}^3/\text{h}$ ) qu'à débit élevé (40  $\text{m}^3/\text{h}$ ).

Dans le premier cas, les concentrations moyennes sont plus élevées dans c2 que dans c1 pour toutes les tranches granulométriques (Figure III.26.c). Cela se traduit par des abattements en nombre compris entre 60 et 80%, avec un profil spectral qui présente une inflexion entre 0,015 et 0,2  $\mu\text{m}$  (Figure III.25.a). Ces abattements sont inférieurs aux efficacités mesurées sur banc avec l'aérosol de KCl (Figure III.25.b).

À 40  $\text{m}^3/\text{h}$ , l'écart de concentrations entre c1 et c2 est encore plus important dans la classe granulométrique correspondant aux plus petites particules mesurables, mais il diminue ensuite avec l'augmentation de la taille des particules, jusqu'à devenir nul autour de 0,04  $\mu\text{m}$ , et même à s'inverser entre 0,04 et 0,15  $\mu\text{m}$ , avant de croître à nouveau (Figure III.26.d). Il en résulte un profil d'abattement spectral en forme de cloche inversée, similaire à celui observé à 10 et à



20 m<sup>3</sup>/h, mais avec une inflexion beaucoup plus forte caractérisée par des valeurs négatives d'efficacité, c'est-à-dire une augmentation des concentrations par l'utilisation de la fenêtre filtrante (Figure III.25.a). Pour les plus petites particules, l'abattement est sensiblement le même que l'efficacité de la fenêtre pour un débit de 10 m<sup>3</sup>/h. Mais il devient supérieur à l'efficacité pour  $Q \geq 20$  m<sup>3</sup>/h, avec un écart qui s'accroît quand le débit augmente. On relève ainsi un écart de plus de 30 points à  $Q = 50$  m<sup>3</sup>/h.

Ces observations s'expliquent par un glissement de la répartition granulométrique vers les diamètres plus élevés. Ceci concourt une nouvelle fois à mettre en évidence les effets de la coagulation, dont les cinétiques dépendent de la densité de particules chargées dans l'air intérieur, et donc du débit d'air passant à travers l'électrofiltre (voir paragraphe 2.2.2). Dans les classes granulométriques correspondant aux plus petites particules, la contribution nette de la coagulation correspond à une perte de matière (le flux créé par le regroupement de particules plus petites est inférieur au flux éliminé par la coagulation des particules appartenant à la classe granulométrique observée), ce qui contribue à accentuer l'abattement suscité par l'électrofiltration et les dépôts. À l'inverse, pour les classes granulométriques supérieures, la contribution nette de la coagulation est une augmentation du nombre de particules qui contrebalance les effets de la filtration et des dépôts, au point même de devenir le phénomène dominant (concentrations plus élevées dans la cellule c1 que dans la cellule c2).

#### 2.4. Composition chimique et potentiel oxydant des PM<sub>10</sub>

La collecte des PM<sub>10</sub> sur filtre a été réalisée en parallèle des mesures d'abattement lors de la seconde campagne afin de caractériser l'influence de l'ESP vis-à-vis de la composition chimique des PM et de leur impact sanitaire éventuel (potentiel oxydant). Trois prélèvements ont été réalisés sur 7 jours et un prélèvement sur 39 jours, à la fois sur des filtres en téflon et sur des filtres en quartz pour permettre l'analyse d'une plus grande diversité d'espèces chimiques (paragraphe I.0). Le Tableau III.6 présente les pesées des masses déposées sur les filtres en téflon. Le doublement des prélèvements pour l'échantillon 3, et le choix d'étendre la durée de prélèvement à 39 jours pour l'échantillon 4, sont liés aux incohérences constatées des pesées correspondant aux échantillons 1 et 2 (voir ci-dessous).

Les filtres en quartz n'ont pas été pesés pour ne pas que le protocole afférent à cette pesée impacte les mesures (adsorption ou volatilisation de matière organique pendant les 48 heures de stabilisation précédant la 1<sup>ère</sup> pesée).

Tableau III.6 : Pesée des masses de PM<sub>10</sub> déposées sur les filtres en téflon.

Échantillon	Durée (jours)	Cellule 1 (µg)	Cellule 2 (µg)	Extérieur (µg)
1	7	170	145	715
2	7	145	105	735
3	7	220    160	160    100	680    690
4	39	1260	705	5005

Lors de l'analyse des filtres et de l'interprétation des résultats nous avons été confrontés à deux difficultés :

- La faible masse en particules déposées, liée à une faible concentration en particules dans l'air et à un temps d'échantillonnage réduit ;
- Une incohérence entre les concentrations mesurées dans les cellules par les capteurs OPC et les masses de particules collectées sur les filtres. En effet, les compteurs optiques indiquent une concentration en PM<sub>10</sub> plus faible dans la cellule c1, équipée de l'ESP, que

dans la cellule c2. Or, les pesées montrent des masses prélevées qui sont systématiquement plus importantes sur les filtres de la cellule c1 que sur ceux de la cellule c2 (Tableau III.6). Plusieurs actions ont été menées pour tenter de trouver une explication à ces résultats, sans succès. Le fonctionnement des préleveurs a d'abord fait l'objet d'une vérification complète à la fin de la 2<sup>ième</sup> série d'échantillonnage ; aucun dysfonctionnement n'a été constaté. Pour l'échantillon 3, les préleveurs ont été interchangés entre les cellules, et les prélèvements ont été doublés, sans impact sur la tendance observée (masse de PM10 collectée dans c1 supérieure à celle collectée dans c2). Enfin, pour l'échantillon 4, la durée de prélèvement a été portée à 39 jours afin d'augmenter la quantité de particules déposées sur le filtre et de réduire ainsi les incertitudes liées aux limites de détection des appareils. Là encore les pesées indiquent une masse de particules collectées plus importante dans c1 que dans c2.

En l'absence d'explications et a fortiori de moyens de correction des pesées qui pourraient être jugées incorrectes, nous avons été amenés à reconstituer la concentration en PM<sub>10</sub> dans la cellule c1 à partir de la spéciation chimique d'éléments majoritaires. Cette méthodologie de reconstruction est classiquement utilisée dans le cadre d'études de l'aérosol atmosphérique lorsque les masses des particules ne sont pas mesurées par des appareils de référence telle que les TEOM (Waked et al. 2014; Favez et al. 2021). La formule de reconstruction de la concentration massique est la suivante :

$$PM_{10} = EC + 1,8 OC + 3 Na^+ + 10 Ca^{2+} + NO_3^- + nss SO_4^{2-} + NH_4^+ \quad \text{Eq.III.7}$$

Où *nss* désigne la quantité stœchiométrique de sels non marins (non sea salt), OC le carbone organique et EC le carbone élémentaire.

- **Profil chimique des PM<sub>10</sub>**

La concentration en PM<sub>10</sub> reconstituée a été utilisée pour déterminer le profil chimique de l'aérosol dans la cellule c1. Dans la cellule c2, le profil chimique n'a pas pu être déterminé puisque les concentrations en ions n'ont pas été mesurées (pas d'échantillonnage sur filtre en quartz dans la cellule c2). Les proportions des éléments majeurs qui composent les PM<sub>10</sub> dans l'air extérieur et dans la cellule c1 ont été déterminées à l'aide de l'équation III.7 ; les résultats sont présentés sur la Figure III.27. Les proportions de masse de nature non déterminée dans les PM<sub>10</sub> extérieures varient 8,7 et 35%, soit des valeurs classiques pour ce type de mesures. La proportion de matière manquante pour équilibrer le bilan massique est systématiquement plus faible dans l'air intérieur que dans l'air extérieur ; elle est au maximum de 16,9%.

La comparaison des proportions d'éléments majeurs dans les PM<sub>10</sub> de l'air extérieur et de la cellule 1 permet une première évaluation de l'impact de la fenêtre filtrante sur le profil chimique de l'aérosol, avec toutes les précautions d'interprétations nécessaires du fait du faible nombre d'échantillons et du manque d'information concernant l'environnement direct des prélèvements (aucune mesure complémentaire permettant par exemple d'étayer des hypothèses sur l'origine des phénomènes observés). Le premier fait notoire qui ressort de la Figure III.27 est que la fraction majoritaire des PM<sub>10</sub> est la matière organique (OM), qui est estimée à partir du carbone organique mesuré : les proportions massiques de l'OM sont comprises entre 33% et 86% pour l'ensemble des échantillons. On constate surtout une augmentation du ratio OC/EC entre l'extérieur et l'intérieur, ce qui peut être dû à une génération d'aérosol secondaire à partir de la matière organique, ou le résultat de phénomènes d'adsorption de composés organiques volatils sur les filtres en air intérieur. Il est alors nécessaire de caractériser plus finement le degré d'oxydation de la matière organique par la quantification de quelques composés comme les acides organiques (voir l'analyse des facteurs d'enrichissement ci-après).

Des proportions importantes d'ions chlorure et d'ions sodium ont été quantifiées au sein de la fraction ionique. Les ratios Cl/Na calculés pour les différents échantillons en air extérieur sont proches des valeurs de l'aérosol marin à savoir  $1,5 \pm 0,5$  (Yoshizue et al. 2019) ce qui est cohérent avec la typologie du site (paragraphe 1.1). Ce ratio est plus faible en air intérieur qu'en air extérieur, principalement en raison de l'appauvrissement en  $Cl^-$ . Il s'explique par des conditions de température et d'humidité relative qui favorisent la volatilisation de ce composé sous sa forme acide HCl lors de prélèvement de plusieurs jours (Rissler et al. 2023). Ce phénomène est particulièrement marqué pour l'échantillon de la cellule c1 du 29/07 au 05/09 qui possède un ratio Cl/Na très faible. Il est confirmé par la proportion massique de sulfate qui est plus élevée dans le profil chimique moyen des  $PM_{10}$  de la cellule c1 (15,6 %), indiquant un aérosol salin modifié ou vieilli par des phénomènes réactifs.

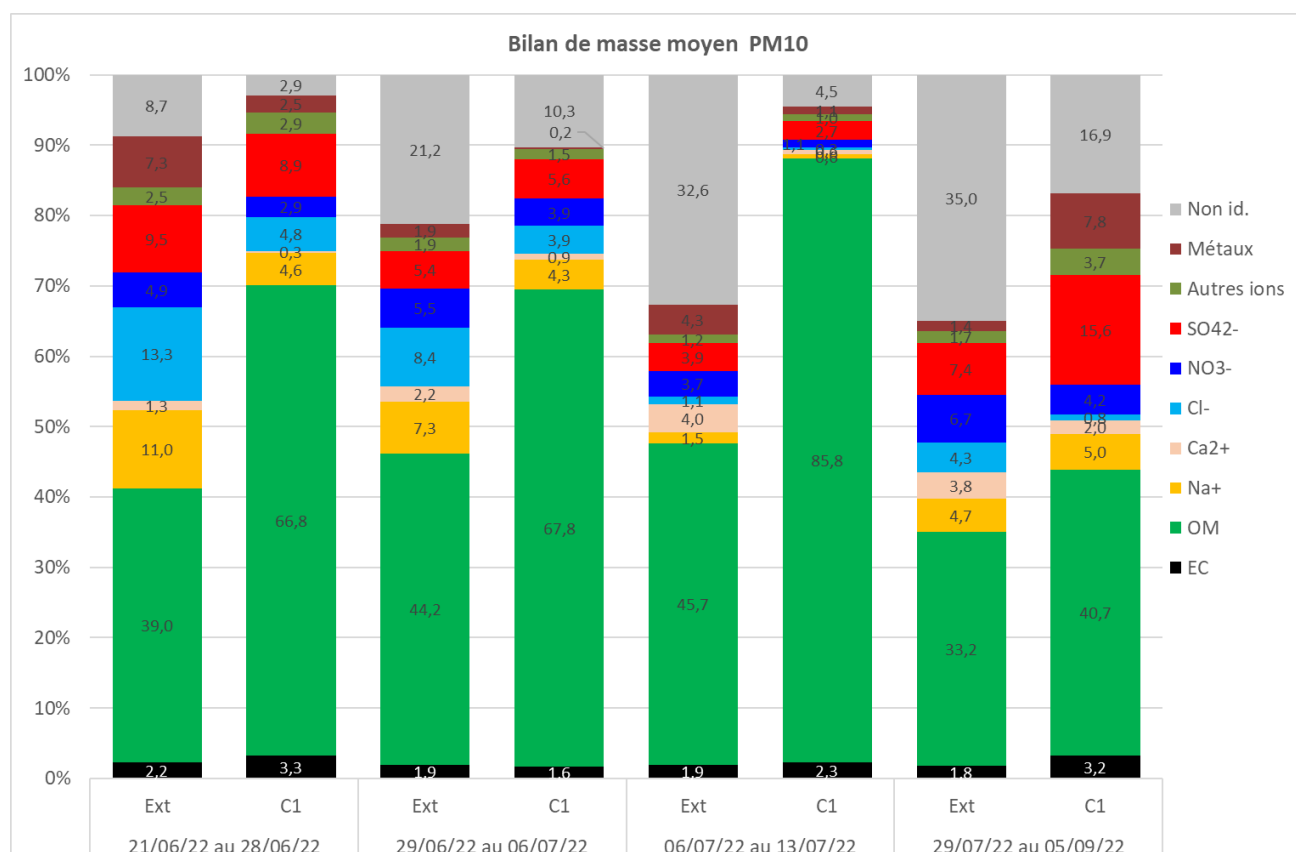


Figure III.27 : Bilan massique moyen de la composition chimique globale des particules collectées en air extérieur (Ext) et dans la cellule c1 (avec fenêtre WINFIL) du 21/06/22 au 05/09/22.

L'ensemble de ces résultats semble donc indiquer une variation du profil chimique des particules entre l'extérieur et l'intérieur de la cellule c1, mais des analyses plus fines sont nécessaires pour statuer clairement sur le rôle effectif de la fenêtre filtrante dans ce changement de profil des  $PM_{10}$ . Une première approche a été réalisée au travers de l'analyse des facteurs d'enrichissement sur la fraction métallique et la fraction organique des particules.

- **Facteurs d'enrichissement des métaux et composés organiques**

Le facteur d'enrichissement (FE) d'une espèce X est calculé par la relation :

$$FE_X = \frac{X_{éch}/R_{éch}}{X_{fond}/R_{fond}} \quad \text{Eq.III.8}$$

Avec  $X_{ech}$  et  $X_{fond}$  les concentrations de X dans l'échantillon intérieur et l'échantillon extérieur. Ces concentrations sont normalisées par la concentration de l'ensemble des espèces quantifiées (notée R), soit la fraction métallique pour les métaux ou la fraction organique pour les acides organiques. Un facteur d'enrichissement ou d'appauvrissement compris entre 0,1 et 10 correspond à un enrichissement non significatif de l'aérosol prélevé en air intérieur par rapport à l'extérieur.

Les facteurs d'enrichissement des métaux et des composés organiques dans les cellules, par rapport à l'extérieur, sont présentés en Figure III.28 et en Figure III.29. Les facteurs d'enrichissement des espèces métalliques quantifiées sont tous compris entre 0,1 et 10, à l'exception de celui du zirconium dans la cellule 2, pour l'échantillon 2. Pour les prélèvements d'une durée de 7 jours, les FE de certains métaux peuvent être très différents entre la cellule 1 et 2. Ces différences peuvent s'expliquer par des différences de limite de quantification suivant les espèces, qui ont en particulier une forte influence sur les masses faibles et proches des limites de détection de l'appareil. Nous pouvons noter que pour l'échantillon 4, qui correspond à la période de prélèvement la plus longue (39 jours), les facteurs d'enrichissement des métaux dans les cellules 1 et 2 sont plus proches les uns des autres. Les filtres contiennent beaucoup plus de matière particulaire. Les limites de détection sont largement dépassées, ce qui rend plus robuste le calcul de l'enrichissement et confirme qu'il n'y a pas d'enrichissement d'une espèce particulière dans la cellule 1 (fenêtre WINFIL) par rapport à la cellule 2.

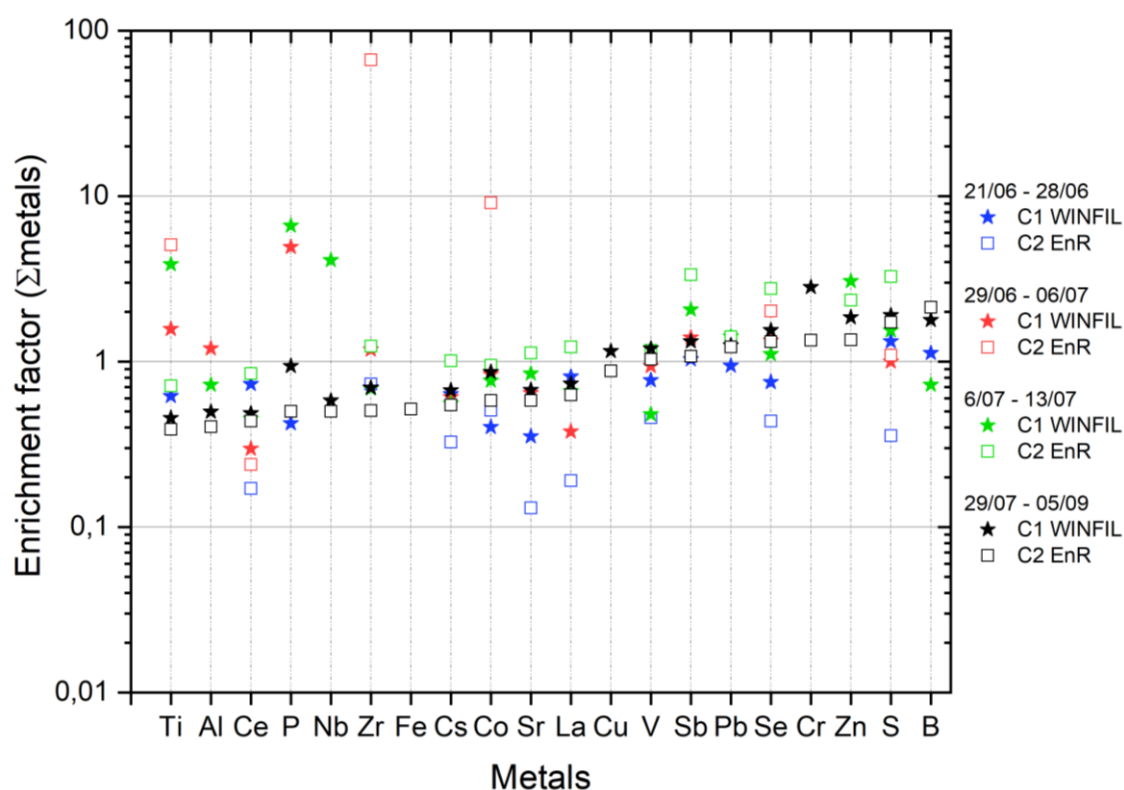


Figure III.28 : Facteurs d'enrichissement des métaux dans les cellules c1 (WINFIL) et c2 (EnR).

Les acides organiques sont des marqueurs d'oxydation de l'aérosol. Les facteurs d'enrichissement dans la cellule 1 montrent qu'il n'y a pas d'enrichissement de ces substances lors du transfert de l'aérosol dans l'air intérieur, à l'exception de l'acide benzoïque (Figure III.29). L'acide benzoïque est un acide carboxylique aromatique dérivé du benzène, qui est classiquement utilisé pour masquer l'odeur ou pour donner une odeur à un produit. Il est possible que cet enrichissement soit dû à une source interne aux cellules (revêtement ou produits d'entretien). Il peut aussi

résulter d'une réaction chimique au passage du plasma, ou d'une réaction chimique avec l'ozone, puisque l'acide benzoïque est un des composés terminaux des processus d'oxydation des COV. La spéciation des espèces organiques (filtre quartz) n'ayant été effectuée que dans la cellule 1, il n'est pas possible de confirmer ces hypothèses ou d'en privilégier une par rapport à l'autre. Des mesures dans la cellule 2 auraient été nécessaires.

Le facteur d'enrichissement inférieur à 0,1 pour l'acide 3-hydroxybutyrique (échantillon 2) ne traduit pas nécessairement un appauvrissement de cette substance dans l'air intérieur. Les quantités prélevées sont proches de la limite de détection de la substance, ce qui explique la grande variabilité des FE mesurés.

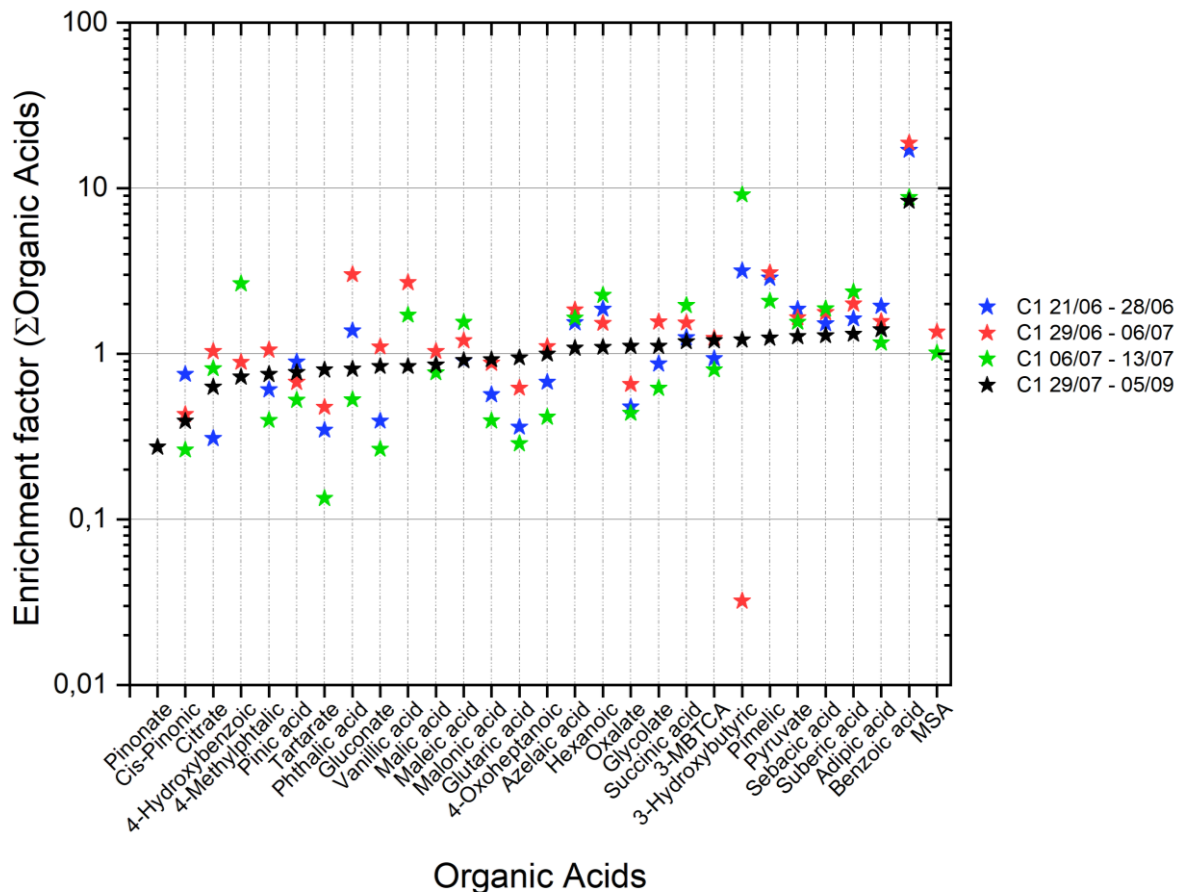


Figure III.29 : Facteur d'enrichissement des composés organiques dans la cellule 1.

- **Potentiel oxydant extrinsèque et intrinsèque des particules collectées**

Le potentiel oxydant d'un aérosol est déterminé par la consommation d'un réactant au contact des particules. Comme indiqué dans le chapitre I, la mesure peut être rapportée à la masse de particules prélevées sur filtre ( $M$ ), ou au volume d'air échantillonné ( $V$ ), définissant respectivement le potentiel oxydant intrinsèque ( $PO_m$ ) et le potentiel oxydant extrinsèque ( $PO_v$ ). On a donc :

$$PO_m = \frac{cAO - cAO_{blanc}}{M} \quad \text{Eq.III.9}$$

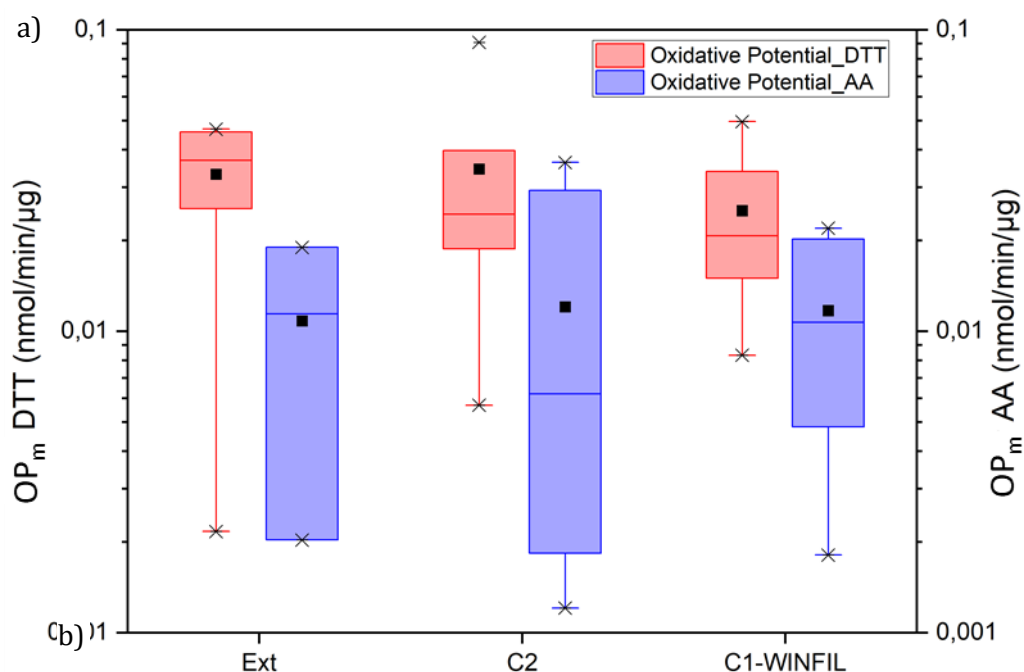
Et

$$PO_v = \frac{cAO - cAO_{blanc}}{V} \quad \text{Eq.III.10}$$

Où  $cAO$  et  $cAO_{blanc}$  désignent la consommation de réactant, respectivement de l'échantillon et des blancs.

Deux réactants ont été utilisés pour la mesure du PO de manière à intégrer un ensemble large de compositions chimiques : le test du PO pour l'acide ascorbique (AA) est plus sensible aux espèces métalliques tandis que le test du PO pour le dithiothreitol (DDT) répond plus fortement aux variations de profil chimique de la matière organique.

Les résultats de PO intrinsèque qui sont présentés sur la Figure III.30.a ont été obtenus en prenant la masse de  $PM_{10}$  mesurées sur les filtres, en dépit des interrogations qui subsistent quant à leur cohérence. Ils montrent des  $PO_m$  DTT et  $PO_m$  AA similaires entre les particules collectées à l'extérieur et à l'intérieur des cellules 1 et 2, ce qui tend à indiquer que la toxicité des particules (potentiel inflammatoire des cellules pulmonaires) n'est pas impactée par le passage de l'air à travers l'électrofiltre. Le fonctionnement en polarité négative est pourtant le plus critique du point de vue du PO puisqu'il conduit à une plus forte production d'ozone dans l'air. Il est important de noter que les valeurs de PO obtenues sont très faibles et de l'ordre de grandeur des valeurs de PO mesurées sur des sites de fond ruraux tels que ceux de l'Observatoire Pérenne de l'Environnement (Borlaza et al. 2022).



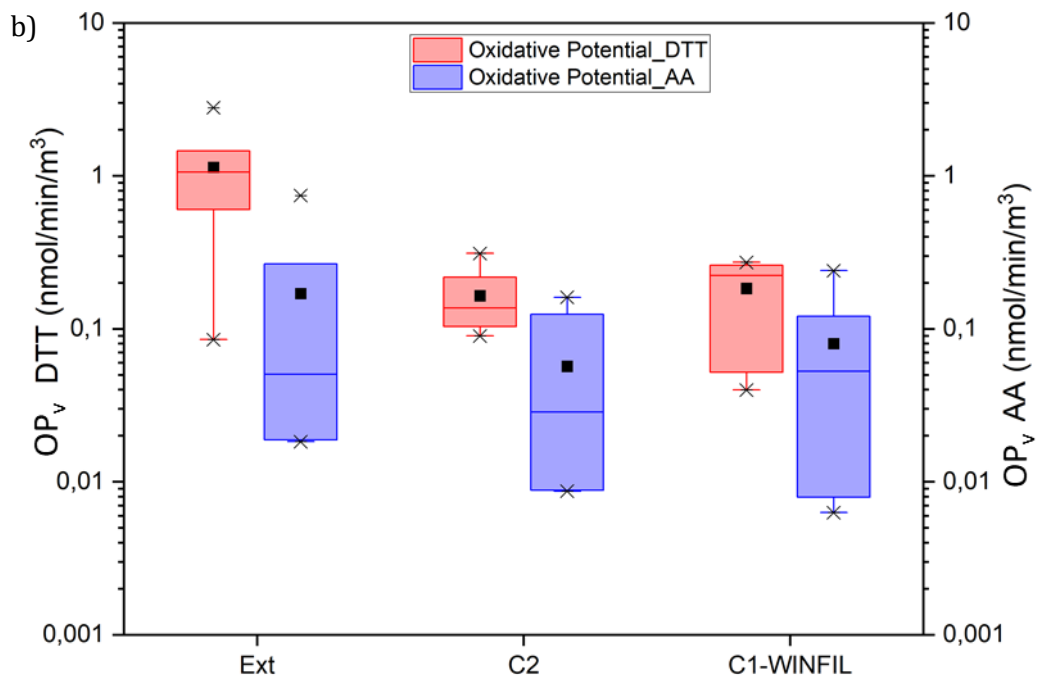


Figure III.30 : Potentiel oxydant a) intrinsèque (nmol/min/ $\mu\text{g}$ ) et b) extrinsèque (nmol/min/ $\text{m}^3$ ) des échantillons collectés sur les 3 sites (ext, c1 et c2).

Concernant le PO extrinsèque, on observe un  $\text{PO}_v$  qui est similaire dans les 2 cellules, et inférieur à celui mesuré à l'extérieur (Figure III.30.b). Les écarts sont plus marqués pour le  $\text{PO}_v$  DTT que pour le  $\text{PO}_v$  AA. Le PO extrinsèque dépend du PO intrinsèque de l'aérosol et de sa concentration dans l'air. Les valeurs de  $\text{PO}_m$  étant quasi-identiques à l'extérieur et à l'intérieur des cellules (Figure III.30.a), les écarts de  $\text{PO}_v$  entre l'extérieur et l'intérieur traduisent le fait que les concentrations en  $\text{PM}_{10}$  sont plus faibles dans l'air l'intérieur que dans l'extérieur, compte tenu des dépôts sur les surfaces et de la filtration par le procédé.

Ces approches d'impact sanitaire du procédé par l'utilisation de la mesure du PO sont actuellement uniques dans la littérature, et il apparaît difficile de conclure précisément. Mais tout semble indiquer que le procédé ESP n'a pas d'influence forte sur la chimie de l'aérosol filtré en air intérieur, ce qui valide en partie son innocuité vis-à-vis des occupants.

### 3. Discussion

Il était prévu de caractériser le fonctionnement de la fenêtre filtrante dans les conditions opératoires jugées optimales à partir des tests d'efficacité, et sur des périodes suffisamment longues pour disposer de mesures dans des conditions environnementales variées. Finalement, les données exploitables sont moins nombreuses qu'escomptées, ce qui limite inévitablement la robustesse des analyses et des interprétations qui peuvent être faites. Les deux campagnes de mesures au cours desquelles les concentrations intérieures en particules ont été mesurées simultanément dans les deux cellules, à savoir les campagnes 2 et 3, ont donné lieu à des résultats sensiblement différents, tant en termes de niveaux médians d'abattement que d'évolution de l'abattement en fonction du débit d'air traversant la fenêtre. Trois facteurs peuvent potentiellement expliquer ces différences.

Le premier est la polarité du collecteur, qui a été inversée suite au remplacement de la carte par les générateurs haute tension (fonctionnement à -5 kV lors de la 2<sup>ème</sup> campagne de mesures et à +5 kV lors de la troisième). Toutefois, les résultats présentés dans le paragraphe 2.2.1.1 du chapitre II tendent à démontrer que la polarité n'a pas d'influence significative sur l'efficacité spectrale de l'électrofiltre. Et il n'y a pas non plus de raisons de penser que l'inversion de tension du collecteur puisse impacter les cinétiques de coagulation et de dépôt dans l'ambiance intérieure. Les éléments présentés dans le chapitre IV indiquent que ces phénomènes dépendent de la charge des particules mais pas de leur polarité, si elle est unique.

Le deuxième facteur à considérer est l'orientation des vents, qui a été nettement plus variée au cours de la 3<sup>ème</sup> que de la 2<sup>ème</sup> campagne de mesures. Comme expliqué dans le paragraphe 1.1.2, les concentrations ainsi que la distribution granulométrique et la nature des particules en suspension sur le site expérimental sont sensibles à l'orientation du vent. Si l'efficacité de charge dépend de la composition chimique de l'aérosol, l'efficacité de filtration comme les phénomènes de coagulation et de dépôt qui s'ensuivent peuvent être significativement impactés par les variations des conditions de vent, donnant lieu aux variations temporelles de l'abattement qui caractérisent la 3<sup>ème</sup> campagne de mesures. Les analyses de la composition chimique de l'aérosol des cellules 1 et 2 ne permettent pas d'appuyer cette hypothèse, par la mise en évidence d'éléments dont les teneurs seraient très différentes dans les deux cellules. Mais l'hypothèse ne peut pas non plus être écartée puisque les prélèvements n'ont été réalisés qu'à l'occasion de la 2<sup>ème</sup> campagne, caractérisée par des orientations de vent relativement stables.

Le troisième et dernier facteur susceptible d'expliquer les différences d'abattement observés entre les deux campagnes de mesures est la dégradation dans le temps de l'étanchéité à l'air de l'enveloppe des cellules, qui est objectivée par les mesures réalisées et les taux d'infiltration calculés, mais aussi peut-être de la fenêtre elle-même. Les nombreuses manipulations effectuées pour nettoyer l'électrofiltre et tenter de percer le mystère de la condensation, combinées aux phénomènes naturels de dilatation / rétraction sous l'effet des variations de température, ont en effet pu générer des défauts d'étanchéité qui contribuent à faire qu'une partie de l'air de ventilation bypass le collecteur. Cette hypothèse est plausible dans le sens où elle expliquerait à la fois la baisse globale des abattements constatée à l'occasion de la dernière campagne, leur tendance régulière à la baisse quand le débit de ventilation augmente (augmentation de la pression différentielle conduisant à une part plus importante du débit de bypass de l'ESP), et l'inversion de l'ordre des abattements pour les PM<sub>1</sub>, les PM<sub>2.5</sub> et les PM<sub>10</sub> (passage préférentiel des petites particules à travers le défaut d'étanchéité). Un test d'injection de fumées de glycol (grosses particules) au niveau de l'entrée d'air a été réalisé. Il n'a pas permis de visualiser de voie de pénétration directe de l'air dans les cellules par la partie haute de la fenêtre.



Indépendamment des différences d'abattement constatées, les mesures montrent qu'il n'y a pas nécessairement de lien direct entre les efficacités spectrales mesurées dans le cadre des essais sur banc, et les abattements des concentrations intérieures en particules observés *in situ*. L'abattement dépend évidemment de l'efficacité de l'électrofiltre, mais aussi des phénomènes de coagulation et de dépôt dans l'air intérieur. Or, ces phénomènes :

- Sont couplés entre eux, puisque les flux déposés dépendent de la taille des particules et donc des effets de la coagulation, et qu'inversement les flux coagulés dépendent des concentrations en particules dans l'air, et donc des flux déposés sur les surfaces ;
- Dépendent de la ventilation et du fonctionnement de l'électrofiltre, qui déterminent conjointement les concentrations et la densité de charges dans l'air intérieur, soit les deux principaux paramètres conditionnant les processus de coagulation et de dépôt.

L'abattement pour un débit de ventilation et une classe granulométrique donnés est donc le résultat d'un équilibre complexe entre les flux de matière générés ou éliminés dans l'air intérieur par chacun de ces quatre phénomènes. Dans le cadre des expérimentations, il est évident qu'une mesure des concentrations extérieures en particules, suivant le même principe et la même temporalité que les mesures dans les cellules, aurait facilité l'interprétation des résultats, permettant de mieux asseoir les hypothèses formulées. Telle était la vocation du capteur OPC-N3 disposé dans le hangar, dont les mesures ne se sont malheureusement pas révélées suffisamment représentatives.

S'ils ont constitué un frein à l'analyse scientifique en limitant le nombre de données et en imposant des amendements au mode opératoire initialement prévu, les difficultés rencontrées ont en contrepartie permis de mettre en évidence des problèmes de conception à résoudre en vue de l'industrialisation du procédé ESP intégré à la fenêtre EnR. Ainsi, le choix d'un fonctionnement en tension positive de l'ioniseur apparaissait comme une évidence vis-à-vis des émissions en ozone et en oxydes d'azote mesurées sur banc d'essai. Ce choix est remis en cause suite au constat d'oxydation rapide des aiguilles, qui réduit leur capacité à charger efficacement les particules. Deux solutions sont à étudier :

- Le maintien du fonctionnement en tension positive, en utilisant des aiguilles en métaux nobles (or, platine) ou en alliages conducteurs de l'électricité qui, pour un surcoût acceptable, permettraient de s'affranchir ou de ralentir significativement le processus électrochimique d'oxydation ;
- L'ionisation en tension négative, avec une optimisation du procédé pour réduire les émissions d'ozone dans l'air. En l'état, l'augmentation moyenne des concentrations intérieures en ozone est de 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  quand on passe d'une tension d'alimentation de +7 kV à -7kV, ce qui n'est pas anodin du point de vue sanitaire et constituerait un obstacle à la commercialisation du système. Il convient toutefois de relever que pour les niveaux d'humidité relative enregistrés sur site, les mesures sur banc ont montré que cela correspondait à une production d'ozone par l'ESP plus de 100 fois supérieure. Deux pistes sont à étudier pour tendre vers une surexposition intérieure à l'ozone plus acceptable. La première est l'abaissement de la tension d'ionisation, dans des proportions qui n'impacterait pas trop l'efficacité, puisque la production d'ozone dépend du champ électrique généré. L'autre levier d'action est la réduction de l'humidité de l'air traité, en déplaçant l'électrofiltre en sortie de fenêtre (l'air se réchauffant au passage de la fenêtre son humidité relative diminue).

Le déplacement de l'électrofiltre, ou a minima du collecteur, est également à envisager pour contrevenir au problème récurrent d'eau ruisselant jusqu'aux plaques du collecteur, si des ajustements ne peuvent être opérés :

- Sur la fenêtre elle-même, pour éviter la condensation quand l'humidité extérieure dépasse 85 % ;
- Ou sur le collecteur, pour éviter les courants de fuite et permettre l'évacuation des gouttelettes.

L'analyse de l'influence du débit de ventilation sur l'abattement livre, elle aussi, de précieux enseignements. D'un point de vue scientifique, elle montre, à travers le couplage des phénomènes évoqué ci-dessus, que l'évaluation des performances de la fenêtre filtrante nécessite une approche intégrée système / bâtiment / environnement. Cette approche méthodologique a été au cœur de la stratégie de modélisation qui est présentée dans le chapitre suivant. Du point de vue opérationnel, les résultats obtenus montrent des abattements des PM<sub>1</sub>, PM<sub>2.5</sub> et PM<sub>10</sub> qui sont supérieurs à 70 % à 10 m<sup>3</sup>/h et à 20 m<sup>3</sup>/h, c'est-à-dire dans une gamme de débits « classiques » pour des entrées d'air (modules de 15 ou 22 m<sup>3</sup>/h sous 20 Pa). Dans le cas de bâtiments où la réglementation impose des débits de ventilation élevés du fait de la densité d'occupation des locaux (plateaux de bureaux ou salles de classe par exemple), il sera préférable d'installer plusieurs fenêtres filtrantes pour répartir le débit de ventilation entre elles, plutôt que de mettre en place des entrées d'air à haut débit (modules de 30 ou 45 m<sup>3</sup>/h sous 20 Pa). Les débits de ventilation imposés par la réglementation étant des débits extraits des pièces, le maintien d'une excellente étanchéité à l'air de l'enveloppe du bâtiment, pour qu'une proportion maximale de l'air entrant passe par l'électrofiltre, constitue un autre facteur clé de la performance de la fenêtre filtrante. Ce point a été mis en évidence par les mesures. Il pourra être étudié de manière plus fine par les simulations numériques avec le modèle qui est présenté dans le chapitre qui suit.

## **CHAPITRE IV**

---

Modélisation de l'impact de la fenêtre WINFIL intégrée à  
un bâtiment

---



Les résultats expérimentaux qui sont présentés dans le chapitre III fournissent de précieux enseignements sur l'amélioration de la qualité de l'air intérieur que peut procurer la fenêtre filtrante. Ils restent toutefois spécifiques aux conditions environnementales enregistrées pendant la période de mesures, à la configuration architecturale des cellules, puisque les concentrations intérieures en particules et en ozone dépendent entre autres du ratio entre le volume d'air de la pièce et la surface des matériaux, et aux conditions opératoires mises en œuvre. Concernant ce dernier point, les essais ont été réalisés dans des conditions qui peuvent être considérées comme optimales dans le sens où :

- L'enveloppe des cellules est très étanche à l'air comparée à des bâtiments réels, même récents (avec la dégradation dans le temps, la perméabilité à l'air de la cellule 1 était de  $0,20 \text{ m}^3/(\text{h.m}^2)$  sous 4 Pa à la fin des essais, soit 5 fois moins que l'exigence de la Règlementation Environnementale 2020 pour un logement collectif). La proportion d'air entrant qui passe à travers l'électrofiltre est donc élevée ;
- Les cellules étant inoccupées, les mesures ont été réalisées sans émission interne de particules. Or, les particules émises par des sources internes échappent à la filtration par le procédé mais augmentent les concentrations intérieures, réduisant de facto l'abattement de l'exposition intérieure aux particules que peut susciter la fenêtre filtrante.

Pour étendre la portée des résultats, le projet WINFIL prévoit d'effectuer des simulations aérodynamiques et de la qualité de l'air d'un bâtiment de référence équipé ou non de fenêtres filtrantes. Les différences de concentrations intérieures en particules et en ozone permettront d'évaluer l'amélioration de la qualité de l'air intérieur que peut occasionner l'installation de fenêtres WINFIL, dans le cadre de constructions neuves ou de réhabilitations. Les simulations seront répétées pour différentes conditions environnementales (météorologie, concentrations extérieures en PM et en ozone) et opératoires (occupation, ventilation, étanchéité à l'air de l'enveloppe, émissions internes) dans le but d'identifier les situations dans lesquelles la plus-value sanitaire du produit est la plus forte.

L'outil de simulation de la qualité de l'air sera constitué par l'assemblage :

- D'un modèle empirique de fenêtre filtrante (modèle entrée/sortie de type boîte noire) qui sera développé à partir des efficacités fractionnelles et des taux de production d'ozone qui ont été mesurées sur banc d'essai (chapitre II) ;
- D'un modèle dynamique de type déterministe décrivant les transferts de particules et d'ozone dans l'air intérieur.

Concernant le modèle d'ambiance intérieure, la principale conclusion qui ressort du chapitre précédent est que l'influence de la fenêtre filtrante sur la qualité de l'air intérieur ne peut être correctement appréhendée sans une représentation fine des phénomènes couplés de coagulation et de dépôt, qui dépendent de la taille et de la charge électrique des particules. Ce constat nous a amené à développer un nouveau modèle de prédiction des concentrations intérieures en particules, en s'appuyant sur les représentations mathématiques des processus élémentaires de transport qui figurent dans la littérature scientifique. La première partie du chapitre présente ainsi les grands principes qui ont présidé à la mise au point de ce modèle (développé sous Python), ses fonctionnalités, la méthode numérique utilisée pour résoudre les équations différentielles, et la base équationnelle qui a été retenue pour calculer les coefficients de coagulation et de dépôt.

Des mesures de décroissance des concentrations en particules neutres ou chargées ont été réalisées dans une chambre environnementale de grand volume, non ventilée, dans le but d'évaluer la précision de la représentation des phénomènes de coagulation et de dépôt dans le

modèle. Ces mesures, ainsi que les résultats de la confrontation du modèle aux mesures, constituent la deuxième partie du chapitre. Ils marquent la fin des travaux de thèse. Les simulations numériques évoquées ci-dessus sont hors champ de ce mémoire. Elles seront réalisées dans le cadre de la dernière tâche du projet WINFIL.

## 1. Description du modèle

### 1.1. Équations de bilan en régime dynamique

Le modèle considère un mélange parfait de l'air à l'intérieur du volume  $V_c$  de chacune des pièces du bâtiment simulé, donc que les températures et les concentrations en particules sont homogènes dans l'intégralité de ce volume. Il est constitué de  $n$  équations différentielles qui expriment à chaque instant  $t$  le bilan de conservation dans le volume  $V_c$  du nombre de particules de diamètre  $d_p$  et de nombre de charges portées  $q$ . Ces équations sont de la forme :

$$\begin{aligned} \frac{\partial C_{d_p}^q(t)}{\partial t} = & \frac{C_{ext,d_p}^q(t)}{V_c} \left[ Q_{ve} (1 - \eta_{e,d_p}) f_{s,d_p}^q + Q_{vi} (1 - \eta_{i,d_p}) \right] + \frac{1}{V_c} \sum_{a=1}^{n_a} Q_{va} C_{a,d_p}^q(t) - \frac{Q_{vs}}{V_c} C_{d_p}^q(t) \\ & - \frac{Q_r}{V_c} (1 - \eta_{r,d_p}) C_{d_p}^q(t) + \frac{1}{V_c} S_{d_p}^q(t) + \frac{1}{V_c} \sum_{r=1}^{n_r} A_r R_{r,d_p}^q C_{r,d_p}^q(t) - \lambda_{d_p}^q C_{d_p}^q(t) \\ & + \frac{1}{2} \sum_{q=-\infty}^{\infty} \int_0^{d_p} \kappa_{d_p-d'_p,d'_p}^{q-q',q'} C_{d_p-d'_p}^{q-q'}(t) C_{d'_p}^{q'}(t) dd'_p - C_{d_p}^q(t) \sum_{q'=-\infty}^{\infty} \int_0^{\infty} \kappa_{d_p,d'_p}^{q,q'} C_{d'_p}^{q'}(t) dd'_p \end{aligned} \quad \text{Eq.IV.1}$$

Où  $C_{d_p}^q(t)$  est la concentration en nombre des particules de diamètre  $d_p$  et de charge  $q$ .

Le nombre de charges  $q$  des particules peut être positif, négatif ou nul (particules neutres). Des particules d'une même taille  $d_p$  peuvent être présentes dans l'air avec un nombre de charges identique mais de polarité opposée.

Les trois premiers termes du membre de droite de l'équation IV.1 représentent les flux de particules qui sont transportés par les débits d'air entrant et sortant de la pièce.  $Q_{ve}$  et  $Q_{vi}$  désignent respectivement les débits d'air extérieur (concentration  $C_{ext,d_p}^q$ ) qui pénètrent dans la pièce par l'entrée d'air du système de ventilation et par les défauts d'étanchéité de l'enveloppe.  $\eta_{i,d_p}$  est l'efficacité de filtration des voies d'air correspondant aux défauts d'étanchéité. De la même manière  $\eta_{e,d_p}$  est l'efficacité de filtration de l'entrée d'air, soit dans le cadre de notre application l'efficacité fractionnelle de la fenêtre filtrante.  $f_{s,d_p}^q$  est la fraction de charge de l'aérosol en sortie de fenêtre, qui caractérise la prise de charges électriques des particules au passage de l'électrofiltre. On a :

$$f_{s,d_p}^q = \frac{C_{ev,d_p}^q}{C_{ev}} = \eta_{IO,d_p} (1 - \eta_{col,d_p}^q) \quad \text{Eq.IV.2}$$

Où  $C_{ev}$  est la concentration totale en particules à la sortie de la fenêtre filtrante,  $C_{ev,d_p}^q$  la concentration en particules de diamètre  $d_p$  et de charge  $q$  dans cet air entrant,  $\eta_{IO,d_p}$  est l'efficacité de charge de l'ioniseur, et  $\eta_{col,d_p}^q$  est l'efficacité de captation des particules chargées par le collecteur.

Les termes  $Q_{va}$  désignent les débits volumiques d'air qui pénètrent dans la pièce depuis des locaux adjacents, dans lesquels la concentration en particules de diamètre  $d_p$  et de charge  $q$  est  $C_{a,d_p}^q$ .  $Q_r$  est le débit d'air intérieur recyclé, par exemple à travers une unité de chauffage/rafraîchissement par air (split, ventilo-convecteur) ou un épurateur d'air autonome,

dont l'efficacité de filtration est  $\eta_{r,d_p}$ . Enfin  $Q_{vs}$  est le débit volumique d'air extrait de la pièce, soit par le système de ventilation, soit par les flux d'air dirigés vers des locaux adjacents.

Le 4<sup>ème</sup> terme du membre de droite de l'équation IV.1 représente les apports de particules dans le volume d'air intérieur par les sources internes.  $S_{d_p}^q$  est le taux d'émission de particules de diamètre  $d_p$  et de charge  $q$  par l'ensemble des sources, au temps  $t$ .

Le 5<sup>ème</sup> terme du membre de droite de l'équation IV.1 représente la remise en suspension de particules depuis les surfaces  $r$  qui sont sujets à ce phénomène (généralement le sol et le mobilier, par les mouvements des occupants).  $A_r$ ,  $R_{r,d_p}^q$  et  $C_{r,d_p}^q$  désignent respectivement la surface, le coefficient de remise en suspension et la concentration surfacique de ces surfaces  $r$ . Les concentrations surfaciques sont déterminées par des équations de bilan qui instituent qu'à chaque instant  $t$  la variation du nombre de particules déposées sur le matériau est égale à la différence entre le flux de particules qui s'y dépose et le flux de particules remis en suspension, soit :

$$\frac{dC_{r,d_p}^q(t)}{dt} = v_{dr,d_p}^q C_{d_p}^q(t) - R_{r,d_p}^q C_{r,d_p}^q(t) \quad \text{Eq.IV.3}$$

Où  $v_{dk,d_p}^q$  est la vitesse de dépôt sur la surface  $r$ .

Le 6<sup>ème</sup> terme du membre de droite de l'équation IV.1 représente les flux de particules déposés sur les matériaux qui délimitent le volume d'air  $V_c$ .  $\lambda_{d_p}^q$  est la constante de dépôt des particules de charge  $q$  et de taille  $d_p$  ; elle est calculée à partir des surfaces et des vitesses de dépôts sur chacun de ces matériaux (voir paragraphe 1.2).

Enfin, les deux derniers termes de l'équation IV.1 correspondent respectivement aux flux de particules de diamètre  $d_p$  et de charge  $q$  qui sont formés par la coagulation de deux particules de plus petites tailles, et aux flux de particules de diamètre  $d_p$  et de charge  $q$  qui sont éliminés par leur coagulation avec d'autres particules. Les coefficients de coagulation  $\kappa$  reflètent la probabilité que deux particules en suspension se rencontrent et se lient pour en former une plus grosse et potentiellement plus chargée. Ces coefficients dépendent de la taille et du nombre de charges des deux particules qui interagissent, notées respectivement  $d_p$  et  $d_p'$  et  $q$  et  $q'$ . Leur mode de calcul est expliqué dans le paragraphe 1.3. La notation «  $q - q'$  » désigne les particules de charges autres que  $q$ . De la même manière l'indice «  $d_p - d_p'$  » désigne les particules de diamètres autres que  $d_p$ . Le coefficient  $\frac{1}{2}$  du terme de formation par coagulation permet de ne pas compter deux fois une collision entre les mêmes particules.  $V_p$  est le volume unitaire d'une particule, soit pour des particules considérées comme sphériques :

$$V_p = \frac{1}{6} \pi d_p^3 \quad \text{Eq.IV.4}$$

## 1.2. Modélisation des dépôts sur les surfaces

La constante de dépôt pour des particules de charge  $q$  et de diamètre  $d_p$ ,  $\lambda_{d_p}^q$ , est calculée à partir des vitesses de dépôt correspondantes sur les surfaces de normale horizontale (murs par exemple),  $v_{dh,d_p}^q$ , sur les surfaces de normale verticale ascendante (sol, face supérieure des meubles),  $v_{da,d_p}^q$ , et sur les surfaces de normale verticale descendante (plafond par exemple),  $v_{da,d_p}^q$ . On a :

$$\lambda_{d_p}^q = (v_{dh,d_p}^q A_h + v_{da,d_p}^q A_a + v_{dd,d_p}^q A_d) / V_C \quad \text{Eq.IV.5}$$

Où  $A_h$ ,  $A_a$  et  $A_d$  désignent respectivement les aires des surfaces de normales horizontale, ascendante et descendante.

Deux modèles de vitesse de dépôt différents ont été codés et intégrés dans l'outil de simulation. Le premier prend comme base le modèle de référence de Lai et Nazaroff (2000), qui considère des surfaces lisses, des particules électriquement neutres et des conditions isothermes

Le second est basé sur le modèle de Hussein et al. (2012), qui prend en compte la rugosité des matériaux. Ces modèles originaux ont été modifiés pour intégrer les effets de la force de dérive qui résulte de la charge des particules. Les effets de la turbophorèse, décrits par exemple dans le modèle de Zhao et Wu (2006), n'ont en revanche pas été pris en compte, considérant que la turbulence dans le volume d'une pièce habitée est faible et relativement homogène.

### 1.2.1. Modèle de surface lisse

La vitesse de dépôt sur une surface lisse est définie par Lai and Nazaroff (2000) :

$$v_d = \frac{|J(y=0)|}{C_\infty} \quad \text{Eq.IV.6}$$

Avec  $C_\infty$  la concentration en particules en dehors de la couche limite et  $J$  le flux de particules qui traverse cette couche limite.  $J$  est exprimé par une forme modifiée de la loi de Fick qui intègre la contribution de la force de dérive si les particules sont chargées :

$$J = -(\varepsilon_p + D) \frac{\partial C}{\partial y} + (v_g \cos \theta - v_E) C \quad \text{Eq.IV.7}$$

Avec  $\varepsilon_p$  le coefficient de diffusivité turbulente,  $D$  le coefficient de diffusion relative des particules,  $v_g$  la vitesse de sédimentation gravitationnelle et  $v_E$  la vitesse de dérive.  $\theta = 0$  pour des surfaces de normale descendante,  $\theta = \pi$  pour des surfaces de normale ascendante, et  $\theta = \pi/2$  pour des surfaces de normale horizontale.

Les variables et paramètres qui interviennent dans les équations IV.6 et IV.7 peuvent être adimensionnées de la manière suivante :

$$C^+ = \frac{C}{C_\infty} \quad \text{Eq.IV.8}$$

$$y^+ = \frac{yu^*}{\nu_{air}} \quad \text{Eq.IV.9}$$

$$v_d^+ = \frac{v_d}{u^*} \quad \text{Eq.IV.10}$$

$$r^+ = \frac{ru^*}{\nu_{air}} \quad \text{Eq.IV.11}$$

$$v_g^+ = \frac{v_g}{u^*} \quad \text{Eq.IV.12}$$

$$v_E^+ = \frac{v_E}{u^*} \quad \text{Eq.IV.13}$$

Dans ces relations, l'exposant + indique la forme adimensionnelle des grandeurs.  $y$  est la distance perpendiculaire à la surface,  $r$  le rayon de la particule ( $r = d_p/2$ ), et  $\nu_{air}$  la viscosité cinématique de l'air. La vitesse de friction  $u^*$  est définie par :



$$u^* = \sqrt{\frac{\tau_w}{\rho_{air}}} \quad \text{Eq.IV.14}$$

Avec  $\tau_w$  la contrainte de cisaillement à la surface et  $\rho_{air}$  la masse volumique de l'air.

En introduisant ces grandeurs adimensionnelles dans l'équation 6, en considérant que le flux est constant dans la couche limite, et en supposant de surcroît que la turbulence est homogène et isotrope, ce qui se traduit par  $\varepsilon_p = \nu_t$  où  $\nu_t$  est la viscosité turbulente de l'air, la vitesse de dépôt  $v_d^+$  est obtenue en intégrant l'équation 7 réarrangée sur l'épaisseur de la couche limite solutale :

$$\frac{1}{v_d^+} = \int_0^1 \frac{dC^+}{v_d^+} = I + v_g^+ \cos(\theta) C^+ + v_E^+ C^+ \quad \text{Eq.IV.15}$$

$$\text{Avec } I = \int_{r^+}^{30} \left( \frac{\nu}{\nu_t + D} \right) dy^+ \quad \text{Eq.IV.16}$$

La condition aux limites  $C^+ = 0$  pour  $y^+ = r^+$  traduit le fait que la concentration dans l'air est nulle à la distance où les particules rentrent en contact avec la surface. La deuxième condition aux limites,  $C^+ = 1$  pour  $y^+ = 30$ , signifie pour sa part que la concentration à l'autre extrémité de la couche limite ( $y^+ = 30$ , d'après Bejan (1995)) est égale à la concentration dans l'air intérieur ( $C = C_\infty$ ).

La viscosité turbulente du fluide dans la couche limite,  $\nu_t/\nu$ , a été résolue par Lai et Nazaroff (2000) sur la base des résultats de simulations numériques de la diffusion turbulente aux abords de surfaces réalisées par Kim et al (1987) :

$$\frac{\nu_t}{\nu} = \begin{cases} 7,669 \cdot 10^{-4} (y^+)^3 & ; 0 \leq y^+ \leq 4,3 \\ 1,00 \cdot 10^{-3} (y^+)^{2,8214} & ; 4,3 \leq y^+ \leq 12,5 \\ 1,07 \cdot 10^{-2} (y^+)^{1,8895} & ; 12,5 \leq y^+ \leq 30 \end{cases} \quad \text{Eq.IV.17}$$

En intégrant ces relations dans l'équation IV.15, on obtient les expressions suivantes des vitesses de dépôt :

$$v_d = \begin{cases} \frac{u^*}{I} & ; v_g \cos \theta - v_E = 0 \\ \frac{v_g \cos \theta - v_E}{\exp\left(\frac{v_g \cos \theta - v_E I}{u^*}\right) - 1} & ; v_g \cos \theta - v_E \neq 0 \end{cases} \quad \text{Eq.IV.18}$$

Le coefficient de diffusion des particules,  $D$ , est défini par (Pirjola et Kulmala 1998) :

$$D = \frac{K_b T C_c}{6\pi \mu_{air} r} \quad \text{Eq.IV.19}$$

Avec  $K_b$  la constante de Boltzmann et  $\mu_{air}$  la viscosité dynamique de l'air. Le facteur de correction de Cunningham  $C_c$  est calculé à partir de l'expression semi-empirique suivante :

$$C_{c,i} = 1 + K_n \left[ \alpha_1 + \alpha_2 \exp\left(-\frac{\alpha_3}{K_n}\right) \right] \quad \text{Eq.IV.20}$$

Où  $\alpha_1 = 1,257$ ,  $\alpha_2 = 0,4$  et  $\alpha_3 = 1,1$  (Jacobson et al. 1994). Le nombre de Knudsen,  $K_n$ , est défini par :

$$K_n = \frac{\lambda_g}{r} \quad \text{Eq.IV.21}$$

Où  $\lambda_g$  est le libre parcours moyen, qui peut être évalué par la relation :

$$\lambda_g = \frac{\mu_{air}}{0,499 P \sqrt{\frac{8M_{air}}{\pi RT}}} \quad \text{Eq.IV.22}$$

La vitesse de sédimentation gravitationnelle  $v_g$  est donnée par :

$$v_g = \frac{2(\rho_p - \rho_{air})gC_c r^2}{9\mu_{air}} \quad \text{Eq.IV.23}$$

Avec  $\rho_p$  la masse volumique de la particule.

Enfin, la vitesse de dérive  $v_E$  est définie par :

$$v_E = \frac{qeC_c}{3\pi\mu_{air}d_p} E \quad \text{Eq.IV.24}$$

Avec  $E$  le champ électrique dans la pièce et  $e$  la charge élémentaire ( $e = 1,6 \cdot 10^{-19}$  C).

En l'absence d'équipement générant un champ électrique local dans la pièce (par exemple un ioniseur d'air), le champ électrique peut être évalué à partir de la concentration en particules chargées dans la pièce en utilisant le modèle simplifié proposé par Ghosh et al. (2017) issue de l'équation de Poisson du champ électrique (Mayya et al. 2004) :

$$E = \frac{V_c}{A_{r,tot} \epsilon_0} \sum_{l=q_{min,i}}^{l=q_{max,i}} \sum_{i=d_{p,min}}^{i=d_{p,max}} q^l e C_i^l \quad \text{Eq.IV.25}$$

Où  $A_{r,tot}$  est la surface totale des parois qui délimitent l'ambiance intérieure et  $\epsilon_0$  est la permittivité du vide.

Le signe du champ électrique  $E$  indique le sens du champ dans la pièce : un aérosol de polarité positive génère un champ qui est dirigé du centre de la pièce vers les parois, les parois étant considérées électriquement neutres. Inversement un aérosol de polarité négative génère un champ qui est dirigé des parois vers le centre du volume de la pièce.

### 1.2.2. Modèle de surface rugueuse

La rugosité d'une surface est caractérisée par la hauteur  $K$  des aspérités et leur espacement  $L$ , ces deux grandeurs pouvant être adimensionnées de la manière suivante :

$$L^+ = \frac{Lu^*}{v_{air}} \quad \text{Eq.IV.26}$$

$$K^+ = \frac{Ku^*}{v_{air}} \quad \text{Eq.IV.27}$$

Sur cette base, Hussein et al. (2012) propose d'intégrer la rugosité dans le calcul de la vitesse de dépôt des particules en redéfinissant la distance  $y^+$  entre la particule et la surface dans l'intégration de l'équation de diffusion en couche limite (Équation IV.16). Celle-ci devient :

$$y^+ = r^+ + F^+ \quad \text{Eq.IV.28}$$

Où  $F^+$  est le facteur de rugosité du matériau, défini par (Hussein et al. (2012)) :

$$F^+ = \begin{cases} \frac{mu^*}{v_{air}} \ln\left(\frac{K^+}{L^+}\right) + \frac{cu^*}{v_{air}} & ; \alpha_0 \leq \frac{K^+}{L^+} \leq 0,082 \\ 0 & ; \frac{K^+}{L^+} < \alpha_0 \end{cases} \quad \text{Eq.IV.29}$$

Avec  $\alpha_0 = 0,0175$ ,  $m = 54,86 \pm 10,29 \mu\text{m}$  et  $c = 222,02 \pm 8,94 \mu\text{m}$ .  $\alpha_0$  correspond à la limite en dessous de laquelle une surface rugueuse se comporte comme une surface hydrauliquement lisse.

L'équation IV.29 a été validée expérimentalement pour  $K^+/L^+ < 0,082$ . À titre indicatif, les valeurs optimales de  $F^+$  obtenues par Hussein et al. (2012) à partir de leurs expérimentations, pour différents revêtements de surface, sont présentées dans le Tableau IV.1.

Tableau IV.1 : Valeurs optimales de  $F^+$  pour les matériaux de surface testés par Hussein et al. (2009, 2012).

	K/L	Facteur de rugosité $F^+$		
		Sans brassage $u^* = 1.05 \text{ cm/s}$	Avec brassage $u^* = 8 \text{ cm/s}$	Avec brassage $u^* = 10 \text{ cm/s}$
<b>Papier peint lisse</b>	0,01687	0,000	0,000	0,000
<b>Enduit mural lisse</b>	0,04571	0,041	0,309	0,386
<b>Papier peint rugueux</b>	0,06447	0,057	0,438	0,547
<b>Enduit mural rugueux</b>	0,08169	0,077	0,584	0,625

### 1.2.3. Étude paramétrique des dépôts

Le corps d'équations présenté dans les paragraphes ci-dessus montre que le dépôt des particules dépend de paramètres caractéristiques de l'aérosol (taille des particules  $d_p$ , masse volumique  $\rho_p$ , charge  $q$ ), de l'ambiance intérieure (vitesse de friction  $u^*$  dépendant de l'écoulement d'air, champ électrique  $E$  qui peut être généré artificiellement ou résulter de la présence de particules chargées dans l'air) et des matériaux sur lesquels s'effectue le dépôt (rugosité des surfaces  $F^+$ ).  $u^*$ ,  $\rho_p$  et  $F^+$  sont documentés dans la littérature scientifique pour des ambiances, des aérosols ou des matériaux particuliers, fournissant des points de repère utiles. La spécification de valeurs idoines pour une configuration de pièce donnée reste toutefois délicate et empreinte d'une certaine incertitude. En ce sens, la sensibilité des constantes de dépôt à ces trois paramètres, pour des particules neutres, a été évaluée à travers une étude paramétrique prenant comme référence une pièce de  $30 \text{ m}^3$  (volume de la chambre d'essai dans laquelle ont été réalisées les mesures pour la validation du modèle) et les valeurs suivantes des trois grandeurs :  $\rho_p = 1000 \text{ kg/m}^3$ ,  $u^* = 0,01 \text{ m/s}$  et  $F^+ = 0$  (Figure IV.1.a). Pour faciliter l'interprétation des résultats, les vitesses de dépôt correspondant à chaque jeu de valeurs des paramètres sont représentées sur la Figure IV.1.b.

Pour compléter l'analyse paramétrique, la Figure IV.2 et la Figure IV.3 présentent les variations de la constante de dépôt et des vitesses de dépôt de particules chargées en fonction du champ électrique  $E$ , dont l'évaluation par l'équation IV.25 est aussi empreinte d'une incertitude compte tenu de la simplicité du modèle proposé par Ghosh et al. (2017)

- **Influence de la densité des particules  $\rho_p$**  : L'impact de la densité des particules sur la constante de dépôt n'est visible que pour les particules de diamètre supérieur à  $0,1 \mu\text{m}$

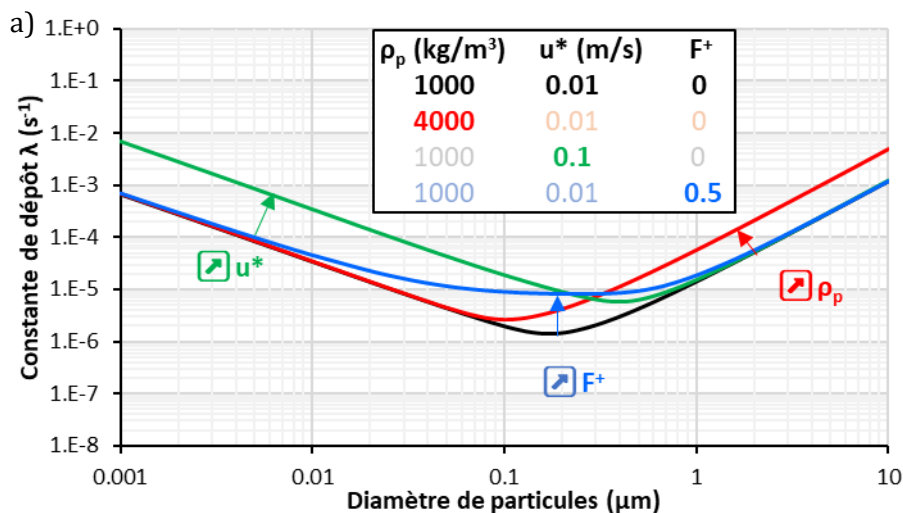
(Figure IV.1.a). Pour  $d_p > 1 \mu\text{m}$ ,  $\lambda$  augmente dans les mêmes proportions que  $\rho_p$  : la constante de dépôt est multipliée par 4 quand  $\rho_p$  passe de 1000 à 4000  $\text{kg/m}^3$ .

L'explication réside dans le fait que la vitesse de sédimentation gravitationnelle est le mécanisme de dépôt dominant pour les particules microniques. Pour les surfaces de normale ascendante (sol), la sédimentation favorise le dépôt des particules. Une augmentation de la densité se traduit donc par une augmentation de la vitesse de dépôt (Figure IV.1.b). À l'inverse, pour les surfaces de normale descendante (plafond), ce mécanisme tend à réduire  $v_{dd}$ , jusqu'à prévenir tout dépôt pour les particules les plus grosses ; l'augmentation de la densité abaisse la limite haute en-dessous de laquelle les particules peuvent se déposer (Figure IV.1.b). La densité des particules n'a aucune influence sur  $v_{dh}$  puisque la sédimentation gravitationnelle n'intervient pas dans le dépôt des particules sur les surfaces verticales ;

- **Influence de la vitesse de friction  $u^*$  :** La vitesse de friction  $u^*$  est le seul paramètre caractérisant la turbulence au voisinage immédiat des surfaces. Elle détermine la diffusivité turbulente qui est le mécanisme prédominant du dépôt des particules neutres sur les surfaces de normale descendante ou horizontale, quelle que soit leur taille. Pour les surfaces de normale ascendante, la diffusivité turbulente ne constitue le mécanisme dominant que pour les particules de taille inférieure à 0,1  $\mu\text{m}$ . L'augmentation de la vitesse de friction de 0,01 à 0,1 m/s se traduit par une augmentation de la constante de dépôt  $\lambda$ , qui peut atteindre un ordre de grandeur pour les particules de diamètre inférieur à 0,4  $\mu\text{m}$  (Figure IV.1.a).

- **Influence de la rugosité des surfaces  $F^+$  :** Le passage d'une surface considérée comme hydrauliquement lisse ( $F^+ = 0$ ) à une surface de facteur de rugosité  $F^+ = 0,5$  contribue à augmenter la constante de dépôt des particules de tailles comprises entre 0,01 et 0,4  $\mu\text{m}$ . L'augmentation maximale se situe aux environs de  $d_p = 0,1 \mu\text{m}$ , avec une constante de dépôt qui est multipliée par 5.

La rugosité des matériaux favorise les dépôts par turbulence en décalant la frontière inférieure de la couche limite ( $y^+ = r^+ + F^+$ ). Les vitesses de dépôt sur les surfaces de normales ascendante, descendante et horizontale s'en trouvent augmentées dans des proportions qui dépendent de la taille des particules (Figure IV.1.b). Pour les surfaces de normale ascendante, l'effet de l'augmentation de la rugosité n'est cependant visible que pour les particules de diamètre inférieur 0,5 microns ; au-delà cet effet devient négligeable par rapport à la sédimentation gravitationnelle.



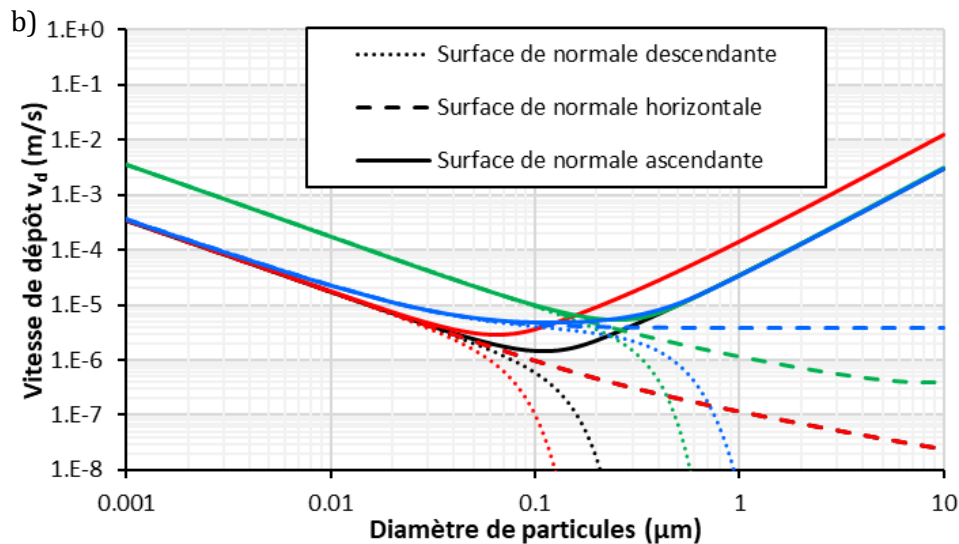


Figure IV.1 : Effet de la densité de particule  $\rho_p$ , vitesse de friction  $u^*$  et facteur de rugosité  $F^+$  sur a) la constante de dépôt  $\lambda$ , et b) les vitesses de dépôts  $v_d$ . NB : Pour les surfaces de normale horizontale les courbes rouges et noires sont confondues

- Influence du nombre de charges  $q$  des particules et de l'intensité du champ  $E$  :** Une particule chargée sous l'effet d'un champ électrique subit une force de dérive qui, suivant les circonstances, favorise ou non le dépôt. La direction de la force de dérive dépend en effet de la polarité de la particule et du sens du champ. Dans le cas d'un champ généré par la seule présence d'un aérosol chargé, le sens est donné par la différence de potentiel entre la somme des charges de l'aérosol et les surfaces, qui sont considérées comme étant électriquement neutres. Ainsi, un aérosol chargé positivement génère un champ  $+E$  de sens opposé à la normale des surfaces. Inversement un aérosol chargé négativement génère un champ  $-E$  qui est dirigé dans le sens de la normale des surfaces. Ceci implique que dans un champ  $+E$  une particule portant  $+1$  charge sera soumise à une force de dérive qui favorise le dépôt (force d'attraction), alors qu'une particule portant  $-1$  charge sera soumise à une force répulsive qui limite son dépôt sur les surfaces. Cette interprétation ne peut être pleinement confirmée par la littérature scientifique dans la mesure où les publications ne font état que de situations mettant en jeu des particules unipolaires (Din et al. 2020 ; Mahfouz et Donahue 2020 ; McMurry et Rader 1985). Notre application se positionne d'ailleurs elle aussi dans ce cadre, le champ étant généré par les particules unipolaires qui sont émises dans l'air intérieur par la fenêtre filtrante.

La Figure IV.2.a montre que la présence d'un champ électrique impacte uniquement le dépôt des particules submicroniques, et que son impact devient plus important quand la taille des particules diminue. Sous un champ de 10 V/m, une particule de 0,001  $\mu\text{m}$  portant une charge de même polarité que le champ présente une constante de dépôt 3 fois plus élevée qu'une particule neutre de même taille. On note également que la constante de dépôt varie proportionnellement au champ, à savoir que  $\lambda$  est multiplié par 30 et 300 quand le champ passe de 10 V/m à 100 V/m, puis à 1000 V/m. Si la charge des particules est de polarité opposée à celle du champ, les constantes de dépôt sont au maximum 5 fois plus faibles que celles de particules neutres, pour un champ modéré de 10 V/m. Pour  $E = 100$  V/m,  $\lambda$  diminue fortement avec le diamètre des particules dans la gamme de taille de 0,001 à 0,02  $\mu\text{m}$ .

L'explication aux tendances observées se trouve dans la mobilité électrique des particules, qui dépend à la fois de leur taille et du nombre de charges portées : en présence d'un champ électrique, les particules les plus mobiles se trouvent être les plus petites et les plus grosses, de par la capacité de ces dernières à porter un grand nombre de charges (Schery 2001). Les effets de l'augmentation du champ sur les vitesses et les constantes de dépôt des particules de taille supérieures à 1  $\mu\text{m}$  restent toutefois modérés, même à forte charge, compte tenu de la prédominance de la sédimentation gravitationnelle pour les particules microniques (McMurry et Rader 1985)(Figure IV.2.b et Figure IV.3).

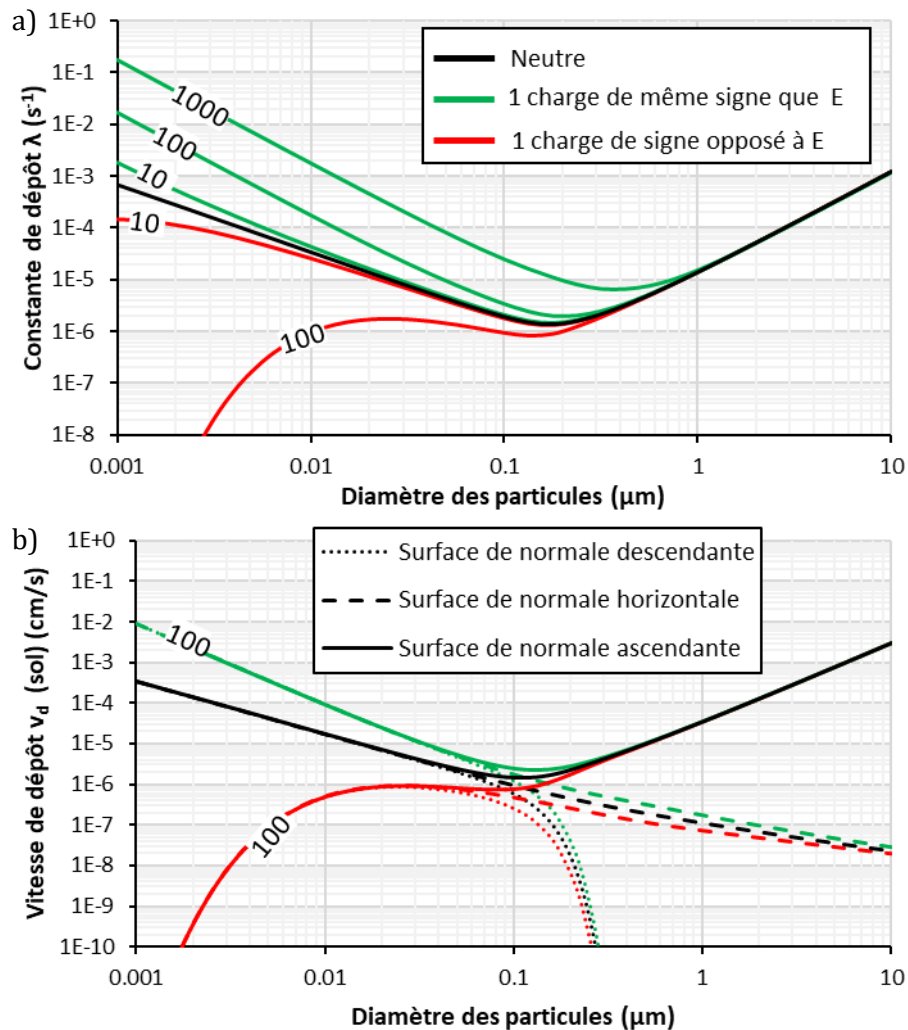


Figure IV.2 : Effet de l'intensité du champ électrique sur a) la constante de dépôt  $\lambda$  et b) la vitesse de dépôt  $v_d$  sur les surfaces de normales ascendante, descendante et horizontale, pour des particules portant une seule charge.

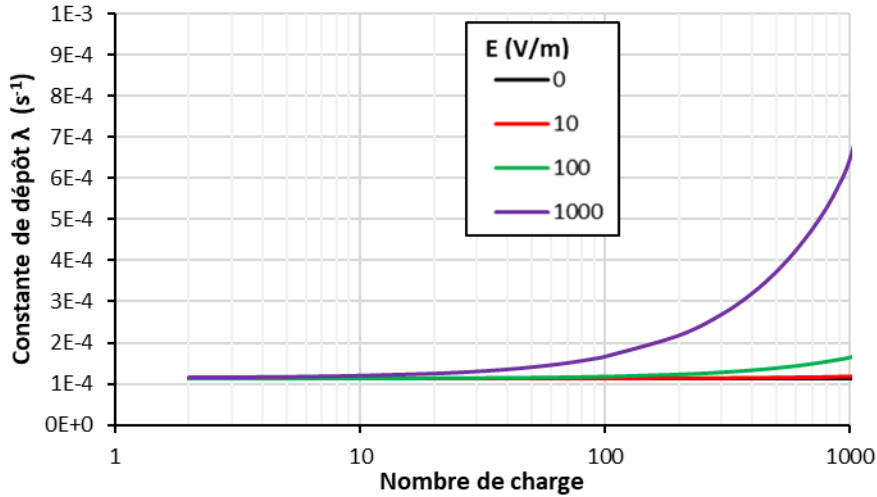


Figure IV.3 : Constante de dépôt  $\lambda$  d'une particule de  $3 \mu\text{m}$  en fonction de son nombre de charges  $q$  et de l'intensité du champ électrique  $E$ .

### 1.3. Détermination des coefficients de coagulation

La coagulation résulte de la collision de deux particules, chargées ou non. Elle donne naissance à une nouvelle particule, dont le volume et la charge sont égaux à la somme des volumes et à la somme des charges des deux particules originelles. Le coefficient de coagulation  $\kappa_{i,j}^{l,m}$  entre deux particules de diamètres  $d_{pi}$  et  $d_{pj}$  et de charges  $q_l$  et  $q_m$  représente le volume de collision entre les deux particules par unité de temps. Il a la dimension d'un flux volumique et est défini par :

$$\kappa_{i,j}^{l,m} = \alpha_{i,j}^{l,m} \beta_{i,j} \quad \text{Eq.IV.30}$$

Où  $\beta_{i,j}$  est le coefficient de coagulation de particules neutres de mêmes diamètres et  $\alpha_{i,j}^{l,m}$  le facteur de correction lié aux charges  $q_l$  et  $q_m$ .

#### 1.3.1. Coefficients de coagulation de particules neutres

Le coefficient de coagulation de particules neutres est défini par (Fuchs 1964) :

$$\beta_{i,j} = \frac{4\pi D_{ij} r_{ij}}{r_{ij} + \delta_{ij} + \frac{4D_{ij}}{r_{ij} v_{th,ij}}} \quad \text{Eq.IV.31}$$

Où  $D_{ij} = D_i + D_j$  et  $v_{th,ij}$  est la vitesse thermique moyenne des particules, qui est calculée à partir de la vitesse thermique de chacune des deux particules :

$$v_{th,ij} = \sqrt{v_{th,i}^2 + v_{th,j}^2} \quad \text{Eq.IV.32}$$

La vitesse thermique  $v_{th}$  d'une particule dépend de sa masse  $m$  et de la température  $T$  selon:

$$v_{th} = \sqrt{\frac{8K_B T}{\pi m}} \quad \text{Eq.IV.33}$$

La distance d'adaptation du flux,  $\delta_{ij}$ , est quant à elle définie par la relation :

$$\delta_{ij} = \sqrt{\Omega_{ij}^2 + \Omega_{ji}^2} \quad \text{Eq.IV.34}$$

Avec :

$$\Omega_{ij} = \frac{(r_{ij} + \lambda_{p,i})^3 - (r_{ij}^2 + \lambda_{p,i}^2)^{3/2}}{3r_{ij}\lambda_{p,i}} - r_{ij} \quad \text{Eq.IV.35}$$

$$\lambda_p = \frac{8D_{ij}}{\pi v_{th,i}} \quad \text{Eq.IV.36}$$

$$r_{ij} = r_i + r_j \quad \text{Eq.IV.37}$$

Il est à noter que dans le domaine moléculaire ( $r_{ij} < 10$  nm), le terme  $\frac{r_{ij}}{r_{ij} + \delta_{ij}}$  est négligeable.

La Figure IV.4 présente les variations de  $\beta_{ij}$  en fonction du diamètre des deux particules qui entrent en collision. Elle montre que le coefficient de coagulation augmente rapidement avec la différence de taille des particules. Le coefficient de coagulation entre une particule de 10  $\mu\text{m}$  et une particule de 0,001  $\mu\text{m}$  est ainsi de 6 ordres de grandeur supérieur à celui de particules de même taille (Figure IV.5). Pour des particules de même diamètre,  $\beta$  est maximum pour un diamètre de 0,03  $\mu\text{m}$  (Figure IV.5).

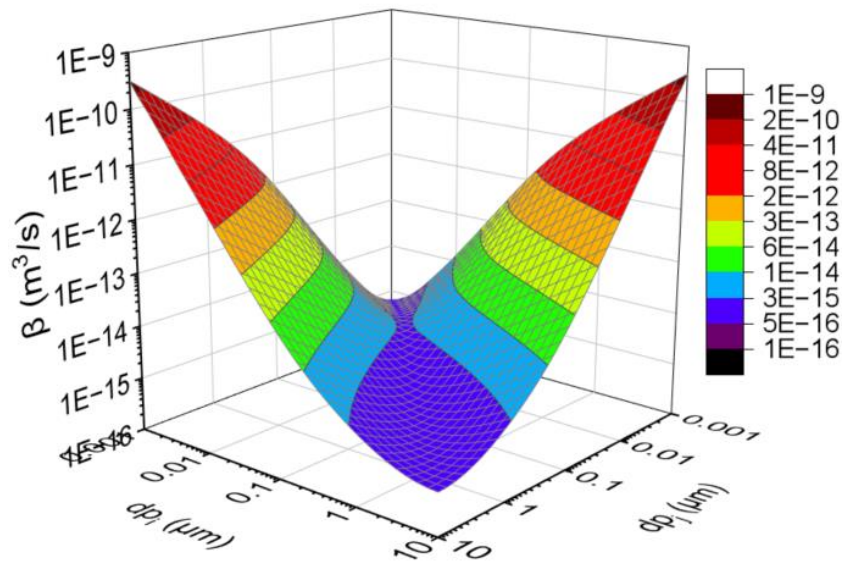


Figure IV.4 : Variations du coefficient de coagulation de particules électriquement neutres en fonction de leurs diamètres respectifs



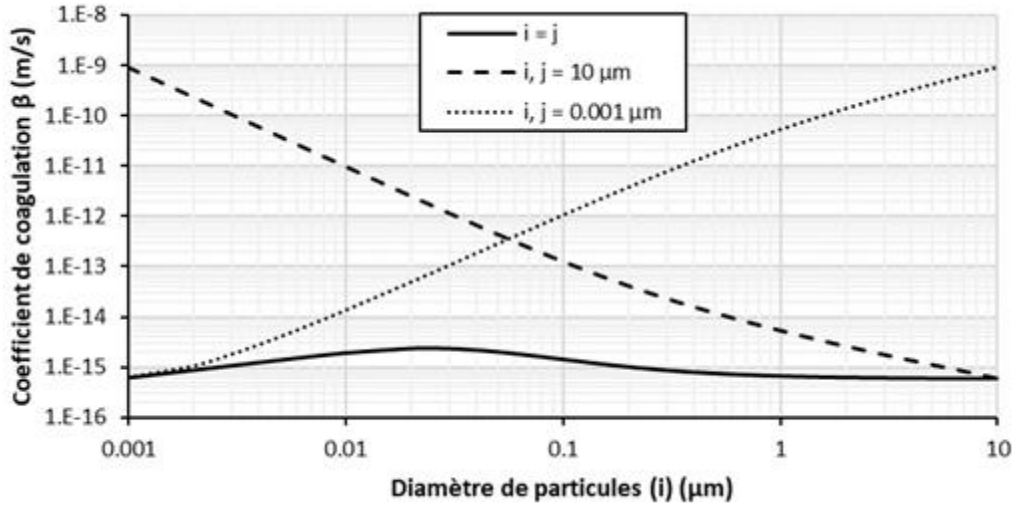


Figure IV.5 : Évolution du coefficient de coagulation de particules neutres de diamètre  $i$  interagissant avec une particule de même diamètre ( $i = j$ ), une particule de  $10 \mu\text{m}$  ( $i, j = 10 \mu\text{m}$ ) ou une particule de  $0,001 \mu\text{m}$  ( $i, j = 0,001 \mu\text{m}$ ).

### 1.3.2. Facteur de correction lié à la charge des particules

Le facteur de correction  $\alpha_{i,j}^{l,m}$  intègre les effets des forces de van der Waals et des forces électrostatiques (Coulomb et image). Il est égal à 1 pour des particules neutres.

Le facteur de correction défini par Mick et al. (1991) et Laakso et al. (2002), puis reformulé par Ghosh et al. (2017), s'exprime par des relations différentes suivant que la polarité des deux particules conduise à des forces d'attraction ou de répulsion. On a :

$$\alpha_{i,j}^{l,m} = \begin{cases} \exp\left(-\frac{\phi_{i,j}^{l,m}(r_m)}{K_B T}\right) & \text{répulsion} \\ \frac{r_m^2(1 - \phi_{i,j}^{l,m}(r_m)/K_B T)}{r_{ij}^2} & \text{attraction} \end{cases} \quad \begin{array}{l} \text{Eq.IV.38} \\ \text{Eq.IV.39} \end{array}$$

Avec  $r_m$  la distance entre le centre des deux particules qui entrent en collision et  $\phi_{i,j}$  le potentiel de collision. Lorsque les particules possèdent une charge de même polarité, elles sont soumises à une force de répulsion ;  $r_m$  est alors la distance à laquelle le potentiel de collision devient maximum. Lorsqu'une particule est électriquement neutre, ou que les deux particules sont de polarités opposées, les particules sont soumises à une force d'attraction. Dans ce cas,  $r_m$  est la distance pour laquelle le numérateur de l'équation IV.39 est minimum.

Le potentiel de collision est la résultante des potentiels de collision relatifs à la force de van der Waals,  $\phi_{vdw}$ , à la force électrostatique,  $\phi_{es}$ , et à la force image,  $\phi_{img}$  :

$$\phi(r_m) = \phi_{vdw}(r_m) + \phi_{es}(r_m) + \phi_{img}(r_m) \quad \text{Eq.IV.40}$$

Le potentiel de collision lié à la force de Coulomb s'exprime par :

$$\phi_{es}(r_m) = \frac{q_l q_m e^2}{4\pi\epsilon_0 r_m} \quad \text{Eq.IV.41}$$

Il est nul si une des deux particules est neutre.

Le potentiel de collision relatif à la Force de van der Waals est donné par :

$$\phi_{VdW}(r_m) = -\frac{H}{6} \left[ \frac{2r_i r_j}{r_m^2 - r_{ij}^2} + \frac{2r_i r_j}{r_m^2 - (r_i - r_j)^2} + \ln \left( \frac{r_m^2 - r_{ij}^2}{r_m^2 - (r_i - r_j)^2} \right) \right] \quad \text{Eq.IV.42}$$

Où la constante de Hamaker,  $H$ , dépend de la nature des particules. Elle est de l'ordre de  $10^{-20}$  J.

Enfin le potentiel de collision relatif à la force image est donné par :

$$\phi_{img}(r_m) = \frac{\epsilon_r - 1}{\epsilon_r + 1} \frac{e^2}{8\pi\epsilon_0} \left[ \left( c_{ii} - \frac{1}{r_i} \right) q_i^2 + 2c_{ij} q_i q_m + \left( c_{jj} - \frac{1}{r_j} \right) q_m^2 - \frac{2q_i q_m}{r_m} \right] \quad \text{Eq.IV.43}$$

Où  $\epsilon_r$  est la constante diélectrique des particules. Les termes  $c_{ii} = d_{jj}/\omega$ ,  $c_{jj} = d_{ii}/\omega$ ,  $c_{ij} = -d_{ij}/\omega$  et  $\omega = d_{ii}d_{jj} - d_{ij}^2$  sont calculés par les relations :

$$d_{ii} = r_i (1 - \eta_{img}) \sum_{k=0}^{\infty} \left[ \frac{\theta^k}{1 - \eta_{img} \theta^{2k}} \right] \quad \text{Eq.IV.44}$$

$$d_{jj} = r_j (1 - U_{img}) \sum_{k=0}^{\infty} \left[ \frac{\theta^k}{1 - U_{img} \theta^{2k}} \right] \quad \text{Eq.IV.45}$$

$$d_{ij} = -\frac{r_i r_j}{r_m} (1 - \theta^2) \sum_{k=0}^{\infty} \left[ \frac{\theta^k}{1 - \theta^{2k+2}} \right] \quad \text{Eq.IV.46}$$

$$\eta_{img} = [(r_i + r_j \theta)/r_m]^2 \quad \text{Eq.IV.47}$$

$$U_{img} = [(r_j + r_i \theta)/r_m]^2 \quad \text{Eq.IV.48}$$

$$\theta = \gamma - \sqrt{\gamma^2 - 1} \quad \text{Eq.IV.49}$$

$$\gamma = (r_m^2 - r_i^2 - r_j^2)/2r_i r_j \quad \text{Eq.IV.50}$$

La Figure IV.6 présente les coefficients de coagulation entre deux particules de même diamètre ( $i = j$ ) pour les différentes combinaisons de charges possibles si les particules portent au maximum une charge ( $q_i$  et  $q_j = 0, +1$  ou  $-1$ ). La courbe noire correspond au cas de référence de deux particules électriquement neutres, soit le profil représenté en Figure IV.5. Quand une seule des deux particules est chargée, le coefficient de coagulation est environ 3 fois plus élevé que pour des particules neutres de même taille. Dans le cas où les 2 particules sont de même polarité, les coefficients de coagulation sont sensiblement les mêmes que ceux de particules neutres pour  $d_p > 0,3 \mu\text{m}$ . En revanche, ils diminuent beaucoup plus rapidement avec la taille pour  $d_p < 0,05 \mu\text{m}$ . Enfin, on note que les coefficients de coagulation de nanoparticules ( $d_p < 0,1 \mu\text{m}$ ) de polarités opposées augmentent quand leur taille diminue, alors que ces coefficients diminuent pour des nanoparticules électriquement neutres. L'écart de  $\kappa$  atteint ainsi 2 ordres de grandeurs pour les plus petites particules étudiées ( $0,001 \mu\text{m}$ ).

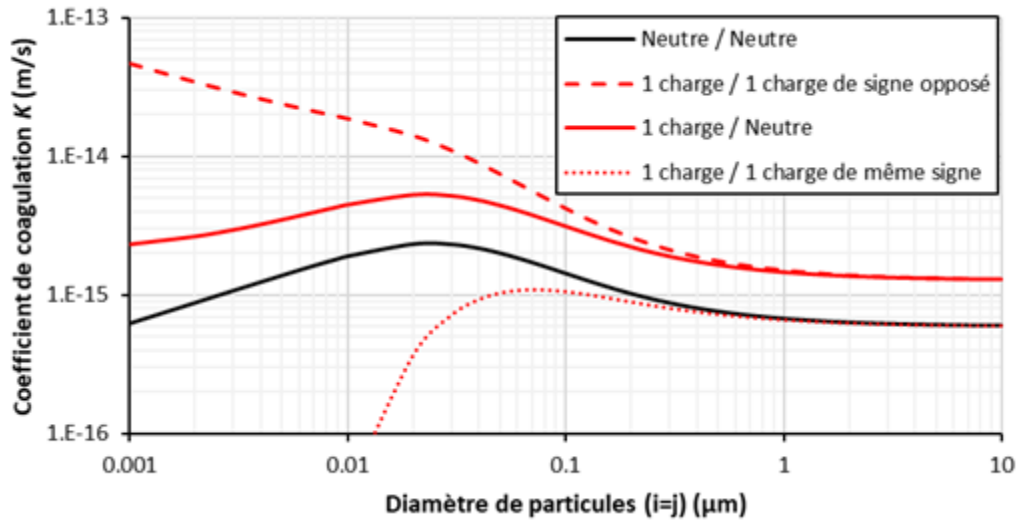


Figure IV.6 : Facteur de coagulation de particules de même diamètre en fonction de leur charge (1 charge maximum).

Les particules de grand diamètre pouvant porter des centaines voire des milliers de charges, la configuration présentée en Figure IV.6 n'illustre que très partiellement l'influence que peuvent avoir le nombre et la polarité des charges sur la coagulation des particules microniques. Pour compléter l'analyse précédente, la Figure IV.7 présente ainsi l'évolution du coefficient de coagulation entre deux particules de même diamètre  $d_p = 3 \mu\text{m}$  et de même charge ( $l = m$ ), en fonction du nombre et de la polarité des charges portées. Le cas où une particule est électriquement neutre est ici pris comme référence. On observe que dans le cas où les particules sont de même polarité,  $\kappa$  est quasi-invariant entre 1 et 10 charges, mais chute brutalement au-delà (baisse de 2 ordres de grandeur entre 10 et 20 charges). Si les particules sont de polarités opposées,  $\kappa$  augmente linéairement avec la charge.

La Figure IV.8, qui présente pour sa part l'évolution du coefficient de coagulation  $\kappa$  entre une particule de diamètre  $d_p = 3 \mu\text{m}$  portant  $l$  charges et une particule de diamètre  $d_p = 0,001 \mu\text{m}$  portant une seule charge ( $m = \pm 1$ , considérant qu'une particule d'aussi petite taille ne peut porter davantage de charges), définit les mêmes tendances, à savoir une influence plus marquée du nombre de charges et de la polarité des particules dès que le nombre de charges est supérieur à 10.

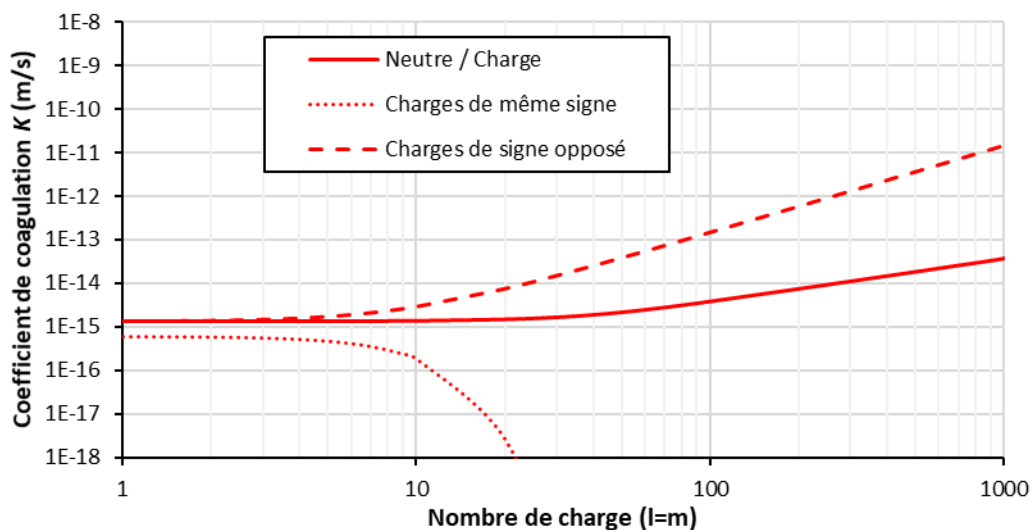


Figure IV.7 : Coefficient de coagulation de deux particules de 3  $\mu\text{m}$  de diamètre en fonction du nombre et de la polarité des charges portées (nombre de charges identique pour les 2 particules,  $l = m$ ).

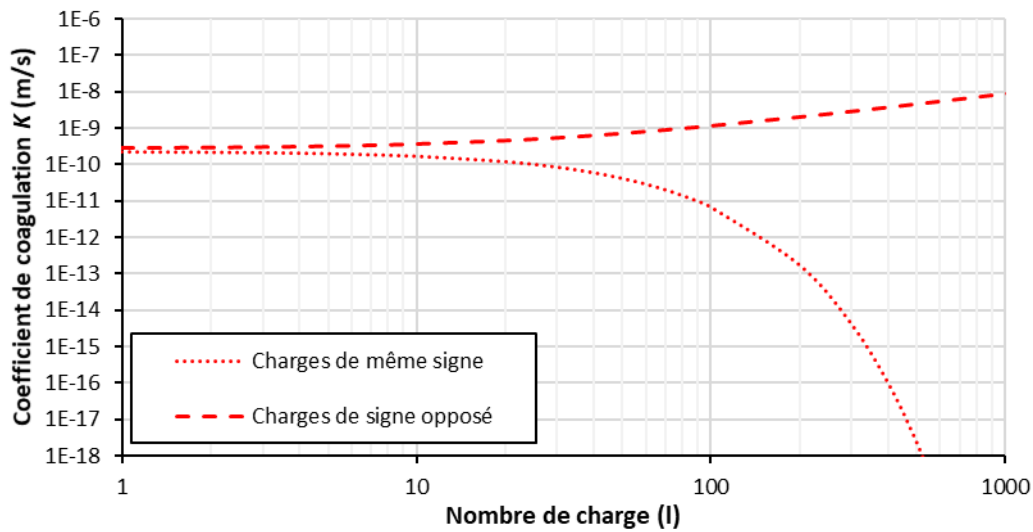


Figure IV.8 : Coefficient de coagulation entre une particule de diamètre  $d_p = 3 \mu\text{m}$  et de charge  $l$ , avec une particule de diamètre  $d_p = 0,001 \mu\text{m}$  et de charge  $m = \pm 1$ .

Finalement, les résultats présentés ci-dessus témoignent d'une forte sensibilité du coefficient de coagulation à la charge des particules sur l'ensemble du domaine de taille étudié ( $0,001 \mu\text{m} \leq d_p \leq 10 \mu\text{m}$ ) dès lors que les particules microniques portent plus d'une dizaine de charges. Cette sensibilité est accrue si les particules sont de même polarité, ce qui correspond à la configuration mise en jeu dans le cadre de notre application (particules de même polarité à la sortie de la fenêtre filtrante), et à celle des expérimentations qui ont été réalisées pour valider les modèles de coagulation et de dépôt (utilisation d'un ioniseur négatif pour charger les particules, voir paragraphe 2.1). Il s'agit d'une information importante car au-delà du coefficient de coagulation, c'est le modèle élémentaire de coagulation qui se trouve être extrêmement sensible à la finesse de la connaissance des charges portées par les particules en suspension dans l'air intérieur. Dans le contexte de simulations dynamiques telles que celles que nous prévoyons de réaliser, pour la validation du modèle dans un premier temps puis pour l'évaluation de la performance des fenêtres WINFIL intégrées au bâtiment, les erreurs du modèle peuvent rapidement s'amplifier et se propager à l'ensemble des tailles de particules étudiées.

#### 1.4. Discrétisation en taille et en nombre de charges

Le recours à une méthode numérique de résolution du système d'équations IV.1 nécessite que l'aérosol soit préalablement discrétisé en tailles et en nombre de charges portées par les particules (Figure IV.9). L'outil de simulation a été conçu pour que l'utilisateur du modèle puisse adapter la discrétisation en tailles en fonction des besoins et des objectifs de la modélisation. Dans le cadre d'une démarche de validation du modèle par confrontation à des mesures, telle que celle présentée dans le paragraphe 2.1, il est pratique de calculer les concentrations pour les diamètres de particules qui définissent les différentes classes granulométriques de l'appareil de mesure. Dans d'autres situations, ces diamètres peuvent être définis sur la base d'un modèle sectionnel logarithmique paramétrable, tel que proposé par Gelbard et al. (1980). Après avoir défini l'intervalle granulométrique d'étude par la spécification de ses limites basse,  $d_{p,min}$ , et haute,  $d_{p,max} = d_{p,min} \times 10^d$  avec  $d$  le nombre de décades, puis le nombre de sections par décade,  $R$ , les diamètres délimitant les sections sont calculés par la relation :

$$d_{p,n+1} = 10^{\log(d_{p,n})+R^{-1}} \quad \text{Eq.IV.51}$$

La discrétisation en nombre de charges peut être effectuée suivant le même modèle, ce qui, en choisissant  $R = 10$  pour la discrétisation en taille comme en charges, revient à définir des classes unitaires de charge de même signe pour la première décade de taille, des classes regroupant jusqu'à 10 charges de même signe pour la deuxième décade de taille, des classes regroupant jusqu'à 100 charges de même signe pour la 3<sup>ème</sup> décade, etc. (Figure IV.9).

La charge de saturation  $q_{max,k}$  d'une particule, c'est-à-dire le nombre maximal de charges qu'elle peut porter, dépend de sa taille  $d_{pk}$  et du champ électrique  $E$ . Dans le cas où le champ n'est dû qu'à la présence de particules chargées dans l'air intérieur, les valeurs de  $q_{max,k}$  varient donc dans le temps ; elles doivent être déterminées en fonction du champ  $E(t)$ , calculé par l'équation IV.25 à partir des concentrations prédites  $C_k^q(t)$ . Cochet (1961) propose une relation pour évaluer la charge de saturation des particules en fonction de leur taille et du champ électrique (équation I.31). Cette relation n'est toutefois pas nécessairement valable pour des champs électriques aussi faibles que ceux qui peuvent naturellement s'instaurer dans une pièce.

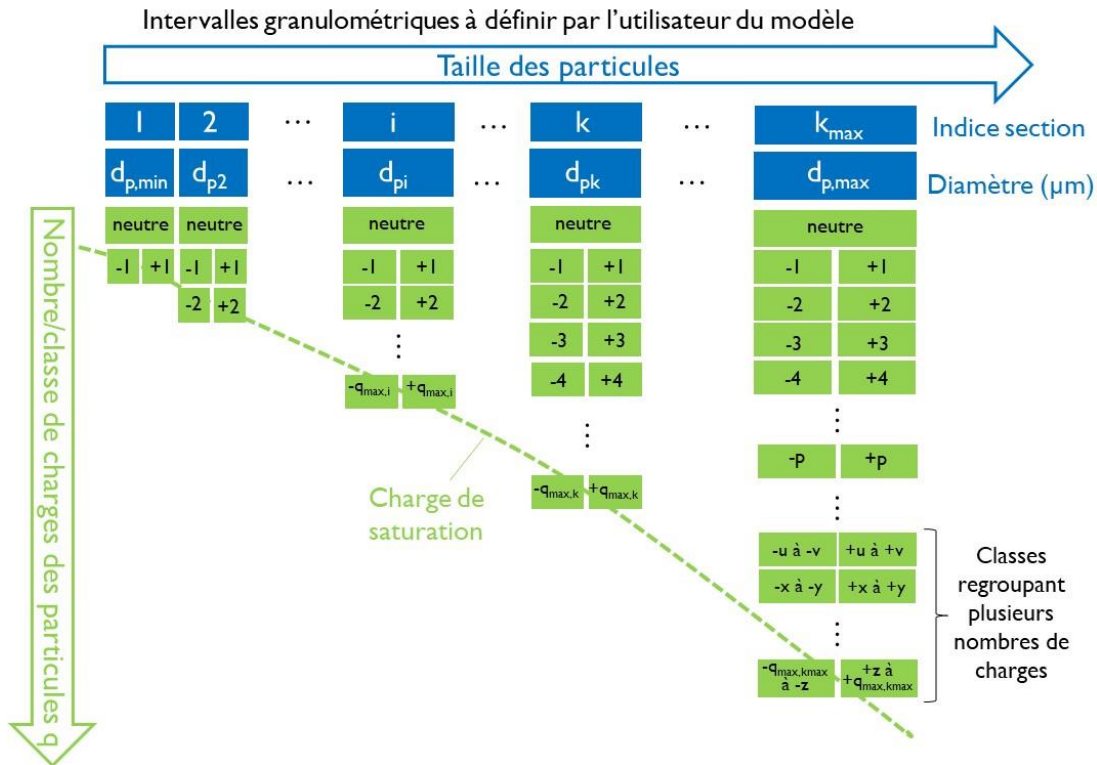


Figure IV.9 : Principe de discrétisation de l'aérosol en sections de taille  $k$  et en classes de charges  $q$

### 1.5. Résolution numérique du système d'équations

Les équations IV.1 sont discrétisées en temps suivant un schéma semi-implicite proposé par Jacobson et al. (1994), puis résolues à chaque pas de temps en volume total de particules de section de taille  $k$  ( $1 \leq k \leq k_{max}$ ) et de classe de charges  $q$  ( $-q_{max,k} \leq q \leq +q_{max,k}$ ), soit  $V_{p,k} C_k^q$ , par la relation :

$$V_{p,k} C_k^q(t + \Delta t) = \frac{V_{p,k} C_k^q(t) + \Delta t \left[ P_{coag,k}^q + P_{vent,k}^q + S_k^q(t + \Delta t) + \frac{1}{V_c} \sum_{r=1}^{n_r} A_r R_{r,k}^q C_{r,k}^q(t) \right]}{1 + \Delta t \left[ L_{coag,k}^q + L_{vent,k}^q + \lambda_k^q(t) \right]} \quad \text{Eq.IV.52}$$

$P_{coag,k}^q$  et  $L_{coag,k}^q$  désignent respectivement les apports et les pertes de particules par les processus de coagulation.  $P_{vent,k}^q$  et  $L_{vent,k}^q$  représentent respectivement les apports et les pertes par les flux d'air. Ces termes sont définis par :

$$P_{coag,k}^q = \sum_{l,m=-q_{max,k}}^{l,m=q_{max,k}} \sum_{j=1}^{j=k} \sum_{i=1}^{i=k-1} \frac{f_{i,j,k} \delta_{l+m,q}}{1 + \delta_{l,m}} \kappa_{i,j}^{l,m} V_{p,i} C_i^l(t + \Delta t) C_j^m(t) \quad \text{Eq.IV.53}$$

$$L_{coag,k}^q = \sum_{m=-q_{max,k}}^{m=q_{max,k}} \sum_{j=1}^{j=k_{max}} [1 - f_{k,j,k}] \kappa_{k,j}^{q,m} C_j^m(t) \quad \text{Eq.IV.54}$$

$$P_{vent,k}^q = \frac{C_{ext,k}^q(t)}{V_c} [Q_{ve}(1 - \eta_{e,k}) f_{s,k}^q + Q_{vi}(1 - \eta_{i,k})] + \frac{1}{V_c} \sum_{a=1}^n Q_{va} C_{a,k}^q(t) \quad \text{Eq.IV.55}$$

$$L_{vent,k}^q = \frac{1}{V_c} [Q_r(1 - \eta_{r,d_p}) + Q_{vs}] \quad \text{Eq.IV.56}$$

Dans ces équations  $q$ ,  $l$  et  $m$  correspondent respectivement aux classes de charge des particules de section de taille  $k$ ,  $i$  et  $j$ . Les fonctions de Kronecker  $\delta_{l,m}$  et  $\delta_{l+m,q}$  sont définies par Laakso et al. (2002) :

$$\delta_{l+m,q} = \begin{cases} 0, & l + m \neq q \\ 1, & l + m = q \end{cases} \quad \text{Eq.IV.57}$$

$$\delta_{l,m} = \begin{cases} 1, & l \neq m \\ 0, & l = m \end{cases} \quad \text{Eq.IV.58}$$

La fraction volumique  $f_{i,j,k}$  permet d'assurer la conservation du volume de particules en répartissant le volume  $V_{p,ij}$  des particules formées par la coagulation de particules de sections  $i$  et  $j$  dans les sections de tailles  $k$  et  $k + 1$  qui encadrent le diamètre des particules formées (Figure IV.10). On a ainsi :

$$f_{i,j,k} = \begin{cases} \left( \frac{V_{p,k+1} - V_{p,ij}}{V_{p,k+1} - V_{p,k}} \right) \frac{V_{p,k}}{V_{p,ij}} & ; V_{p,k} \leq V_{p,ij} < V_{p,k+1} (k < k_{max}) \\ 1 - f_{i,j,k-1} & ; V_{p,k-1} < V_{p,ij} < V_{p,k} (k > 1) \\ 1 & ; V_{p,ij} \geq V_{p,k} (k = k_{max}) \\ 0 & ; \text{Autres cas} \end{cases} \quad \text{Eq.IV.59}$$

Avec

$$V_{p,ij} = V_{p,i} + V_{p,j} \quad \text{Eq.IV.60}$$

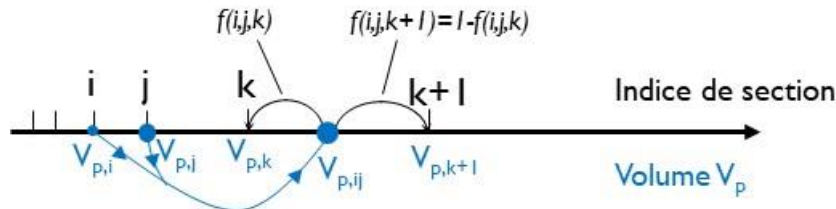


Figure IV.10 : Illustration du principe de calcul des fractions volumiques

Il est à noter que le cas où la coagulation engendre un changement de classe de charge sans changement de section de taille n'est pas couvert par la formulation de l'équation IV.53.

## 2. Validation du modèle de dépôt et de coagulation

### 2.1. Mesures en environnement contrôlé

#### 2.1.1. Matériels et méthode

Les mesures ont été réalisées dans la chambre d'essai EMMA du LaSIE, qui présente une surface au sol de 13 m<sup>2</sup> (4,27 m x 3,08 m) et un volume total de 30 m<sup>3</sup>. La structure et les parois de la chambre étant métalliques (acier inoxydable chimiquement inerte) et reliées à la terre, une structure autoporteuse en bois recouverte de panneaux de fibres a été mise en place pour se rapprocher de conditions plus représentatives de ce que peut être le comportement de particules chargées dans une pièce de vie. Les surfaces intérieures des murs et du plafond ont été revêtues de papier peint. Un revêtement PVC a été disposé au sol (Figure IV.11.a et Figure IV.11.b).

La chambre d'essai est positionnée à l'intérieur d'une chambre climatique de 32 m<sup>2</sup> de surface au sol et 4,90 m de hauteur (Figure IV.11.c). Le contrôle de la température dans cette chambre climatique, par une centrale de traitement d'air, permet de contrôler la température dans la chambre d'essai si cette dernière n'est pas ventilée. La chambre climatique fait également office de garde environnementale : étant en légère dépression par rapport à la halle du laboratoire, elle prévient tout risque de contamination par les polluants générés dans la chambre d'essai.

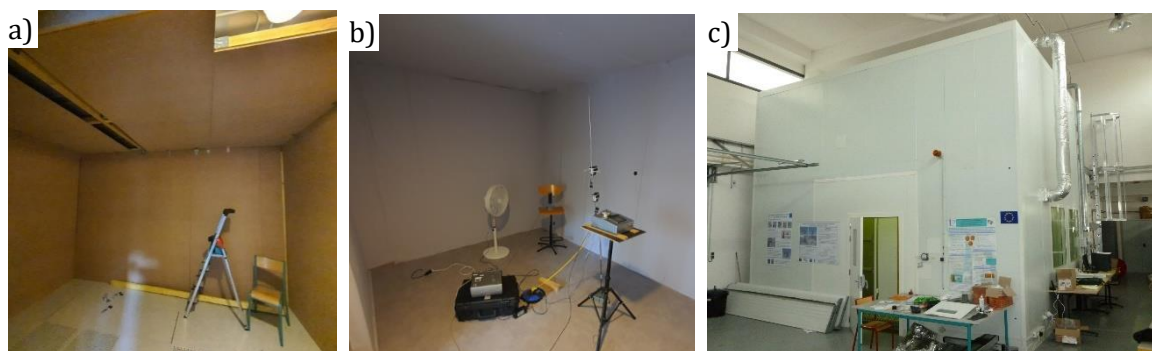


Figure IV.11 : Chambre environnementale EMMA aménagée pour les besoins des mesures a) structure bois en construction, b) vue interne de la chambre dans sa configuration finale, c) vue de la garde climatique et environnementale dans laquelle se trouve la chambre d'essai.

Deux types d'aérosols ont été utilisés pour les essais : un aérosol d'alumine ( $Al_2O_3$ ) généré à partir de poudre par un générateur à brosse (TOPAS SAG 410), et un aérosol de combustion produit par un bâtonnet d'encens. Les tests ont été conduits avec des particules neutres puis chargées. Dans le premier cas, pour l'aérosol d'alumine, un neutraliseur de charges (CD 2000, Palas) a été intercalé entre le générateur à brosse et le point d'injection dans la chambre (nécessité de neutraliser les charges qui peuvent être transmises aux particules par les frottements de la brosse). Dans le deuxième cas, les particules ont été injectées dans la chambre d'essai par la base d'un conduit vertical disposé au sol et à l'intérieur duquel ont été installés deux ioniseurs négatifs (TEQOYA 200 comportant 12 électrodes) (Figure IV.12). Certaines électrodes peuvent être mises hors fonction en les recouvrant de ruban adhésif. Ainsi, dans le cadre des essais avec l'aérosol d'encens, les tests ont été répétés en chargeant les particules avec 6, 12 puis 24 électrodes en fonctionnement dans le but d'analyser l'influence de la charge initiale des particules sur leur coagulation et leur dépôt. La génération de l'alumine étant moins maîtrisée, les tests ont tous été réalisés en chargeant les particules avec 12 électrodes (1 TEQOYA 200).





Figure IV.12 : Vue de face et de dessus du conduit par lequel sont injectées les particules chargées d'alumine et d'encens dans la chambre d'essai

Après injection de l'aérosol dans la chambre d'essai, les concentrations et les charges des particules ont été mesurées pendant 14 h pour les essais avec l'aérosol neutre, et pendant 90 minutes pour les tests avec l'aérosol chargé, la charge devenant nulle à l'issue de cette période.

Les concentrations en nombres de particules ont été mesurées avec un pas d'acquisition de 1 minute par un capteur OPC-N3 (Alphasense) positionné au centre du volume de la chambre d'essai, et par 2 Miniwras 1371 (GRIMM) positionnés à 50 cm au-dessus du sol.

La charge totale portée par l'aérosol a été mesurée avec un électromètre CHARME (PALAS) installé sur un support positionné au centre de la chambre EMMA, à 1 m de hauteur. L'évolution temporelle de la distribution en charge de l'aérosol a quant à elle été mesurée par un impacteur basse pression à détection électrique ELPI+(Dekati). Le principe de mesure de cet instrument est le suivant : les particules, après avoir été chargées par décharge couronne, sont collectées par un impacteur basse pression qui comporte 14 étages. Chaque étage est isolé électriquement l'un de l'autre. Les particules sont collectées sur des plateaux de collection suivant leur diamètre aérodynamique, compris entre 0,006 et 10  $\mu\text{m}$ . La charge totale portée par les particules est mesurée sur chaque plateau par des électromètres très haute sensibilité. Le courant mesuré est directement proportionnel à la concentration en particules par classe de taille. Si l'aérosol étudié n'est pas électriquement neutre et que le module de charge est désactivé, la mesure des courants donne accès à la charge totale dans chacune des 14 classes granulométriques. Ainsi, une gestion automatique alternative « On/Off » du chargeur, avec une fréquence courte, permet de mesurer en temps réel la distribution des charges de l'aérosol.

Un ventilateur de brassage rotatif (visible sur la Figure IV.11.b) a été utilisé pendant toute la durée des tests (de la génération de l'aérosol à la fin des mesures) pour homogénéiser autant que possible les concentrations en particules dans le volume intérieur.



### 2.1.2. Résultats expérimentaux

Les tests ont été répétés plusieurs fois pour un même aérosol et les mêmes conditions de charge. Contrairement à l'encens qui se consume lentement dans la gaine d'injection, permettant une bonne captation des charges (Figure IV.13), l'alumine est générée par une seule impulsion du générateur pour ne pas que les concentrations soient trop élevées dans la chambre. Le temps de séjour réduit des particules à l'intérieur de la gaine d'injection ne leur permet pas nécessairement de capter efficacement les charges. Seul un test a permis de mesurer des charges sur les particules de diamètre supérieur à 0,4  $\mu\text{m}$ , et a donc été jugé comme exploitable, en dépit du profil de distribution en charges qui est très irrégulier (Figure IV.13). Le Tableau IV.2 indique le nombre de répétitions jugées exploitables dans chacune des configurations.

Les mesures de l'ELPI+ montrent que l'augmentation du nombre d'électrodes utilisées pour générer le champ électrique ne se traduit pas par une augmentation graduelle du nombre de charges par particule. Il s'agit donc du même constat que celui fait lors de la phase de prototypage de l'ESP WINFIL, où l'augmentation au-delà d'un certain seuil de la densité d'aiguilles dans la veine d'air n'a pas montré d'augmentation de l'efficacité du procédé. La charge de saturation de l'aérosol n'est manifestement pas pour autant atteinte puisque les particules de diamètre inférieur à 0,03  $\mu\text{m}$  présentent un nombre de charges inférieur à 1.

Tableau IV.2 : Description des essais effectués.

Aérosol	Ioniseur	Nombre d'essais réalisés	Nombre d'essais exploitables
Encens	OFF (aérosol neutre)	4	4
	6 aiguilles	3	3
	12 aiguilles	2	2
	24 aiguilles	1	1
Alumine	OFF (aérosol neutre)	3	3
	12 aiguilles	3	1

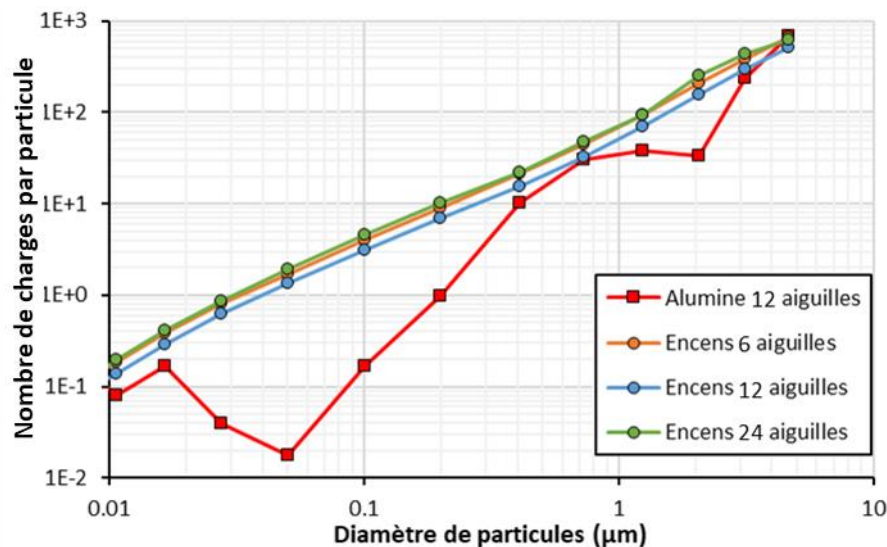


Figure IV.13 : Nombre de charges par particule après génération ( $t = 0$ ) pour l'alumine (ionisation avec 12 aiguilles) et l'encens (ionisation avec 6, 12 et 24 aiguilles).

La Figure IV.14 présente les décroissances temporelles des concentrations totales en particules, adimensionnées par la concentration initiale  $C_0$ , pour les aérosols d'encens et d'alumine neutres

et chargés. Les courbes correspondent à la moyenne des résultats enregistrés pour une même configuration de test. Les enveloppes colorées qui les entourent caractérisent la dispersion des données autour de cette moyenne. Pour des aérosols neutres, la décroissance des concentrations en particules d'alumine est plus rapide que celle des particules de combustion. Après 90 minutes,  $C/C_0$  est égal à 0,62 pour l'alumine contre 0,55 pour l'aérosol d'encens. Cette différence de comportement s'explique en premier lieu par la différence de masse volumique des deux aérosols, qui induit des vitesses de dépôt différentes, en particulier sur le sol (Figure IV.1) : l'alumine a une densité de 4 000 kg/m<sup>3</sup>, contre 1 060 kg/m<sup>3</sup> pour l'encens. La granulométrie des aérosols est un autre facteur à prendre en compte. L'aérosol d'encens est monodispersé (Figure IV.15.a,  $\bar{d}_g = 70$  nm,  $\sigma_g = 1,7$ ) alors que l'aérosol d'alumine est bidispersé (Figure IV.15.c,  $\bar{d}_g = 70$  et 900 nm,  $\sigma_g = 1,7$ ).

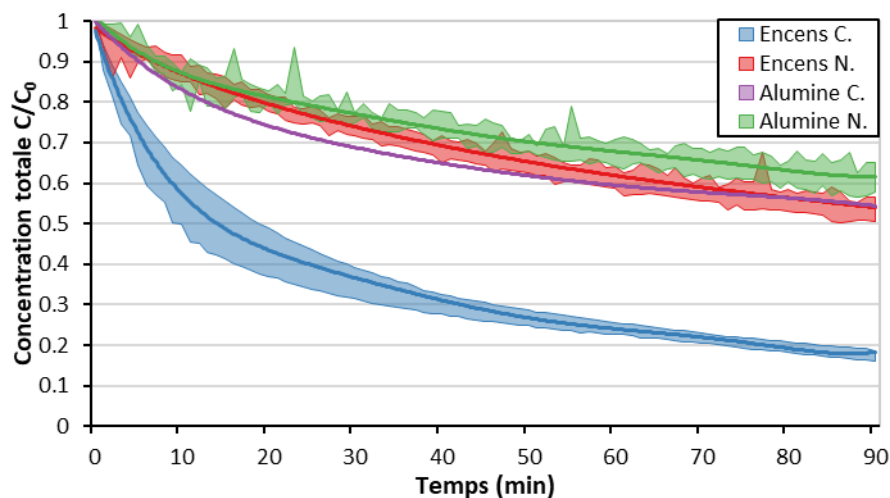


Figure IV.14 : Décroissance temporelle de la concentration totale en particules d'encens et d'alumine, neutres et chargées.

La Figure IV.14 montre également que les concentrations diminuent plus rapidement quand les aérosols sont chargés que quand ils ne le sont pas, ce qui confirme la forte influence de la présence de particules chargées sur les cinétiques de coagulation et de dépôt, et accrédié l'hypothèse du rôle central de l'émission de particules chargées sur les phénomènes observés dans le cadre des mesures *in situ*. L'accélération de la décroissance des concentrations par la charge initiale de l'aérosol est plus marquée pour l'encens que pour l'alumine. A  $t = 90$  min, l'écart de  $C/C_0$  est de 0,38 point pour l'encens (0,55 pour l'aérosol neutre vs 0,17 pour l'aérosol chargé), et de 0,08 point seulement pour l'aérosol d'alumine (0,62 contre 0,54). L'explication tient principalement au moindre nombre de charges portées par les particules d'alumine au temps initial, puis tout au long de la période de mesures (Figure IV.16.a et Figure IV.16.c). La charge des particules d'encens et des particules d'alumine diminuent d'un ordre de grandeur en 90 min. Les mesures du CHARME montrent que le courant de l'aérosol diminue le plus fortement au cours des 30 minutes qui suivent la génération (Figure IV.16.b et Figure IV.16.d). Pour l'encens, la chute est de 267 fA entre  $t = 0$  et  $t = 30$  min, et de 85 fA entre  $t = 30$  min et  $t = 90$  min. Pour l'alumine, on observe une chute de 155 fA au cours des 30 premières minutes, puis de 61 fA dans les 60 minutes qui suivent.

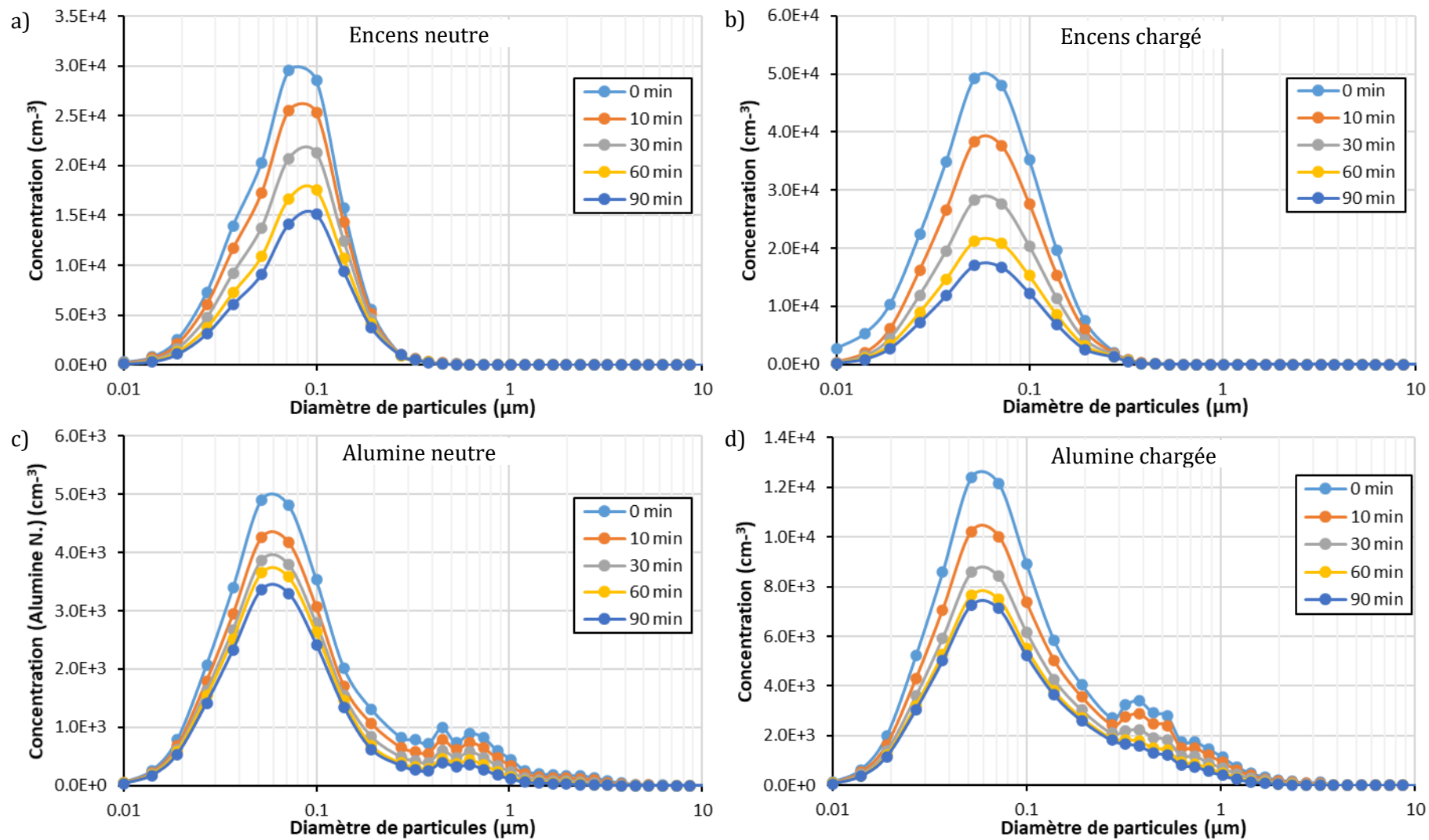


Figure IV.15 : Distribution granulométrique de l'aérosol à différents temps : a) encens neutre, b) encens chargé, c) alumine neutre et d) alumine chargée.

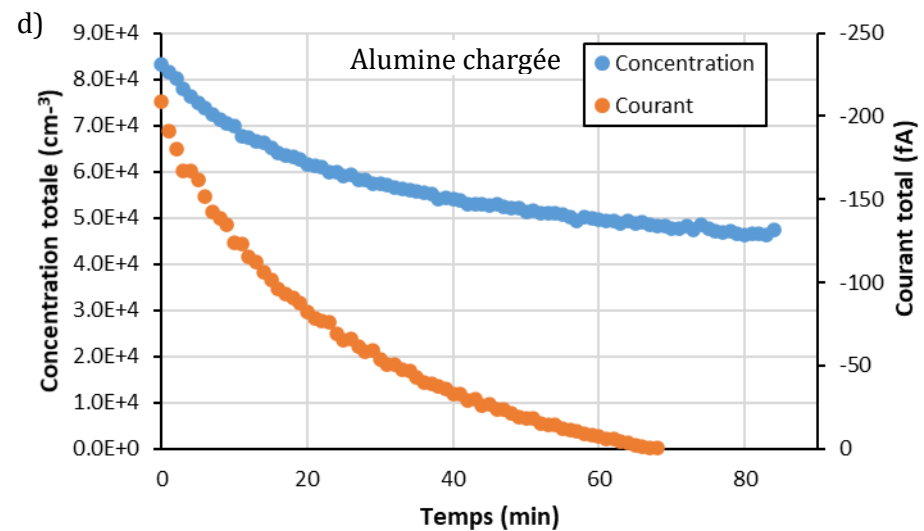
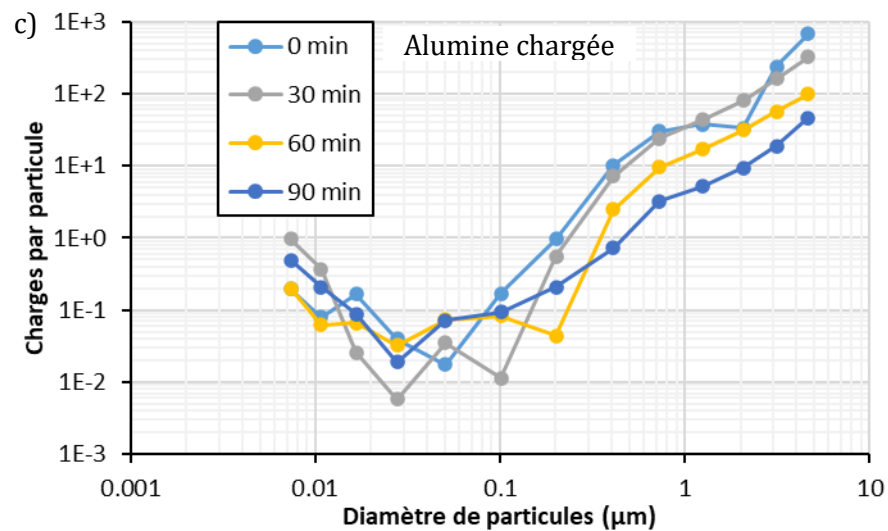
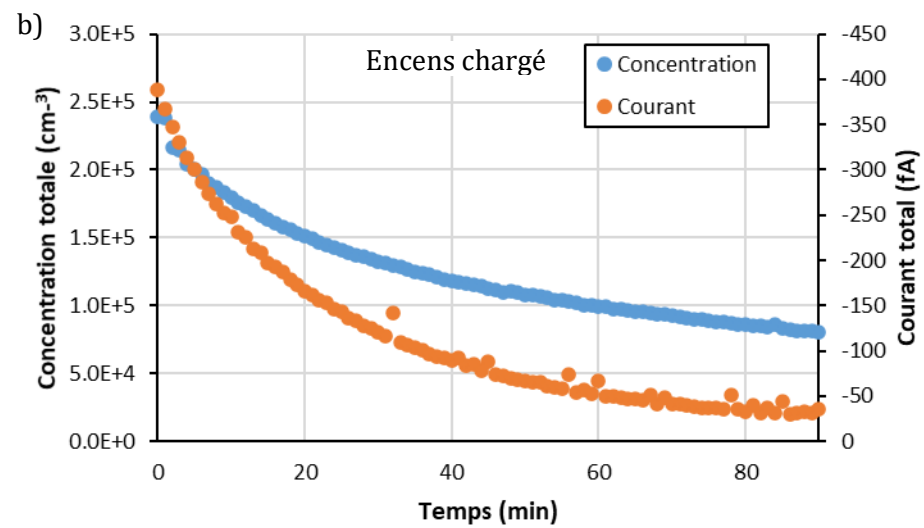
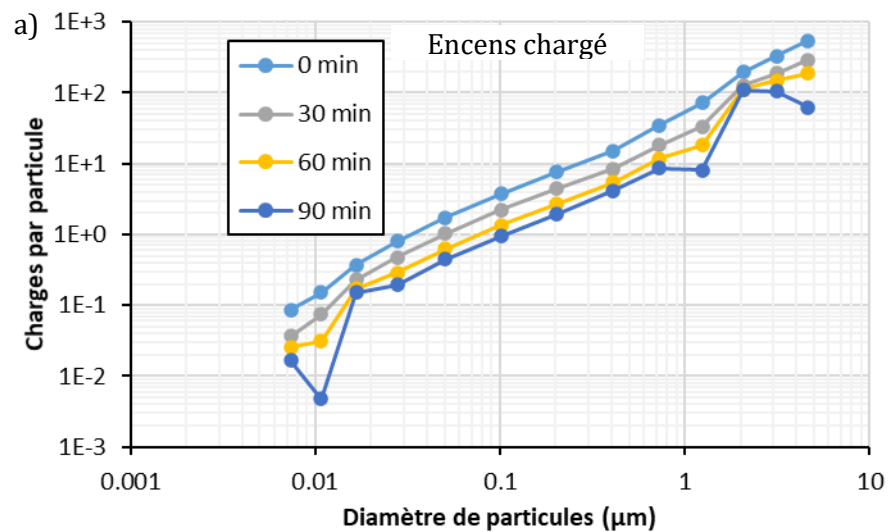


Figure IV.16 : a) et c) Charges par particule mesurée par l'Elpi+. b) et c) Courant total mesurée par le CHARME et concentration totale en particules.

## 2.2. Confrontation du modèle aux mesures

Les expériences ont été simulées en discrétisant l'aérosol conformément aux canaux de mesure du Miniwras et en limitant le diamètre des particules à  $10\ \mu\text{m}$  ; 34 sections de tailles entre  $0,01$  et  $10\ \mu\text{m}$  ont ainsi été définies. En l'absence de données sur la charge de saturation des particules en fonction de leur taille, la même valeur de  $1\ 000$  charges par particule a été retenue pour toutes les sections de taille. Ce mode de segmentation revient à définir des classes de charge pour lesquelles les concentrations seront constamment nulles, puisque les plus petites particules ne peuvent porter que quelques charges, mais n'a pas d'impact sur les résultats numériques.

La masse volumique des particules est  $\rho_p = 4\ 000\ \text{kg/m}^3$  pour l'alumine et  $\rho_p = 1\ 060\ \text{kg/m}^3$  pour l'encens. La vitesse de friction a été prise égale à  $u^* = 0,05\ \text{m/s}$  et le facteur de rugosité des surfaces à  $F^+ = 0,4$ , correspondant à un papier peint rugueux d'après Hussein et al. (2012). Les équations composant le modèle ont été résolues avec un pas de temps  $\Delta t = 600\ \text{s}$ .

Les conditions initiales du modèle ont été définies comme étant :

- Les concentrations moyennes en nombres mesurées dans chaque intervalle granulométrique des deux Miniwras, après complétion de la génération de l'aérosol ;
- Dans le cas des tests avec l'aérosol chargé, les charges par particule pour chaque section granulométrique et chaque classe de charge, immédiatement après l'arrêt de la génération de l'aérosol. La spécification de ces charges unitaires à partir des mesures de l'Elpi+ a constitué un écueil pour la validation du modèle. Les raisons sont exposées dans le paragraphe 2.2.2.

### 2.2.1. Particules neutres

La Figure IV.17 présente l'évolution temporelle des concentrations en particules d'encens mesurées et modélisées. L'évolution de la concentration totale en particules est correctement reproduite par le modèle sur les 30 premières minutes (Figure IV.17.a). Au-delà, l'écart entre mesures et modèle s'accroît dans le sens d'une sous-estimation de la concentration de l'aérosol par le modèle. L'évolution des profils granulométriques au cours de la première heure montre que ces écarts résultent d'une sous-estimation des concentrations en particules les plus fines, qui s'accroît dans le temps (Figure IV.17.b). L'augmentation dans le temps du diamètre géométrique moyen des particules est caractéristique du phénomène de coagulation (Jacobson et al. 1994) ; l'écart entre diamètre moyen mesuré et prédit augmente lui-aussi dans le temps.

La conjonction de ces deux facteurs oriente vers une surestimation par le modèle des flux de matière perdus par coagulation dans le domaine des plus petites particules étudiées. L'erreur entre concentrations mesurées et prédites s'amplifie dans le temps, et se propage aux sections de taille supérieure, par le fait qu'une sous-estimation des concentrations se traduit inéluctablement par une sous-estimation des apports de matière par coagulation pour les particules de diamètre plus élevé.

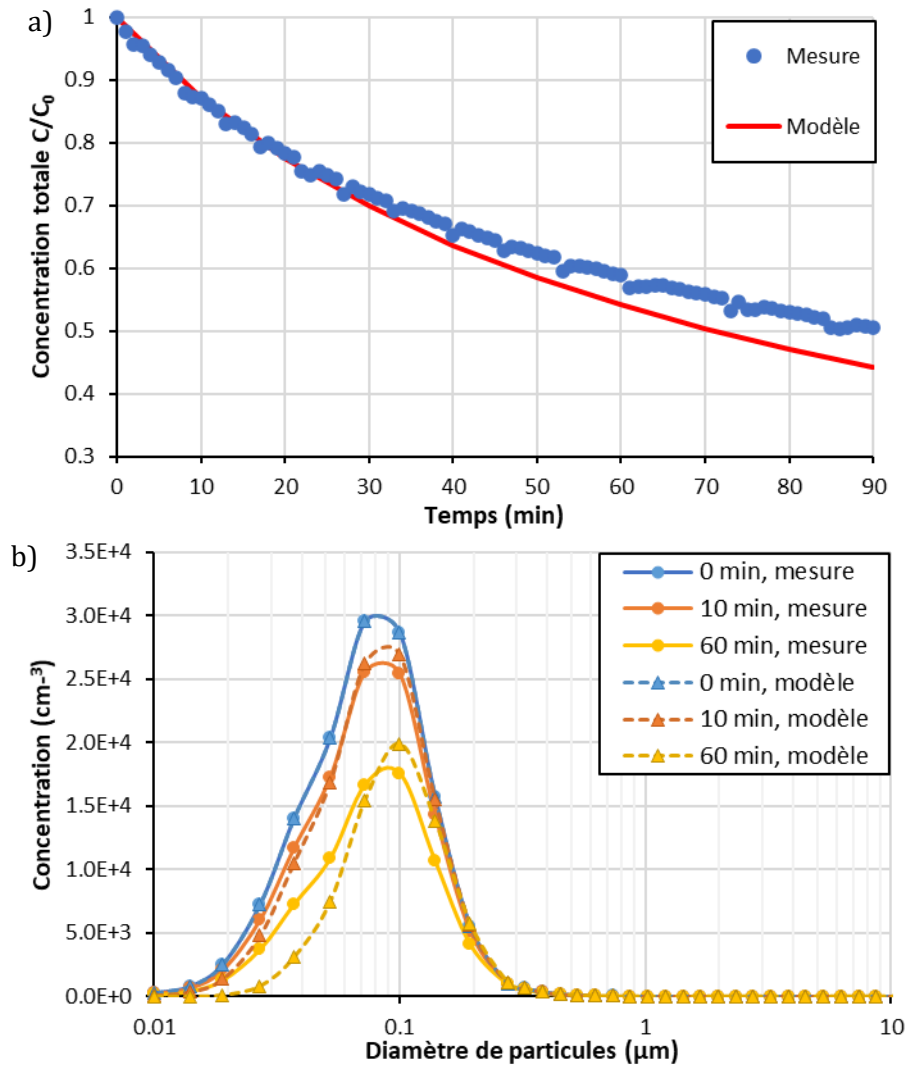


Figure IV.17 : Modélisation d'un aérosol d'encens neutre, a) décroissance temporelle de la concentration totale en particules et b) évolution du profil granulométrique à  $t = 0, 10$  et  $60$  min ( $\rho_p = 1\,060\text{ kg/m}^3$ ,  $u^* = 0,05\text{ m/s}$ ,  $F^+ = 0,4$  et  $\Delta t = 600\text{ s}$ ).

La chute (trop) rapide des concentrations dans les sections granulométriques correspondant aux plus petites tailles de particules, avec les conséquences aux temps plus longs qui sont décrites ci-dessus, pourrait aussi s'expliquer par un déficit d'apport de matière par coagulation, par le fait que les particules de taille inférieure à  $10\text{ nm}$  ne sont pas modélisées (concentrations supposées constamment nulles). Cette hypothèse a été évaluée en introduisant dans le modèle des sections granulométriques inférieures à  $10\text{ nm}$ , de concentration initiale égale à celle mesurée par le Miniwras dans l'intervalle  $0,010\text{-}0,014\text{ nm}$ . Le résultat n'a pas été probant. L'hypothèse d'un biais de représentation de la coagulation par le modèle, dans le domaine des très petites particules, est donc la plus vraisemblable. Elle est d'ailleurs confortée par les résultats obtenus avec l'alumine (Figure IV.18), qui présentent les mêmes tendances que l'encens, mais plus marquées. Une différence importante entre les deux aérosols, qu'il convient de mettre en avant ici, est que l'aérosol d'encens est monodispersé, alors que la distribution en taille de l'aérosol d'alumine fait apparaître 2 modes. On note ainsi qu'après  $30$  minutes d'essai, le modèle tend à sous-estimer les concentrations des particules d'alumine de taille inférieure à  $0,1\ \mu\text{m}$ , comme cela est aussi le cas pour l'encens, mais qu'il surestime dans le même temps d'un facteur pouvant aller jusqu'à  $2$  les concentrations des particules de taille comprise entre  $0,2\ \mu\text{m}$  et  $1\ \mu\text{m}$ . Les deux tendances sont en réalité physiquement liées : les coefficients de coagulation entre particules de tailles très

différentes étant élevés (Figure IV.5), la surestimation des concentrations en particules de taille comprises entre 0,2 et 1  $\mu\text{m}$  contribue à surestimer les flux de coagulation des plus petites particules, déjà surestimés par le modèle lui-même. Les écarts entre mesures et modèle s'en trouvent être amplifiés, et donc plus importants que pour l'aérosol d'encens.

L'analyse paramétrique des dépôts qui est proposée dans le paragraphe 1.2.3 constitue un socle d'informations utiles pour interpréter la surestimation des concentrations dans le domaine de tailles 0,2 - 1  $\mu\text{m}$ . La masse volumique  $\rho_p$  de l'alumine est connue, et le facteur de rugosité des surfaces considéré,  $F^+ = 0,4$ , est optimum : l'utilisation du modèle de vitesse de dépôt sur des parois supposées lisses, en lieu et place du modèle de Hussein et al., conduit à des écarts à la réalité qui sont encore plus importants. Dès lors, la seule explication possible est l'existence d'une charge électrique résiduelle des particules, malgré la neutralisation, qui suscite davantage de dépôt des particules sur les parois de la chambre d'essai. Les mesures avec l'électromètre CHARME vont dans ce sens puisque des courants totaux de l'aérosol de -19 fA à  $t = 0$  min et -3 fA à  $t = 20$  min ont été mesurés. Il convient néanmoins de noter que les signaux enregistrés sont très bruités ( $\pm 5$  fA).

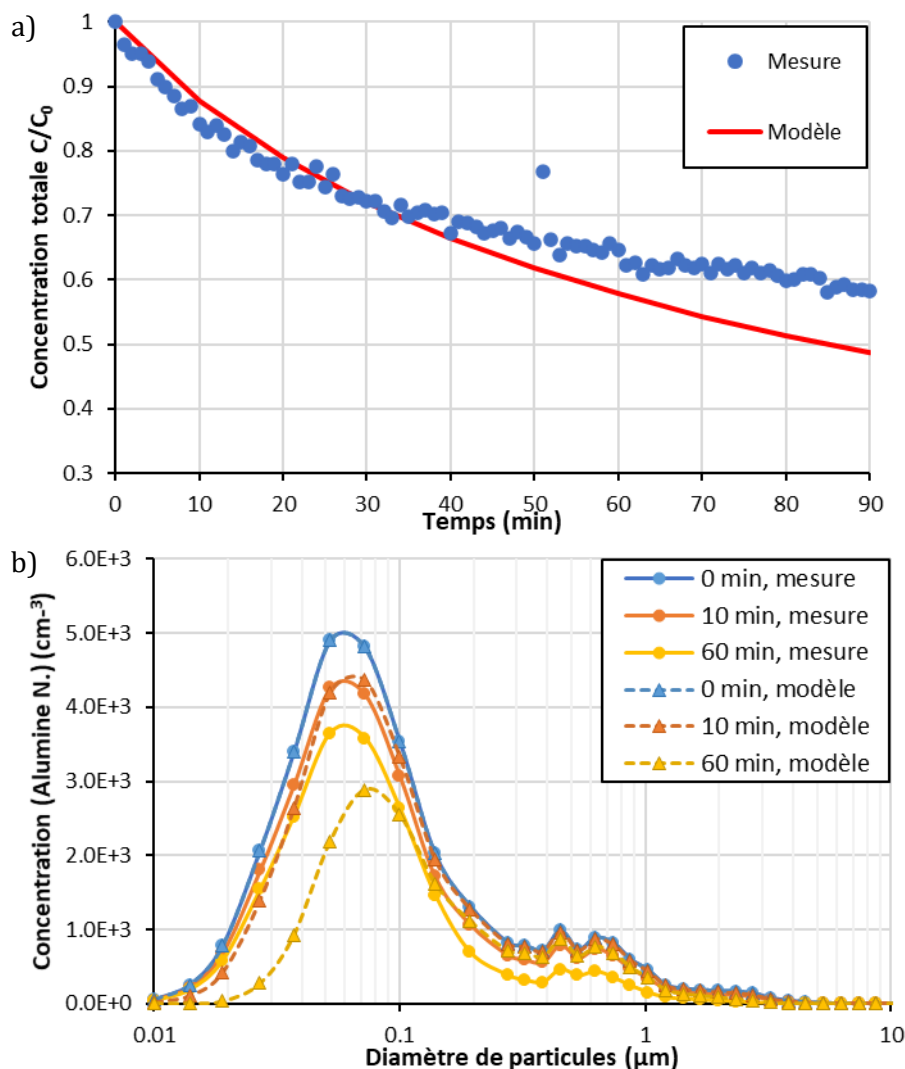


Figure IV.18 : Comparaison des concentrations en particules d'alumine neutres mesurées et prédites, a) décroissance temporelle de la concentration totale en particules et b) évolution du profil granulométrique à  $t = 0, 10$  et  $60$  min ( $\rho_p = 4\,000\text{ kg/m}^3$ ,  $u^* = 0,05\text{ m/s}$ ,  $F^+ = 0,4$  et  $\Delta t = 600\text{ s}$ ).

### 2.2.2. Particules chargées

Le protocole expérimental a été élaboré dans l'optique de porter à saturation toutes les particules composant l'aérosol. La répétition des tests avec un nombre croissant d'électrodes avait pour seul objectif de montrer que le dispositif d'ionisation était suffisamment dimensionné pour atteindre cet état de saturation complet. Dans ces conditions, les conditions expérimentales auraient pu être reproduites par le modèle :

- En assimilant la charge de saturation  $q_{max,k}$  des particules à la charge moyenne par particule  $\bar{q}_k$  mesurée pour la section granulométrique  $k$ , soit :

$$q_{max,k} = \frac{I_k}{Q_c C_k e} \quad \text{Eq.IV.61}$$

Où  $I_k$  désigne le courant de charge mesuré par l'ELPI+ pour la section de taille  $k$ ,  $C_k$  la concentration en nombre de particules dans cette section de taille (également mesurée par l'ELPI+),  $Q_c$  le débit de prélèvement d'air de l'ELPI+, et  $e$  est la charge élémentaire ( $e = 1,6 \cdot 10^{-19}$  C).

- Puis en assignant comme conditions initiales du modèle les concentrations mesurées par les Miniwras au temps  $t = 0$ , dans chaque section granulométrique  $k$ , à la classe de charge  $q$  correspondant à  $q_{max,k}$ . En d'autres termes, pour une section granulométrique  $k$ , toutes les concentrations initiales  $C_k^q$  sont nulles si  $q$  n'est pas égal ou n'inclut pas  $q_{max,k}$ .

Malheureusement, comme indiqué dans le paragraphe précédent, le mode opératoire utilisé ne permet pas d'obtenir une efficacité de charge de 100 % puisque la charge moyenne par particule est inférieure à 1 pour les particules de diamètre inférieur à 0,03  $\mu\text{m}$  dans le cas de l'encens, et de diamètre inférieur à 0,2  $\mu\text{m}$  dans le cas de l'alumine (Figure IV.13). Il est impossible de savoir si les particules de taille supérieure sont à saturation ou pas, mais on peut évidemment en douter.

Dans ces circonstances, il n'existe pas de moyen objectif pour déterminer la distribution en charges des particules au temps initial, et donc de s'assurer que les conditions initiales spécifiées reproduisent correctement les conditions expérimentales. Pour tester malgré tout le modèle, une loi de répartition des charges a été définie :

- En présumant que la charge de saturation  $q_{max,k}$  est l'arrondi à l'entier supérieur de la charge moyenne par particule déterminée à partir des mesures de l'ELPI+ ( $\bar{q}_k$ ) ;
- En faisant l'hypothèse qu'immédiatement après leur génération les particules sont soit à saturation, soit neutres, ce qui revient à définir les concentrations initiales suivantes pour chaque section granulométrique  $k$  :

$$C_k^q = \begin{cases} C_k \frac{\bar{q}_k}{q_{max,k}} & ; q = q_{max} \text{ ou } q \in q_{max} \end{cases} \quad \text{Eq.IV.62}$$

$$C_k^q = \begin{cases} C_k \left( 1 - \frac{\bar{q}_k}{q_{max,k}} \right) & ; q = 0 \end{cases} \quad \text{Eq.IV.63}$$

$$0 \quad ; q \neq 0 \text{ et } q \neq q_{max} \quad \text{Eq.IV.64}$$

À titre d'exemple, si pour une section granulométrique  $k$  la charge moyenne par particule est  $\bar{q}_k = 8,1$  : 90 % de la concentration  $C_k$  est affectée à la classe de charge  $q = 9$  et 10 % de cette concentration est affectée à la classe de charge  $q = 0$ .

Compte tenu des intensités de courant électrique mesurées par l'ELPI+, cette méthode de répartition des charges fait que les particules à saturation sont largement majoritaires dans les sections de taille supérieures à 0,3  $\mu\text{m}$  (plus de 99 % des particules microniques). A l'inverse, la



proportion de particules chargées est faible dans les premières sections granulométriques. Cette situation explique l'évolution temporelle du profil de charges de l'aérosol d'encens qui est présentée sur la Figure IV.20. Les particules chargées se déposant plus rapidement que les particules neutres, le nombre de charges dans l'air diminue plus rapidement que le nombre de particules en suspension. Il en résulte une décroissance de la charge moyenne par particule, qui est clairement visible pour les plus petites particules. Pour les particules de taille supérieure à  $0,3 \mu\text{m}$ , la très forte proportion de particules à saturation au temps  $t = 0$  fait que les dépôts de particules s'accompagnent d'une perte de charges électriques, dans les mêmes proportions. En conséquence, la charge moyenne par particule ne varie pas dans le temps. Les profils de charge présentés sur la Figure IV.20 se distinguent nettement des profils expérimentaux (Figure IV.16.a). Ils montrent que la répartition des charges au début de la période de simulation n'est pas correcte.

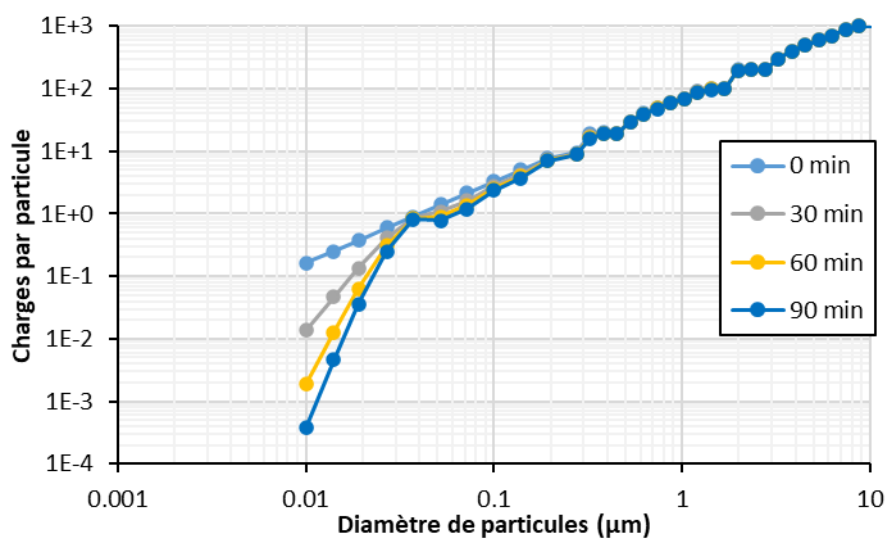


Figure IV.19 : Modélisation de l'évolution du profil de charges de l'aérosol d'encens à  $t = 0, 30, 60$  et  $90 \text{ min}$  ( $\rho_p = 1\,060 \text{ kg/m}^3$ ,  $u^* = 0,05 \text{ m/s}$ ,  $F^+ = 0,4$  et  $\Delta t = 600 \text{ s}$ )

Dès lors, on observe sans surprise des écarts importants entre les évolutions mesurées et modélisées des concentrations en particules d'encens et d'alumine (Figure IV.20). On note néanmoins que, qualitativement, la prise en compte de la charge des particules dans le modèle définit une cinétique de décroissance plus rapide qu'elle ne l'est avec des particules neutres, soit ce que révèlent aussi les mesures (Figure IV.14). Par ailleurs, pour l'alumine chargée, le modèle fournit une estimation plus juste des concentrations en particules de diamètre compris entre  $0,2$  et  $1 \mu\text{m}$  qu'il ne le faisait pour des particules supposées neutre. L'hypothèse de charge résiduelle à la sortie du neutraliseur qui a été mise en avant pour expliquer la surestimation des dépôts dans cette tranche granulométrique, pour les particules d'alumine censées être neutres, se trouve donc confortée par ces résultats.

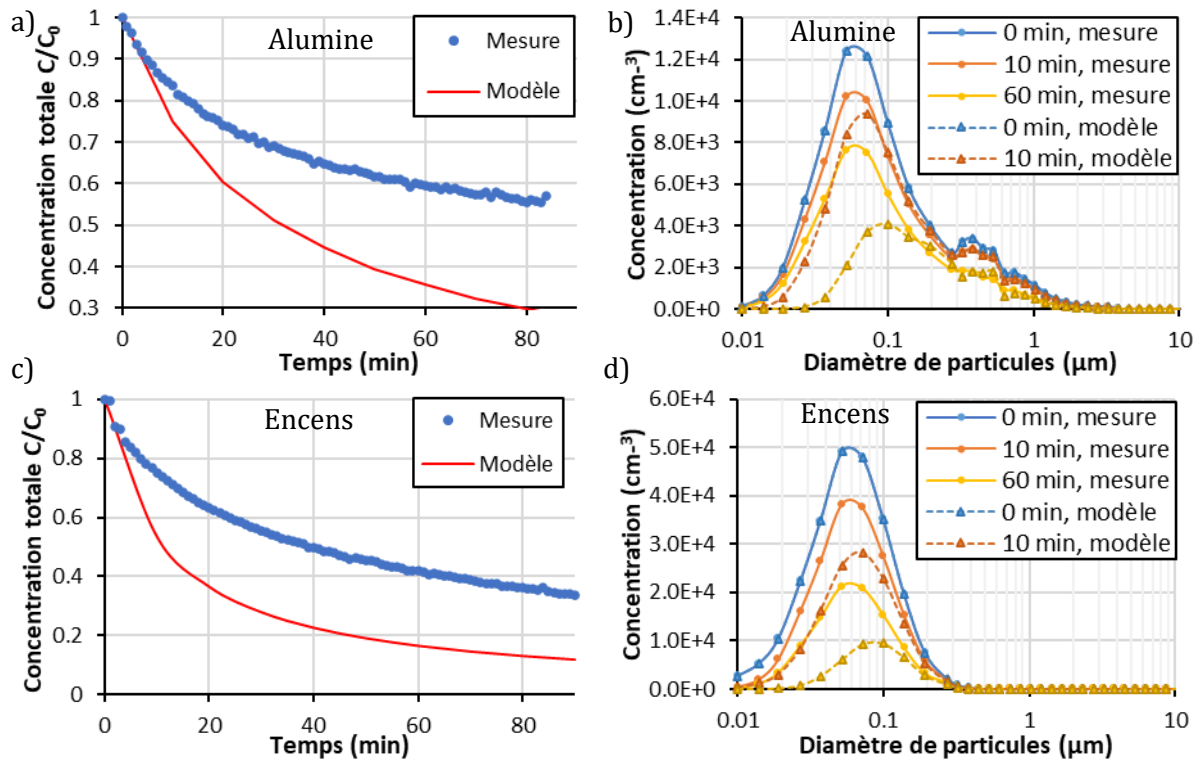


Figure IV.20 : Simulation des tests avec les particules d'alumine et d'encens chargées a) et c) décroissances temporelles de la concentration totale en particules ; b) et d) évolution du profil granulométrique à  $t = 0, 10$  et  $60$  min ( $u^* = 0,05$  m/s,  $F^+ = 0,4$  et  $\Delta t = 600$  s).

### 3. Synthèse

La notion de validation d'un modèle peut prendre différents sens suivant le contexte dans lequel elle est réalisée. Elle peut consister à confronter les résultats numériques à des résultats expérimentaux, sans aucun moyen d'ajustement du modèle, ou à définir les valeurs des paramètres qui permettent d'approcher au mieux les mesures. L'étude se positionnait ici dans le premier cas de figure, qui implique que la définition des simulations (valeur des paramètres, conditions initiales et aux limites) retranscrive fidèlement les conditions expérimentales mises en œuvre. L'exercice a été plutôt réussi pour les aérosols neutres, ou présumés neutres, puisque les mesures avec l'électromètre CHARME ont justement montré une charge résiduelle des particules d'alumine au début du test. En revanche, l'impossibilité de saturer électriquement les particules d'encens et d'alumine a anéanti tout espoir de pouvoir juger objectivement des capacités du modèle à reproduire correctement les phénomènes de coagulation et de dépôts des particules chargées.

La tendance du modèle à surestimer les flux de coagulation des plus petites particules peut être due à l'absence de représentation de la turbophorèse, qui dans le contexte très particulier des expérimentations n'est pas nécessairement un phénomène marginal (utilisation d'un ventilateur de brassage induisant une hétérogénéité spatiale de la turbulence dans le volume de la chambre). Elle résulte cependant plus probablement de l'incapacité du modèle à appréhender précisément les phénomènes de coagulation des particules de quelques dizaines de nanomètres. Il est à ce stade difficile d'identifier des voies d'amélioration compte tenu de sa nature purement mécanistique.

Malgré cela, le modèle reproduit correctement les dynamiques de coagulation et de dépôt des particules neutres, dans leur globalité. La dérive dans le temps des erreurs de prédiction ne doit

pas être interprétée comme un élément rédhibitoire dans la perspective de simulations sur des périodes longues. Elle résulte des conditions particulières dans lesquelles ont été réalisées les expérimentations pour isoler les effets de la coagulation et des dépôts. L'absence de ventilation et de sources internes en particules contribue en effet à propager et à amplifier dans le temps les erreurs du modèle. Dans des conditions réelles, les flux de matière introduits ou éliminés par les transports advectifs et les émissions internes tendraient à pondérer les erreurs et à prévenir de telles dérives dans le temps. L'augmentation graduelle du diamètre géométrique moyen des particules, qui est ici liée à la déplétion des concentrations en particules de taille de plus en plus importante par les processus de coagulation, ne serait par exemple pas observée dans le cadre de la simulation d'un bâtiment ventilé, où les transferts depuis l'extérieur contribuent à maintenir un certain niveau de concentration des particules de toutes tailles dans les ambiances intérieures.

La validation du modèle de coagulation et de dépôt des particules chargées nécessite que soit révisé le protocole expérimental pour que les tests réalisés puissent être simulés en spécifiant des conditions initiales qui correspondent à la charge réelle des particules générées dans l'air intérieur. Puisqu'aucun instrument ne permet de mesurer la distribution en charges d'un aérosol, deux voies sont possibles : améliorer le dispositif de génération pour atteindre ou se rapprocher de la saturation complète de l'aérosol, ou se donner les moyens de déterminer par le calcul la distribution en charges de l'aérosol au temps  $t = 0$ .

La première option est à privilégier pour les garanties qu'elle donne en termes de réalisme de représentation des conditions expérimentales : comme expliqué ci-dessus, à saturation, les mesures de l'ELPI+ permettent de déterminer la charge de saturation des particules en fonction de leur taille, et la question de la distribution en charges des particules d'une même taille ne se pose pas. L'utilisation d'un ioniseur de type fil-plaque pourrait contribuer à une efficacité de charge supérieure à celle des ioniseurs à aiguilles (Figure II.28). L'augmentation du temps de résidence des particules générés dans le champ ionisant, avant leur émission dans le volume de la chambre, est une autre alternative technique.

L'utilisation d'un modèle de distribution en charges de l'aérosol présente l'inconvénient d'introduire une incertitude (incertitude inhérente à ce modèle) dont il convient ensuite de tenir compte dans l'analyse des écarts entre mesures et modèle. À ce jour, le seul modèle qui ait pu être identifié correspond aux équations de charge décrites par Mayya et al. (2004) (Figure IV.21). Il utilise la densité d'ions dans l'air comme données d'entrée, ce qui implique que le flux d'ions émis dans l'air par le système de charge soit connu, ou que le protocole expérimental soit complété par des mesures de concentrations en ions dans la chambre avant génération des particules. La validité du modèle de Mayya et al. pour un environnement sensiblement différent de celui étudié par les auteurs est aussi sujet à caution.

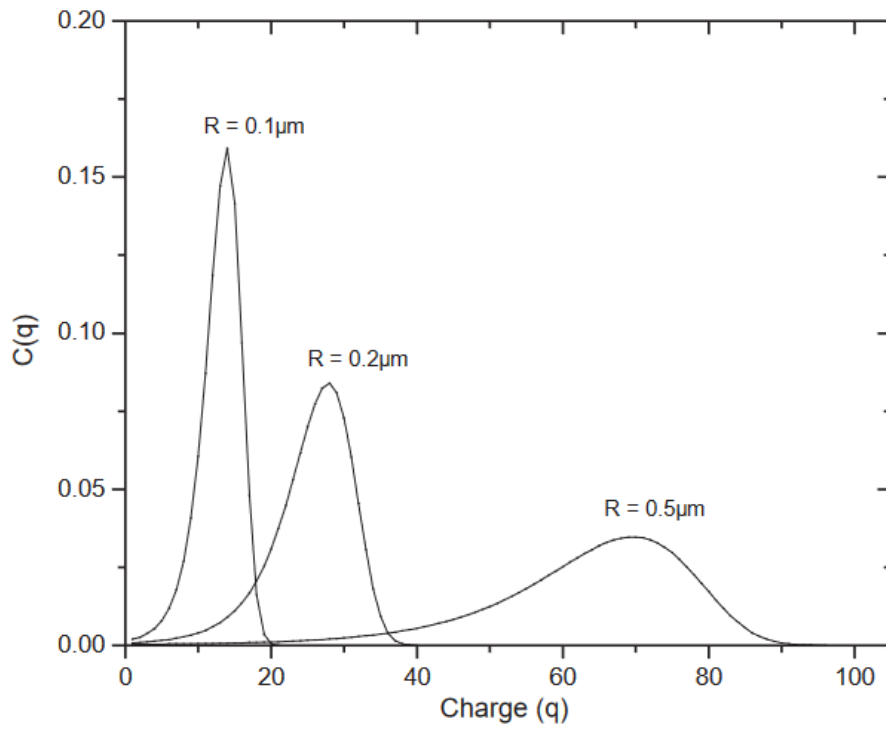


Figure IV.21 : Lois de distribution en charges des particules en fonction de leur rayon, sous l'action d'un chargeur unipolaire (Mayya et al. 2004).

## Conclusions et perspectives

Les travaux présentés dans ce mémoire visaient à mettre au point un produit innovant qui réponde aux diverses exigences environnementales auxquelles est aujourd'hui confronté le secteur du bâtiment. Au-delà des aspects technologiques, le concept de la fenêtre WINFIL se distingue de la manière dont sont classiquement abordées les problématiques énergétiques, de confort et de qualité de l'air intérieur. Il rompt en premier lieu avec l'idée de dichotomie entre consommations énergétiques, qualité de l'air et confort des occupants. L'intégration d'un procédé de filtration de l'air à la fenêtre pariétodynamique, pour une consommation énergétique minimale, n'altère en rien ses excellentes dispositions thermiques et acoustiques mais les complète. La fenêtre WINFIL constitue ainsi une solution intégrée particulièrement bien adaptée aux environnements urbains où la pollution atmosphérique et les nuisances sonores contribuent à positionner au même niveau les questions de sobriété énergétique, de qualité de l'air intérieur et de confort acoustique. De par son principe, le système développé se démarque aussi de la manière dont sont conventionnellement envisagés les moyens de contrôle de la qualité de l'air intérieur, à savoir par ordre hiérarchique le contrôle des sources (réduction des émissions internes), la dilution par la ventilation, et en dernier ressort l'épuration, le plus souvent par recyclage de l'air intérieur. La solution proposée est ici avant tout un système d'épuration, qui opère sur l'air neuf, donc en complément de la ventilation, avec pour objectif d'améliorer la QAI par le contrôle des sources, si tant est que les flux de ventilation puissent être assimilés à des sources internes.

Les développements qui ont été réalisés portent la technologie à un niveau de maturité 7 (TRL pour Technology Readiness Level), sur une échelle qui en comporte 9, défini par « Démonstration d'un prototype du système dans un environnement opérationnel - Résultats d'essais d'un système prototype en environnement opérationnel. Identifications des entités ayant réalisé les essais. Comparaison entre les résultats des essais et les résultats attendus. Problèmes éventuellement rencontrés. Plans, options ou actions envisagés pour résoudre les problèmes rencontrés avant de passer au niveau suivant ». Les mesures sur banc d'essai ont en effet permis de concevoir un prototype et de déterminer les performances à en attendre, dans des conditions contrôlées. Le système a ensuite été éprouvé dans un environnement opérationnel (cellules d'échelle 1). Ces mesures *in situ* ont permis de relier l'abattement fractionnel observé avec l'efficacité fractionnelle mesurée sur banc, de mettre en évidence des problèmes de conception (oxydation des aiguilles, condensation), et d'identifier des pistes pour les résoudre avant de passer à l'étape de l'industrialisation.

La démonstration a été faite de la faisabilité technique et du réalisme des objectifs initiaux en termes d'efficacité (pour un débit de 20 m<sup>3</sup>/h, la fenêtre présente une efficacité de classe 80 % ePM1 suivant la norme ISO 16890, soit l'efficacité des meilleurs filtres de ventilation générale), de maintenance et de perte de charge induite sur le circuit de ventilation. Plusieurs options sont envisagées pour pallier le problème d'oxydation rapide des aiguilles du module d'ionisation. Le maintien du fonctionnement à +7 kV, défini comme la configuration optimale à partir des mesures sur banc d'essai, présente l'avantage de s'affranchir de la problématique de production d'ozone, mais il implique une recherche de matériaux de substitution aux pointes en acier actuellement utilisées. Des métaux nobles, alliages métalliques ou revêtements de surface présentant les caractéristiques fonctionnelles requises en termes de conductivité électrique ont été identifiés. Une méthode d'inter-comparaison a par ailleurs été élaborée : elle consisterait en des tests en environnement extérieur, sur une durée suffisamment longue pour que la durabilité des matériaux et le maintien des performances du procédé puisse être caractérisés par des mesures électriques, des analyses par spectroscopie Raman et/ou des analyses métallographiques. Le basculement vers un fonctionnement en tension négative implique pour sa part que la géométrie du module d'ionisation soit revue pour éloigner la masse de la pointe des aiguilles. Les résultats de l'étude paramétrique qui a été menée sur le banc d'essai, qui sont concordants avec les conclusions d'autres études, montrent que l'abaissement de la tension d'alimentation constitue un autre levier d'action pour réduire la production d'ozone, sans trop grever l'efficacité de filtration. Enfin, la dernière option est l'utilisation de plumeaux de carbone, qui ont fait l'objet de nombreuses études au cours des dernières années (Han et al. 2008; H.-J. Kim et al. 2013; M. Kim et al. 2018; Sung et al. 2019; Park et al. 2023), en lieu et place des aiguilles. Ces plumeaux ne sont pas sujets à une dégradation par oxydation si l'ioniseur fonctionne en tension positive. En tension d'ionisation négative, le petit diamètre des fibres (quelques micromètres)

réduit au maximum la zone dans laquelle le champ est suffisamment puissant pour dissocier les molécules de dioxygène (Boelter et Davidson 1997). Il permet ainsi de générer un plasma stable avec une faible production d'ozone. Dans le cadre de notre application, le seul défaut des plumeaux de carbone réside dans leur difficulté de nettoyage, ce qui se traduirait par une contrainte de remplacement périodique pour maintenir l'efficacité du système.

Lors des essais *in situ*, des gouttelettes d'eau ont été observées au niveau de l'entrée, ce qui entraîne un défaut d'isolation électrique au niveau du collecteur favorisant les phénomènes de claquage. Les mécanismes qui conduisent à la formation de ces gouttelettes sont certainement liés à l'inertie thermique des matériaux qui, sous l'effet des variations journalières de température extérieure, contribue à créer un point de rosée en partie haute de la fenêtre. N'ayant pu être précisément explicités, la solution envisagée pour éviter le claquage et les courants de fuite est le déplacement du collecteur dans la partie haute de la lame d'air située entre le vitrage intérieur et le vitrage intermédiaire, où aucune condensation n'est observée.

Dans l'optique de proposer un produit intégré qualité de l'air, énergie et confort, il est intéressant de constater que les meilleures performances en termes de filtration et d'abattement des concentrations intérieures en particules ont été observées pour des débits d'air de 10 ou 20 m<sup>3</sup>/h, c'est-à-dire dans le domaine où les performances thermiques de la fenêtre parietodynamique sont aussi les plus élevées, avec un coefficient  $U_w$  de 0,4 W.m<sup>-2</sup>.K<sup>-1</sup> et un facteur solaire  $S_w$  de 0,58 (grands caractérisant respectivement le niveau d'isolation thermique de la fenêtre et sa capacité à laisser passer l'énergie solaire). Compte tenu de la faible puissance absorbée par l'électrofiltre (< 1 W), les synergies QAI / énergie pourraient être encore renforcées par l'intégration à la fenêtre d'un module photovoltaïque qui alimenterait l'électrofiltre. Avec une batterie électrique et un dimensionnement adéquat de la surface du capteur solaire, l'électrofiltre pourrait fonctionner en continu. Dans le cas de bâtiments tertiaires, sans batteries, l'électrofiltre ne fonctionnerait que pendant la journée, donc la période d'occupation des locaux. Il pourrait s'agir d'un compromis intéressant du point de vue technico-économique, même si les temps d'établissement du régime établi après démarrage de l'électrofiltre réduiraient inévitablement son impact sur la qualité de l'air offerte aux occupants. Comme démontré dans le chapitre III, ces temps d'établissements peuvent en effet atteindre plusieurs heures ; ils dépendent des débits de ventilation imposés par la réglementation, qui sont en l'occurrence relativement importants pour des immeubles de bureaux ou des bâtiments d'enseignement.

À ce stade des développements, il est prématuré de préjuger de la compétitivité de la fenêtre WINFIL, par rapport à des systèmes de référence tels que la ventilation double-flux. Dans le secteur du bâtiment où le coût d'achat constitue le principal critère de choix, quand ce n'est pas l'unique, la réponse ne sera sans doute pas unique. Elle dépendra de l'évolution de la réglementation sur la qualité de l'air intérieur, et de la logique des maîtres d'ouvrage, qui peut être très différente pour un opérateur public ou privé, et suivant l'usage du bâtiment (hébergement de personnes sensibles ou d'enfants pour lesquels l'impact sanitaire de la pollution particulaire est plus important). Dans tous les cas, le modèle qui a été développé permettra d'évaluer précisément la réduction de l'exposition aux particules respirables, fines et ultrafines que peut procurer l'utilisation de fenêtres filtrantes en fonction des caractéristiques du site et du bâtiment projeté. Suivant les besoins, ces données pourront être mises en relation avec les valeurs réglementaires ou les valeurs guides pour l'air intérieur (VGAI) des particules, converties en termes de réduction des effets sanitaires attendus par les données des Études Quantitatives des Impacts Sanitaires (EQIS), ou même traduites en termes de coût sanitaire, pour une approche en coût global. Il convient de conserver à l'esprit que les abattements de concentration simulés pourront être sensiblement plus faibles que ceux mesurés dans le cadre de nos expérimentations, où les conditions étaient favorables par la conjonction de la bonne étanchéité à l'air de l'enveloppe des cellules et de l'absence d'émissions internes en particules. La fenêtre filtrante n'agit évidemment que sur les particules qui sont transférées de l'extérieur vers l'intérieur du bâtiment par le système de ventilation. Même avec une efficacité élevée, son impact sur l'exposition des occupants sera marginal si une part importante de l'air de ventilation pénètre par les défauts d'étanchéité de l'enveloppe, ou si les flux de particules émis par les sources internes et/ou la remise en suspension sont importants comparés aux flux introduits par le renouvellement d'air.

Les recherches ont été conduites sur la base d'une approche multi-échelle - du procédé à la fenêtre intégrée au bâtiment et à son environnement direct - et transversale dans le sens où les aspects liés à l'efficacité, à l'innocuité (production de composés secondaires) et à la consommation énergétique ont été abordés à chaque stade des développements. La question du

maintien de la performance dans le temps a également été étudiée dans le cadre des mesures sur banc d'essai, à travers les tests d'encrassement.

La mise au point puis la caractérisation du système ont nécessité de développer des méthodes expérimentales originales, de faire appel à des moyens d'analyse peu utilisés dans le domaine de la qualité de l'air intérieur (fluorescence pour caractériser les longueurs de dépôt sur les plaques du collecteur, analyses de potentiel oxydant des particules en air intérieur, impaction basse pression à détection électrique pour déterminer simultanément les distributions en nombre et en charges des particules en suspension), et d'explorer des champs scientifiques où les connaissances restent parcellaires, comme les transferts de particules chargées dans les ambiances intérieures.

Les travaux réalisés sur banc d'essai ont permis de démontrer la faisabilité de l'électrofiltration dans des espaces contraints et exigus comme peut l'être la fenêtre pariétodynamique utilisée. Ce résultat permet l'ouverture d'un verrou intéressant pour l'application de ce type de filtration intégrée au sein de l'enveloppe du bâtiment.

Ensuite, l'étude paramétrique large qui a été réalisée a permis d'optimiser la géométrie et l'emplacement des étages d'ionisation et de collecte afin d'aboutir à un procédé de filtration particulièrement efficace et quasiment invisible pour l'occupant. Les résultats montrent que sur la plage de débits de la fenêtre WINFIL, les efficacités fractionnelles sont supérieures à 75 % pour des particules de diamètres compris entre 40 nm et 10  $\mu\text{m}$ . Ceci avec une perte de charge de 5 Pa au maximum à 20  $\text{m}^3/\text{h}$ , permet de confirmer les excellentes capacités de filtration de la fenêtre WINFIL.

Ces travaux de thèse ont permis de mettre en évidence que la perte d'efficacité liée à l'encrassement de l'ESP est principalement due à la diminution de l'efficacité de charge de l'étage d'ionisation car malgré un encrassement important des plaques de collectes, les efficacités de filtration de l'ESP redeviennent importantes lors du seul nettoyage des aiguilles. Ce qui permet de dissocier pour l'utilisation, un nettoyage récurrent des aiguilles d'ionisation qui est plus simple et plus rapide qu'un nettoyage des plaques de collecte. Dans l'ensemble, nous préconisons un nettoyage de l'ESP annuel afin de maintenir son efficacité de filtration.

Les mesures *in situ* ont marqué le basculement des recherches de l'échelle du procédé à celle du bâtiment, et la transition des notions d'efficacité de filtration et de production de composés secondaires vers celle d'impact sur la qualité de l'air intérieur. La méthode sélectionnée pour mettre en évidence les effets de l'électrofiltre sur les concentrations intérieures en particules et en ozone, par des mesures simultanées dans deux ambiances intérieures censées présenter des caractéristiques rigoureusement identiques vis-à-vis des transferts de polluants, s'est avéré être un pari gagnant. Le volume de données collectées a été moins important qu'escompté en raison des problèmes d'oxydation et de condensation qui ont largement perturbé la campagne expérimentale. Leur interprétation a parfois été difficile, et la robustesse des conclusions mise à l'épreuve. Malgré cela, l'analyse livre des résultats intéressants, au premier lieu desquels figure la démonstration de l'influence de l'électrofiltre sur les phénomènes de coagulation et de dépôt des particules au sein des ambiances intérieures. Les phénomènes de coagulation sont fortement impactés par l'émission de particules chargées dans l'air intérieur. Ils contribuent à abaisser ou à augmenter les concentrations intérieures en particules, suivant leur taille. On observe ainsi de fortes distorsions entre les profils d'efficacité fractionnelle mesurés sur banc d'essai, et les profils d'abattement fractionnels mesurés *in situ*, aux différents débits étudiés. Les dissemblances sont particulièrement marquées dans le domaine des particules ultrafines. Ce constat souligne le caractère très singulier de la fenêtre filtrante en tant que système d'épuration, dont l'impact attendu sur la qualité de l'air intérieur peut être directement relié à son efficacité de filtration, puisque celle-ci n'intègre pas les effets des processus induits après que l'air ait été introduit dans les locaux. En définitive, la fenêtre WINFIL s'apparente à l'association entre un filtre sur l'air neuf, tel qu'on en trouve dans les systèmes de ventilation double-flux ou les centrales de traitement d'air, et un ioniseur d'air intérieur.

La mise en évidence du couplage des transferts de particules entre la fenêtre et les ambiances intérieures a grandement orienté les développements du modèle numérique prévu pour étendre les résultats expérimentaux. Elle a conduit au constat que pour traiter la diversité des configurations architecturales et environnementales rencontrées dans la réalité, le modèle devait intégrer une représentation fine des phénomènes de coagulation et de dépôt des particules en fonction de leur taille et de leur charge. Un outil de simulation dédié a ainsi été élaboré en

assemblant et au besoin en adaptant des modèles élémentaires décrivant tous les processus physiques qui conduisent à la production ou à la disparition de matière particulaire dans l'air intérieur. Une confrontation de l'outil à des mesures en environnement maîtrisé est apparue nécessaire, compte tenu du peu de points de repère disponibles sur le sujet dans la littérature scientifique. Cette confrontation a permis de vérifier l'implémentation correcte des équations et la robustesse du solveur. Elle a aussi permis de confirmer la forte influence de la coagulation et de la présence de particules chargées sur les niveaux et les dynamiques de variation des concentrations intérieures en particules. Tous les objectifs de validation n'ont cependant pu être atteints, pour des raisons de natures différentes. Dans le cas de particules neutres, le modèle reproduit globalement bien l'évolution observée des concentrations, mais semble surestimer les flux de particules ultrafines qui sont éliminés par coagulation. Cette tendance ressortant également d'autres études, sans qu'elle n'ait nécessairement été relevée par leurs auteurs, il est vraisemblable que les écarts aient pour origine un biais du modèle élémentaire de coagulation dans le domaine des plus petites particules. Aucune voie d'amélioration n'a été identifiée à ce stade. Dans le cas de particules chargées, il est difficile de se prononcer sur l'aptitude du modèle à reproduire correctement les dynamiques de coagulation et de dépôt. Les particules générées n'ayant pu être saturées électriquement, il est en effet impossible de déterminer leur distribution en charges au temps initial, et par suite d'analyser objectivement les écarts entre prédictions et mesures. La fonction de répartition choisie de manière arbitraire montre néanmoins que la prise en compte des charges électriques dans le modèle définit une évolution par rapport au comportement de particules neutres qui, qualitativement au moins, correspond à celle observée expérimentalement. Le modèle semble donc présenter les garanties suffisantes pour mener en toute confiance les simulations prévues dans le cadre du projet WINFIL. En se projetant au-delà, l'outil numérique pourrait être utilisé pour d'autres recherches nécessitant des simulations des concentrations intérieures en particules, dans un bâtiment monozone ou multizone (moyennant dans ce cas des optimisations numériques pour limiter les temps de calcul). Ses fonctionnalités le destinent plus particulièrement à l'étude de situations où la coagulation est un processus de transport non négligeable, sinon majeur (exposition aux nanoparticules, simulation d'environnements mettant en jeu de fortes concentrations dans l'air, etc.) et bien sûr à la caractérisation de systèmes d'épuration par électrofiltration ou par ionisation de l'air intérieur.



## Annexe I. Aide au dimensionnement de l'ESP par CFD.

L'efficacité de filtration d'un ESP est fortement dépendante de la vitesse d'une particule traversant le collecteur. Ainsi, dans l'optique d'aide au dimensionnement du collecteur, une étude CFD a été réalisée sous Ansys Fluent Academic (R2 2020) de la fenêtre ENR. Les profils aérauliques dans la zone de charge et de collecte des particules ont été calculés et la vitesse maximale attendue pour un débit donné a été estimée. Ces données ont permis un pré-dimensionnement des plaques de collecte et d'évaluer l'impact des géométries sur le profil de vitesses, lui-même. Dans cette annexe, les simulations de certaines configurations en chicane sont présentées et constituent les premiers travaux préliminaires de la thèse, réalisés lors du stage de Master 2 dans le cadre de la formation GI3ER de l'université de la Rochelle.

### Paramètres de simulation

- **Maillage**

La version Académique de fluent limite à 512 000 le nombre de cellules, des choix ont donc été faits afin de pouvoir respecter cette limite tout en obtenant des résultats satisfaisants. Seule la partie basse de la fenêtre a été simulée. La veine d'air numéro 1 est volontairement plus courte que la veine d'air numéro 2 car nous prenons comme hypothèse que le flux d'air à ce niveau est laminaire et qu'il n'est donc pas nécessaire d'avoir une plus grande longueur. La veine d'air numéro 2 est plus grande, car nous nous intéressons au profil de vitesse dans celle-ci et à quelle hauteur le flux n'est plus perturbé. La fenêtre est coupée en son centre et la façade créée est remplacée par une symétrie, permettant de diviser par deux le nombre de cellules tout en gardant les propriétés physiques de la fenêtre dans son ensemble.

Une inflation de 5 est appliquée au maillage, ce qui permet l'ajout supplémentaire de cellules aux niveaux des parois afin de prendre en compte leurs effets. Les veines d'air ont une taille du maillage unitaire de 5 mm, il est de 2 mm en chicane. Ce paramètre détermine la taille de cellule maximale, plus la valeur est basse plus le nombre de cellules et la précision dans la zone est élevée. Ces paramètres donnent une géométrie avec 503 561 cellules (Figure A. 1).

La façade d'entrée du flux est de type Velocity Inlet, avec une intensité de turbulence de 5% et un diamètre hydraulique de 39,118 mm. La vitesse est définie selon le débit souhaité en entrée. La façade de sortie est de type pressure Outlet.

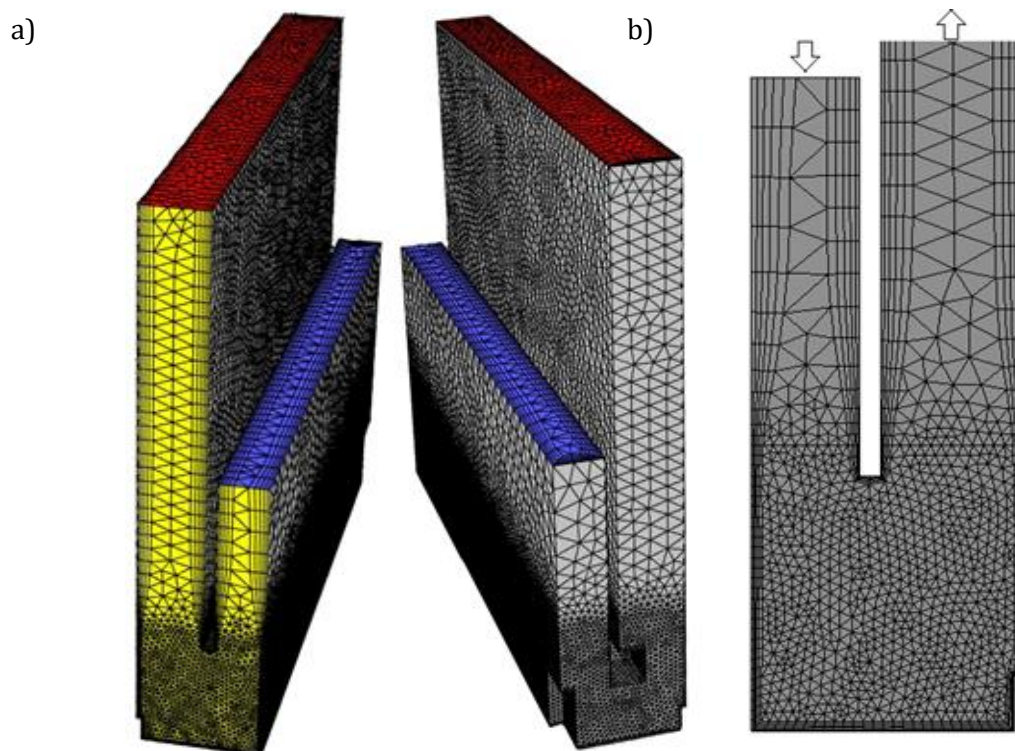


Figure A. 1 : a) Maillage final, en bleu entrée du flux, en rouge sortie du flux et en jaune façade de symétrie. b) Coupe transversale du maillage.

- **Modèle de turbulence**

Afin de caractériser la variation de vitesse dans un écoulement turbulent, Ansys Fluent propose un certain nombre de modèles. Cependant, aucun n'est universellement accepté comme supérieur aux autres. Le choix se fait donc au vu de la complexité du cas étudié et des ressources de calculs disponibles. Nous avons une géométrie relativement simple ne nécessitant pas d'attention particulière ainsi, dans ce cas les modèles  $k-\epsilon$  et  $k-\omega$  permettent d'obtenir des résultats satisfaisant pour un coût de calcul relativement faible (Halim et al. 2018; Wenig 2015).

Des essais préliminaires ont montré que nous obtenions une différence de résultats inférieure à 3% entre ces deux modèles pour notre cas d'étude. Nous avons donc décidé de continuer sur le modèle  $k-\omega$  SST qui prend mieux en compte les effets de parois, chose particulièrement intéressante pour observer l'influence de la géométrie de l'ESP.

Le modèle  $k-\omega$  SST a été développé pour combiner efficacement la formulation robuste et précise du modèle  $k-\omega$  standard dans la zone proche de la paroi. Il utilise une fonction de fusion pour passer progressivement du modèle  $k-\omega$  standard près de la paroi à un nombre de Reynolds élevé du modèle  $k-\epsilon$  dans la partie extérieure de la couche limite. En outre, il tient compte du transport de la contrainte de cisaillement de turbulence dans la définition de la viscosité turbulente. Ces caractéristiques rendent le modèle  $k-\omega$  SST plus précis et plus fiable pour une plus grande gamme d'écoulements turbulents.

### **Fenêtre ENR de référence**

La modélisation du profil aéraulique pour un débit d'air de 10 à 40 m<sup>3</sup>/h est représenté sur la Figure A. 2 sous une coupe transversale de la fenêtre et sur la Figure A. 3 pour une coupe longitudinale. On observe que le débit n'influence que peu le profil de vitesse ; les vitesses maximales sont atteintes dans tous les cas dans la partie droite de la veine d'air ascendante sur une hauteur comprise entre 60 et 120 mm à partir du bas de la chicane. Outre la perturbation sur

la partie gauche créée par les éléments de supports, le profil est assez régulier sur la longueur de la fenêtre (Figure A. 3).

Le flux d'air ne se répartit pas sur l'ensemble de l'espace disponible de la chicane, l'écoulement reste en partie haute de la zone. Afin de profiter de l'ensemble de l'espace disponible en chicane et réduire au maximum la surface des éléments visibles par l'occupant, il convient de rediriger le flux d'air à l'aide de l'étage d'ionisation, de l'étage de collecte ou bien de plaques isolées.

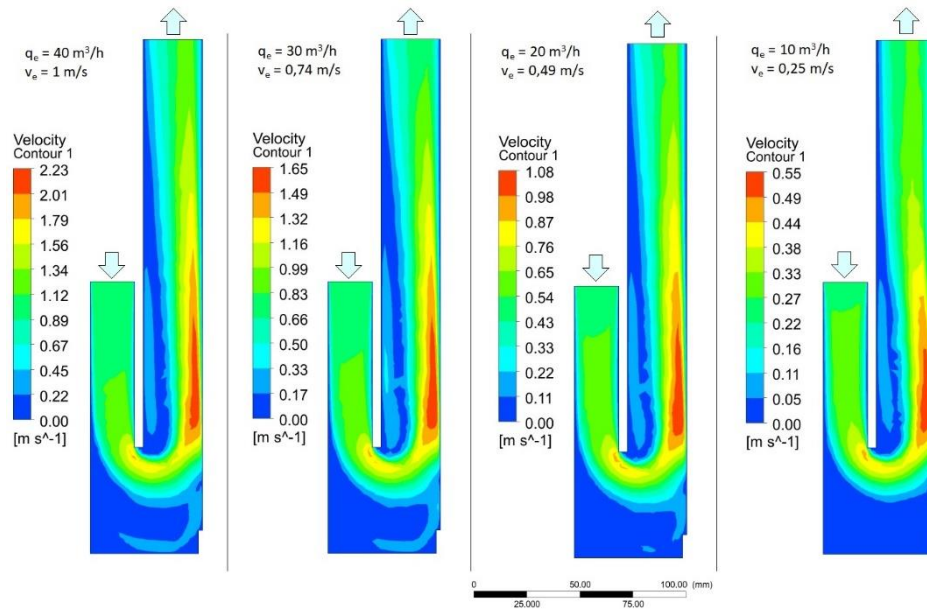


Figure A. 2 : Profil de vitesse cas de référence, coupe transversale

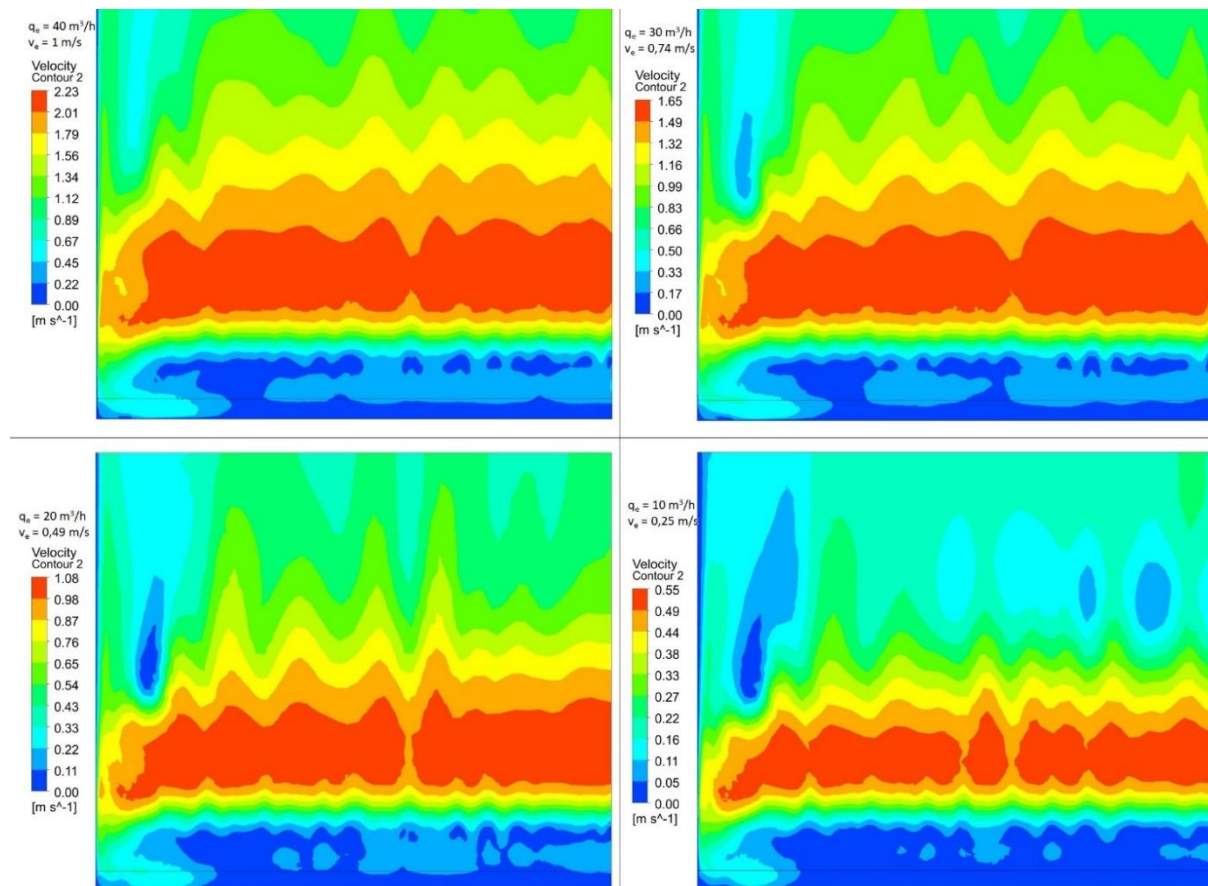


Figure A. 3 : Profil de vitesse cas de référence, coupe longitudinale

À partir de ces simulations, nous pouvons estimer un coefficient de 2,2 entre la vitesse en entrée et la vitesse maximale atteinte en chicane (Figure A. 4). Soit pour un débit de 20m<sup>3</sup>/h passant dans la fenêtre, nous pouvons attendre une vitesse maximale d'environ 1 m/s en chicane. Pour atteindre une efficacité de collecte supérieure à 90 %, nous estimons qu'il faut à cette vitesse une longueur de plaque minimale de 10 cm dans le sens du flux selon les travaux précédemment réalisés au laboratoire LOCIE par Chen (2016)..

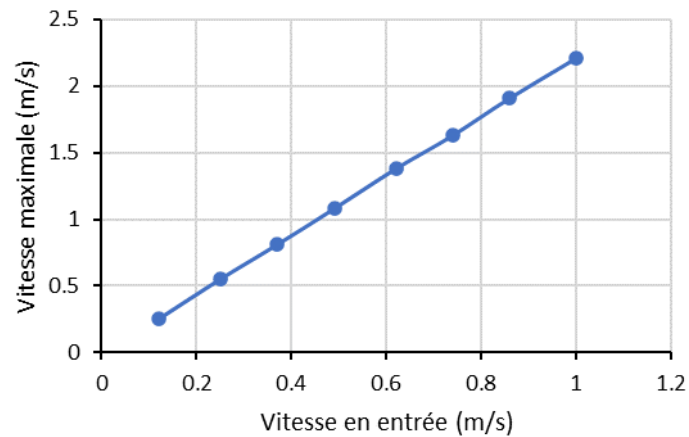


Figure A. 4 : Vitesse maximale atteinte dans la chicane selon la vitesse en entrée.

### Fenêtre avec collecteur

- **Collecteur transversal**

Le collecteur transversal (Figure A. 5) se compose de plusieurs plaques mises en série dans le sens transversal de la fenêtre. Comme première approche pour l'espacement entre les plaques de 8 mm, nous nous sommes basés sur le collecteur développé par Chen (2016) durant sa thèse sur l'étude expérimentale de la décharge couronne. L'orientation des plaques n'influencent que peu le profil de vitesse comparativement au cas de référence, mais profitent d'une grande surface de collecte et à l'avantage d'utiliser entièrement les 50 mm disponibles en chicane. Malheureusement, le flux d'air ne circule pas sur l'ensemble de la surface de récolte disponible dans cette configuration.

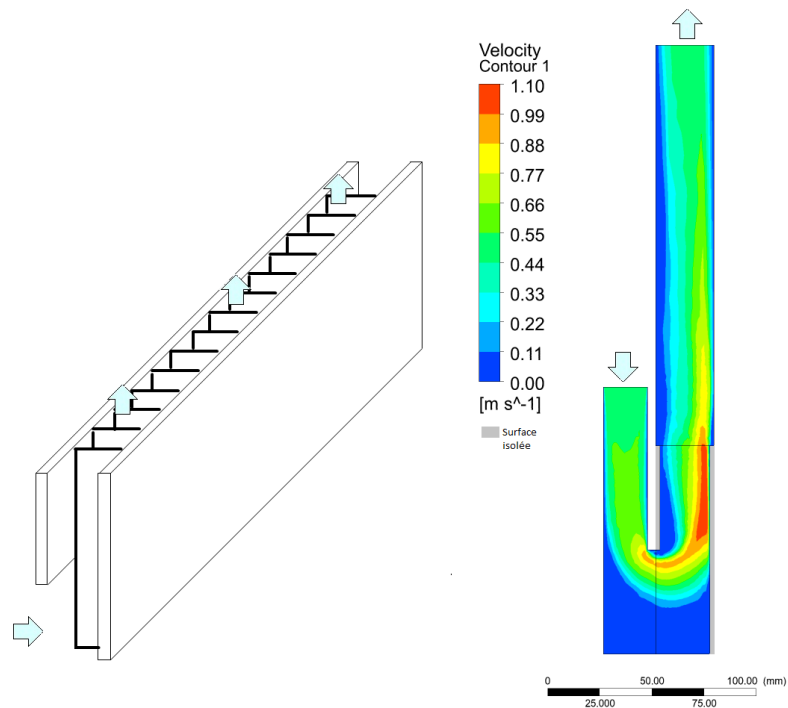


Figure A. 5 : Profil de vitesse du collecteur transversal.

Afin de rediriger le flux et d'augmenter l'efficacité de cette configuration, la Figure A. 6 propose une disposition consistant à mettre en partie basse du collecteur une plaque longitudinale isolée de 2 mm d'épaisseur traversant l'ensemble des plaques transversales. Cet obstacle permet de séparer le flux et de recouvrir l'ensemble de la surface de collecte. Cette configuration est relativement complexe à mettre en place, mais elle est celle qui utilise au mieux l'espace disponible puisque les plaques transversales se posent sur le bas de la fenêtre et ne bloquent pas le passage du flux d'air.

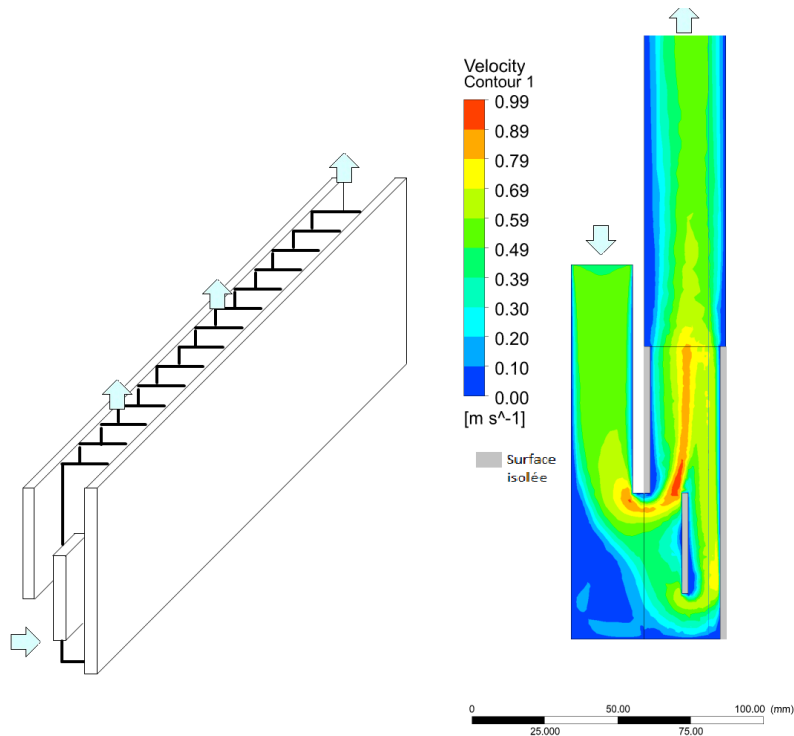


Figure A. 6 : Profil de vitesse du collecteur transversal avec obstacle.

- **Collecteur longitudinale**

Le collecteur longitudinal est le collecteur le plus simple à mettre en place, mais nécessite une intégration particulière afin de ne pas obstruer le flux d'air. Les 3 plaques espacées de 10,6 mm sont disposées en escalier (Figure A. 7), ce qui résulte en une surface apparente à l'utilisateur plus importante qu'en configuration transversale, mais permet une bonne distribution du flux d'air entre les veines d'air du collecteur.

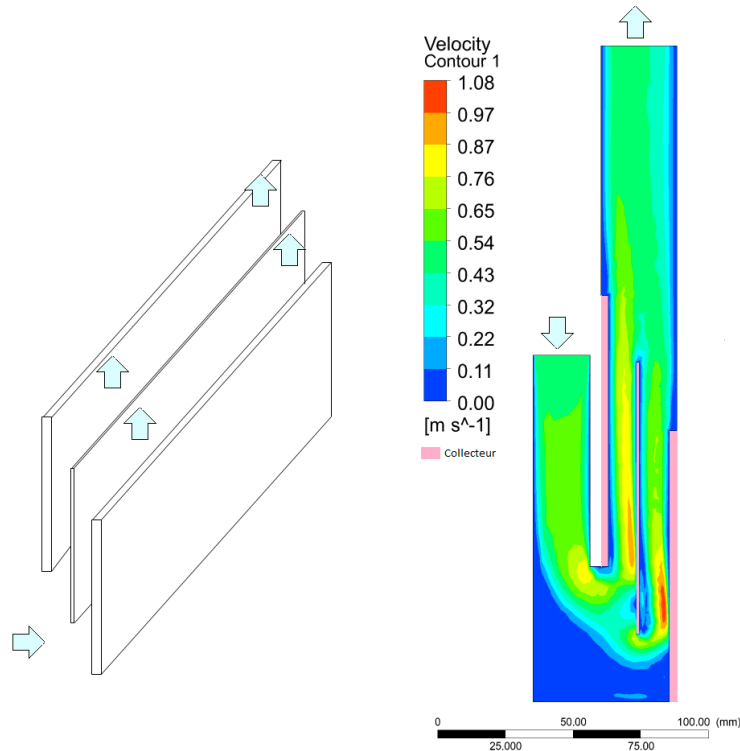


Figure A. 7 : Profil de vitesse du collecteur longitudinale.

## **Fenêtre avec ioniseur**

Les ioniseurs modélisés présentés ici sont de type fil-plaque uniquement car impactant le profil de l'ensemble de la veine d'air contrairement aux optiques des aiguille qui ne le perturbe que localement. Suivant le même principe que le collecteur, nous avons envisagé deux dispositions de réacteur fil-plaque, une longitudinale et une transversale. Les deux géométries partagent la même structure porteuse consistante en deux plaques longitudinale isolées de 2 mm d'épaisseur et de 20 mm de hauteur. Le fil de 0,1 mm de diamètre n'a pas été modélisé, car son ajout demanderait un nombre de cellules en surface très importante dû à son petit diamètre. Dépassant très rapidement la limite offerte par la version académique de Ansys Fluent. Cette contrainte ne pose pas de problèmes pour les résultats car un fil de diamètre à un impact non-significatif sur la course du flux contrairement aux plaques.

- **Réacteur fil-plaque longitudinale**

Les plaques ainsi que le fil sont dans le sens longitudinal de la fenêtre. La géométrie de l'ioniseur permet de profiter de l'ensemble de l'espace disponible en bas de chicane en modifiant la course du flux d'air bien avant l'ajout du collecteur (Figure A. 8). Le collecteur longitudinal devient plus intéressant avec cette modification, car il est possible de descendre davantage les premières plaques de collecte.

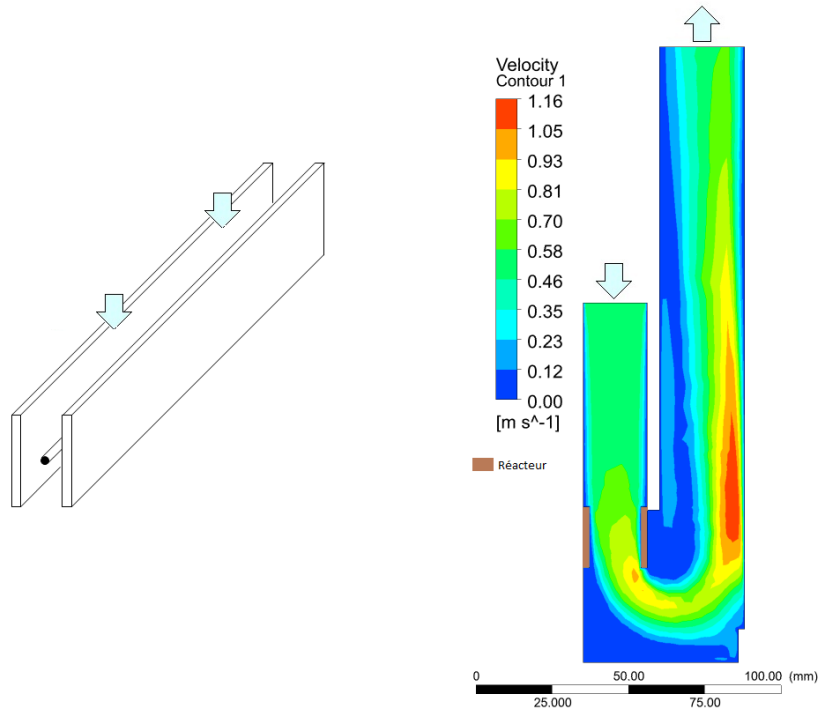


Figure A. 8 : Profil de vitesse du fil-plaque longitudinal.

- **Ioniseur fil-plaque transversal**

Dans cette configuration, les plaques et les fils sont dans le sens transversal de la fenêtre (Figure A. 9). Dans cette configuration, l'espacement est de 16 mm entre deux plaques. Ce faible espacement en plus des parois de support induit une réduction de diamètres qui accélère la vitesse moyenne du flux d'air le traversant. Cette accélération est défavorable à la charge des particules, en plus de générer une perte de charge, mais permet d'avoir une répartition du flux en zone basse meilleure que pour la configuration fil-plaque longitudinale.



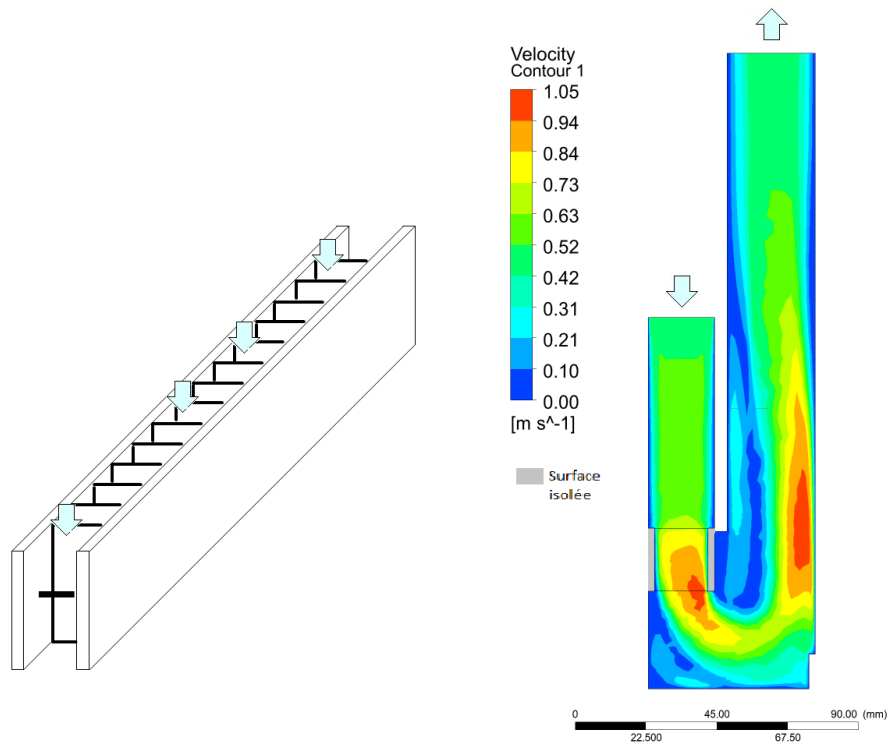


Figure A. 9 : Profil de vitesse du fil-plaque transversal.

### Combinaison

- Ioniseur fil-plaque et collecteur longitudinal

La première combinaison (Figure A. 10) est réalisée avec le collecteur longitudinal qui s'est vu descendre le niveau de ses plaques pour profiter de la modification de la course du flux d'air créée par le fil-plaque. Cette combinaison est favorable à la filtration des particules avec une bonne répartition du flux au sein du collecteur et une impaction en zone basse de la chicane, mais pose toujours le souci de visibilité accrue des plaques dû à l'agencement des plaques du collecteur.



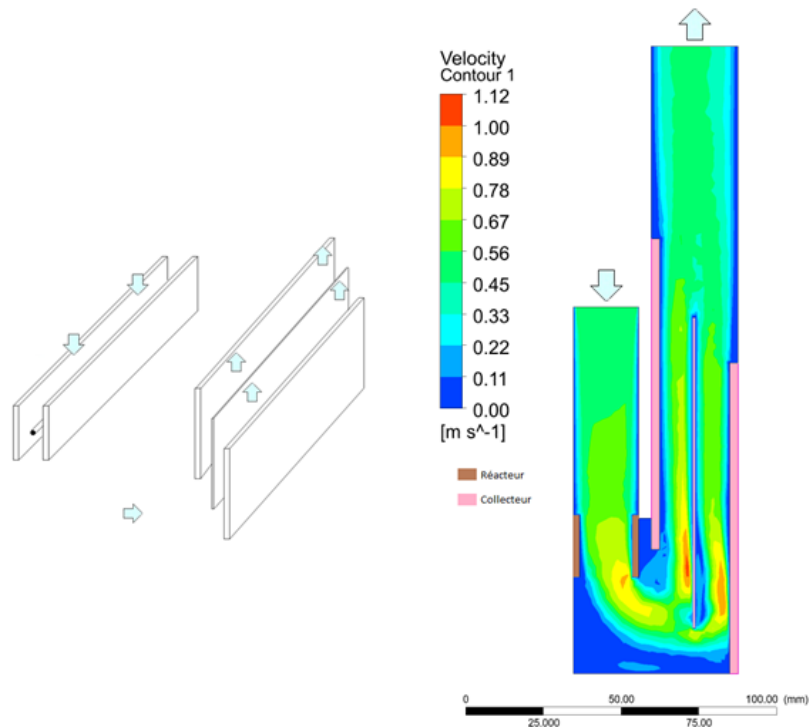


Figure A. 10 : Profil de vitesse d'une combinaison fil-plaque et collecteur longitudinal.

- Profil de vitesse fil-plaque et collecteur transversal avec paroi brise flux

Dans cette seconde combinaison (Figure A. 11), la première plaque isolante servant de structure au collecteur est descendue afin d'être au même niveau que celles du réacteur. Le profil est semblable à celui de la combinaison avec le collecteur longitudinal mais cette configuration devrait avoir une meilleure efficacité due à une surface de collecte supérieure, en plus d'avoir l'avantage non-négligeable d'être plus discret pour l'occupant. Seuls 50 mm de surfaces des plaques sont visibles dans cette combinaison contre 90 mm pour le collecteur longitudinal. Ces deux combinaisons offrent des profils très intéressants pour le collecteur.

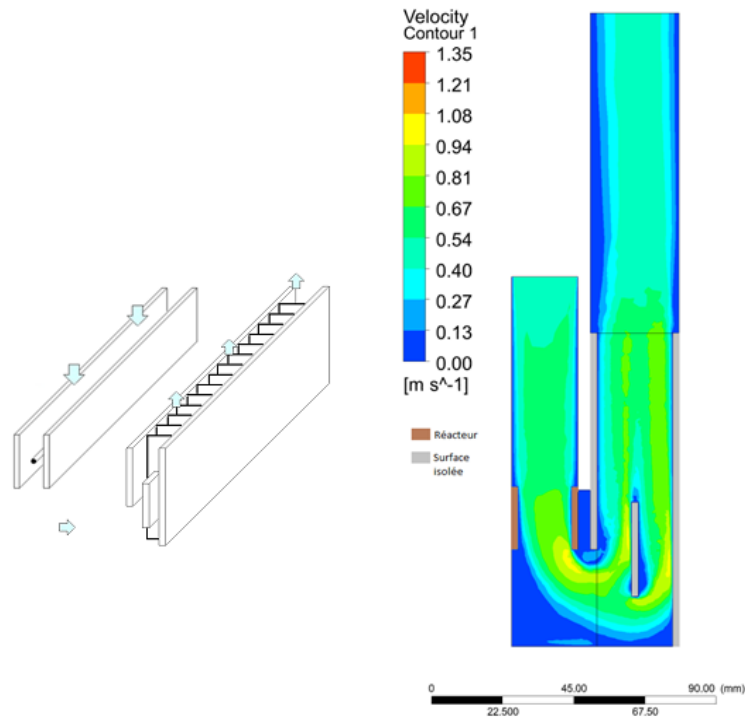


Figure A. 11 : Profil de vitesse d'une combinaison fil-plaque et collecteur transversal avec obstacle.

La simulation CFD permet une visualisations qualitative du profil aéraulique dans les veines d'airs et sa réaction face à différents éléments géométriques. Une première optimisation est ainsi possible lors de la phase de prototypage en modifiant les éléments, de façon indépendante ou bien combinée.

Avec une vitesse estimée de 1 m/s en chicane pour un débit de 20 m<sup>3</sup>/h, une hauteur de plaque minimale de 100 mm semble appropriée pour obtenir une efficacité de collecte supérieure à 90 %. Ceci à condition que le flux soit en contact de ces plaques à leurs bases, d'où la nécessité d'optimiser la circulation du flux à travers les différents éléments, soit par la disposition des plaques (collecteur longitudinal), l'ajout d'obstacle (collecteur transversal) ou bien un prolongement du flux en zone basse de la chicane (fil-plaque).

## Annexe II. Fluorescence des particules collectées pour l'optimisation de la hauteur des plaques

La mesure de la fluorescence sur des surfaces est un outil pouvant permettre l'optimisation de la hauteur des plaques du collecteur. Pour ce faire, un aérosol dopé d'un marqueur fluorescent est injecté à travers l'ESP dans les conditions normale d'utilisations. Les particules de l'aérosol dopé ainsi collectées sur les plaques sont ensuite passées dans un spectrofluorimètre, mettant en évidence les zones privilégiées de collecte de ces mêmes particules.

Le spectrofluorimètre utilisé est un appareil de mesure de la fluorescence solide dit « MUESLI » pour « Muesli Uses Emission Spectrofluorescence for Line scanning and Imaging » développé au laboratoire EDYTEM et classiquement utilisé dans le cadre d'étude en géochimie. Le spectrofluorimètre analyse la fluorescence de l'échantillon obtenue par excitation à l'aide d'un laser Nd-YAG avec un monochromateur permettant une détection simultanée d'une grande gamme de longueurs d'onde. La méthodologie mise au point dans le cadre de cette thèse a été réalisée en collaboration avec Marine Quiers du laboratoire commun SPECSOL (Quiers 2015).

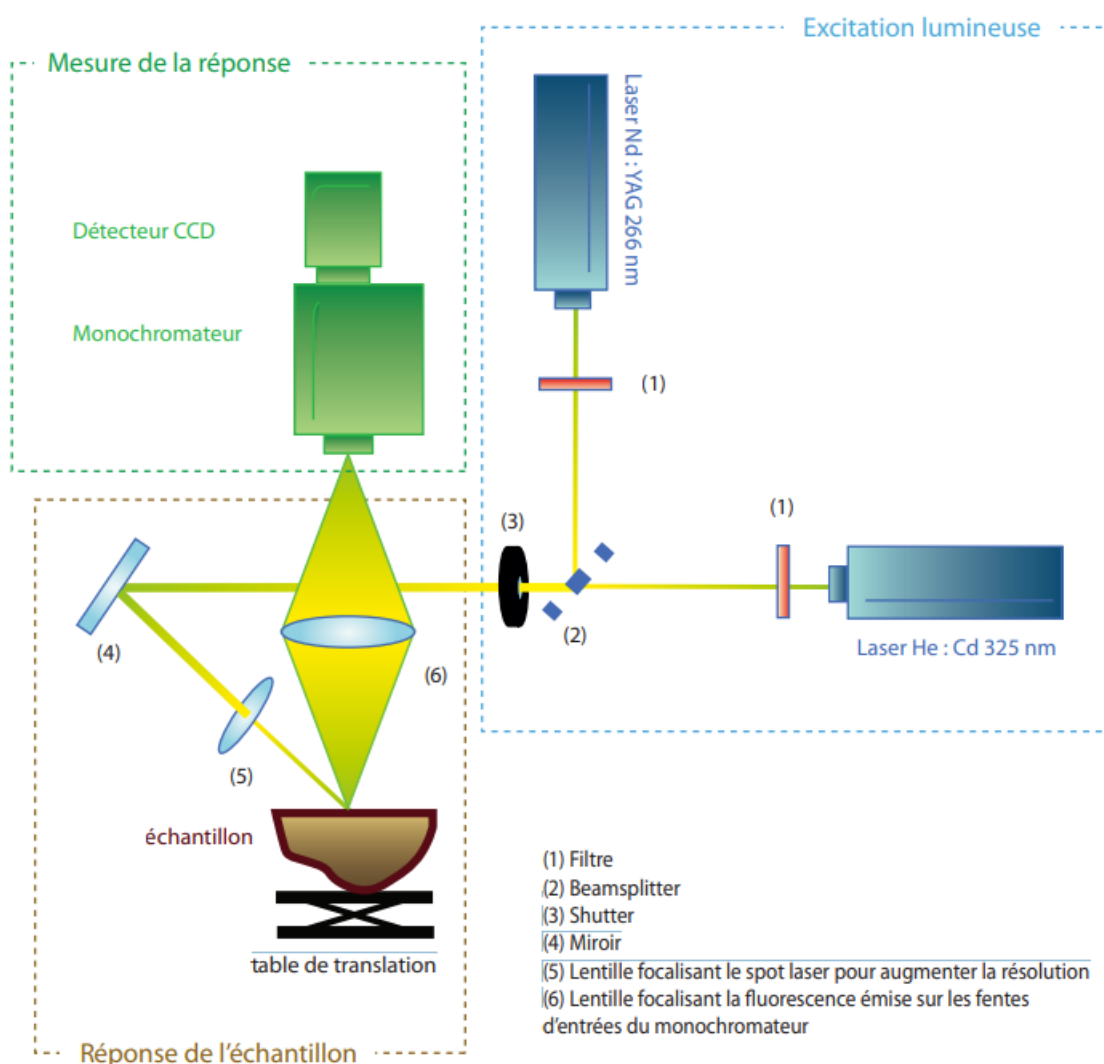


Figure A. 12 : Schéma de principe de la mesure en spectrométrie MUESLI (Quiers 2015).

Dans notre étude, un aérosol de KCl dopé à la rhodamine B est utilisé. La mise en suspension de l'aérosol et les conditions d'utilisation de l'ESP sont les mêmes que décrites dans le Chapitre II. La

durée de collecte des particules est de 5 h sous un débit de 20 m<sup>3</sup>/h. La concentration en Rhodamine B est de 0,1 mg/l a été définie afin d'obtenir une fluorescence détectable par l'appareil MUESLI (Figure A. 13) sans modification significative de sa distribution granulométrique (Figure A. 14).

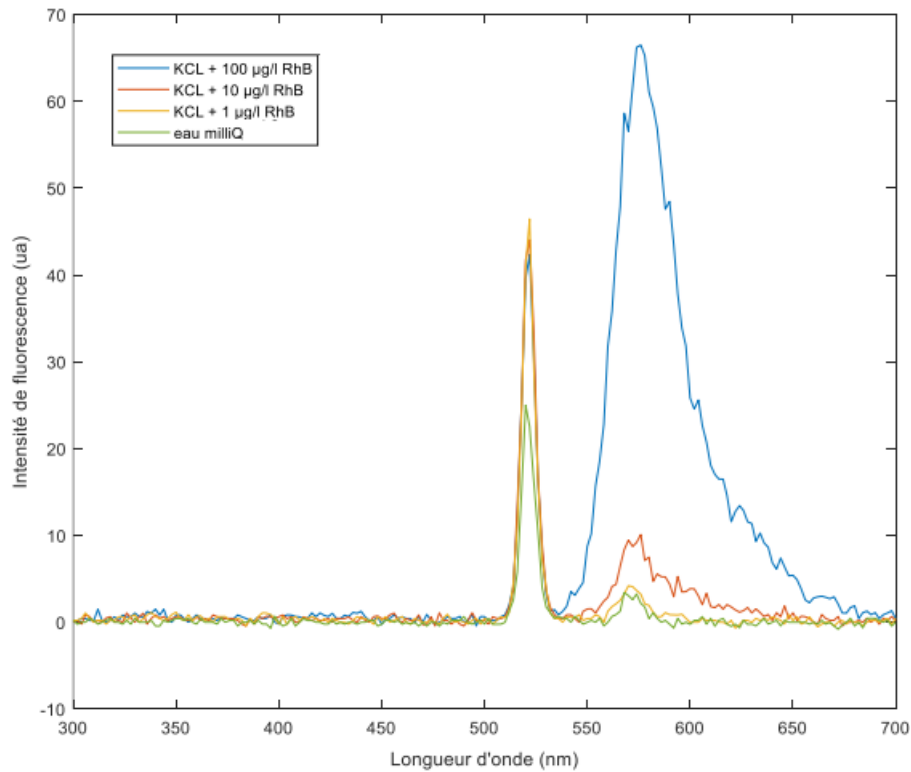


Figure A. 13 : Spectres de rhodamine B en fonction de la concentration (excitation de 260 nm).

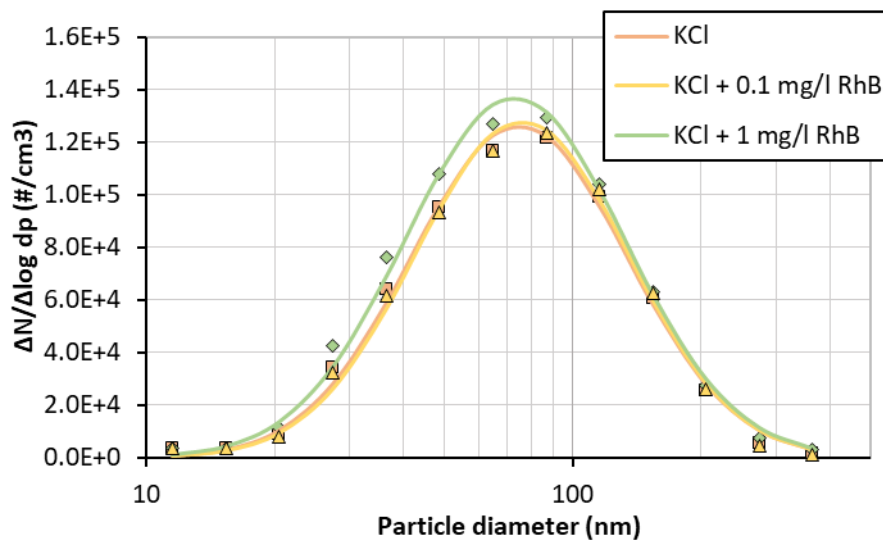


Figure A. 14 : Granulométrie de l'aérosol de KCl dopé à la rhodamine B.

Un exemple de cartographie d'intensité de la fluorescence des particules collectées sur une plaque d'un collecteur en chicane est présenté Figure A. 15, on observe que l'impactions se situe principalement sur les premiers 30 mm de la plaque, indiquant une hauteur de plaque de 100 mm surestimer. Une réduction des hauteurs de plaque de 50 mm, sans perte d'efficacité, est donc envisageable.

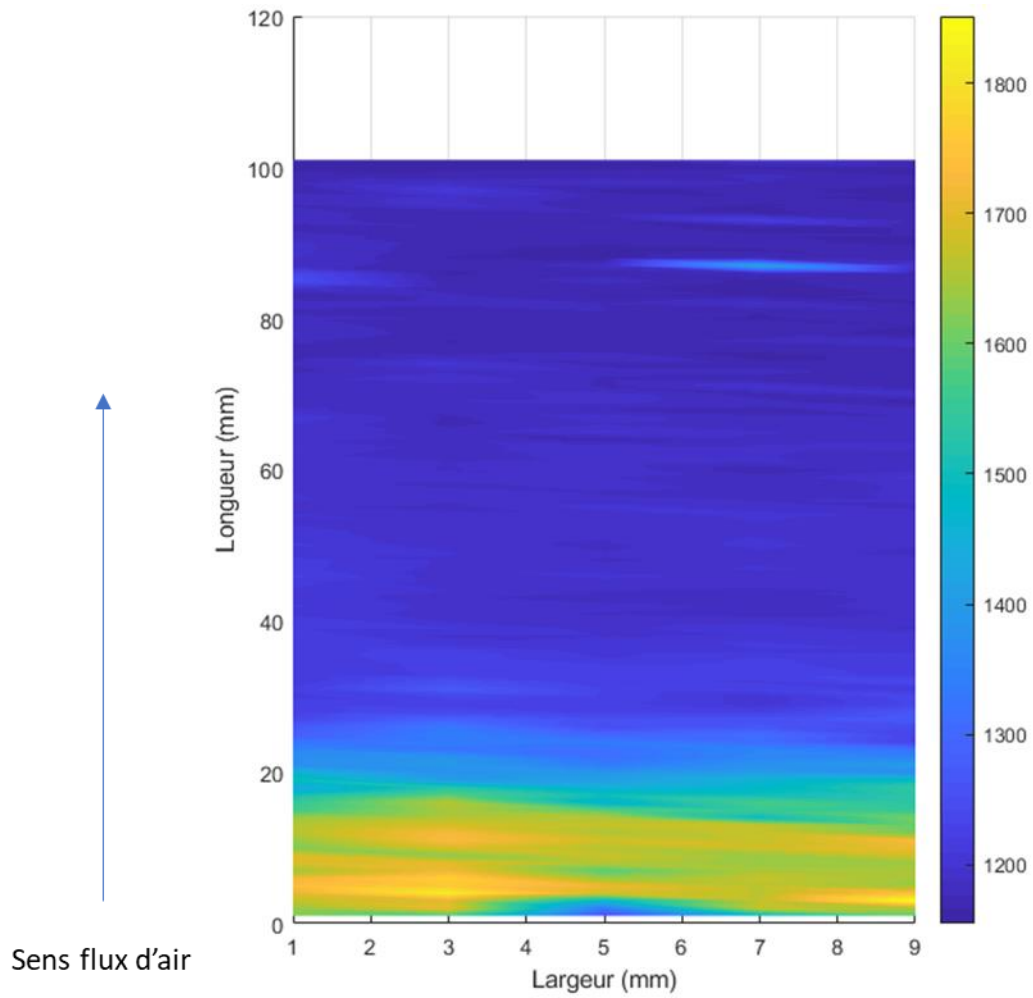


Figure A. 15 : Cartographie d'intensité de la fluorescence des particules collectées sur une plaque du collecteur en chicane (pic de 500 nm, excitation de 266 nm).



## Annexe III. Diamètres équivalents

Les différents appareils de mesure des particules expriment leurs concentrations sous forme de diamètre à volume équivalent ( $d_{p,ve}$ ). Ce diamètre correspond au diamètre qu'une particule, de géométrie variable, aurait si elle était sphérique et de même densité. Les compteurs de particules utilisant des technologies de mesures différentes, leurs concentrations initiales sont définies sous un diamètre spécifique à cette dite technologie (Tableau A. 1) et une équivalence est ensuite effectuée pour l'exprimer en diamètre à volume équivalent. Ces transitions sont sources d'imprécisions (liées à un étalonnage, une efficacité de charge...) et sont à prendre en compte lors de l'interprétation de résultats de mesures effectués avec des technologies de mesures différentes.

Tableau A. 1 : Principe de mesures et type de diamètre mesuré par les appareils utilisés dans notre étude.

Principe de mesure	Appareils	Type de diamètre
Sédimentation, inertie	Elpi+	Aérodynamique
Optique	OPC N3, Grimm, Miniwras	Diffusion de la lumière
Mobilité électrique	Nanoscan, Miniwras	Mobilité électrique

- Diamètre aérodynamique

Le diamètre aérodynamique d'une particule irrégulière est défini comme le diamètre de la particule sphérique ayant une densité  $\rho_0$  de 1 g/cm<sup>3</sup> et la même vitesse de sédimentation que la particule irrégulière.

Les impacteurs utilisent des forces aérodynamiques pour séparer les différentes classes de diamètre aérodynamique de particules. Le principe de fonctionnement d'un impacteur est que la particule est transportée à travers un orifice avec un flux de gaz dirigé contre une plaque (d'impaction ou de collecte), ce qui modifie le flux en un virage brusque à 90°. Les particules à plus forte inertie ne sont pas capables de suivre le changement de direction et entrent en collision avec la plaque, ce qui engendre un décompte de la particule pour ce diamètre aérodynamique.

La relation entre un diamètre aérodynamique  $d_{p,ae}$  et un diamètre à volume équivalent  $d_{p,ve}$  est donnée par :

$$d_{p,ve} = d_{p,ae} \sqrt{\frac{\rho_0 C_{c,ae} \chi}{\rho_p C_{c,ve}}} \quad \text{Eq.A.1}$$

avec  $C_{c,ae}$  et  $C_{c,ve}$  le facteur de correction de Cunningham associé respectivement au diamètre aérodynamique et au diamètre volume équivalent.  $\chi$  est le facteur de forme aérodynamique.

- Diamètre équivalent à la diffusion de la lumière

Les compteurs de particules optiques (OPC) mesurent la taille des particules et leur concentration en détectant la lumière diffusée à partir de particules traversant un faisceau laser focaliser. L'intensité de la lumière diffusée est une fonction complexe du diamètre, de la forme et de l'indice de réfraction de la particule ainsi que de la longueur d'onde de la lumière et la géométrie du détecteur optique. Un photodétecteur mesure la quantité de lumière que chaque particule diffuse et enregistre un décompte pour chaque section de taille calibrée.

Les OPC sont calibrées avec des particules de billes de latex de polystyrène sphériques parfaitement uniformes d'indice de réfraction connu. La taille mesurée d'une particule inconnue est donc le diamètre équivalent à la diffusion de la lumière par rapport à la particule d'étalonnage connue. La taille physique réelle peut être différente de celle-ci.

- Diamètre équivalent à la mobilité électrique

La mobilité électrique d'une particule est directement liée à sa taille et à sa charge sous l'effet d'un champ électrique. Les compteurs de particules de type SMPS (pour « Scanning Mobility Particle Sizer ») utilisent cette spécificité pour classer les particules d'un aérosol selon un diamètre équivalent à leurs mobilités électriques. Le nombre de particules est ensuite exprimé sous forme de diamètre à volume équivalent correspondant à une particule ayant la même mobilité électrique.



## Références bibliographiques

- Abadie, M. 2000. *Contribution à l'étude de la pollution particulaire: rôle des parois, rôle de la ventilation*.
- Afshari, A., L. Ekberg, L. Forejt, J. Mo, S. Ardkapan, J. Siegel, W. Chen, P. Wargocki, Z. Sultan, J. Zhang. 2020. Electrostatic Precipitators as an Indoor Air Cleaner—A Literature Review. *Sustainability* **12**: 8774.
- Airparif. 2022. *Mesures de la qualité de l'air intérieur sur les quais des gares souterraines Franciliennes de la SNC, rapport final*.
- Airparif. 2023. *Bilan de la qualité de l'air en 2022. Surveillance et information en Ile de France*. 22 p.
- Alameddine, I., K. Gebrael, F. Hanna, M. El-Fadel. 2022. Quantifying indoor PM2.5 levels and its sources in schools: What role does location, chalk use, and socioeconomic equity play? *Atmospheric Pollution Research* **13**(4): 101375.
- Alloul-Marmor, L. 2002. Réentraînement par écoulement d'air d'une contamination particulaire déposée sur une surface : application au cas d'un "tas" de poudre.
- Alonso, M., C. H. Huang. 2015. High-efficiency electrical charger for nanoparticles. *Journal of Nanoparticle Research* **17**(8).
- Alonso, M., M. I. Martin, F. J. Alguacil. 2006. The measurement of charging efficiencies and losses of aerosol nanoparticles in a corona charger. *Journal of Electrostatics* **64**(3–4): 203–214.
- Alshehhi, M., A. Shooshtari, S. Dessiatoun, M. Ohadi, A. Goharzadeh. 2010. Parametric Performance Analysis of an Electrostatic Wire-Cylinder Aerosol Separator in Laminar Flow Using a Numerical Modeling Approach. *Separation Science and Technology* **45**: 299–309.
- Amorós-Pérez, A., L. Cano-Casanova, M. del C. Román-Martínez, M. Á. Lillo-Ródenas. 2021. Comparison of particulate matter emission and soluble matter collected from combustion cigarettes and heated tobacco products using a setup designed to simulate puffing regimes. *Chemical Engineering Journal Advances* **8**: 100144.
- Anderson, E. 1919. Engineering calculations for treater design with efficiency and power consumption data. *Unpublished Report, Western Precipitation Company, Los Angeles*.
- ANSES. 2017. *Identification et analyse des différentes techniques d'épuration d'air intérieur émergentes. Avis de l'ANSES. Rapport d'expertise collective. Saisine n° « 2012-SA-0236 »*. Septembre 2017. 176 p.
- ANSES. 2019. *ANSES (2019) Caractérisation des transferts de pollution de l'air extérieur vers l'intérieur des bâtiments. Saisine n° « 2016-SA-0068 – Transferts »*.
- Ardkapan, S. R., A. Afshari, N. C. Bergsøe, P. V. Nielsen. 2014. Evaluation of air cleaning technologies existing in the Danish market: Experiments in a duct and in a test room. *Indoor and Built Environment* **23**(8): 1177–1186.
- Bates, J. T., R. J. Weber, J. Abrams, V. Verma, T. Fang, M. Klein, M. J. Strickland, S. E. Sarnat, H. H. Chang, J. A. Mulholland, P. E. Tolbert, A. G. Russell. 2015. Reactive Oxygen Species Generation Linked to Sources of Atmospheric Particulate Matter and Cardiorespiratory Effects. *Environ. Sci. Technol.* **49**(22): 13605–13612.
- Bejan, A. 1995. *Convection Heat transfer, 2nd Edition*.
- Blondeau, P., M. O. Abadie, A. Durand, P. Kaluzny, S. Parat, A. Ginestet, D. Pugnet, C. Turreilles, T. Duforestel. 2021. Experimental characterization of the removal efficiency and energy effectiveness of central air cleaners. *Energy and Built Environment* **2**(1): 1.
- Bo, Z., K. Yu, G. Lu, S. Mao, J. Chen, F. Fan. 2010. Nanoscale Discharge Electrode for Minimizing Ozone Emission from Indoor Corona Devices. *Environ. Sci. Technol.* **44**(16): 6337–6342.
- Boelter, K. J., J. H. Davidson. 1997. Ozone Generation by Indoor, Electrostatic Air Cleaners. *Aerosol Science and Technology* **27**(6): 689–708.

- Bonnet, P., S. Sivanantham, A. Grégoire, V. Cochet, D. Rousselle, C. Dassonville, O. Ramalho, V. Desvignes, D. Samri. 2023. *Qualité de l'air intérieur dans les établissements sanitaires et médico-sociaux en France. Rapport référencé CSTB-OQAI/2021-227, Mars 2023, 97 pages.*
- Borlaza, L. J., S. Weber, A. Marsal, G. Uzu, V. Jacob, J.-L. Besombes, M. Chatain, S. Conil, J.-L. Jaffrezo. 2022. Nine-year trends of PM<sub>10</sub> sources and oxidative potential in a rural background site in France. *Atmospheric Chemistry and Physics* **22**(13): 8701–8723.
- Boulaud, D., A. Renoux. 1998. *Les aérosols*. Paris, TECHNIQUE & DOC.
- Brehmer, C., C. Norris, K. K. Barkjohn, M. H. Bergin, J. Zhang, X. Cui, Y. Teng, Y. Zhang, M. Black, Z. Li, M. M. Shafer, J. J. Schauer. 2020. The impact of household air cleaners on the oxidative potential of PM<sub>2.5</sub> and the role of metals and sources associated with indoor and outdoor exposure. *Environmental Research* **181**: 108919.
- Brock, J. R. 1962. On the theory of thermal forces acting on aerosol particles. *Journal of Colloid Science* **17**(8): 768–780.
- Buonanno, G., L. Morawska, L. Stabile. 2009. Particle emission factors during cooking activities. *Atmospheric Environment* **43**(20): 3235–3242.
- Calas, A. 2017, December 21. *Pollution atmosphérique particulaire : développement de méthodologies non-invasives et acellulaires pour l'évaluation de l'impact sanitaire* (These de doctorat). Université Grenoble Alpes (ComUE).
- Calas, A., G. Uzu, J.-L. Besombes, J. M. Martins, M. Redaelli, S. Weber, A. Charron, A. Albinet, F. Chevrier, G. Brulfert. 2019. Seasonal variations and chemical predictors of oxidative potential (OP) of particulate matter (PM), for seven urban French sites. *Atmosphere* **10**(11): 698.
- Calas, A., G. Uzu, F. J. Kelly, S. Houdier, J. M. F. Martins, F. Thomas, F. Molton, A. Charron, C. Dunster, A. Oliete, V. Jacob, J.-L. Besombes, F. Chevrier, J.-L. Jaffrezo. 2018. Comparison between five acellular oxidative potential measurement assays performed with detailed chemistry on PM<sub>10</sub> samples from the city of Chamonix (France). *Atmospheric Chemistry and Physics* **18**(11): 7863–7875.
- Caporaloni, M., F. Tampieri, F. Trombetti, O. Vittori. 1975. Transfer of Particles in Nonisotropic Air Turbulence. *Journal of the Atmospheric Sciences* **32**(3): 565–568.
- Chatterjee, S. 2016. Chapter Two - Oxidative Stress, Inflammation, and Disease. T. Dziubla & D. A. Butterfield, eds. *Oxidative Stress and Biomaterials*. Academic Press, 35–58.
- Chen. 2016. Etude expérimentale de la décharge couronne pour le traitement de l'air intérieur : COV et particules 196.
- Chen, J. 2002. *Direct current corona-enhanced chemical reactions*.
- Chen, J., J. Davidson. 2002. Ozone Production in the Positive DC Corona Discharge: Model and Comparison to Experiments. *Plasma Chemistry and Plasma Processing* **22**: 495–522.
- Chen, J., J. Davidson. 2003. Ozone Production in the Negative DC Corona: The Dependence of Discharge Polarity. *Plasma Chemistry and Plasma Processing* **23**: 501–518.
- Chen, L., E. Gonze, M. Ondarts, J. Outin, Y. Gonthier. 2020. Electrostatic precipitator for fine and ultrafine particle removal from indoor air environments. *Separation and Purification Technology* **247**: 116964.
- Chen, W., Z. Gao, J. Zhang, D. Kosar. 2006. Laboratory testing of air cleaners for removing indoor contaminants. *Proceedings of the A and WMA Indoor Environmental Quality: Problems, Research and Solutions Conference 2006* **1**: 65–83.
- Cho, A. K., C. Sioutas, A. H. Miguel, Y. Kumagai, D. A. Schmitz, M. Singh, A. Eiguren-Fernandez, J. R. Froines. 2005. Redox activity of airborne particulate matter at different sites in the Los Angeles Basin. *Environmental Research* **99**(1): 40–47.
- Chouaid, C., A. Vergnenègre, V. Vandewalle, F. Liebaert, A. Khelifa. 2004. Coûts de l'asthme en France : modélisation médico-économique par un modèle de Markov. *Revue Des Maladies Respiratoires* **21**(3, Part 1): 493–499.
- Cochet, R. 1961. Lois charge des fines particules (submicroniques) etudes théoriques-contrôles récents spectre de particules. *Coll. Int. La Physique Des Forces Electrostatiques et Leurs Application, Centre National de La Recherche Scientifique, Paris* **102**: 331–338.

- Coffaro, B., C. P. Weisel. 2022. The effect of environmental parameters on squalene-ozone particle formation. *Atmospheric Environment* **289**: 119295.
- Corn, M. 1961. The Adhesion of Solid Particles to Solid Surfaces. *Journal of the Air Pollution Control Association* **11**(11).
- Corner, J., E. D. Pendlebury. 1951. The Coagulation and Deposition of a Stirred Aerosol. *Proc. Phys. Soc. B* **64**(8): 645.
- Croxford, B., K. W. Tham, A. Young, T. Oreszczyn, D. Wyon. 2000. A study of local electrostatic filtration and main pre-filtration on airborne and surface dust levels in air-conditioned office premises. *Indoor Air* **10**(3): 170–177.
- Crump, J. G., J. H. Seinfeld. 1981. Turbulent deposition and gravitational sedimentation of an aerosol in a vessel of arbitrary shape. *Journal of Aerosol Science* **12**(5): 405–415.
- Curtis, J., I. Simco, H. Siegeman, I. Texwipe. 2006. Ionizer pin cleaning maintains performance. Avoiding contaminant build-up is critical for controlling electrostatic charge.
- Daher, N., R. Saleh, E. Jaroudi, H. Sheheitli, T. Badr, E. Sepetdjian, M. Al Rashidi, N. Saliba, A. Shihadeh. 2010. Comparison of carcinogen, carbon monoxide, and ultrafine particle emissions from narghile waterpipe and cigarette smoking: Sidestream smoke measurements and assessment of second-hand smoke emission factors. *Atmospheric Environment* **44**(1): 8–14.
- Dasgupta, S., R. Jackson, S. Sundaresan. 1997. Developing Flow of Gas-Particle Mixtures in Vertical Ducts. *Industrial & Engineering Chemistry Research* **36**(8): 3375.
- Dassonville, C., A. Grégoire, S. Sivanantham, J. Achille, B. Berthineau, V. Cochet, M. Derbez, J.-P. Lucas, L. Malingre, O. Ramalho, J. Riberon, D. Rousselle, W. Wei, G. Wyart, C. Mandin. 2019. *Qualité de l'air intérieur et contamination des poussières déposées au sol dans les écoles de France. Rapport référencé CSTB-OQAI/2018-125, Décembre 2019, 178 pages.*
- Destailats, H., R. L. Maddalena, B. C. Singer, A. T. Hodgson, T. E. McKone. 2008. Indoor pollutants emitted by office equipment: A review of reported data and information needs. *Atmospheric Environment* **42**(7): 1371–1388.
- Deutsch, W. 1922. Bewegung und ladung der elektrizitätsträger im zylinderkondensator. *Annalen Der Physik* **373**(12): 335–344.
- Din, T. M. H. U., J. A. McGrath, M. A. Byrne. 2020. A Test Chamber Investigation of the Effect of Charging on Aerosol Deposition on Indoor Surfaces. *Aerosol Air Qual. Res.* **20**(12): 2669–2680.
- Domat, M., F. E. Kruis, J. M. Fernandez-Diaz. 2014. Investigations of the effect of electrode gap on the performance of a corona charger having separated corona and charging zones. *Journal of Aerosol Science* **68**: 1–13.
- Dumitran, L. M., P. Atten, D. Blanchard, P. Notingher. 2002. Drift velocity of fine particles estimated from fractional efficiency measurements in a laboratory-scaled electrostatic precipitator. *Industry Applications, IEEE Transactions On* **38**: 852–857.
- Durham, M. D., D. E. Rugg, R. G. Rhudy, E. J. Puschaver. 1990. Low-resistivity Related ESP Performance Problems in Dry Scrubbing Applications. *Journal of the Air & Waste Management Association* **40**(1): 112–124.
- Durme, J. 2008, January 1. *Ontwikkeling van heterogene plasmakatalyse voor de verwijdering van gezondheidsbelastende organische micropolluenten in binnenlucht.*
- EEA. 2012, October. Particulate matter from natural sources and related reporting under the EU Air Quality Directive in 2008 and 2009 — European Environment Agency.
- Eom, Y. S., D. H. Choi, D. H. Kang. 2018. Numerical Study of Particle Collection Performance of Electrostatic Precipitator Integrated with Double Skin Façade in Residential Buildings. *Journal of the Architectural Institute of Korea Structure & Construction* **34**(12): 73–82.
- Eom, Y. S., D. H. Kang, D. H. Choi. 2019. Numerical analysis of PM2.5 particle collection efficiency of an electrostatic precipitator integrated with double skin façade in a residential home. *Building and Environment* **162**: 106245.
- Eom, Y. S., D. H. Kang, D. H. Choi. 2023. Feasibility of applying an electrostatic precipitator integrated with a naturally ventilated double-skin façade in residential buildings. *Journal of Building Engineering* **68**: 106065.

- Estarque de Oliveira, A., V. Guerra. 2018. Influence of particle concentration and residence time on the efficiency of nanoparticulate collection by electrostatic precipitation. *Journal of Electrostatics* **96**: 1–9.
- Fang, T., V. Verma, J. T. Bates, J. Abrams, M. Klein, M. J. Strickland, S. E. Sarnat, H. H. Chang, J. A. Mulholland, P. E. Tolbert, A. G. Russell, R. J. Weber. 2016. Oxidative potential of ambient water-soluble PM<sub>2.5</sub> in the southeastern United States: contrasts in sources and health associations between ascorbic acid (AA) and dithiothreitol (DTT) assays. *Atmospheric Chemistry and Physics* **16**(6): 3865–3879.
- Fang, T., L. Zeng, D. Gao, V. Verma, A. B. Stefaniak, R. J. Weber. 2017. Ambient Size Distributions and Lung Deposition of Aerosol Dithiothreitol-Measured Oxidative Potential: Contrast between Soluble and Insoluble Particles. *Environ. Sci. Technol.* **51**(12): 6802–6811.
- Favez, O., S. Weber, J.-E. Petit, L. Alleman, A. Albinet, V. Riffault, B. Chazeau, T. Amodeo, D. Salameh, Y. Zhang, D. Srivastava, A. Samaké, R. Aujay-Plouzeau, A. Papin, N. Bonnaire, C. Boullanger, M. Chatain, F. Chevrier, A. Detournay, E. Leoz-Garziandia. 2021. Overview of the French Operational Network for In Situ Observation of PM Chemical Composition and Sources in Urban Environments (CARA Program). *Atmosphere* **12**: 207.
- Fisk, W. J., A. G. Mirer, M. J. Mendell. 2009. Quantitative relationship of sick building syndrome symptoms with ventilation rates. *Indoor Air* **19**(2): 159–165.
- Fuchs, N. 1964. *The mechanics of aerosols*.
- Gao, D., K. J. Godri Pollitt, J. A. Mulholland, A. G. Russell, R. J. Weber. 2020. Characterization and comparison of PM<sub>2.5</sub> oxidative potential assessed by two acellular assays. *Atmospheric Chemistry and Physics* **20**(9): 5197–5210.
- Gelbard, F., Y. Tambour, J. H. Seinfeld. 1980. Sectional representations for simulating aerosol dynamics. *Journal of Colloid and Interface Science* **76**(2): 541–556.
- Ghosh, K., S. N. Tripathi, M. Joshi, Y. S. Mayya, A. Khan, B. K. Sapra. 2017. Modeling studies on coagulation of charged particles and comparison with experiments. *Journal of Aerosol Science* **105**: 35–47.
- Greffet, R., P. Salagnac, G. Michaux, J.-B. Ridoret. 2013. Airflow window: Numerical study and sensibility analysis of thermal performances. Presented at the Proceedings of BS 2013: 13th Conference of the International Building Performance Simulation Association, 411–418.
- Greffet, Remy. 2016. Études expérimentale et numérique des performances énergétiques d'une fenêtre pariétodynamique 215.
- Guha, A. 1997. A unified Eulerian theory of turbulent deposition to smooth and rough surfaces. *Journal of Aerosol Science* **28**(8): 1517–1537.
- Guo, Y., X. Liao, M. Fu, H. Huang, D. Ye. 2015. Toluene decomposition performance and NO<sub>x</sub> by-product formation during a DBD-catalyst process. *Journal of Environmental Sciences* **28**: 187–194.
- Halim, M. A. A., N. A. R. N. Mohd, M. N. M. Nasir, M. N. Dahalan. 2018. The Evaluation of k-ε and k-ω Turbulence Models in Modelling Flows and Performance of S-shaped Diffuser. *International Journal of Automotive and Mechanical Engineering* **15**(2).
- Han, B., H.-J. Kim, Y.-J. Kim, C. Sioutas. 2008. Unipolar Charging of Fine and Ultra-Fine Particles Using Carbon Fiber Ionizers. *Aerosol Science and Technology* **42**(10): 793–800.
- Hanoune, B., M. Carteret. 2015. Impact of kerosene space heaters on indoor air quality. *Chemosphere* **134**: 581–587.
- Hart, J. F., T. J. Ward, T. M. Spear, R. J. Rossi, N. N. Holland, B. G. Loushin. 2011. Evaluating the Effectiveness of a Commercial Portable Air Purifier in Homes with Wood Burning Stoves: A Preliminary Study. *Journal of Environmental and Public Health* **2011**: e324809.
- He, C., L. Morawska, J. Hitchins, D. Gilbert. 2004. Contribution from indoor sources to particle number and mass concentrations in residential houses. *Atmospheric Environment* **38**(21): 3405–3415.
- Hinds, W. C. 1999. *Aerosol technology: properties, behavior, and measurement of airborne particles*. John Wiley & Sons.

- Hospodsky, D., N. Yamamoto, W. W. Nazaroff, D. Miller, S. Gorthala, J. Peccia. 2015. Characterizing airborne fungal and bacterial concentrations and emission rates in six occupied children's classrooms. *Indoor Air* **25**(6): 641–652.
- Huang, S.-H., C.-C. Chen. 2002. Ultrafine aerosol penetration through electrostatic precipitators. *Environmental Science & Technology* **36**(21): 4625–4632.
- Huang, Y., S. Li, Q. Zheng, X. Shen, S. Wang, P. Han, Z. Liu, K. Yan. 2015. Recent Progress of Dry Electrostatic Precipitation for PM<sub>2.5</sub> Emission Control from Coal-fired Boilers 27.
- Hussein, T., A. Hruška, P. Dohányosová, L. Džumbová, J. Hemerka, M. Kulmala, J. Smolík. 2009. Deposition rates on smooth surfaces and coagulation of aerosol particles inside a test chamber. *Atmospheric Environment* **43**(4): 905–914.
- Hussein, T., J. Smolik, V.-M. Kerminen, M. Kulmala. 2012. Modeling Dry Deposition of Aerosol Particles onto Rough Surfaces. *Aerosol Science and Technology* **46**(1): 44–59.
- Hutter, H.-P., D. Haluza, K. Piegler, P. Hohenblum, M. Fröhlich, S. Scharf, M. Uhl, B. Damberger, P. Tappler, M. Kundi, P. Wallner, H. Moshhammer. 2013. Semivolatile compounds in schools and their influence on cognitive performance of children. *Int J Occup Med Environ Health* **26**(4): 628–635.
- Jacobson, M. Z., R. P. Turco, E. J. Jensen, O. B. Toon. 1994. Modeling coagulation among particles of different composition and size. *Atmospheric Environment* **28**(7): 1327–1338.
- Jakober, C., T. Phillips. 2008. Evaluation of ozone emissions from portable indoor air cleaners: Electrostatic precipitators and ionizers.
- Jaworek, A., A. Krupa, T. Czech. 2007. Modern electrostatic devices and methods for exhaust gas cleaning: A brief review. *Journal of Electrostatics* **65**(3): 133–155.
- Jetter, J. J., Z. Guo, J. A. McBrien, M. R. Flynn. 2002. Characterization of emissions from burning incense. *Science of The Total Environment* **295**(1): 51–67.
- Kabirikopaei, A., J. Lau, J. Nord, J. Bovaird. 2021. Identifying the K-12 classrooms' indoor air quality factors that affect student academic performance. *Science of The Total Environment* **786**: 147498.
- Kallio, G. A., M. W. Reeks. 1989. A numerical simulation of particle deposition in turbulent boundary layers. *International Journal of Multiphase Flow* **15**(3): 433–446.
- Kim, Hak-Joon, B. Han, Y.-J. Kim, K.-D. Hwang, W.-S. Oh, S.-Y. Yoo, T. Oda. 2011. Fine Particle Removal Performance of a Two-Stage Wet Electrostatic Precipitator Using a Nonmetallic Pre-Charger. *Journal of the Air & Waste Management Association* **61**(12): 1334–1343.
- Kim, H.-J., B. Han, Y.-J. Kim, T. Oda, H. Won. 2013. Submicrometer particle removal indoors by a novel electrostatic precipitator with high clean air delivery rate, low ozone emissions, and carbon fiber ionizer. *Indoor Air* **23**(5): 369–378.
- Kim, J., P. Moin, R. Moser. 1987. Turbulence statistics in fully developed channel flow at low Reynolds number. *Journal of Fluid Mechanics* **177**: 133–166.
- Kim, M., G.-T. Lim, Y.-J. Kim, B. Han, C. G. Woo, H.-J. Kim. 2018. A novel electrostatic precipitator-type small air purifier with a carbon fiber ionizer and an activated carbon fiber filter. *Journal of Aerosol Science* **117**: 63–73.
- Kim, S., K. Park, C. Choi, M. Y. Ha, D. Lee. 2022. Removal of ultrafine particles in a full-scale two-stage electrostatic precipitator employing a carbon-brush ionizer for residential use. *Building and Environment* **223**: 109493.
- Kim, W., J. H. Jung, D. K. Song, H. Kim, Y. J. Kim, S. S. Kim. 2009. Effect of temperature on carbon nanoparticle collection efficiency using photoelectric ESP. *Science of the Total Environment* **407**(6): 2136–2141.
- Kinsey, J. S., A. Touati, T. L. B. Yelverton, J. Aurell, S.-H. Cho, W. P. Linak, B. K. Gullett. 2012. Emissions characterization of residential wood-fired hydronic heater technologies. *Atmospheric Environment* **63**: 239–249.
- Kinzer, K. E., R. C. Moreno. 1997. Performance comparison of residential in-duct air cleaning devices. *FLUID PARTICLE SEPARATION JOURNAL* **10**: 233–241.
- Kirchner, S. 2011. *Qualité de l'air, qualité de vie. 10 ans de recherche pour mieux respirer. ISBN 978-2-86891-505-4.*

- Kirchner, S., J.-F. Arenes, C. Cochet, M. Derbez, C. Duboudin, P. Elias, A. Gregoire, B. Jédor, J.-P. Lucas, N. Pasquier, M. Pigneret, O. Ramalho. 2007. État de la qualité de l'air dans les logements français. *Environnement, Risques & Santé* **6**(4): 259–269.
- Kleeman, M. J., G. R. Cass. 2001. A 3D Eulerian Source-Oriented Model for an Externally Mixed Aerosol. *Environ. Sci. Technol.* **35**(24): 4834–4848.
- Klepeis, N. E., W. C. Nelson, W. R. Ott, J. P. Robinson, A. M. Tsang, P. Switzer, J. V. Behar, S. C. Hern, W. H. Engelmann. 2001. The National Human Activity Pattern Survey (NHAPS): a resource for assessing exposure to environmental pollutants. *J Expo Sci Environ Epidemiol* **11**(3): 231–252.
- Koehler, K. A., J. Shapiro, Y. Sameenoi, C. Henry, J. Volckens. 2014. Laboratory Evaluation of a Microfluidic Electrochemical Sensor for Aerosol Oxidative Load. *Aerosol Science and Technology* **48**(5): 489–497.
- Kompatscher, K., J. M. B. M. van der Vossen, S. P. M. van Heumen, A. A. L. Traversari. 2023. Scoping review on the efficacy of filter and germicidal technologies for capture and inactivation of micro-organisms and viruses. *Journal of Hospital Infection* **142**: 39–48.
- Kopp, P. 2014. " *Etude exploratoire du coût socio-économique de l'air intérieur.*
- Laakso, L., J. M. Mäkelä, L. Pirjola, M. Kulmala. 2002. Model studies on ion-induced nucleation in the atmosphere. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* **107**(D20): AAC 5-1-AAC 5-19.
- Lai, Nazaroff. 2000. MODELING INDOOR PARTICLE DEPOSITION FROM TURBULENT FLOW ONTO SMOOTH SURFACES. *Journal of Aerosol Science* **31**(4): 463–476.
- Laycock, A., M. D. Wright, I. Römer, A. Buckley, R. Smith. 2020. Characterisation of particles within and aerosols produced by nano-containing consumer spray products. *Atmospheric Environment: X* **8**: 100079.
- Lee, S.-C., B. Wang. 2004. Characteristics of emissions of air pollutants from burning of incense in a large environmental chamber. *Atmospheric Environment* **38**(7): 941–951.
- Li, A., G. Ahmadi. 1993. Aerosol Particle Deposition with Electrostatic Attraction in a Turbulent Channel Flow. *Journal of Colloid and Interface Science* **158**(2): 476–482.
- Li, C.-S., Y.-M. Wen. 2003. Control Effectiveness of Electrostatic Precipitation on Airborne Microorganisms. *Aerosol Science and Technology* **37**(12): 933–938.
- Li, Shanshan, S. Zhang, W. Pan, Z. Long, T. Yu. 2019. Experimental and theoretical study of the collection efficiency of the two-stage electrostatic precipitator. *Powder Technology* **356**: 1–10.
- Li, Shuran, Y. Huang, Q. Zheng, G. Deng, K. Yan. 2019. A numerical model for predicting particle collection efficiency of electrostatic precipitators. *Powder Technology* **347**: 170–178.
- Lin, Y., J. Wang, W. Yang, L. Tian, C. Candido. 2023. A systematic review on COVID-19 related research in HVAC system and indoor environment. *Energy and Built Environment.*
- Lucas, J.-P., O. Ramalho, S. Kirchner, J. Ribéron, P. Intérieurs. 2009. Etat de la ventilation dans le parc de logements français. Rapport DESE/SB – 2009-037. 84 p. *OQAI Juin.*
- Lugrin, J., N. Rosenblatt-Velin, R. Parapanov, L. Liaudet. 2014. The role of oxidative stress during inflammatory processes. *Biological Chemistry* **395**(2): 203–230.
- Mahfouz, N. G. A., N. M. Donahue. 2020. Primary ion diffusion charging and particle wall loss in smog chamber experiments. *Aerosol Science and Technology* **54**(9): 1058–1069.
- Malingre, Pelletier, Litaud, Uzu, Blondeau, Mandin. 2020. Caractérisation de la qualité de l'air dans 30 immeubles de bureaux : recherche de substances émergentes.
- Mayya, Y. S., B. K. Sapra, A. Khan, F. Sunny. 2004. Aerosol removal by unipolar ionization in indoor environments. *Journal of Aerosol Science* **35**(8): 923–941.
- McKee, D. J., V. V. Atwell, H. M. Richmond, W. P. Freas, R. M. Rodriguez. 1996. *Review of National Ambient Air Quality standards for ozone assessment of scientific and technical information. OAQPS staff paper (June 1996). Final report* (No. PB-96-203435/XAB; EPA-452/R-96/007). Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC (United States). Office of Air Quality Planning and Standards.
- McMurry, P. H., D. J. Rader. 1985. Aerosol Wall Losses in Electrically Charged Chambers. *Aerosol Science and Technology* **4**(3): 249–268.

- Mendes, L., A. Kangas, K. Kukko, B. Mølgaard, A. Säämänen, T. Kanerva, I. Flores Ituarte, M. Huhtiniemi, H. Stockmann-Juvala, J. Partanen, K. Hämeri, K. Eleftheriadis, A.-K. Viitanen. 2017. Characterization of Emissions from a Desktop 3D Printer. *Journal of Industrial Ecology* **21**(S1): S94–S106.
- Mick, H. J., A. Hospital, P. Roth. 1991. Computer simulation of soot particle coagulation in low pressure flames. *Journal of Aerosol Science* **22**(7): 831–841.
- Millikan, R. A. 1923. Coefficients of Slip in Gases and the Law of Reflection of Molecules from the Surfaces of Solids and Liquids. *Phys. Rev.* **21**(3): 217–238.
- Milton, D. K., P. M. Glencross, M. D. Walters. 2000. Risk of sick leave associated with outdoor air supply rate, humidification, and occupant complaints. *Indoor Air* **10**(4): 212–221.
- Morawska, L., V. Agranovski, Z. Ristovski, M. Jamriska. 2002. Effect of Face Velocity and the Nature of Aerosol on the Collection of Submicrometer Particles by Electrostatic Precipitator. *Indoor Air* **12**(2): 129–137.
- Morrison, G., R. Shaughnessy, J. Siegel. 2014. In-duct air cleaning devices: ozone emission rates and test methodology.
- Morsi, S., A. J. Alexander. 1972. An investigation of particle trajectories in two-phase flow systems.
- Nair, A. N., P. Anand, A. George, N. Mondal. 2022. A review of strategies and their effectiveness in reducing indoor airborne transmission and improving indoor air quality. *Environmental Research* **213**: 113579.
- Nazaroff, W. W., G. R. Cass. 1989. Mathematical modeling of indoor aerosol dynamics. *Environ. Sci. Technol.* **23**(2): 157–166.
- Nerisson, P., O. Simonin, L. Ricciardi, A. Douce, J. Fazileabasse. 2011. Improved CFD transport and boundary conditions models for low-inertia particles. *Computers & Fluids* **40**(1): 79–91.
- NF-EN-16909. 2017. NF-EN 16909:2017 - Ambient air - Measurement of elemental carbon (EC) and organic carbon (OC) collected on filters.
- Nicolas, M., O. Ramalho, F. Maupetit. 2007. Reactions between ozone and building products: Impact on primary and secondary emissions. *Atmospheric Environment* **41**(15): 3129–3138.
- Niu, J., T. C. W. Tung, J. Burnett. 2001. Ozone emission rate testing and ranking method using environmental chamber. *Atmospheric Environment* **35**(12): 2143–2151.
- Nouri, H., N. Zouzou, L. Dascalescu, Y. Zebboudj. 2016. Investigation of relative humidity effect on the particles velocity and collection efficiency of laboratory scale electrostatic precipitator. *Process Safety and Environmental Protection* **104**: 225–232.
- Okam, A., P. Sanderson, R. M. Harrison, J. M. Delgado-Saborit. 2024. Morphological and chemical characterisation of indoor quasi-ultrafine particles. *Atmospheric Environment* **318**: 120245.
- Oliveira, A. E. D. 2021. ELECTROSTATIC PRECIPITATION OF NANOPARTICLES AND SUBMICRON PARTICLES: REVIEW OF TECHNOLOGICAL STRATEGIES. *Process Safety and Environmental Protection* **17**.
- Owen, M. K., D. S. Ensor, L. S. Hovis, W. G. Tucker, L. E. Sparks. 1990. Particle Size Distributions for an Office Aerosol. *Aerosol Science and Technology* **13**(4): 486–492.
- PAN, jin, E. TIAN, J. MO, X. WU, X. WANG. 2016. An air filtration system integrated with residential building envelope to reduce indoor particles. Presented at the IAQVEC.
- Papafestathiou, E., S. Bezantakos, M. Stylianiou, G. Biskos, A. Agapiou. 2020. Comparison of particle size distributions and volatile organic compounds exhaled by e-cigarette and cigarette users. *Journal of Aerosol Science* **141**: 105487.
- Park, D. H., J. Kwak, Y.-S. Kim, H. Lee, Y. Lee, Y.-J. Kim, B. Han, H.-J. Kim. 2023. A Study on the Particle Removal Efficiency and Durability According to the Material of the Ionizer of the Fiber Brush Type Electric Precipitator. *IEEE Transactions on Industry Applications* **59**(1): 486–491.
- Parker, K. R. (Ed.). 1997. *Applied Electrostatic Precipitation*. Springer Netherlands.
- Petersen, S., K. L. Jensen, A. L. S. Pedersen, H. S. Rasmussen. 2016. The effect of increased classroom ventilation rate indicated by reduced CO<sub>2</sub> concentration on the performance of schoolwork by children. *Indoor Air* **26**(3): 366–379.

- Pirjola, L., M. Kulmala. 1998. Modelling the formation of H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-H<sub>2</sub>O particles in rural, urban and marine conditions. *Atmospheric Research* **46**(3): 321–347.
- Poppendieck, D. G., D. Rim, A. K. Persily. 2014. Ultrafine Particle Removal and Ozone Generation by In-Duct Electrostatic Precipitators. *Environ. Sci. Technol.* **48**(3): 2067–2074.
- Quiers, M. 2015, December 17. *Traceurs organiques dans les spéléothèmes: approche expérimentale et application au paléoenvironnement holocène du Massif des Bauges*. (These de doctorat). Université Grenoble Alpes (ComUE).
- Rai, A. C., B. Guo, C.-H. Lin, J. Zhang, J. Pei, Q. Chen. 2013. Ozone reaction with clothing and its initiated particle generation in an environmental chamber. *Atmospheric Environment* **77**: 885–892.
- Reeks, M. W. 1983. The transport of discrete particles in inhomogeneous turbulence. *Journal of Aerosol Science* **14**(6): 729–739.
- Reuter, S., S. C. Gupta, M. M. Chaturvedi, B. B. Aggarwal. 2010. Oxidative stress, inflammation, and cancer: How are they linked? *Free Radical Biology and Medicine* **49**(11): 1603–1616.
- Rissler, J., C. Preger, A. C. Eriksson, J. J. Lin, N. L. Prisle, B. Svenningsson. 2023. Missed Evaporation from Atmospherically Relevant Inorganic Mixtures Confounds Experimental Aerosol Studies. *Environ. Sci. Technol.* **57**(7): 2706–2714.
- Sameenoi, Y., K. Koehler, J. Shapiro, K. Boonsong, Y. Sun, J. Jr. Collett, J. Volckens, C. S. Henry. 2012. Microfluidic Electrochemical Sensor for On-Line Monitoring of Aerosol Oxidative Activity. *J. Am. Chem. Soc.* **134**(25): 10562–10568.
- Sarwar, G., R. Corsi, D. Allen, C. Weschler. 2003. The significance of secondary organic aerosol formation and growth in buildings: experimental and computational evidence. *Atmospheric Environment* **37**(9): 1365–1381.
- Schery, S. D. 2001. *Understanding Radioactive Aerosols and Their Measurement*. Springer Netherlands.
- Schripp, T., M. Wensing, E. Uhde, T. Salthammer, C. He, L. Morawska. 2008. Evaluation of Ultrafine Particle Emissions from Laser Printers Using Emission Test Chambers. *Environ. Sci. Technol.* **42**(12): 4338–4343.
- See, S. W., R. Balasubramanian. 2011. Characterization of fine particle emissions from incense burning. *Building and Environment* **46**(5): 1074–1080.
- Seppänen, O., W. J. Fisk, Q. H. Lei. 2006. Ventilation and performance in office work. *Indoor Air* **16**(1): 28–36.
- Shahpoury, P., T. Harner, G. Lammel, S. Lelieveld, H. Tong, J. Wilson. 2019. Development of an antioxidant assay to study oxidative potential of airborne particulate matter. *Atmospheric Measurement Techniques* **12**(12): 6529–6539.
- Shaughnessy, R. J., E. Levetin, J. Blocker, K. L. Sublette. 1994. Effectiveness of Portable Indoor Air Cleaners: Sensory Testing Results. *Indoor Air* **4**(3): 179–188.
- Silva, A. F., G. Carrilho da Graça. 2022. Development of a low-pressure loss PM<sub>2.5</sub> filter for building natural ventilation. *Building and Environment* **212**: 108798.
- Sippola, M. R., W. W. Nazaroff. 2002. *Particle deposition from turbulent flow: Review of published research and its applicability to ventilation ducts in commercial buildings* (No. LBNL--51432, 815478).
- Sjoholm, P., D. B. Ingham, M. Lehtimaki, L. Perttu-roiha, H. Goodfellow, H. Torvela. 2001. 13 - GAS-CLEANING TECHNOLOGY. H. Goodfellow & E. Tähti, eds. *Industrial Ventilation Design Guidebook*. San Diego, Academic Press, 1197–1316.
- Skulberg, K. R., K. Skyberg, K. Kruse, W. Eduard, F. Levy, J. Kongerud, P. Djupesland. 2005. The effects of intervention with local electrostatic air cleaners on airborne dust and the health of office employees. *Indoor Air* **15**(3): 152–159.
- SPF. 2016. *SPF (2016) Impacts de l'exposition chronique aux particules fines sur la mortalité en France continentale et analyse des gains en santé de plusieurs scénarii de réduction de la pollution atmosphérique*.
- Stern, A. C. 2014. *Air Pollution V4: Engineering Control of Air Pollution*. Elsevier.
- Sung, J.-H. 2019. Ultrafine particle cleaning performance of an ion spray electrostatic air cleaner emitting zero ozone with diffusion charging by carbon fiber. *Building and Environment* **13**.



- Sung, J.-H., M. Kim, Y.-J. Kim, B. Han, K.-J. Hong, H.-J. Kim. 2019. Ultrafine particle cleaning performance of an ion spray electrostatic air cleaner emitting zero ozone with diffusion charging by carbon fiber. *Building and Environment* **166**: 106422.
- Szigeti, T., C. Dunster, A. Cattaneo, D. Cavallo, A. Spinazzè, D. E. Saraga, I. A. Sakellaris, Y. de Kluizenaar, E. J. M. Cornelissen, O. Hänninen, M. Peltonen, G. Calzolari, F. Lucarelli, C. Mandin, J. G. Bartzis, G. Záray, F. J. Kelly. 2016. Oxidative potential and chemical composition of PM<sub>2.5</sub> in office buildings across Europe – The OFFICAIR study. *Environment International* **92–93**: 324–333.
- Szigeti, T., Z. Kertész, C. Dunster, F. J. Kelly, G. Záray, V. G. Mihucz. 2014. Exposure to PM<sub>2.5</sub> in modern office buildings through elemental characterization and oxidative potential. *Atmospheric Environment* **94**: 44–52.
- Thatcher, T. L., A. C. K. Lai, R. Moreno-Jackson, R. G. Sextro, W. W. Nazaroff. 2002. Effects of room furnishings and air speed on particle deposition rates indoors. *Atmospheric Environment* **36**(11): 1811–1819.
- Torkmahalleh, M. A., I. Goldasteh, Y. Zhao, N. M. Udochu, A. Rossner, P. K. Hopke, A. R. Ferro. 2012. PM<sub>2.5</sub> and ultrafine particles emitted during heating of commercial cooking oils. *Indoor Air* **22**(6): 483–491.
- Tourreilles, C. 2015. *Qualification énergétique et sanitaire des systèmes d'épuration intégrés aux réseaux de ventilation*.
- Traynor, G. W., M. G. Apte, A. R. Carruthers, J. F. Dillworth, D. T. Grimsrud, L. A. Gundel. 1987. Indoor air pollution due to emissions from wood-burning stoves. *Environ. Sci. Technol.* **21**(7): 691–697.
- Twardella, D., W. Matzen, T. Lahrz, R. Burghardt, H. Spiegel, L. Hendrowarsito, A. C. Frenzel, H. Fromme. 2012. Effect of classroom air quality on students' concentration: results of a cluster-randomized cross-over experimental study. *Indoor Air* **22**(5): 378–387.
- Uijtewaal, W. S. J., R. V. A. Oliemans. 1996. Particle dispersion and deposition in direct numerical and large eddy simulations of vertical pipe flows. *Physics of Fluids* **8**(10): 2590–2604.
- van der Vossen, J. M. B. M., A. P. Kreikamp, V. Hatt, A. M. T. Ouwens, D. J. Brasem, M. Heerikhuisen, R. C. Montijn. 2023. Establishment and application of test methodology demonstrating the functionality of air purification systems in reducing virus-loaded aerosol in indoor air. *Journal of Hospital Infection* **135**: 74–80.
- Viana, M., X. Querol, A. Alastuey, J. I. Gil, M. Menéndez. 2006. Identification of PM sources by principal component analysis (PCA) coupled with wind direction data. *Chemosphere* **65**(11): 2411–2418.
- Viner, A. S., P. A. Lawless, D. S. Ensor, L. E. Sparks. 1992. Ozone generation in DC-energized electrostatic precipitators. *IEEE Transactions on Industry Applications* **28**(3): 504–512.
- Wainman, T., J. Zhang, C. J. Weschler, P. J. Liroy. 2000. Ozone and limonene in indoor air: a source of submicron particle exposure. *Environmental Health Perspectives* **108**(12): 1139–1145.
- Waked, A., O. Favez, L. Alleman, C. Piot, J.-E. Petit, T. Delaunay, E. Verlinden, B. Golly, J.-L. Besombes, J.-L. Jaffrezo, E. Leoz-Garziandia. 2014. Source Apportionment of PM<sub>10</sub> in a North-Western Europe Regional Urban Background Site (Lens, France) Using Positive Matrix Factorization and Including Primary Biogenic Emissions. *ATMOSPHERIC CHEMISTRY AND PHYSICS* **14**: 3325–3346.
- Waldmann, L., K. H. Schmitt. 1966. Thermophoresis and diffusiophoresis of aerosols. *Aerosol science* (Vol. 137). Academic Press New York.
- Wallace, L. A., S. J. Emmerich, C. Howard-Reed. 2004. Effect of central fans and in-duct filters on deposition rates of ultrafine and fine particles in an occupied townhouse. *Atmospheric Environment* **38**(3): 405–413.
- Wallace, L., S.-G. Jeong, D. Rim. 2019. Dynamic behavior of indoor ultrafine particles (2.3–64 nm) due to burning candles in a residence. *Indoor Air* **29**(6): 1018–1027.
- Wang, C., M. S. Waring. 2014. Secondary organic aerosol formation initiated from reactions between ozone and surface-sorbed squalene. *Atmospheric Environment* **84**: 222–229.

- Wang, P. K., S. N. Grover, H. R. Pruppacher. 1978. On the effect of electric charges on the scavenging of aerosol particles by clouds and small raindrops. *Journal of Atmospheric Sciences* **35**(9): 1735–1743.
- Wang, Z., X. Dong, M. He, J. Liu. 2024. Evaluation of indoor particulate matter control based on health risks and oxidative potential in a metro station. *Atmospheric Environment* **317**: 120202.
- Wargoocki, P., D. P. Wyon. 2007. The effects of outdoor air supply rate and supply air filter condition in classrooms on the performance of schoolwork by children (RP-1257). *H V A C & R Research* **13**(2): 165–191.
- Wargoocki, P., D. P. Wyon, K. Lynge-Jensen, C.-G. Bornehag. 2008. The Effects of Electrostatic Particle Filtration and Supply-Air Filter Condition in Classrooms on the Performance of Schoolwork by Children (RP-1257). *HVAC&R Research* **14**(3): 327–344.
- Waring, M. S., J. A. Siegel, R. L. Corsi. 2008. Ultrafine particle removal and generation by portable air cleaners. *Atmospheric Environment* **42**(20): 5003–5014.
- Waring, M. S., J. R. Wells, J. A. Siegel. 2011. Secondary organic aerosol formation from ozone reactions with single terpenoids and terpenoid mixtures. *Atmospheric Environment* **45**(25): 4235–4242.
- Weichenthal, S., G. Mallach, R. Kulka, A. Black, A. Wheeler, H. You, M. St-Jean, R. Kwiatkowski, D. Sharp. 2013. A randomized double-blind crossover study of indoor air filtration and acute changes in cardiorespiratory health in a First Nations community. *Indoor Air* **23**(3): 175–184.
- Wen, T.-Y., J.-L. Su. 2020. Corona discharge characteristics of cylindrical electrodes in a two-stage electrostatic precipitator. *Heliyon* **6**(2): e03334.
- Wenig, F. 2015. Numerical investigation of velocity profiles in a square-sectioned 90° curved air duct. 71–80.
- Weschler, C. J., H. C. Shields. 1999. Indoor ozone/terpene reactions as a source of indoor particles. *Atmospheric Environment* **33**(15): 2301–2312.
- White, H. J. 1963. *Industrial electrostatic precipitation*. Reading, Mass., Addison-Wesley Pub. Co.
- White, H. J. 1974. Resistivity Problems in Electrostatic Precipitation. *Journal of the Air Pollution Control Association* **24**(4): 313–338.
- World Health Organization. 2021. *WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub>), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide*.
- Yasumoto, K., A. Zukeran, Y. Takagi, Y. Ehara, T. Takahashi, T. Yamamoto. 2010. Effect of electrode thickness for reducing ozone generation in electrostatic precipitator. *Electronics and Communications in Japan* **93**(7): 24–31.
- Yawootti, A., P. Intra, N. Tippayawong, P. Rattanadecho. 2015. An experimental study of relative humidity and air flow effects on positive and negative corona discharges in a corona-needle charger. *Journal of Electrostatics* **77**: 116–122.
- Yoshizue, M., Y. Iwamoto, K. Adachi, S. Kato, S. Sun, K. Miura, M. Uematsu. 2019. Individual particle analysis of marine aerosols collected during the North–South transect cruise in the Pacific Ocean and its marginal seas. *J Oceanogr* **75**(6): 513–524.
- Young, J., A. Leeming. 1997. A theory of particle deposition in turbulent pipe flow. *Journal of Fluid Mechanics* **340**: 129–159.
- Yun, S. J., B. R. Min, Y. Seo. 2013. A novel polymer-arrayed electrostatic precipitator with electrical resistance material for the removal of fine particles. *Journal of Aerosol Science* **57**: 88–95.
- Zai, S., H. Zhen, W. Jia-song. 2006. Studies on the size distribution, number and mass emission factors of candle particles characterized by modes of burning. *Journal of Aerosol Science* **37**(11): 1484–1496.
- Zhao, B., J. Wu. 2006a. Modeling particle deposition from fully developed turbulent flow in ventilation duct. *Atmospheric Environment* **40**(3): 457–466.
- Zhao, B., J. Wu. 2006b. Modeling particle deposition onto rough walls in ventilation duct. *Atmospheric Environment* **40**: 6918–6927.

- Zheng, C., H. Zhang, X. Liu, Y. Wang, W. Gao, H. Zheng, D. Sun, X. Gao. 2020. Effect of dust layer in electrostatic precipitators on discharge characteristics and particle removal. *Fuel* **278**: 118335.
- Zhu, Y., C. Chen, J. Shi, M. Chen, W. Shangguan. 2021. Experimental investigation of the effect of collection length in a two-stage electrostatic precipitator for removal of PM2.5. *Chemical Engineering Journal* **421**: 127797.
- Zhuang, Y., Y. Jin Kim, T. Gyu Lee, P. Biswas. 2000. Experimental and theoretical studies of ultra-fine particle behavior in electrostatic precipitators. *Journal of Electrostatics* **48**(3): 245–260.
- Zukeran, A., Y. Ikeda, F. Mashimo, K. Yasumoto, M. Matsumoto, N. Matsumoto. 2023. Effect of collection efficiency and reducing ozone generation in an electrostatic precipitator with knife edge disk type electrode. *Journal of Electrostatics* **125**: 103842.
- Zuraimi, M. S., G. J. Nilsson, R. J. Magee. 2011. Removing indoor particles using portable air cleaners: Implications for residential infection transmission. *Building and Environment* **46**(12): 2512–2519.
- Zuraimi, M. S., K. W. Tham. 2009. Reducing particle exposures in a tropical office building using electrostatic precipitators. *Building and Environment* **44**(12): 2475–2485.