



anses

Fractions granulométriques : évaluation des expositions par inhalation d'aérosols

Avis de l'Anses
Rapport d'expertise collective

Avril 2023



Connaître, évaluer, protéger

Le directeur général

Maisons-Alfort, le 21 avril 2023

AVIS

de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail

relatif à l'analyse des fractions granulométriques utilisées pour l'évaluation des expositions par inhalation d'aérosols

*L'Anses met en œuvre une expertise scientifique indépendante et pluraliste.
L'Anses contribue principalement à assurer la sécurité sanitaire dans les domaines de l'environnement, du travail et de l'alimentation et à évaluer les risques sanitaires qu'ils peuvent comporter.
Elle contribue également à assurer d'une part la protection de la santé et du bien-être des animaux et de la santé des végétaux et d'autre part à l'évaluation des propriétés nutritionnelles des aliments.
Elle fournit aux autorités compétentes toutes les informations sur ces risques ainsi que l'expertise et l'appui scientifique technique nécessaires à l'élaboration des dispositions législatives et réglementaires et à la mise en œuvre des mesures de gestion du risque (article L.1313-1 du code de la santé publique).
Ses avis sont publiés sur son site internet.*

L'Anses s'est-auto-saisie le 28 mars 2018 pour la réalisation de l'expertise suivante : investiguer les origines scientifiques et réglementaires ainsi que la pertinence scientifique des deux référentiels distincts utilisés pour l'évaluation des expositions aux particules dans le domaine de la santé au travail et celui de la santé environnementale.

1. CONTEXTE ET OBJET DE LA SAISINE

Contexte

Il existe un grand nombre de termes utilisés couramment dans la littérature scientifique et dans la réglementation pour décrire et étudier la pollution atmosphérique particulaire. Le terme générique « aérosols » désigne un mélange de particules solides et/ou liquides en suspension dans un milieu gazeux. Les particules, ou « matière particulaire »¹, composant un aérosol, sont habituellement classées par taille qui peut aller de quelques dixièmes de nanomètre (nm) à la centaine de micromètres (µm).

¹ Matière particulaire, en anglais « particulate matter » (PM)

La proportion de particules qui est inhalée par un être humain dépend de ses propriétés dont la taille mais également de la vitesse et de la direction de l'air près du corps ainsi que de la fréquence respiratoire et du mode de respiration (par le nez ou par la bouche). Les particules inhalées peuvent alors soit se déposer dans différents compartiments des voies respiratoires soit être éliminées. Le site de dépôt et la probabilité d'expiration dépendent entre autres des propriétés des particules, des voies respiratoires et du régime respiratoire. D'une personne à l'autre, une variation importante de la probabilité d'inhalation, de dépôt, de réaction au dépôt, et d'élimination des particules est observée.

La surveillance des particules dans l'air ambiant ou l'air des lieux de travail, à des fins d'évaluation de l'exposition de la population générale et/ou professionnelle, nécessite des méthodes reproductibles de prélèvement des aérosols et permettant de prélever des fractions d'aérosols pertinentes au regard des effets sanitaires attendus. Des conventions ont donc été établies pour l'échantillonnage sélectif en taille des particules en suspension dans l'air. Il s'agit de spécifications pour les échantillonneurs en terme d'efficacité de prélèvement en fonction du diamètre aérodynamique des particules. Ce diamètre caractérise la sédimentation des particules et permet de déterminer leur pénétration et dépôt dans l'arbre respiratoire.

La surveillance des particules dans l'air ambiant prend communément en considération les fractions particulaires appelées PM₁₀ et PM_{2,5} (norme NF EN 12341) qui permettent de caractériser la concentration massique dans l'air exprimée en général en µg.m⁻³.

La surveillance des expositions professionnelles aux agents chimiques sous forme d'aérosols prend en considération différentes fractions particulaires : inhalable, thoracique et alvéolaire, qui permettent de caractériser la concentration massique dans la zone de respiration d'un travailleur exprimée en général en mg.m⁻³. Ces fractions sont définies (normes NF EN 481 et NF ISO 7708) en relation avec la probabilité de pénétration des particules dans le tractus respiratoire, cette probabilité étant croissante avec la diminution de la taille des particules.

Les référentiels d'évaluation des expositions aux particules par inhalation diffèrent suivant le cadre réglementaire et s'appuient sur ces conventions d'échantillonnage :

- S'agissant de la population générale, l'article R221-1 du Code de l'environnement définit les termes et « normes de qualité de l'air »² établies par polluant dans le cadre de la surveillance de la qualité de l'air ambiant;
- S'agissant de la qualité de l'air auquel sont exposés les travailleurs dans des locaux à pollution spécifique, l'article R4222-10 du Code du travail définit les valeurs limites de « concentrations moyennes en poussières totales et alvéolaires » à respecter.

A l'occasion de différents travaux d'expertise conduits par l'Anses, les scientifiques se sont heurtés aux difficultés liées à la coexistence de ces référentiels différents pour caractériser la pollution atmosphérique particulaire et les risques sanitaires qui en résultent, selon que les travaux s'intéressaient à la population générale ou aux travailleurs. La question de la pertinence a été soulevée tant du point de vue scientifique que du point de vue réglementaire des caractéristiques de ces deux référentiels d'évaluation des expositions.

² Le terme « Normes de qualité de l'air ambiant » fait référence à la réglementation française notamment aux articles L221-1 et R.221-1 du code de l'environnement. Il englobe différents types de valeurs réglementaires qui sont appliquées pour différents polluants atmosphériques et pour différents pas de temps. Ces normes proviennent notamment de la transposition des directives européennes.

Objet de l'autosaisine

L'expertise vise à investiguer les origines scientifiques et réglementaires ainsi que la pertinence scientifique de deux référentiels distincts utilisés pour l'évaluation des expositions aux particules dans le domaine de la santé au travail et celui de la santé environnementale.

2. ORGANISATION DE L'EXPERTISE

L'expertise a été réalisée dans le respect de la norme NF X 50-110 « Qualité en expertise – Prescriptions générales de compétence pour une expertise (Mai 2003) ».

L'expertise relève du domaine de compétences du comité d'experts spécialisé (CES) « Évaluation des risques liés aux milieux aériens ». L'Anses a confié l'instruction de cette saisine au groupe de travail « Fractions granulométriques »³. Un expert rapporteur, spécialiste de l'Histoire de la pollution environnementale, a effectué une relecture critique de la partie historique du rapport d'expertise décrivant les origines des conventions actuelles.

Les travaux ont été présentés au CES tant sur les aspects méthodologiques que scientifiques entre le 01/02/2018 et le 12/05/2022. Ils ont été adoptés par le CES réuni le 12 mai 2022.

L'Anses analyse les liens d'intérêts déclarés par les experts avant leur nomination et tout au long des travaux, afin d'éviter les risques de conflits d'intérêts au regard des points traités dans le cadre de l'expertise.

Les déclarations d'intérêts des experts sont publiées sur le site internet : <https://dpi.sante.gouv.fr/>.

Après des rappels sur les concepts liés à la métrologie des particules et à la représentation de la distribution granulométrique des particules, ainsi que sur la pénétration et le dépôt des particules dans les voies respiratoires, le rapport d'expertise présente en détail les référentiels faisant l'objet de l'autosaisine, l'historique de leur établissement, un regard critique sur leur pertinence vis-à-vis de la protection de la santé au regard des connaissances nouvelles depuis leur établissement, ainsi qu'un exercice de comparaison *via* l'illustration des fractions massiques de particules qui seraient prélevées selon les différentes conventions dans divers environnements.

L'investigation des origines scientifiques et réglementaires des référentiels et de leur pertinence a été effectuée à l'aide d'une revue de la littérature scientifique à partir des bases de données bibliographiques Pubmed et Scopus et de la littérature grise⁴. Une consultation internationale de parties prenantes à l'aide d'un questionnaire a permis de recueillir des informations complémentaires. La comparaison des conventions a été réalisée en élaborant un fichier de calcul permettant de calculer les fractions particulières qui seraient prélevées selon les différentes conventions, pour des distributions granulométriques mesurées dans différents types d'environnements identifiées dans la littérature.

³ Les travaux ont été initiés avec 6 experts rapporteurs nommés en 2018 dont 4 ont intégré le GT créé le 14/01/2021.

⁴ NB : la littérature grise est ce qui est produit par toutes les instances du gouvernement, de l'enseignement et la recherche publique, du commerce et de l'industrie, sous un format papier ou numérique, et qui n'est pas contrôlé par l'édition commerciale (<https://www.cairn.info/revue-i2d-information-donnees-et-documents-2015-1-page-30.htm#no1>).

Tableau 1 : Résumé de la méthode d'expertise pour répondre aux questions

Questions instruites	Méthode	Chapitre du présent avis
Historique	<ul style="list-style-type: none"> Examen de la littérature scientifique, grise et informations recueillies dans le cadre d'une consultation internationale afin de retracer l'historique de l'établissement des conventions actuelles 	3.1.2
Pertinence scientifique des référentiels	<ul style="list-style-type: none"> Examen des données de la littérature scientifique sur les thématiques suivantes : <ul style="list-style-type: none"> Convention de prélèvement de particules en fonction de leur dépôt dans le tractus respiratoire ; Pertinence scientifique des conventions inhalable, thoracique et alvéolaire (inhalabilité et facteurs d'influence) ; Pertinence scientifique des conventions PM₁₀ et PM_{2,5} (effets sanitaires, paramètres d'influence) ; Pertinence scientifique de la mesure en masse. 	3.1.3
Comparaison des conventions d'échantillonnage des particules	<ul style="list-style-type: none"> Choix de distributions granulométriques illustratives de certains environnements à partir de données de la littérature scientifique Elaboration d'un fichier de calcul permettant de déterminer la masse de particules qui serait prélevée à partir de chaque convention Comparaison des conventions 	3.1.4

3. ANALYSE ET CONCLUSIONS DU CES

3.1. Synthèse des travaux

3.1.1. Conventions d'échantillonnage faisant l'objet de l'autosaisine

Préambule terminologique : Le terme « convention » désigne des spécifications pour l'échantillonnage des particules dans l'air sélectif en taille qui s'expriment en terme d'efficacité de prélèvement en fonction du diamètre aérodynamique des particules. Le terme « fraction conventionnelle » se rapporte à la fraction de l'aérosol ambiant qui est échantillonnée selon une convention donnée.

Les conventions sont toutes associées à une quantification gravimétrique permettant de déterminer des concentrations massiques.

Les conventions en hygiène du travail sont définies en relation avec la probabilité de pénétration des particules en suspension dans l'air dans les voies respiratoires, par les normes NF ISO 7708 et NF EN 481. Elles proviennent de données expérimentales moyennées pour une respiration par la bouche et/ou par le nez. Ces deux normes ont des champs d'application différents : la 1^{ère} couvre l'air des lieux de travail et l'environnement général alors que la seconde ne couvre que l'air des lieux de travail et se rapporte à des adultes sains.

Les trois conventions couramment utilisées sont :

- La convention inhalable visant à échantillonner la fraction des particules en suspension autour du nez et de la bouche et qui est inhalée : il s'agit de la fraction dite inhalable.

- La convention thoracique visant à échantillonner la fraction des particules inhalées qui pénètre au-delà du larynx, appelée fraction thoracique.
- La convention alvéolaire visant à échantillonner la fraction des particules inhalées qui pénètre dans les voies respiratoires non ciliées. Cette fraction est appelée fraction alvéolaire.

Deux autres conventions sont définies en lien avec la sous-fraction de la fraction inhalable qui ne pénètre pas au-delà du larynx et avec la sous fraction de la fraction thoracique qui ne pénètre pas dans les voies respiratoires non ciliées. Ces deux conventions sont respectivement appelées convention extrathoracique et convention trachéobronchique et sont calculées par soustraction des conventions inhalable et thoracique d'une part et thoracique et alvéolaire d'autre part. (Cf. Figure 1).

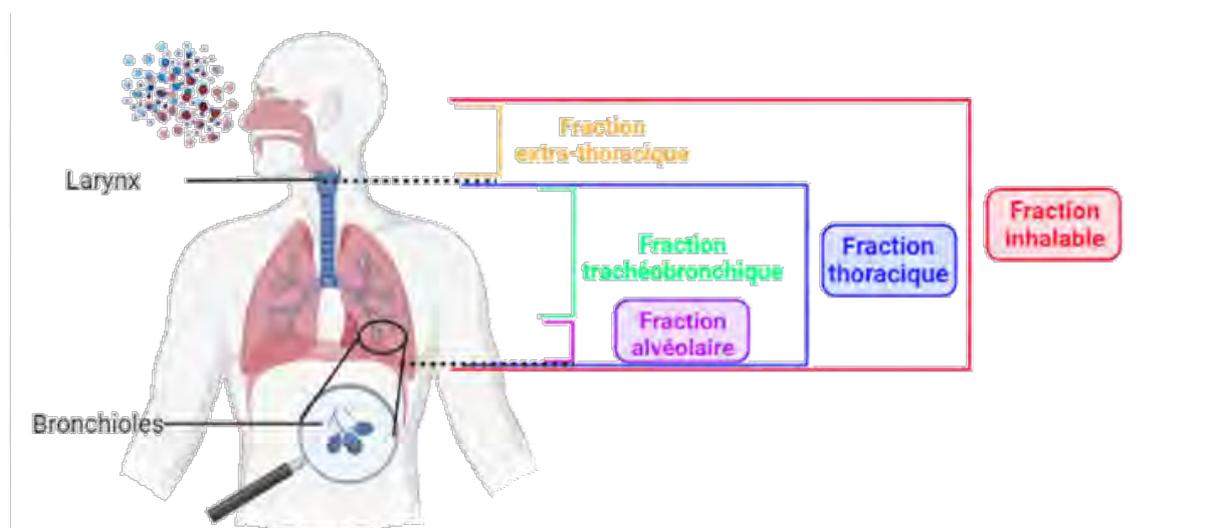


Figure 1 : Schéma descriptif des fractions conventionnelles suivant un modèle dichotomique de pénétration dans l'arbre respiratoire humain (créé sur BioRender.com)

Les 3 conventions couramment utilisées sont représentées par une courbe d'efficacité d'échantillonnage en fonction du diamètre aérodynamique des particules prélevées (Cf. Figure 2).

Seule la norme ISO 7708 définit également une convention alvéolaire dite « à haut risque » désignant « les enfants, les malades et les infirmes ». Il est alors possible de calculer la fraction trachéobronchique pour cette population cible par soustraction des fractions thoracique et alvéolaire « à haut risque ».

Les conventions en environnement sont nommées PM_x pour *Particulate Matter* (matière particulaire en suspension dans l'air) et sont définies par la norme NF EN 12341 comme correspondant à la matière particulaire en suspension dans l'air, de taille suffisamment petite pour traverser une tête de prélèvement sélective de fraction granulométrique, avec une efficacité de coupure de 50 % pour un diamètre aérodynamique de $x \mu\text{m}$. Ce diamètre est appelé « diamètre de coupure ». Ainsi, contrairement à l'idée généralement admise, la fraction PM_x n'est pas uniquement constituée de particules de diamètre inférieur ou égal à $x \mu\text{m}$. De part et d'autre de ce diamètre de coupure, les particules sont prélevées avec une efficacité variable représentée par la courbe conventionnelle.

Les fractions conventionnelles les plus fréquemment utilisées en environnement, et les seules actuellement réglementées, sont les PM_{10} et les $PM_{2,5}$. La fraction conventionnelle PM_{10} a été définie d'après la pénétration des particules dans les voies respiratoires alors que la fraction conventionnelle $PM_{2,5}$, appelées particules fines, visait à distinguer ces particules des PM_{10} car provenant de sources différentes notamment de processus de combustion et de phénomènes de coagulation entre particules plus petites formées par nucléation, ainsi que de condensation de gaz sur les particules.

Les conventions d'échantillonnage des PM_{10} et $PM_{2,5}$ et les exigences en matière d'efficacité de prélèvement sont établies par l'Agence américaine de protection de l'environnement (US EPA). Elles sont précisées dans la réglementation américaine (*Code of Federal Regulation* (40 CFR Part 53)). L'US EPA ne définit pas ces conventions sous forme d'équations mais à l'aide de valeurs discrètes d'efficacité d'aspiration pour différents diamètres aérodynamiques. Les deux équations proposées par Hinds en 1999 pour modéliser ces courbes d'efficacité sont devenues les références pour ces deux fractions (Hinds, 1999) (Cf. Figure 2).

Les équations relatives à ces différentes conventions sont présentées en Annexe 1 de l'avis.

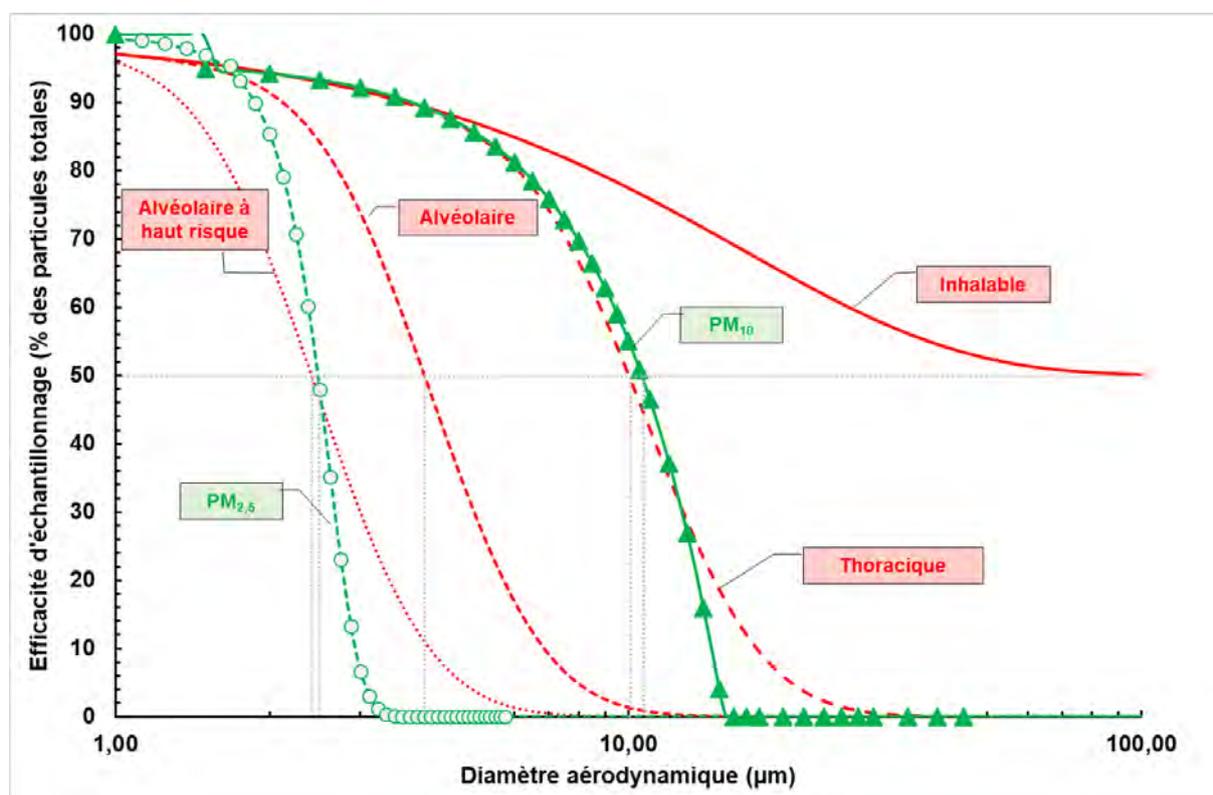


Figure 2 : Conventions granulométriques (en rouge : conventions en santé travail selon ISO 7708 : 1995 – en vert conventions en santé environnementale selon US EPA 40 CFR 53 (Δ : PM_{10} , o : $PM_{2,5}$) et selon Hinds, 1999 (– : PM_{10} , -- : $PM_{2,5}$))

3.1.2. Historique

La prise en compte de la taille des particules pour la mesure d'aérosols en lien avec la santé a commencé au début du XX^{ème} siècle dans le domaine de la santé au travail, et plus particulièrement en lien avec les effets sanitaires observés chez les mineurs d'Afrique du Sud. Dans le domaine environnemental, la problématique des effets de la pollution atmosphérique

suite aux épisodes de smog mortels survenus dans la première moitié du XX^{ème} siècle a mis en évidence la nécessité de réglementer les émissions de particules dans l'air.

Les réflexions se sont poursuivies au fil du temps en parallèle dans les deux domaines : en santé travail avec une approche visant à considérer et modéliser la pénétration des particules dans l'arbre respiratoire et en santé environnementale en affinant les indicateurs à considérer d'après les résultats des études épidémiologiques et les méthodes de mesure développées dans les réseaux de surveillance.

Au début des années 1980, les premières définitions des fractions inhalable, thoracique et alvéolaire ont été proposées en santé au travail. Face aux différentes propositions de conventions alvéolaires par 3 organismes anglo-saxons, le BMRC, l'US-AEC et l'ACGIH⁵, les organismes de normalisation européen (CEN) et international (ISO) se sont attachés à harmoniser ces approches et ont proposé au début des années 90 les conventions actuelles reposant sur un consensus scientifique. Ces conventions ont rapidement été adoptées au niveau international par les organismes en charge de l'évaluation des expositions professionnelles et par les instances réglementaires en charge du contrôle de ces expositions. L'US-EPA a été le moteur de l'établissement des conventions en santé environnementale. Au début des années 80, il s'est intéressé aux particules susceptibles d'entraîner des effets sur les voies respiratoires inférieures en remplacement de l'indicateur moins spécifique des particules totales en suspension (TSP⁶). L'US-EPA n'a pas retenu les conventions alors proposées par l'ISO en mettant en avant des difficultés à relier ces conventions avec les études épidémiologiques existantes, et a défini la convention PM₁₀ pour les particules susceptibles de pénétrer dans la région thoracique. Dans le milieu des années 90, l'US-EPA a souligné que le maintien de l'utilisation des PM₁₀ comme seul indicateur n'était pas l'approche la plus protectrice pour la santé, et a établi une convention pour les particules fines (PM_{2,5}) dans l'air ambiant. Ce choix est lié à la nécessité d'affiner la connaissance des effets sanitaires en lien avec une exposition aux particules de l'air ambiant en quantifiant séparément les particules fines et grossières car elles proviennent de sources différentes et sont de natures différentes. En Europe, la prise en compte des particules dans l'air ambiant a été longtemps basée sur la mesure des fumées noires (BS⁷). Ce n'est qu'en 1999 que la réglementation européenne a établi la méthode de référence pour mesurer les concentrations en PM₁₀ et en 2008 la méthode de référence pour mesurer les concentrations en PM_{2,5}.

Ce décalage temporel entre les États-Unis et l'Europe pour la prise en compte des PM₁₀ et PM_{2,5} est lié aux différences des indicateurs utilisés dans les études épidémiologiques dans les deux continents. Ainsi, l'Europe a attendu d'avoir des résultats robustes pour réglementer les méthodes de mesure et les normes de qualité de l'air associées aux PM₁₀ et PM_{2,5}.

Les événements clés ayant conduit à l'établissement des conventions d'échantillonnage des particules et les dates associées sont résumés sur la figure en Annexe 2 de l'avis. Cette frise chronologique remontant au début du XX^{ème} siècle jusqu'au début du XXI^{ème} présente les réflexions et approches proposées en santé travail (partie supérieure de la figure en bleu) et en parallèle ceux proposées en santé environnementale (partie inférieure de la figure en orange) qui ont abouti dans les années 80-90 aux conventions actuelles (encadrés de la figure).

⁵ American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH), British Medical Research Council (BMRC), United States Atomic Energy Commission (US-AEC)

⁶ Total suspended particles (TSP)

⁷ Black smoke (BS)

3.1.3. Pertinence scientifique des référentiels

3.1.3.1. Convention de prélèvement des particules en fonction de leur dépôt dans le tractus respiratoire

Les conventions inhalable, thoracique, alvéolaire et PM₁₀ reposent sur une approche de pénétration des particules dans le tractus respiratoire sans prise en compte des phénomènes de dépôt ni d'élimination dans le tractus respiratoire. Ces conventions de pénétration correspondent théoriquement à une approche conservatrice dans la mesure où elles surestiment les doses de particules réellement déposées. Elles sont cependant basées sur les mécanismes d'inertie (impaction⁸ et sédimentation⁹) et ne prennent pas en compte les autres mécanismes telle que la diffusion¹⁰ par exemple.

L'ISO a proposé dans la norme NF EN ISO 13138 en 2012 des conventions pour les dispositifs de prélèvement prévus pour représenter les fractions de particules d'aérosol inhalées se déposant effectivement dans des régions spécifiques des voies respiratoires. L'éventail des tailles de particules est étendu en dessous de 0,1 µm, là où le dépôt est majoritairement dû à la diffusion. Ces conventions sont établies pour des aérosols non volatils, non hygroscopiques et non fibreux dans 5 régions physiologiques du tractus respiratoire à partir du modèle de prédiction du dépôt développé par la Commission internationale de protection radiologique (CIPR) (1994).

Comme pour les conventions actuelles, les conventions de dépôt reposent sur différentes approximations basées sur des moyennes représentatives de caractéristiques respiratoires. La possibilité de redépôt lors de l'expiration ainsi que le changement de diamètre des particules hygroscopiques et l'effet de la charge de la particule n'ont pas été pris en compte. Pour les particules de diamètre compris entre 0,1 et 1 µm, l'efficacité de dépôt n'est pas calculée d'après le modèle de la CIPR mais repose sur une extrapolation linéaire en raison des mécanismes pris en compte dans le modèle (impaction et diffusion). Ainsi, 10 conventions sont établies :

- 5 pour le régime thermodynamique correspondant aux particules de diamètre thermodynamique inférieur à 1 µm,
- 5 pour le régime aérodynamique correspondant aux particules de diamètre aérodynamique compris entre ~ 0,5 et 20 µm.

A l'heure actuelle, il n'existe pas de dispositif permettant de prélever les particules dans l'air selon ces différentes conventions. Les questionnements de la communauté scientifique sur le fait de savoir si ces nouvelles conventions seraient techniquement applicables ou permettraient effectivement de mieux corrélérer l'exposition et la maladie restent ouverts.

⁸ L'impaction correspond au mouvement des particules qui, en raison de leur inertie, ne peuvent pas suivre fidèlement l'écoulement de l'air, du fait des changements de direction brusques imposés par la géométrie des voies respiratoires et les vitesses de l'air.

⁹ La sédimentation correspond au mouvement des particules sous l'action de la gravité.

¹⁰ La diffusion (ou mouvement brownien) correspond à une trajectoire aléatoire des particules sous l'effet des collisions avec les molécules gazeuses environnantes. Ce mouvement est souvent prédominant dans le comportement physique des PUF ou nanoparticules en suspension dans l'air.

3.1.3.2. *Pertinence scientifique des conventions en santé travail*

Convention inhalable

La convention inhalable est la convention faisant l'objet dans la littérature du plus grand nombre d'études ou de « critiques » vis-à-vis de sa pertinence en lien avec les approximations et hypothèses retenues pour son établissement.

La convention inhalable a été établie sur la base d'expérimentations menées dans des souffleries encore appelées tunnels aérauliques avec des mannequins de laboratoire respirant. Ces essais expérimentaux visent à déterminer l'efficacité avec laquelle des particules de taille donnée pénètrent par le nez et/ou la bouche pendant la respiration, correspondant à des mesures d'inhalabilité. La gamme de vitesses d'air étudiées¹¹ était alors basée sur les conditions particulières rencontrées dans les industries minières. Les diamètres des particules composant les aérosols d'essais étaient inférieurs à 100 µm. C'est pourquoi la convention inhalable est définie pour des vitesses d'air en mouvement comprises entre 0,75 et 4 m.s⁻¹ pour des particules de diamètre aérodynamique inférieur à 100 µm. Les valeurs de la convention inhalable sont des moyennes pour toutes les directions du vent.

Les valeurs de vitesses d'air qui caractérisent désormais la majorité des environnements intérieurs sont plus faibles. De nombreuses études expérimentales et modélisations ont été menées depuis la fin des années 90 pour étudier l'inhalabilité dans ces conditions dites d'air calme (vitesse d'air d'environ 0,2 m.s⁻¹). Ces études, qui prennent également en compte des particules des diamètres aérodynamiques supérieurs à 100 µm, montrent que la convention inhalable peut sous-estimer la pénétration des particules dans l'organisme pour certains diamètres aérodynamiques. Elles montrent également que la probabilité de pénétration des particules décroît avec le diamètre aérodynamique des particules, alors que la convention actuelle propose un plateau à 50 % pour les diamètres aérodynamiques compris entre 40 et 100 µm. Les courbes de probabilité de pénétration des particules semblent également plus réalistes dans la mesure où elles font chuter l'efficacité d'aspiration à 0 % pour des particules d'un diamètre d'environ 135 µm. Une évolution de la convention inhalable pour une application en air calme est actuellement discutée au sein de groupes de travail des comités de normalisation européen (CEN TC137/WG3) et international (ISO TC146/SC2/WG1). Les réflexions en cours suscitent des interrogations sur l'incidence que cela occasionnerait sur les conventions thoracique, alvéolaire, extrathoracique et trachéobronchique car les fractions correspondantes sont actuellement définies comme des sous-fractions de la fraction inhalable et sont, en tant que telles, calculées à partir de la convention inhalable.

Contrairement au fort engouement pour les travaux sur l'inhalabilité en air calme, l'étude de la probabilité d'aspiration des particules dans le domaine de vitesses d'air élevées n'a suscité qu'un faible intérêt de la communauté scientifique.

La norme ISO 7708 et la CIPR proposent des ajustements de la courbe de pénétration des particules pour des vitesses d'air allant jusqu'à 9 m.s⁻¹. Pour ces vitesses d'air, l'inhalabilité se caractérise alors par une forme de courbe en cloche. L'augmentation des valeurs d'efficacité d'aspiration pour les plus grands diamètres aérodynamiques traduit le fait que la probabilité de pénétration par projection directe des particules les plus grosses est d'autant plus élevée que la vitesse de vent est élevée. Dans ces situations, la convention inhalable actuelle sous-

¹¹ entre ~0,75 et 4 m.s⁻¹ (soit entre ~2,7 et 14,4 km.h⁻¹) et quelques essais atteignant même jusqu'à 9 m.s⁻¹ (c'est-à-dire 32 km.h⁻¹)

estime la pénétration dans le tractus respiratoire des particules de diamètres aérodynamiques supérieurs à environ 40 μm .

Il est à noter que cet ajustement s'il est mentionné dans la norme NF ISO 7708 n'est pas mentionné dans la norme NF EN 481 et n'est actuellement pas pris en compte dans les études visant à évaluer l'exposition professionnelle aux particules. Or la population professionnelle travaillant en environnement extérieur est régulièrement exposée à des vitesses de vents supérieures à 4 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ correspondant à des situations de vent modéré.

Dans le cas d'une personne exposée de manière prédominante face au vent, la convention inhalable occasionne une sous-estimation de la fraction inhalée pour les plus grosses particules, notamment si les vitesses d'air excèdent 4 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$.

Convention thoracique

Les conventions thoracique et PM_{10} visent à modéliser la pénétration des particules au-delà du larynx et sont caractérisées par un diamètre de coupure à 10 μm qui tient compte des incertitudes liées à la variabilité individuelle de l'état de santé respiratoire, des modes de respiration (nez et/ou bouche), de la fréquence respiratoire et de la structure des voies respiratoires, ainsi que des différences dans les niveaux d'activité physique. Des calculs de pénétration selon le modèle de la CIPR (1994) avec des données plus récentes sur les habitudes respiratoires (mode de respiration, fréquence respiratoire, niveaux d'activité physique), montrent que seulement 20 % des particules de diamètre 10 μm pénètrent dans le thorax, et suggèrent un diamètre de coupure de l'ordre de 5 μm pour les adultes et 3 μm pour les enfants.

Il est à noter qu'en pratique cette convention thoracique est peu utilisée.

Convention alvéolaire et alvéolaire « à haut risque »

Dans la littérature, la convention alvéolaire ne fait pas l'objet de critiques ou d'études particulières, hormis les interrogations suscitées par les discussions autour de l'inhalabilité en air calme.

La norme NF ISO 7708 distingue deux conventions en fonction de la population ciblée. La convention alvéolaire pour les adultes sains, et la convention alvéolaire « à haut risque », non reprise dans la norme NF EN 481 relative aux atmosphères de travail, ayant pour objectif d'offrir une meilleure protection pour une population de « malades, enfants et infirmes » (ISO 7708). Cette dernière se caractérise par un diamètre aérodynamique correspondant à une probabilité de pénétration des particules dans les voies respiratoires non ciliées de 2,4 μm et englobe ainsi une plus grande part de particules de plus petit diamètre aérodynamique. Cette convention n'est pas utilisée aujourd'hui en environnement professionnel où la population de travailleurs est assimilée à une population d'adultes sains, ni en environnement général. Or la population professionnelle comporte une part de personnes qui pourrait être incluse dans cette population « à haut risque », comme par exemple les personnes asthmatiques. Elle n'est pas étudiée, ni même mentionnée dans la littérature scientifique.

Convention extrathoracique et trachéobronchique

Ces fractions ne sont actuellement pas prises en compte dans l'évaluation des expositions professionnelles, et il n'existe pas de dispositif de prélèvement permettant d'échantillonner ces fractions. Toutefois d'un point de vue sanitaire, selon la nature des particules, ces sous-

fractions seraient pertinentes en ce qui concerne la sensibilisation allergique, le développement de rhinite professionnelle, d'asthme ou de cancers bronchiques par exemple.

Autres fractions granulométriques

Les études épidémiologiques et toxicologiques récentes s'intéressent à des particules de taille nanométrique ou submicrométrique. Il s'agit notamment des particules ultrafines (PUF) ou des nano-objets, et de leurs agrégats et agglomérats (NOAA). Ces fractions granulométriques ne font pas encore l'objet de conventions d'échantillonnage, mais des dispositifs de mesure sont d'ores et déjà disponibles sur le marché.

3.1.3.3. Pertinence scientifique des conventions en santé environnement

Contrairement à la convention inhalable, les conventions PM_{10} et $PM_{2,5}$ ne font pas l'objet d'études quant à l'influence de certains facteurs comme la vitesse de vent. La pertinence des fractions PM_{10} et $PM_{2,5}$, au regard des effets sanitaires, n'est pas remise en cause, bien que des monographies récentes soulignent que les $PM_{2,5}$ sont un meilleur indicateur des effets sur la santé que les PM_{10} , sans doute en lien avec la surestimation liée au diamètre de coupure des PM_{10} .

Les effets sanitaires des particules de l'air ambiant extérieur sont bien documentés. Des effets cardiovasculaires et respiratoires sont démontrés pour des expositions à la pollution particulaire à court et à long termes depuis plusieurs décennies. Des effets ont été plus récemment mis en évidence concernant d'autres organes cibles comme par exemple le cerveau et certaines fonctions comme la reproduction. Des populations sensibles qui présentent potentiellement un risque plus élevé d'effet sanitaire néfaste associé à l'exposition à la pollution atmosphérique sont également identifiées. L'US-EPA a ainsi mis en évidence un risque accru d'effets des $PM_{2,5}$ sur la santé des enfants, des individus appartenant à certaines classes ethniques, ou présentant une maladie cardiovasculaire ou respiratoire préexistante, ou en surpoids ou obèses, ou présentant des variants génétiques particuliers, ou ex-fumeurs ou fumeurs, ou de plus bas niveau socio-économique.

Les études épidémiologiques et toxicologiques récentes visant à évaluer les associations entre expositions à différentes classes granulométriques et des effets sur la santé s'intéressent à d'autres fractions granulométriques comme les fractions grossières ($PM_{10-2,5}$ déterminée par soustraction des $PM_{2,5}$ aux PM_{10}), les particules submicrométriques¹² et les PUF. Ces fractions ne font pas encore l'objet de conventions d'échantillonnage, mais des échantillonneurs sont d'ores et déjà disponibles sur le marché.

Une amélioration des connaissances est nécessaire sur le devenir des particules dans l'organisme, notamment la fraction des particules inhalées qui atteignent les poumons et celles déposées qui pénètrent dans le sang, se distribuent dans le corps et s'accumulent dans les organes et les tissus. Il est essentiel d'apporter des preuves des voies biologiquement plausibles qui étayent le lien entre l'exposition aux particules et les effets sur la santé touchant de multiples organes ou systèmes.

¹² également nommée PM_1

3.1.3.4. Pertinence scientifique de la mesure en masse

La mesure de la concentration en masse en lien avec les conventions inhalable, thoracique, alvéolaire PM₁₀ et PM_{2,5} n'est pas critiquée dans la littérature. Par contre pour les fractions émergentes comme les PUF, les particules submicrométriques et les NOAA, la question de la métrique à prendre en compte est régulièrement posée. Si pour les PUF et les NOAA, la mesure de la concentration en nombre ou en surface effective semble plus pertinente au regard des effets sanitaires que la mesure de la concentration en masse compte tenu de la faible contribution massique de ce type de particules, il n'existe pas aujourd'hui de consensus sur la métrique à retenir.

A noter que les conventions actuelles peuvent aussi être utilisées lorsque l'objectif est d'évaluer la surface totale ou le nombre de particules dans la matière recueillie : l'efficacité (la courbe d'efficacité) d'un dispositif de prélèvement est indépendante du fait que la concentration de particules soit déterminée en nombre, en surface ou en masse (EN 1540).

D'autres paramètres, comme la nature physico-chimique des particules ou le potentiel oxydant, sont des indicateurs soulevés dans la littérature comme pertinents au regard des effets sanitaires des particules (Anses 2019). Ces aspects n'ont pas été pris en compte dans cette expertise car ils dépassent le cadre de l'autosaisine portant sur les conventions et fractions granulométriques prises en compte pour l'évaluation de expositions des populations professionnelles et générale aux particules.

3.1.3.5. Points complémentaires

Les conventions sont des spécifications cibles pour les dispositifs de prélèvements des particules. Elles représentent donc l'efficacité d'aspiration d'échantillonneurs « idéaux ». Sur le terrain, l'efficacité réelle des échantillonneurs peut différer grandement de la convention visée. Aucun échantillonneur n'est conforme dans toutes les conditions d'utilisation et pour tous les diamètres aérodynamiques (Anses, 2020). Actuellement, même si des normes spécifient les essais à mener pour évaluer la conformité des dispositifs de prélèvement aux différentes conventions, il n'existe aucun processus de contrôle de cette conformité ni d'organisme de certification. Il incombe aux fabricants d'effectuer ces vérifications avant la mise sur le marché de ces dispositifs de prélèvement.

3.1.4. Comparaison des conventions d'échantillonnage des particules

Afin de comparer les conventions actuelles, les fractions massiques des particules qui seraient prélevées selon chacune des conventions ont été calculées pour différentes distributions granulométriques illustratives de certains environnements. Les modalités de calcul et le choix des distributions granulométriques sont précisés en Annexe 3 de l'avis.

La figure suivante illustre la démarche suivie par le groupe de travail.

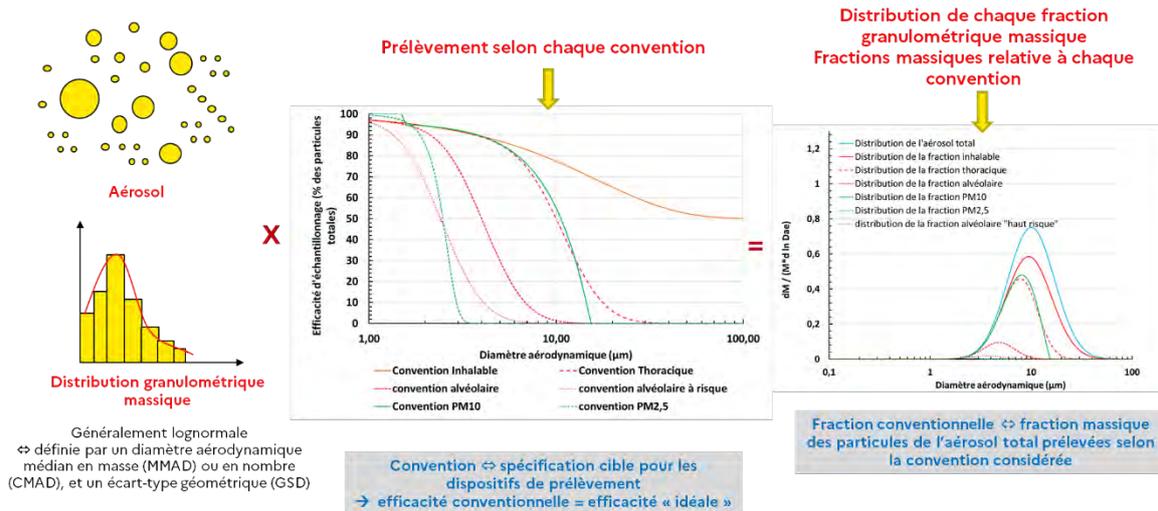


Figure 3 : Méthodologie suivie pour la comparaison des conventions actuelles en santé travail (fraction inhalable, thoracique, alvéolaire, alvéolaire à haut risque) et en santé environnement (PM10 et PM2,5)

Les résultats confirment que pour les aérosols de granulométries les plus fines inférieures à $3 \mu\text{m}$, sur les exemples des émissions de diesel et de fumées de soudage (Cf. colonne D et I avec de la Figure 4), toutes les fractions calculées sont extrêmement proches. Ils confirment également que pour des aérosols plus grossiers allant jusqu'à $400 \mu\text{m}$, les fractions inhalable et alvéolaire sont différentes des fractions massiques PM_{10} ou $\text{PM}_{2,5}$, quel que soit l'environnement investigué (Cf. colonnes G, H et L de la Figure 4).

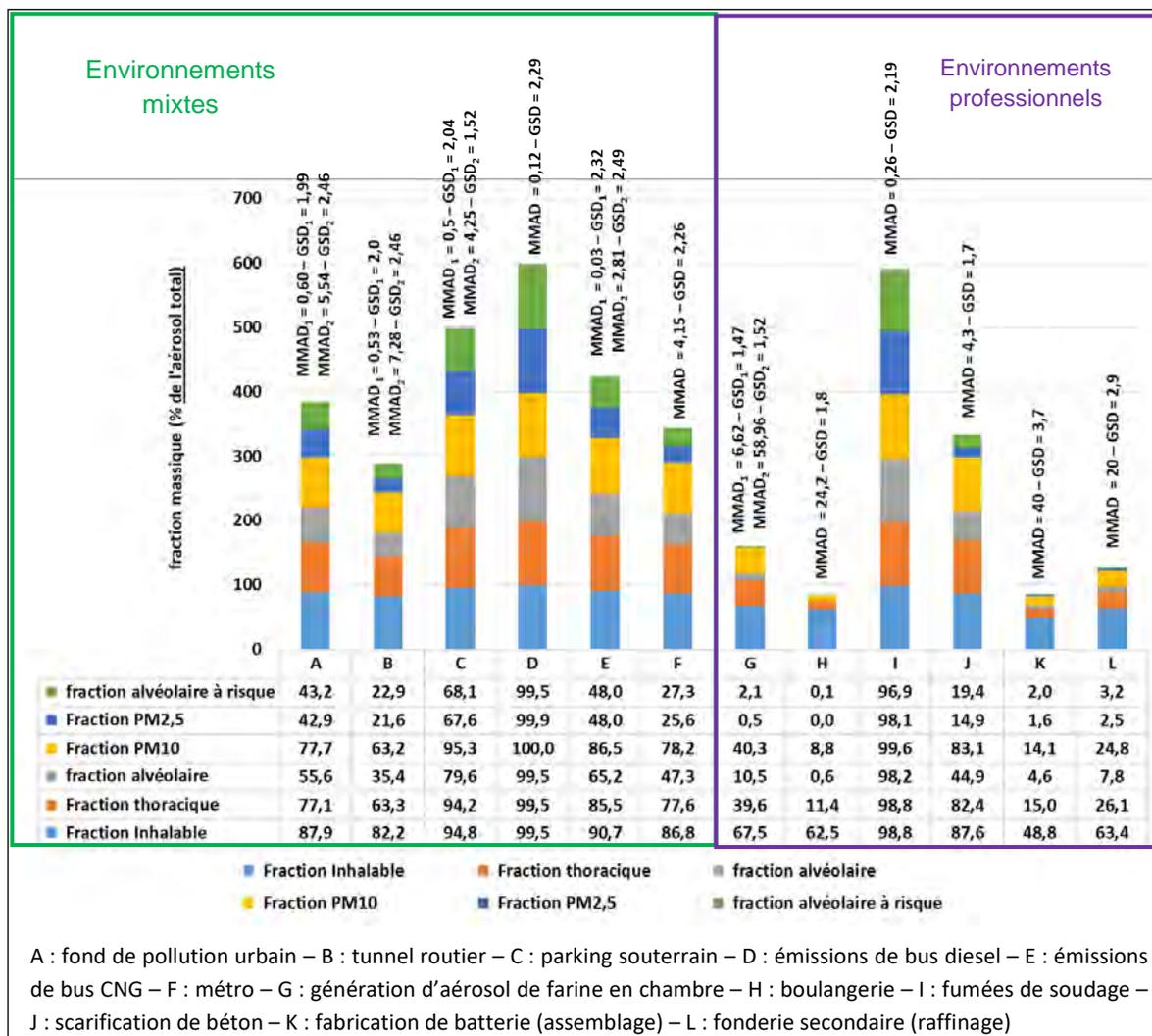


Figure 4 : Fractions conventionnelles calculées pour les secteurs investigués en pourcentage de la fraction massique de l'aérosol total prélevée

Même si les résultats tendent à confirmer que la fraction PM₁₀ est proche de la fraction thoracique, les deux conventions ne peuvent pas être totalement substituées. En effet, bien qu'elles aient le même diamètre de coupure à 10 µm, les pentes des deux conventions sont différentes et cela peut induire, selon la distribution de l'aérosol, un écart supérieur à 10 % entre les deux fractions. Au-delà de 13 µm, plus le diamètre médian aérodynamique (MMAD) est élevé, et plus les écarts entre les deux fractions augmentent. Dans les environnements mixtes, les MMAD étant généralement inférieurs à 10 µm, les écarts entre les fractions prélevées selon les conventions PM₁₀ et thoracique sont faibles. Un constat similaire peut être établi entre la fraction PM_{2,5} et la fraction alvéolaire « à haut risque » dont les conventions sont relativement proches, mais pour lesquels les écarts augmentent pour les MMAD supérieurs à 3 µm.

Hormis pour les fumées de soudage ou les particules diesel la part des fractions alvéolaire, PM_{2,5} et alvéolaire « à haut risque » dans les environnements mixtes est plus importante et plus variable (de l'ordre de 20 à 80 % de l'aérosol total) que dans les environnements professionnels investigués où elle représente moins de 20 % de l'aérosol total.

L'exercice de comparaison des fractions prélevées selon les conventions en santé travail et santé environnementale réalisé dans ce cadre présente des limites liées :

- Au choix des distributions granulométriques massiques prises en compte. En effet, l'objectif était d'être illustratif et non pas exhaustif ou représentatif d'un environnement donné ;
- Au calculs effectués. En effet, les conventions représentent des efficacités d'aspiration cibles pour les dispositifs de prélèvement. Les fractions d'aérosols calculées d'après ces conventions représentent donc des fractions qui seraient théoriquement prélevées à l'aide d'échantillonneurs idéaux. L'efficacité réelle des échantillonneurs peut différer largement de l'efficacité théorique selon les conditions de mesure.

Peu d'études font des mesures en parallèle des deux référentiels utilisés dans le domaine professionnel et le domaine environnemental. Les travaux de Guseva-Canu *et al.* (2021) portant sur l'exposition professionnelle de différentes activités dans le métro parisien mettent en lumière que les concentrations mesurées selon les conventions inhalable, alvéolaire, PM₁₀ et PM_{2,5}, bien que différentes, sont du même ordre de grandeur.

3.2. Conclusions du CES

Il existe des conventions pour l'échantillonnage des aérosols dans l'air qui sont spécifiques au milieu professionnel d'une part ou au domaine environnemental d'autre part. Ces conventions sont associées à une quantification gravimétrique permettant de déterminer des concentrations massiques. Le choix des conventions d'échantillonnage dépend du contexte réglementaire et de l'environnement considéré. Ces différentes conventions sont également utilisées pour l'établissement des valeurs limites réglementaires ou des valeurs guides recommandées par différents organismes pour certains types d'aérosols. C'est le cas par exemple des particules de l'air ambiant pour l'environnement général ou des poussières sans effet spécifique en milieu professionnel, ou bien encore de certains composés chimiques sous forme particulaire en environnement général ou en milieu professionnel.

En milieu professionnel, pour l'évaluation de l'exposition des travailleurs à des polluants particulaires, les conventions les plus utilisées sont les conventions inhalable, thoracique et alvéolaire, définies dans les normes ISO 7708 et EN 481, et les prélèvements sont majoritairement effectués de manière individuelle, positionnés dans la zone respiratoire du travailleur. Ces conventions d'échantillonnage donnent une représentation moyennée sur un ensemble de paramètres, de la probabilité de pénétration des particules dans le tractus respiratoire, cette probabilité étant croissante avec la diminution de la taille des particules. La convention thoracique est peu utilisée comparativement aux deux autres fractions. La mesure simultanée selon plusieurs conventions est rarement effectuée ; de ce fait, les sous-fractions trachéobronchique et extrathoracique, également définies dans ces normes, ne sont pas déterminées.

Dans l'environnement général, les conventions utilisées sont les PM₁₀ et PM_{2,5} et les prélèvements sont généralement effectués à poste fixe selon la norme NF EN 12341, c'est-à-dire positionnés dans un lieu pertinent et représentatif de l'environnement à surveiller. La convention PM₁₀, définie par l'US EPA, a été également établie en lien avec la probabilité de pénétration des particules dans le tractus respiratoire, alors que l'établissement de la convention PM_{2,5} fait suite à la nécessité d'affiner l'indicateur PM₁₀ vis-à-vis des effets sanitaires et vise à séparer les particules fines et grossières. En effet ces dernières proviennent généralement de sources différentes et sont donc de natures différentes. Il est

important de rappeler que la fraction PM_x n'est pas uniquement constituée de particules de diamètre inférieur ou égal à x µm.

Les conventions actuelles utilisées pour la mesure des aérosols représentent des courbes d'efficacité d'échantillonnage en fonction du diamètre aérodynamique des particules que doivent respecter les dispositifs de prélèvement. Elles sont universellement utilisées, tant en milieu professionnel qu'en environnement général. En effet, la plupart des études épidémiologiques ou d'évaluation des risques sanitaires portant sur l'exposition de la population professionnelle ou de la population générale aux particules dans l'air se basent sur les mesures d'expositions réalisées selon ces conventions. Elles permettent de comparer les résultats des mesures, celles-ci étant réalisées selon un même référentiel pour un environnement donné, et permettent d'établir un lien entre les concentrations massiques mesurées et des effets sanitaires.

Historique

L'établissement de ces conventions pour la mesure des particules dans l'air des lieux de travail ou dans l'air ambiant, est le fruit de préoccupations sanitaires et environnementales et de l'évolution des connaissances dans plusieurs domaines du début du XX^{ème} jusqu'au XXI^{ème} siècle : la science des aérosols avec notamment le concept de diamètre aérodynamique ; la métrologie avec le développement de dispositifs permettant un échantillonnage sélectif par taille de particules, et le développement de dispositifs de prélèvement compacts pouvant être portés par un individu ; la physico-chimie de l'aérosol atmosphérique ; le comportement des particules dans l'arbre respiratoire et l'étude des effets sanitaires.

Les réflexions pour la prise en compte de la taille des particules pour la mesure des aérosols en lien avec la santé ont été menées en parallèle dans les deux domaines mais avec des approches différentes. L'approche retenue en santé travail vise à considérer et modéliser la pénétration des particules dans l'arbre respiratoire et l'approche en santé environnementale vise à affiner les indicateurs à considérer d'après les résultats des études épidémiologiques et les méthodes de mesure développées dans les réseaux de surveillance.

Pertinence scientifique des conventions d'échantillonnage

Approche pénétration versus approche dépôt

Les conventions d'échantillonnage, décrivant l'inhalation et la pénétration des particules dans les voies respiratoires en fonction de leur diamètre aérodynamique, représentent un consensus qui repose d'abord sur un corpus de données expérimentales mais aussi sur des approximations et des hypothèses.

La première critique pouvant être formulée à l'encontre des conventions actuelles, tant en santé travail, qu'en santé environnementale, est qu'elles ne sont pas établies en lien avec le dépôt des particules dans l'organisme. Cette approche serait logiquement plus pertinente d'un point de vue sanitaire et permettrait d'affiner les relations entre l'exposition aux particules et leurs effets sanitaires ainsi que le calcul de la dose d'exposition. Des conventions décrivant le dépôt permettraient théoriquement de mieux appréhender les effets des particules de diamètres inférieurs à 0,1 µm, pour lesquelles les mécanismes de dépôt sont majoritairement gouvernés par la diffusion et le mouvement brownien, et de caractériser plus précisément l'exposition aux particules en lien avec leur devenir dans l'organisme. Cependant, le dépôt

dépend d'un très grand nombre de facteurs qui sont variables d'un individu à un autre. Sans caractère universel, une telle approche serait complexe à mettre en place et comporterait de multiples cas particuliers en fonction, par exemple, de l'anatomie ou de l'intensité de l'activité physique de chaque individu. L'évaluation de l'exposition basée sur la pénétration des particules conduit à une évaluation conservatrice surestimant les doses de particules réellement incorporées par l'organisme dans la mesure où il est considéré que toute particule qui pénètre dans les voies respiratoires s'y dépose, indépendamment de l'expiration et des phénomènes d'élimination, comme la déglutition et l'escalator muco-ciliaire.

Les conventions de prélèvement des particules en fonction de leur dépôt dans les voies respiratoires proposées par l'ISO en 2012 n'ont pas encore conduit au développement de dispositifs d'échantillonnage. Elles représentent un objectif prometteur et une voie d'amélioration pour l'évaluation de l'exposition.

Conventions en santé travail

Parmi l'ensemble des conventions, la convention inhalable est celle qui, dans la littérature, fait l'objet du plus grand nombre de critiques et d'études dès son établissement par l'ISO dans les années 90, notamment au regard de l'influence de la vitesse de l'air sur la pénétration des particules dans les voies aériennes supérieures.

Le référentiel actuel laisse à penser que la convention inhalable est valable quelles que soient les conditions de vitesse d'air. Or la convention inhalable a été établie à partir d'études expérimentales réalisées à des vitesses d'air comprises entre 0,75 et 4 m.s⁻¹, alors que la norme ISO 7708 mentionne que cette convention est applicable pour des vitesses d'air ≤ 4 m.s⁻¹, soit environ 14 km.h⁻¹, sans mention de limite inférieure.

Les modélisations et données expérimentales en air calme, c'est à dire pour des vitesses d'air plus représentatives des environnements de travail intérieurs actuels d'environ 0,2 m.s⁻¹, prenant en compte des particules de diamètre aérodynamique supérieur à 100 μm , montrent que l'inhalabilité des particules serait différente dans ces conditions. L'inhalabilité serait plus élevée pour certains diamètres aérodynamiques et chuterait jusqu'à 0 pour des particules d'un diamètre d'environ 135 μm , alors que la convention actuelle propose un plateau à 50% d'efficacité d'aspiration pour les diamètres aérodynamiques compris entre 40 et 100 μm .

Une évolution des normes EN 481 et ISO 7708 est actuellement discutée en lien avec ces modélisations en air calme. Une telle évolution entraînerait nécessairement 1) une mesure plus systématique des vitesses d'air locales sur les postes de travail, 2) une réflexion au niveau des dispositifs de prélèvement à utiliser / à recommander en fonction de la valeur de la vitesse d'air et 3) une réflexion sur le devenir des conventions thoracique, alvéolaire, extrathoracique et trachéobronchique car les fractions correspondantes sont actuellement définies comme des sous-fractions de la fraction inhalable et sont, en tant que telles, calculées à partir de l'actuelle convention inhalable.

A l'inverse du fort engouement pour les travaux sur l'inhalabilité en air calme, l'analyse bibliographique a révélé un faible intérêt de la communauté scientifique concernant l'étude de l'efficacité d'aspiration des particules dans le domaine de vitesses d'air élevées. L'ajustement proposé par la norme ISO 7708 pour les vitesses d'air comprises entre 4 et 9 m.s⁻¹ (soit environ 14 à 32 km.h⁻¹) n'est actuellement pas pris en compte dans les études visant à évaluer l'exposition professionnelle aux particules, notamment car la norme EN 481 ne le mentionne pas. Or la population professionnelle travaillant en environnement extérieur est régulièrement

exposée à des vitesses de vent supérieures à 4 m.s^{-1} correspondant à des situations de vent modéré. Dans ces situations, la convention inhalable actuelle sous-estime la pénétration dans le tractus respiratoire des particules de diamètre aérodynamique supérieur à environ $40 \mu\text{m}$.

Concernant les conventions thoracique et PM_{10} qui visent à modéliser la pénétration des particules au-delà du larynx, le diamètre de coupure choisi à $10 \mu\text{m}$ tient compte des incertitudes liées à la variabilité individuelle de l'état de santé respiratoire, des modes de respiration (nez et/ou bouche) et de la fréquence respiratoire et de la structure des voies respiratoires, ainsi que des différences dans les niveaux d'activité physique. Des données plus récentes soulignent que cette approche intentionnellement conservatrice surestime la pénétration des particules de $10 \mu\text{m}$ dans la région thoracique, et suggèrent un diamètre de coupure inférieur à $5 \mu\text{m}$.

Les fractions extrathoracique et trachéobronchique, définies respectivement par la soustraction de la fraction thoracique à la fraction inhalable et par la soustraction de la fraction alvéolaire à la fraction thoracique, sont rarement prises en compte dans les évaluations de l'exposition aux particules ou composés particuliers. Or, selon la nature des particules, ces sous-fractions seraient plus pertinentes en ce qui concerne l'étude de la sensibilisation allergique, du développement de rhinites professionnelles, d'asthme ou de cancers bronchiques par exemple. A noter que l'approche actuelle consistant à mesurer essentiellement la fraction inhalable pour ce type de particules est une approche conservatrice dans la mesure où elle surestime la pénétration des particules dans les compartiments extrathoracique et trachéobronchique.

Conventions en santé environnementale

Contrairement à la convention inhalable, les conventions PM_{10} et $\text{PM}_{2,5}$ ne font pas l'objet d'études quant à l'influence de certains facteurs comme la vitesse de vent, ce qui ne signifie pas que les dispositifs de mesure de PM_{10} et $\text{PM}_{2,5}$ ne sont pas sujets à l'influence des conditions de vents.

Compte tenu des nombreuses études épidémiologiques qui ont mis en évidence des liens entre une exposition aux PM_{10} et aux $\text{PM}_{2,5}$ mesurées selon ces conventions et des effets sanitaires, la pertinence de ces fractions massiques PM_{10} et $\text{PM}_{2,5}$, au regard des effets sanitaires des particules n'est pas discutée dans la littérature. Des monographies récentes soulignent que les concentrations massiques $\text{PM}_{2,5}$ sont un meilleur indicateur des effets sur la santé que les concentrations massiques PM_{10} .

Population sensible

Les données épidémiologiques ont mis en évidence un risque accru d'effets des $\text{PM}_{2,5}$ sur la santé des enfants, des individus appartenant à certaines classes ethniques, ceux présentant une maladie cardiovasculaire ou respiratoire préexistante, en surpoids ou obèses, ceux présentant des variants génétiques particuliers, ex-fumeurs ou fumeurs, ou de plus bas niveau socio-économique.

La prise en considération d'une population sensible est également abordée dans la norme ISO 7708 qui établit une convention alvéolaire dite « à haut risque » visant à offrir une meilleure protection pour une population de « malades, d'enfants et d'infirmes ». Cependant cette convention n'est utilisée ni en environnement professionnel où la population de travailleurs est assimilée à une population d'adultes sains, ni en environnement général. A noter que le

diamètre de coupure de cette convention est proche du diamètre de coupure définissant les $PM_{2,5}$, mais que la pente de la courbe d'efficacité de pénétration est différente et qu'il n'existe pas d'échantillonneur permettant de cibler cette fraction spécifique.

Métrie

Concernant la métrie à prendre en compte, que ce soit pour les conventions inhalable, thoracique, alvéolaire, PM_{10} et $PM_{2,5}$, la mesure de la concentration en masse et donc la détermination de fractions massiques n'est pas critiquée, et cette approche est confortée par le cadre réglementaire ou institutionnel qui définit des valeurs limites ou valeurs guides en termes de concentration massique.

Par contre, de nouvelles fractions granulométriques sont mises en avant dans les études épidémiologiques et toxicologiques récentes qui évaluent les associations entre des expositions à différentes classes granulométriques et des effets sur la santé. Il s'agit notamment des PUF, des particules submicrométriques et des NOAA. Pour ces nouveaux indicateurs, la mesure de la concentration en nombre de particules et celle de la concentration en surface de particules en suspension dans l'air semblent plus pertinentes que la mesure de la concentration en masse. La surface spécifique, voire la morphologie et l'état de surface, peuvent en effet déterminer les propriétés toxicologiques des particules les plus fines. Il n'existe pas de consensus sur le mesurant le plus pertinent à prendre en compte, ces nouveaux indicateurs ne faisant pas l'objet de conventions spécifiques.

Comparaison des référentiels

Afin de comparer les référentiels existants, les quantités massiques des particules prélevées selon les différentes conventions (inhalable, thoracique, alvéolaire, alvéolaire « à haut risque », PM_{10} et $PM_{2,5}$) ont été calculées à partir de distributions granulométriques correspondant à différents environnements :

- 1) des environnements dits « mixtes » : cette dénomination regroupe des environnements dans lesquels peuvent se côtoyer la population générale et la population professionnelle avec des distributions granulométriques de polluants auxquels peuvent être exposées les deux populations, et
- 2) des environnements professionnels spécifiques de manière à couvrir une plus grande diversité de situations en termes de distribution granulométrique massique.

Pour les aérosols ayant les granulométries les plus fines, comme par exemple les fumées de diesel ou de soudage, toutes les fractions calculées sont extrêmement proches et correspondent à la quasi-totalité de l'aérosol ambiant. Pour des aérosols plus grossiers, les fractions inhalable et alvéolaire sont différentes des fractions massiques PM_{10} ou $PM_{2,5}$, quel que soit l'environnement investigué, et ceci bien que les concentrations massiques correspondantes soient du même ordre de grandeur. La fraction PM_{10} est proche de la fraction thoracique, notamment dans les environnements mixtes, mais les deux conventions ne peuvent pas être totalement substituées. Un constat similaire peut être établi entre les $PM_{2,5}$ et la fraction alvéolaire « à haut risque ». De manière générale, la fraction inhalable est une fraction incluant les autres fractions, et la part des fractions alvéolaire, $PM_{2,5}$, et alvéolaire « à haut risque » est plus importante et plus variable dans les environnements mixtes que dans les environnements uniquement professionnels, excepté dans le cas des fumées de soudage et les émissions diesel.

A noter que, lors de mesures directes sur le terrain, les écarts observés entre les fractions peuvent être différents. En effet, l'efficacité d'échantillonnage des dispositifs de prélèvement d'aérosols (PM_x, inhalable, thoracique, alvéolaire) dépend de nombreux facteurs d'influence comme par exemple la vitesse de vent. Par ailleurs, la conformité initiale à la convention visée n'est jamais parfaite, aucun échantillonneur n'est conforme dans toutes les conditions d'utilisation et pour tous les diamètres aérodynamiques. A l'heure actuelle, la déclaration de conformité des dispositifs de prélèvement aux différentes conventions incombe aux fabricants sans autre contrôle que celui du client. Il n'existe pas d'entité indépendante chargée de la qualification et de la vérification des dispositifs de prélèvements.

Réflexions complémentaires

Au cours de l'expertise, il n'a pas été identifié de démarche similaire à celle présentée dans ce rapport consistant à analyser et comparer les conventions et les fractions granulométriques utilisées pour l'évaluation des expositions par inhalation d'aérosols. Ces conventions sont bien comprises et maîtrisées par les utilisateurs de chacun des deux domaines.

Au-delà de la comparabilité des conventions et des fractions, se pose la question de l'utilisation qui est faite des mesures réalisées selon l'une ou l'autre des conventions. L'exercice de comparaison montre en effet que selon l'environnement, les concentrations massiques des fractions granulométriques déterminées selon les différentes conventions pourraient être du même ordre de grandeur. La problématique qui se pose alors concerne essentiellement les évaluations de risques sanitaires (ERS) réalisées dans des environnements fréquentés à la fois par la population générale et par la population professionnelle. L'interprétation des résultats des ERS peut différer selon les valeurs auxquelles sont comparées les expositions, le choix de ces valeurs étant lié à l'environnement et au contexte réglementaire dans lesquels la mesure a été effectuée. Les valeurs de référence ou de gestion pour les composés particuliers tels que les métaux, pour la population professionnelle ou pour la population générale, peuvent être très différentes du fait des hypothèses retenues pour leur construction¹³. Les valeurs limites d'exposition professionnelles (VLEP) sont généralement largement supérieures aux valeurs limites en environnement général. D'un côté, les employeurs pourraient estimer que les résultats d'une ERS ne sont pas applicables en santé travail si la réglementation est respectée, et d'un autre côté les travailleurs pourraient revendiquer que les valeurs établies pour la population générale soient celles prises en compte pour l'estimation du risque.

Dans le même ordre d'idées, au-delà de la question de la taille des particules et donc de la pertinence de la sélection granulométrique des particules et par conséquent des conventions, se pose la question des autres facteurs d'influence sur les effets sanitaires et leur prise en compte dans l'élaboration des valeurs limites ou valeurs guides associées aux particules. Ainsi, d'autres paramètres comme la nature physico-chimique des particules ou le potentiel oxydant sont des indicateurs mentionnés dans la littérature comme pertinents au regard des effets sanitaires des particules mais ils n'ont pas été investigués dans le cadre de cette expertise.

¹³ Population considérée, effet critique, scénario d'exposition, et pour les valeurs de gestion des considérations technico-économiques peuvent être également prises en compte

3.3. Recommandations du CES

Le CES recommande à tout organisme proposant des documents techniques ou scientifiques sur les aérosols :

- D'indiquer clairement que les particules en suspension dans l'air ambiant prélevées à partir de convention PM_x ne sont pas uniquement composées de particules de diamètre aérodynamique inférieur ou égal à $x \mu m$;
- De ne pas assimiler la fraction PM_{10} à la fraction thoracique, ni une fraction non conventionnelle PM_4 à la fraction alvéolaire.

Le CES recommande aux pouvoirs publics :

- D'obliger les fabricants à faire valider ou certifier la conformité des dispositifs de prélèvement au regard de la convention visée ;
- De missionner des organismes indépendants pour la validation ou la certification de ces dispositifs auprès de clients externes ;
- D'élaborer un guide technique d'application des conventions en fonction des conditions de vitesse de vent et des autres facteurs d'influence sur les performances d'échantillonnage des dispositifs de prélèvement.

Le CES recommande aux organismes de normalisation :

- De fixer les exigences et de décrire les méthodologies pour vérifier la conformité des dispositifs de prélèvement aux conventions PM_{10} et $PM_{2,5}$;
- D'envisager la révision de la fraction thoracique à la lumière des travaux récents suggérant un diamètre de coupure plus petit que $10 \mu m$ pour la pénétration des particules au-delà du larynx ;
- D'élaborer des conventions pour l'échantillonnage des particules submicrométriques, ultrafines et des nano-objets, et de leurs agrégats et agglomérats et de les associer à des mesures de concentration en nombre et/ou en surface de particules en suspension dans l'air.

Le CES recommande aux fabricants de dispositifs de prélèvement des fractions conventionnelles :

- De fournir les données de performance des dispositifs de prélèvement des fractions conventionnelles (courbe d'efficacité, diamètre de coupure, pente) et de spécifier les méthodes mises en œuvre pour évaluer ces dispositifs, l'étendue de leurs qualifications en terme de tailles des particules, et les dispositions prises pour les déclarations de conformité ;
- De développer des dispositifs de prélèvement conformes aux conventions d'échantillonnage des particules en fonction de leur dépôt dans les voies respiratoires¹⁴, et des dispositifs conformes à la convention alvéolaire « à haut risque »¹⁵.

¹⁴ Définies par la norme ISO 13138

¹⁵ Définie par la norme ISO 7708

Le CES recommande à des fins de recherche et développement :

1. Pour la conduite d'études expérimentales sur les différentes conventions.
 - D'étudier l'efficacité d'aspiration des particules selon les différentes conventions dans un domaine de vitesses d'air élevées et fluctuantes.
 - De mener une étude de terrain visant à illustrer les calculs théoriques de comparaison des différentes conventions, en mesurant en parallèle dans des environnements mixtes où se côtoient la population générale et la population professionnelle, les concentrations massiques correspondant aux différentes fractions granulométriques.
 - De prendre en compte différentes stratégies de prélèvement : poste fixe, prélèvement individuel, durées de prélèvement réglementaire associées aux différentes conventions.
 - De développer des dispositifs pour l'échantillonnage des particules submicrométriques, ultrafines et des nano-objets, et de leurs agrégats et agglomérats, et d'évaluer leur conformité lorsque les conventions seront établies pour ces autres fractions granulométriques.

2. Pour améliorer les connaissances sur les risques sanitaires liés à l'exposition aux aérosols
 - D'étudier les effets sanitaires liés à l'exposition aux particules déterminée selon les conventions de dépôt et la convention alvéolaire « à haut risque ».
 - De mesurer les fractions extrathoracique et trachéobronchique et d'étudier leur association avec la santé.

4. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS DE L'AGENCE

L'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail endosse les conclusions et recommandations du CES « Evaluation des risques liés aux milieux aériens » présentées ci-dessus. L'Agence mène depuis plusieurs années des travaux d'expertise sur les effets sanitaires de la pollution de l'air par les particules, tant pour la protection de la population générale que pour celle des professionnels exposés, domaines qui, historiquement, n'ont pas les mêmes approches pour l'évaluation des expositions.

Dans la perspective de progresser dans le sens d'une prise en compte globale des expositions, telle que préconisée dans son récent avis (Anses, 2023) préparé par son conseil scientifique sur l'exposome, l'Agence identifie la nécessité d'harmoniser les approches mises en œuvre pour caractériser l'exposition aux particules et les risques sanitaires qui en résultent à la fois pour la population générale et les travailleurs. La présente expertise a approfondi l'analyse des différences entre les référentiels dans les domaines santé environnement (fractions PM₁₀ et PM_{2,5}) et santé travail (fractions inhalable, thoracique et alvéolaire), ce qui ouvre la voie au rapprochement.

L'Anses poursuivra ses travaux pour œuvrer à ce rapprochement en impliquant à la fois la communauté scientifique et les acteurs tant de la santé au travail et que de la santé environnement.

Enfin, l'Agence relève que les référentiels actuels ne prennent pas en compte le comportement des particules de taille submicrométrique, notamment les particules ultrafines. Tout en poursuivant ses propres travaux pour la détermination de valeurs sanitaires de références pour ces particules, l'Agence encourage la poursuite de travaux visant à mieux caractériser l'exposition à ces particules et l'étude de leurs effets sur la santé.

Pr Benoit Vallet

MOTS-CLÉS

Aérosol, particules, environnement, matière particulaire, PM10, PM2,5, travailleurs, alvéolaire, thoracique, inhalable, convention d'échantillonnage, fraction

Aerosol, particles, environment, particulate matter, PM10, PM2,5, workers, respirable, thoracic, inhalable, sampling convention, fraction

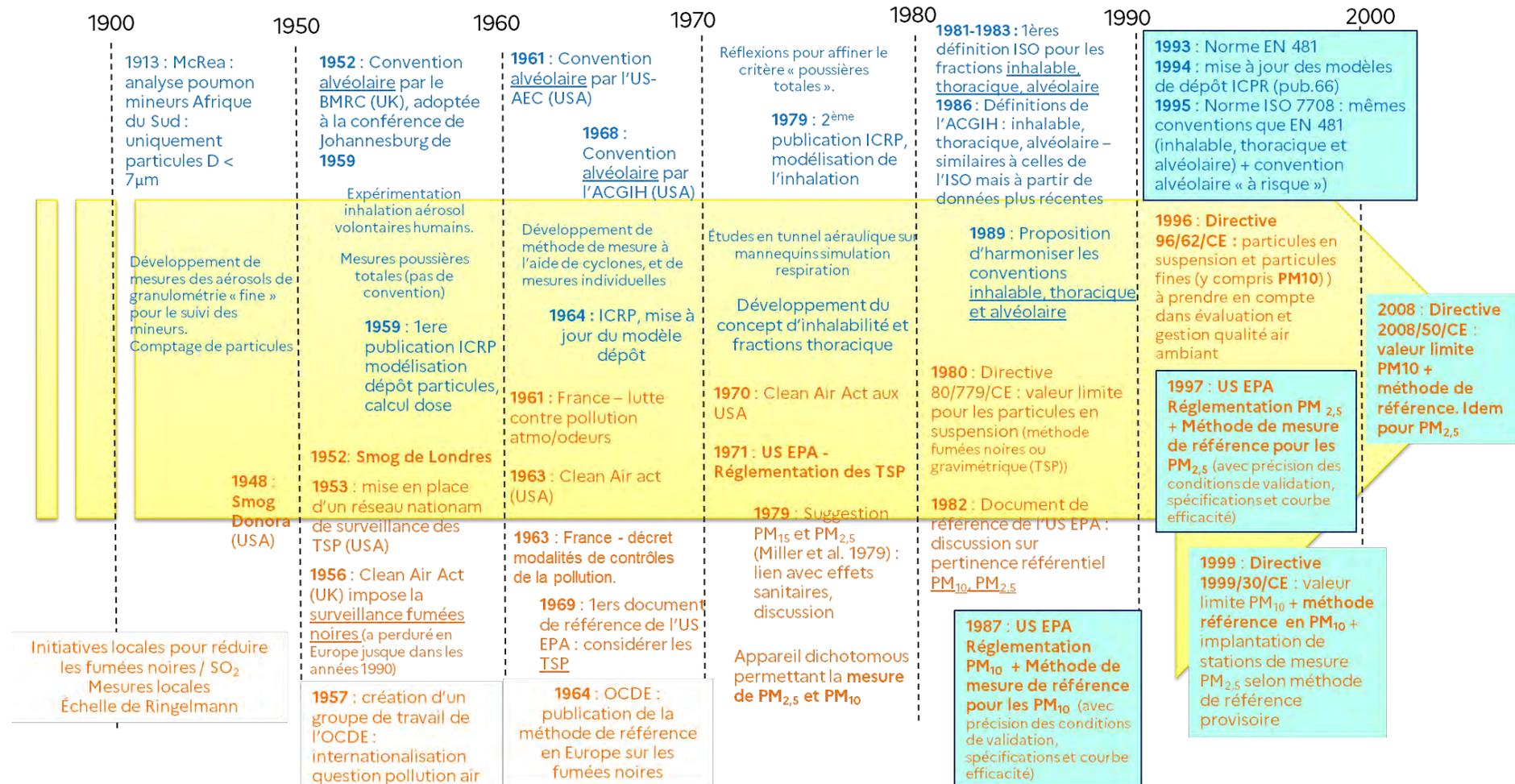
CITATION SUGGÉRÉE

Anses. (2023). Analyse des fractions granulométriques utilisées pour l'évaluation des expositions par inhalation d'aérosols. Pertinence et comparaison des fractions environnementales - PM₁₀, PM_{2,5} - et professionnelles - inhalable, thoracique, alvéolaire-. (saisine 2018-SA-0076). Maisons-Alfort : Anses, 28 p.

ANNEXE 1 – EXPRESSION MATHÉMATIQUE DES DIFFÉRENTES CONVENTIONS

Convention	Équation	Source
Convention inhalable	$E_i(Dae) = 50 * (1 + e^{-0,06 * Dae})$	NF EN 481 (1993)
Convention thoracique	$E_t(Dae)\% = E_i(Dae) \cdot [1 - F(Dae)]$ avec $F(Dae) = \int_0^{Dae} \frac{1}{dp \cdot \ln GSD \cdot \sqrt{2\pi}} \cdot \exp\left(-\frac{(\ln dp - \ln D_{50})^2}{2 \cdot (\ln GSD)^2}\right) \times d dp$ $(D_{50} = 11,64; GSD = 1,5)$ En pourcentage des particules totales en suspension : $E_t(\%) = F_t * 0,01 * E_i$ avec $F_t = [1 - F(Dae)]$ qui représente la fraction des particules inhalables pouvant atteindre la région thoracique	NF ISO 7708 (1996)
Convention alvéolaire	$E_a(Dae)\% = E_i(Dae) \cdot [1 - F(Dae)]$ avec $F(Dae) = \int_0^{Dae} \frac{1}{dp \cdot \ln GSD \cdot \sqrt{2\pi}} \cdot \exp\left(-\frac{(\ln dp - \ln D_{50})^2}{2 \cdot (\ln GSD)^2}\right) \times d dp$ $(D_{50} = 4,25; GSD = 1,5)$ $E_a(\%) = F_a * 0,01 * E_i$ avec $F_a = [1 - F(Dae)]$ qui représente la fraction des particules inhalables pouvant atteindre la région alvéolaire	
Convention alvéolaire « à haut risque »	$E_{ar}(Dae)\% = E_i(Dae) \cdot [1 - F(Dae)]$ avec $F(Dae) = \int_0^{Dae} \frac{1}{dp \cdot \ln GSD \cdot \sqrt{2\pi}} \cdot \exp\left(-\frac{(\ln dp - \ln D_{50})^2}{2 \cdot (\ln GSD)^2}\right) \times d dp$ $(D_{50} = 2,5; GSD = 1,5)$ $E_{ar}(\%) = F_{ar} * 0,01 * E_i$ avec $F_{ar} = [1 - F(Dae)]$ qui représente la fraction des particules inhalables pouvant atteindre la région alvéolaire spécifiquement définie pour les personnes à risque	NF ISO 7708 (1996)
PM ₁₀	PF10 = 1,0 pour D _{ae} < 1,5 µm PF10 = 0,9585 – 0,00408 * D _{ae} ² pour 1,5 ≤ D _{ae} ≤ 15 µm PF10 = 0 pour D _{ae} > 15 µm	Hinds (1999)
PM _{2,5}	PF2,5 = (1 + e ^{-3,233*D_{ae}-9,495}) ^{-3,368}	

ANNEXE 2 – RESUME DE L'HISTORIQUE DE L'ETABLISSEMENT DES CONVENTIONS D'ECHANTILLONNAGE DES FRACTIONS GRANULOMETRIQUES DES PARTICULES EN SUSPENSION DANS L'AIR



ANNEXE 3 – MODALITES DE CALCUL ET CHOIX DES DISTRIBUTIONS GRANULOMETRIQUES

Fichier de calcul

Dans un premier temps, un fichier a été élaboré permettant de calculer, à partir d'une distribution granulométrique en masse (DGM) donnée, les fractions d'aérosol qui seraient prélevées selon les différentes conventions :

- Les fractions conventionnelles inhalables, thoraciques, alvéolaires et alvéolaires « à haut risque » sont calculées à l'aide des équations fournies dans la norme NF ISO 7708. Dans le cas d'aérosols présentant une DGM s'étendant au-delà de 100 μm , il a été considéré que la fraction inhalable était nulle pour les diamètres supérieurs à 100 μm car la norme ISO 7708 précise que ne disposant pas de valeurs expérimentales pour de tels diamètres, il convient de ne pas appliquer cette convention à des particules de diamètre supérieur à 100 μm . La convention alvéolaire « à haut risque » a été prise en compte, même si elle n'est pas utilisée en raison de sa proximité avec la convention $\text{PM}_{2,5}$.
- Les fractions conventionnelles PM_{10} et $\text{PM}_{2,5}$ sont calculées à l'aide des équations données par Hinds (Hinds, 1999).

Pour effectuer les calculs, la DGM de l'aérosol peut être saisie dans ce fichier de calcul de deux manières :

- soit sous la forme d'une distribution log-normale qui est la fonction fréquemment utilisée pour représenter la distribution en taille d'une population de particules : les deux variables d'entrée sont alors le diamètre aérodynamique médian en masse (MMAD) et l'écart-type géométrique (GSD) ;
- soit sous la forme de valeurs discrètes correspondant à la distribution granulométrique réelle telle que déterminée à l'aide par exemple d'un impacteur en cascade.

Choix des distributions granulométriques

Compte tenu du contexte de l'autosaisine, la question de la comparabilité des référentiels se pose essentiellement pour les environnements dits mixtes dans lesquels se côtoient la population professionnelle et la population générale. Aussi les distributions granulométriques des aérosols pour de tels environnements ont-elles été recherchées afin d'illustrer les différentes fractions à partir de situations réelles (métro, parking, air ambiant extérieur, tunnel routier, hôpitaux et centres commerciaux). Pour identifier ces distributions granulométriques, plusieurs leviers de recherche ont été activés : analyse des références bibliographiques citées dans les expertises de l'Anses relatives à ces environnements (Afsset, 2007, Anses, 2010, Afsset, 2010b, Anses, 2015,), recherche dans la littérature *via* la base de données Scopus et transmission de références par les experts.

L'objectif étant également d'essayer de couvrir une diversité de situations en termes de DGM (plage de diamètres aérodynamiques, diamètres médians, distributions mono ou

multimodales, etc.), ont également été incluses certaines situations professionnelles particulières (fumées de soudage, boulangerie, etc.) et environnementales (bus, environnements intérieurs etc.) pour lesquelles les DGm étaient déterminées de manière satisfaisante avec un dispositif de mesure et une méthode de traitement statistique des données adaptés.

Les recherches effectuées n'ont pas permis d'identifier d'étude documentant précisément les DGm des aérosols dans les hôpitaux ou les centres commerciaux.

Analyse des fractions granulométriques utilisées pour l'évaluation des expositions par inhalation d'aérosols

**Pertinence et comparaison des fractions environnementales - PM₁₀,
PM_{2,5} - et professionnelles - inhalable, thoracique, alvéolaire**

Saisine n°2018-SA-0076 « Fractions granulométriques »

RAPPORT d'expertise collective

Comité d'experts spécialisé « Évaluation des risques liés aux milieux aériens »

Groupe de travail « Fractions granulométriques »

Mai 2022

Citation suggérée

Anses. (2023). Analyse des fractions granulométriques utilisées pour l'évaluation des expositions par inhalation d'aérosols. Pertinence et comparaison des fractions environnementales - PM10, PM2,5 - et professionnelles - inhalable, thoracique, alvéolaire-. (saisine 2018-SA-0076). Maisons-Alfort : Anses, 177 p.

Mots clés

Aérosol, particules, environnement, matière particulaire, PM10, PM2,5, travailleurs, alvéolaire, thoracique, inhalable, convention d'échantillonnage, fraction

Aerosol, particles, environment, particulate matter, PM10, PM2,5, workers, respirable, thoracic, inhalable, sampling convention, fraction

Présentation des intervenants

PRÉAMBULE : Les experts membres de comités d'experts spécialisés, de groupes de travail ou désignés rapporteurs sont tous nommés à titre personnel, *intuitu personae*, et ne représentent pas leur organisme d'appartenance.

GROUPE DE TRAVAIL

Président

M. Xavier SIMON -- Responsable d'études au département Métrologie des Polluants à l'Institut national de recherche et de sécurité (INRS) - Métrologie des aérosols dans l'air des lieux de travail.

Membres

M. François GAIE-LEVREL – Ingénieur-Chercheur, responsable de l'Activité « Métrologie des aérosols » au Laboratoire National de métrologie et d'essai (LNE) - Métrologie aérosols, air ambiant, nanoparticules.

M. François GENSDARMES – Chef du Laboratoire de Physique et de Métrologie des Aérosols à l'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire - Métrologie des aérosols, aérosols radioactifs.

M. Régis MATRAN – Université de Lille – PU/PH - CHU Lille - Pneumologie, physiologie respiratoire.

RAPPORTEURS

M. Stéphane FRIoux – Maître de conférences en histoire contemporaine (Université Lumière-Lyon 2) - Histoire de la pollution environnementale.

COMITÉS D'EXPERTS SPÉCIALISÉS

Les travaux, objets du présent rapport ont été suivis et adoptés par le CES suivant :

- Evaluation des risques liés aux milieux aériens – 14 janvier, 20 mai, 15 novembre 2021 ; 27 janvier, 10 mars, 28 mars et 12 mai 2022.

Présidente

Mme Rachel NADIF – Responsable d'équipe, chargée de recherche, (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale, CESP U1018) – Spécialités : épidémiologie, santé respiratoire.

Vice-président

M. Hervé LABORDE-CASTEROT - Praticien hospitalier (Centre antipoison de Paris, AP-HP Nord Université de Paris) – Spécialités : pathologies professionnelles, toxicologie clinique, épidémiologie, allergologie.

Membres

Mme Sophie ACHARD – Maître de conférences (Faculté de Santé - Université de Paris) – Spécialité : toxicologie environnementale.

M. Fabrice ALLIOT – Ingénieur d'études (Ecole Pratique des Hautes Etudes) – Spécialités : métrologie et méthode d'analyse des polluants de l'air, perturbateurs endocriniens.

M. Michel ANDRÉ – Directeur de recherche (Université Gustave Eiffel) – Spécialités : transports et pollution de l'air, métrologie et modélisation des émissions des véhicules et du trafic, méthodologies d'évaluation.

Mme Nathalie BONVALLOT – Enseignant chercheur (Ecole des Hautes Etudes en Santé Publique – Institut de recherche sur la santé, l'environnement et le travail, UMR Inserm 1085) – Spécialités : toxicologie, évaluation des risques sanitaires, identification des mélanges et modèles de risques associés, perturbateurs endocriniens.

M. Patrick BROCHARD – Professeur émérite (Université de Bordeaux) – Spécialités : pneumologie, pathologies professionnelles et environnementales, impact sanitaire des particules inhalées (amiante, silice...).

Mme Fleur DELVA – Praticien hospitalier, médecin de santé publique (Centre Hospitalier Universitaire de Bordeaux) – Spécialités : médecine, prévention, reproduction, épidémiologie.

M. Jean-Dominique DEWITTE - Professeur des universités, praticien hospitalier (Centre Hospitalier Régional Universitaire de Brest) – Spécialités : pathologies professionnelles, pneumologie, allergologie.

M. Marc DURIF – Responsable de Pôle (Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques) – Spécialités : métrologie et méthode d'analyse des polluants de l'air, caractérisation des expositions.

Mme Emilie FREALLE – Praticien hospitalier (Centre Hospitalier Régional Universitaire de Lille, Institut Pasteur de Lille) – Spécialités : écologie microbienne de l'air, microbiologie analytique, évaluation et prévention du risque microbiologique, surveillance de l'environnement intérieur.

François GAIE-LEVREL – Ingénieur chercheur (Laboratoire national de métrologie et d'essais) – Spécialités : métrologie, pollution atmosphérique, aérosols, nanoparticules.

M. Philippe GLORENNEC – Enseignant chercheur (Ecole des Hautes Etudes en Santé Publique – Institut de recherche sur la santé, l'environnement et le travail, UMR Inserm 1085) – Spécialité : évaluation des expositions et des risques sanitaires d'origine chimique.

Mme Marianne GUILLEMOT – Responsable d'études (Institut National de Recherche et de Sécurité) – Spécialités : métrologie, surveillance atmosphérique et des environnements professionnels.

Mme Marion HULIN - Chargée de projet et d'expertise scientifique (Santé Publique France) – Spécialités : épidémiologie, qualité de l'air intérieur, santé environnement, évaluation des expositions.

Mme Bénédicte JACQUEMIN – Chargée de recherche (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale) – Spécialités : épidémiologie environnementale, pollution atmosphérique.

M. Olivier JOUBERT – Maître de conférences (Université de Lorraine) – Spécialités : toxicologie, sécurité sanitaire, particules.

Juliette LARBRE - Directrice du Laboratoire Polluants Chimiques (Service Parisien de Santé Environnementale) – Spécialités : qualité de l'air intérieur et extérieur, métrologie, santé environnement.

Barbara LE BOT – Professeur des Universités, Directrice adjointe du Laboratoire d'étude et recherche en environnement et santé (Ecole des hautes études en santé publique) – Spécialités : évaluation des expositions, santé publique, métrologie et méthode d'analyse des polluants de l'air et poussières.

Johanna LEPEULE – Chargée de recherche (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale) – Spécialités : pollution de l'air, épidémiologie environnementale, santé périnatale, grossesse, épigénétique, modélisation des expositions.

Mme Danièle LUCE – Directrice de recherche (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale) – Spécialités : épidémiologie, santé travail, expositions professionnelle et environnementale.

Mme Corinne MANDIN – Chef de division (Centre Scientifique et Technique du Bâtiment, Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur) – Spécialités : évaluation des expositions et des risques sanitaires, environnements intérieurs.

Mme Anne OPPLIGER – Responsable de recherche (Unisanté : Centre universitaire de médecine générale et santé publique de Lausanne) – Spécialités : santé travail, risques biologiques, bioaérosols, agents zoonotiques.

M. Pierre PERNOT – Directeur Opérationnel (Airparif) – Spécialités : métrologie, surveillance et réglementation de la qualité de l'air.

M. Nhan PHAM-THI – Enseignant chercheur, médecin (Institut de Recherche Biomédicale des Armées, Ecole Polytechnique) – Spécialités : allergologie, pneumologie.

Jean-Marc THIBAUDIER – Médecin du travail (Retraité - Mutualité Sociale Agricole des Alpes du Nord) – Spécialités : santé travail, médecine, agriculture, produits phytosanitaires, poussières agricoles.

Les travaux, objets du présent rapport ont été suivis par le CES suivant :

- Evaluation des risques liés aux milieux aériens – 1^{er} février 2018, 15 juin 2018, 18 décembre 2018 ; 7 février 2019 et 05 juillet 2019.

Présidente

Mme Rachel NADIF – Chargée de recherche (INSERM – Responsable Equipe, CESP U1018) – Spécialité : épidémiologie, santé respiratoire.

Vice-président

M. Christophe PARIS – Professeur des universités, praticien hospitalier (Université de Rennes 1 - Inserm U1085 IRSET – Centre hospitalier universitaire de Rennes). Spécialités : épidémiologie des risques professionnels, pathologies professionnelles, santé au travail.

Membres

Mme Sophie ACHARD – Enseignant chercheur, maître de conférence (Université Paris Descartes) – Spécialité : toxicologie environnementale.

Mme Christina ASCHAN-LEYGONIE – Enseignant-chercheur (Université Lumière Lyon 2 - UMR 5600 Environnement Ville Société - EVS) - Spécialités : géographie, milieux urbains, inégalités de santé.

M. Denis BEMER – Responsable d'études (Institut national de recherche et de sécurité) – Spécialités : physique et métrologie des aérosols - filtration de l'air. (Démission le 3 juillet 2020).

Mme Valérie BEX – Responsable de la cellule santé habitat (Service parisien de santé environnementale) – Spécialités : métrologie des polluants biologiques, qualité de l'air intérieur.

Mme Nathalie BONVALLOT – Enseignant chercheur (Ecole des hautes études en santé publique) – Spécialités : toxicologie, évaluation des risques sanitaires.

M. Denis CAILLAUD – Professeur des universités, praticien hospitalier (CHU de Clermont-Ferrand) – Spécialités : pneumologie, allergologie, épidémiologie-environnement (pollens, moisissures).

M. Jean-Dominique DEWITTE - Professeur des universités, praticien hospitalier (Université de Brest) – Spécialités : santé travail, pneumologie.

M. Marc DURIF – Responsable de Pôle (Institut national de l'environnement industriel et des risques) – Spécialités : métrologie et méthode d'analyse des polluants de l'air, caractérisation des expositions.

Mme Emilie FREALLE – Praticien Hospitalier (Centre Hospitalier Régional Universitaire de Lille, Institut Pasteur de Lille) – Spécialités : écologie microbienne de l'air, microbiologie analytique, évaluation et prévention du risque microbiologique, surveillance de l'environnement intérieur.

M. Philippe GLORENNEC – Enseignant chercheur (Ecole des hautes études en santé publique – Institut de recherche sur la santé, l'environnement et le travail, UMR Inserm 1085) – Spécialités : évaluation des expositions et des risques sanitaires d'origine chimique.

Mme Ghislaine GOUPIL – Chef de département, adjoint au chef du pôle environnement (Laboratoire Central de la Préfecture de Police) – Spécialités : métrologie des polluants (air intérieur, air ambiant et air des lieux de travail), techniques d'analyses, réglementation air.

Mme Marianne GUILLEMOT – Responsable d'études (Institut national de recherche et de sécurité) – Docteur en Chimie – Spécialités : métrologie, surveillance atmosphérique et des environnements professionnels.

Mme Bénédicte JACQUEMIN – Chargée de recherche (INSERM) – Spécialités : épidémiologie environnementale, pollution atmosphérique.

M. Olivier JOUBERT – Maître de conférences (Université de Lorraine) – Spécialités : toxicologie, sécurité sanitaire.

Mme Danièle LUCE – Directrice de recherche (Institut national de la santé et de la recherche médicale) – Spécialités : Epidémiologie, santé travail.

Mme Corinne MANDIN – Chef de division (Centre Scientifique et Technique du Bâtiment) – Spécialités : évaluation des expositions et des risques sanitaires, environnements intérieurs.

M. Fabien MERCIER – Ingénieur de recherche, Responsable R&D (Ecole des hautes études en santé publique / Laboratoire d'étude et de recherche en environnement et santé) – Spécialités : métrologie des polluants, méthodes d'analyse, air intérieur.

Mme Christelle MONTEIL – Enseignant-chercheur (Université de Rouen Normandie) – Spécialité : toxicologie.

Mme Anne OPPLIGER – Privat-Docteur & Maître d'Enseignement et de Recherche (Institut universitaire romand de Santé au Travail, Lausanne) – Spécialités : Santé travail, risques biologiques, bioaérosols, agents zoonotiques.

M. Pierre PERNOT – Responsable de service (Airparif) – Spécialités : surveillance et réglementation de la qualité de l'air.

Mme Chantal RAHERISON - Professeur des universités, praticien hospitalier (Université de Bordeaux) – Spécialités : pneumologie, allergologie, épidémiologie. (Démission le 7 novembre 2018).

PARTICIPATION ANSES

Coordination scientifique

Mme Amandine PAILLAT – Coordinatrice d'expertise en évaluation des risques liés à l'air.

Contribution scientifique

Mme Marion KEIRSBULCK – Cheffe de l'unité d'évaluation des risques liés à l'air.

Mme Amandine PAILLAT – Coordinatrice d'expertise en évaluation des risques liés à l'air.

Secrétariat administratif

Mme Sophia SADDOKI – Anses.

SOMMAIRE

Présentation des intervenants	3
Sigles et abréviations.....	11
Liste des tableaux	14
Liste des figures.....	15
1 Contexte, objet et modalités de réalisation de l'expertise.....	17
1.1 Contexte	17
1.2 Objet de l'auto-saisine	18
1.3 Modalités de traitement : moyens mis en œuvre et organisation.....	18
1.4 Prévention des risques de conflits d'intérêts	19
2 Glossaire	20
3 Concepts liés à la métrologie des aérosols.....	23
3.1 Introduction.....	23
3.1.1 Notions sur le comportement des particules dispersées dans l'air.....	26
3.1.2 Notions sur la morphologie des particules	35
3.1.3 Conclusion	36
3.2 Instrumentation et méthode de mesure.....	37
3.2.1 Méthodes de détection et de caractérisation chimique des particules dispersées dans l'air	37
3.2.2 Méthodes de caractérisation granulométrique des particules dispersées dans l'air	45
3.3 Distribution granulométrique des particules : notions de représentation.....	50
3.4 Conclusion.....	54
4 Généralités sur la pénétration et le dépôt dans le tractus respiratoire.....	55
4.1 Introduction.....	55
4.2 Inhalation et distribution dans l'arbre respiratoire.....	56
4.3 Dépôt des particules dans le tractus respiratoire.....	57
4.4 Clairance et translocation	61
5 Présentation des référentiels faisant l'objet de l'autosaisine.....	63
5.1 Conventions en hygiène du travail	63
5.1.1 Conventions et fractions normatives.....	63
5.1.2 Définitions réglementaires	66
5.2 Conventions en environnement	67
5.2.1 Convention normatives.....	67
5.2.2 Définitions réglementaires.....	68
5.3 Discussion	70
6 Historique de l'établissement des conventions	73
6.1 Méthodologie	73

6.2	Jusqu'au début du XX ^{ème} siècle	74
6.3	1940 – 1970.....	77
6.3.1	Dans le domaine de la santé au travail : vers la définition de la fraction alvéolaire .	77
6.3.2	Dans le domaine environnemental: mise en place des premières réglementations de santé publique.....	82
6.4	1970 – 1990.....	85
6.4.1	Dans le domaine de la santé au travail : naissance du concept d'inhalabilité	85
6.4.2	Dans le domaine environnemental: des particules totales (TSP) en suspension aux fractions PM	90
6.5	1990 – 2000.....	96
6.5.1	Dans le domaine de la santé au travail : harmonisation des conventions	96
6.5.2	Dans le domaine environnemental : évolution de la réglementation pour la protection de la population générale	96
6.6	2000 à nos jours	98
6.7	Synthèse.....	99
7	Pertinence scientifique des référentiels.....	102
7.1	Méthodologie (revue littérature)	102
7.2	Conventions de prélèvement de particules aéroportées en fonction de leur dépôt dans les voies respiratoires humaines	102
7.3	Pertinence scientifique des conventions de pénétration.....	103
7.3.1	Convention inhalable.....	103
7.3.2	Convention thoracique	110
7.3.3	Convention alvéolaire.....	110
7.3.4	Convention trachéobronchique et extrathoracique	110
7.4	Pertinence scientifique des conventions PM ₁₀ et PM _{2,5}	111
7.4.1	Pertinence vis-à-vis des effets sanitaires.....	111
7.4.2	Paramètres d'influence.....	112
7.4.3	Modélisation des conventions	112
7.5	Pertinence scientifique de la mesure en masse	114
7.6	Population cible	115
7.7	Discussion / conclusion.....	116
8	Comparaison des référentiels.....	120
8.1	Méthodologie	120
8.2	Distributions granulométriques retenues pour l'exercice	121
8.3	Comparaison des fractions d'aérosols prélevés selon les différentes conventions...	124
8.4	Discussion	128
9	Conclusions et recommandation.....	131

9.1	Conclusions	131
9.2	Recommandations.....	136
10	Bibliographie.....	139
	Annexe 1 : Lettre de saisine	154
	Annexe 2 : Sites internet consultés	156
	Annexe 3 : Consultation internationale	157
	Annexe 4 : Expression mathématique des différentes conventions historiques	162
	Annexe 5 : Requêtes bibliographiques sur la pertinence scientifique des référentiels	164
	Annexe 6 : Equations utilisées dans le fichier de calcul	166
	Annexe 7 : Comparaison des fractions conventionnelles à partir de distribution granulométriques massique log-normales modèles.	167
	Annexe 8 : Echantillonnage.....	169
	Annexe 9 : Régions de l'appareil respiratoire définies par les modèles de déposition des particules	176

Sigles et abréviations

Aasqa : Associations agréées de surveillance de la qualité de l'air

ACGIH : *American Conference of Governmental Industrial Hygienists*

ACSM : *Aerosol Chemical Speciation Monitor*

Afnor : association française de normalisation

AMS : *Automatic Measurement System*

As : Arsenic

B[a]P : benzo [a] pyrène

BC : *Black Carbon* (en français : carbone suie)

BET : Brunauer, Emmett et Teller

BMRC : *British Medical Research Council*

BS : *Black smoke* (en français : fumées noires)

Cd : Cadmium

CEN : Centre européen de normalisation

CES : Comité d'experts spécialisé

CFR : *Code of Federal Regulation*

CIRC : Centre International de Recherche sur le Cancer

CIPR : Commission internationale de protection radiologique (en anglais *International Commission on Radiological Protection* ou ICRP)

Citepa : Centre interprofessionnel technique pour l'étude de la pollution atmosphérique

CMAD : *Count Median Aerodynamic diameter* (en français : diamètre aérodynamique médian en nombre)

CMD : *Count Median Diameter* (en français : diamètre médian en nombre)

CNC : Compteur de noyaux de condensation

CoH : *Coefficient of Haze* (indice d'opacité)

CPC : *Condensation Particle Counter* (en français compteur de noyaux de condensation CNC)

C_u : Coefficient de Cunningham

D: Coefficient de diffusion brownienne

D_{ae} : Diamètre aérodynamique

d_{ev} : Diamètre équivalent en volume

d_{pp} : Diamètre des particules primaires

DGm : Distribution granulométrique en masse

DHEW : United States Department of Health, Education, and Welfare

DRX: Diffraction des rayons X

E_a : Fraction alvéolaire

E_{ar} : Fraction alvéolaire « à haut risque »

E_{et} : Fraction extrathoracique

E_i : Fraction inhalable

Et : Fraction thoracique

Etb : Fraction trachéobronchique

E_A : Efficacité d'aspiration

EC : *Elemental carbon* (en français : carbone élémentaire)

EEPS : *Engine Exhaust Particle Sizer*

ERS : Evaluations de risques sanitaires

FR : France

GSD : *Geometric standard deviation* (en français : écart-type géométrique)

GT : Groupe de travail

IOM : *Institut of occupational medicine*

ICP : *Inductively coupled plasma*

IMC : Indice de masse corporel

ISA : *Integrated Science Assessment*

ISO : International Standard organization

K_n : Nombre de Knudsen

LCSQA : Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air

LIBS : *Laser-Induced Breakdown Spectroscopy*

MMAD : Mass median aerodynamic diameter (en français : diamètre aérodynamique médian en masse)

MPPD : *Measurements and Multiple Path Dosimetry*

NAAQS : *National Ambient Air Quality Standards* (en français : normes nationales de qualité de l'air ambiant établies par l'US-EPA)

Ni : Nickel

NO : Nano-objets

NOAA : Nano-objets, de leurs agrégats et agglomérats

OCDE : Organisation de coopération et de développement économiques

OMS : Organisation mondiale de la santé (en anglais : *World Health Organization*)

OPC : *Optical particles counter*

Pb : Plomb

PM : *Particulate matter* (en français : matière particulaire en suspension dans l'air)

PM_x : particule en suspension de diamètre aérodynamique médian de x µm

PPS : *Pegasor Particle Sensor*

PUF : Particules ultra-fines

R_e : Nombre de Reynolds

Rn : Radon

SMPS : *Scanning Mobility Particle Sizer*

SO₄²⁻ : Sulfates

S_{tk} : Nombre de Stokes

TEOM : *Tapered Element Oscilating Microbalance* (en français : microbalance à élément oscillant)

TSP : *Total suspended particles* (en français : particules totales en suspension)

UE : Union européenne

US AEC : *US Atomic Energy Commission*

US-EPA : *United States Environmental Protection Agency* (en français : Agence américaine de protection de l'environnement)

VLEP : Valeur limite d'exposition professionnelle

Z : Mobilité électrique

Liste des tableaux

Tableau 1 : Dimensions caractéristiques du domaine moléculaire pour l'air	26
Tableau 2 : Valeurs du facteur de correction de Cunningham pour quelques diamètres de particules.....	27
Tableau 3 : Vitesse de sédimentation pour quelques diamètres aérodynamiques de particules	30
Tableau 4 : Coefficient de diffusion brownienne d'une particule supposée sphérique à P = 1 013 hPa et T = 293 K	32
Tableau 5 : Synthèse des normes de qualité de l'air ambiant appliquées dans l'Union européenne (UE) et/ou en France (FR) pour les particules de l'air ambiant.....	69
Tableau 6 : Les différentes définitions pour les poussières alvéolaires : BMRC, US-AEC et ACGIH (d'après Lippmann, 1970b).....	81
Tableau 7 : Caractéristiques des études prises en compte pour l'exercice de comparaison	121
Tableau 8 : Ecarts relatifs théoriques entre les PM ₁₀ et la fraction thoracique en fonction d'une distribution log-normale de l'aérosol	129
Tableau 9 : Ecarts relatifs théoriques entre les PM _{2,5} et la fraction alvéolaire « à haut risque » en fonction d'une distribution log-normale de l'aérosol	130
Tableau 10 : Organismes consultés et réponses reçues	161
Tableau 11 : fractions conventionnelles calculées à partir de distributions log-normales fictives (a : fraction inhalable, b : fraction thoracique, c : PM ₁₀ , d : fraction alvéolaire, e : fraction alvéolaire à haut risque, f : PM _{2,5}) en pourcentage des particules totales	167
Tableau 12 : Exemples de dispositifs de prélèvement susceptibles de cibler les fractions inhalable, thoracique et alvéolaire. Liste non exhaustive. Débits mentionnés à titre indicatif	171
Tableau 13 : Régions de l'appareil respiratoire définies par les modèles de déposition des particules (source : BIT, 2015).....	176

Liste des figures

Figure 1 : Schéma des mécanismes de production des particules dans l'atmosphère et des répartitions en taille typiques suivant la concentration en nombre de particules, la concentration en surface développée par les particules et la concentration en masse (source : adapté de Renoux et Boulaud, 1998)	25
Figure 2 : Schéma descriptif de différents diamètres équivalents	29
Figure 3 : Comparaison du déplacement quadratique moyen et de la vitesse de sédimentation des particules	32
Figure 4 : Comparaison du déplacement quadratique moyen et de la vitesse de dérive dans un champ électrique à $P = 1013$ hPa et $T = 293$ K, pour une particule monochargée.....	34
Figure 5 : Photographie d'agrégats issus de la combustion de propane	36
Figure 6 : Simulation d'agrégats de différentes dimensions fractales (Ouf, 2006).....	36
Figure 7 : Schéma de principe d'un compteur de noyaux de condensation utilisant de l'alcool (doc TSI)	42
Figure 8 : Evolution de la surface active pour des particules sphériques (conditions standard de température et de pression).....	43
Figure 9 : Schéma de principe d'un détecteur électrique d'aérosol	44
Figure 10 : Schéma de principe d'un impacteur en cascade.....	46
Figure 11 : Schéma de principe de l'analyseur de mobilité électrique.....	47
Figure 12 : Schéma d'un système de mesure utilisant une batterie de diffusion à grille et un compteur de noyaux de condensation	49
Figure 13 : Exemple de distributions granulométriques de types histogramme et fonction log-normale (d'après Sow <i>et al.</i> 2020).....	52
Figure 14 : exemple de distributions granulométriques d'un même aérosol exprimé suivant différents diamètres équivalents (aérodynamique, mobilité électrique) et différentes métriques (nombre, masse) (Macé <i>et al.</i> , 2021).....	53
Figure 15 : Représentation de l'arbre respiratoire (source : traduit de US EPA, 2019)	56
Figure 16 : Efficacité de dépôt des particules dans les voies respiratoires en fonction de l'âge (adapté de Deng <i>et al.</i> , 2018).....	59
Figure 17 : Calculs de dépôt dans les voies respiratoires avec le modèle de la CIPR 66 (1994) - logiciel LUDEP (Witschger et Fabries, 2005).....	60
Figure 18 : Schéma descriptif des fractions conventionnelles suivant un modèle dichotomique de pénétration dans l'arbre respiratoire humain (créé sur BioRender.com)	63
Figure 19 : Les fractions conventionnelles sont représentées par les zones que délimitent les courbes	65
Figure 20 : Illustration du diamètre de coupure de la convention $PM_{2,5}$	68
Figure 21 : Illustration de la distribution massique de la fraction PM_{10}	68
Figure 22 : Conventions granulométriques (en rouge : conventions en santé travail selon ISO 7708 : 1995 – en vert conventions en santé environnementale selon US EPA 40 CFR 53 (Δ : PM_{10} , \circ : $PM_{2,5}$) et selon Hinds, 1999 (– : PM_{10} , -- : $PM_{2,5}$).....	70
Figure 23 : Grille de Ringlemann (Uekoetter,2005).....	76

Figure 24 : Convention alvéolaires du BMRC, de l'ACGIH et de l'US-AEC (Los Alamos) (source : Lippmann, 1970).....	82
Figure 25 : Capacité d'inspiration et convention d'échantillonnage correspondant aux fractions extrathoracique et thoracique (source ISO TR 7708 : 1983).....	88
Figure 26 : Résumé de l'historique de l'établissement des conventions d'échantillonnage des fractions granulométriques des particules en suspension dans l'air.....	101
Figure 27 : Comparaison de la corrélation proposée par Aitken et al. (1999) et de la convention polynomiale proposée par Cox et al. (2019) pour l'air calme et les faibles vitesses d'air avec l'actuelle convention adoptée par le CEN (AFNOR, 1993) & l'ISO (ISO, 1995).....	106
Figure 28 : Comparaison de trois exemples de courbes calculées pour des vitesses d'air $u > 4 \text{ m.s}^{-1}$ avec la courbe conventionnelle de la fraction inhalable ($u < 4 \text{ m.s}^{-1}$) selon ISO 7708.	107
Figure 29 : Comparaison de trois exemples de courbes calculées selon le modèle proposé par la CIPR (1994) pour des vitesses d'air $u > 4 \text{ m.s}^{-1}$ avec la courbe conventionnelle de la fraction inhalable.....	108
Figure 30 : Modélisations de la convention PM_{10}	113
Figure 31 : Modélisations de la convention $\text{PM}_{2,5}$	114
Figure 32 : Etendues des distributions granulométriques massique retenues.....	124
Figure 33 : Distributions de l'aérosol total et des différentes fractions conventionnelles – situations « environnementales »	126
Figure 34 : Distributions granulométriques en masse de l'aérosol total et des différentes fractions conventionnelles – situations « professionnelles »	127
Figure 35 : Fractions conventionnelles calculées pour les secteurs investigués en pourcentage de la fraction massique de l'aérosol total.....	128
Figure 36 : fractions conventionnelles calculées à partir de distributions granulométriques log-normales fictives (a : fraction inhalable, b : fraction thoracique, c : PM_{10} , d : fraction alvéolaire, e : fraction alvéolaire à haut risque, f : $\text{PM}_{2,5}$) en pourcentage des particules totales.....	168
Figure 37 : illustration de la différence observée dans les fractions PM_{10} prélevées avec un échantillonneur parfaitement conforme à la convention PM_{10} US EPA et un préleveur ayant un D_{50} de $10 \mu\text{m}$	172

1 Contexte, objet et modalités de réalisation de l'expertise

1.1 Contexte

Il existe un grand nombre de termes utilisés couramment dans la littérature scientifique et dans la réglementation pour décrire et étudier la pollution atmosphérique particulaire. Le terme générique « aérosols » désigne un mélange de particules solides et/ou liquides en suspension dans un milieu gazeux. Les particules sont habituellement classées par taille en fonction de leur diamètre aérodynamique équivalent et réparties statistiquement sous forme de distributions granulométriques. Le diamètre aérodynamique permet de différencier les particules qui sédimentent rapidement de celles qui peuvent pénétrer facilement dans les voies respiratoires.

La proportion de matière particulaire qui est inhalée par un être humain dépend des propriétés des particules dont la taille mais également de la vitesse et de la direction de l'air près du corps ainsi que de la fréquence respiratoire et du mode de respiration (par le nez ou par la bouche). Les particules inhalées peuvent alors soit se déposer dans différents compartiments des voies respiratoires soit être éliminées. Le site de dépôt et la probabilité d'expiration dépendent entre autres des propriétés des particules, des voies respiratoires et du régime respiratoire. D'une personne à l'autre, une variation importante de la probabilité d'inhalation, de dépôt, de réaction au dépôt, et d'élimination des particules est observée.

La surveillance des particules dans l'air ambiant ou l'air des lieux de travail, à des fins d'évaluation de l'exposition de la population générale et/ou professionnelle, nécessite des méthodes reproductibles de prélèvement des aérosols et permettant de prélever des fractions d'aérosols pertinentes au regard des effets sanitaires. Des conventions ont donc été établies pour l'échantillonnage sélectif en taille des particules en suspension dans l'air. Il s'agit de spécifications pour les échantillonneurs en terme d'efficacité de prélèvement en fonction du diamètre aérodynamique des particules.

La surveillance des particules dans l'air ambiant prend communément en considération les fractions d'aérosol appelées PM₁₀ et PM_{2,5} (norme NF EN 12341).

La surveillance des expositions professionnelles aux agents chimiques sous forme d'aérosols prend en considération différentes fractions massiques particulières : inhalable, thoracique et alvéolaire. Ces fractions sont définies (normes NF EN 481 et NF ISO 7708) en relation avec la probabilité de pénétration des particules dans le tractus respiratoire, cette probabilité étant croissante avec la diminution de la taille des particules.

Les référentiels d'évaluation des expositions aux particules par inhalation diffèrent suivant le cadre réglementaire et s'appuient sur ces conventions d'échantillonnage :

- S'agissant de la population générale, l'article R221-1 du Code de l'environnement définit les termes et « normes de qualité de l'air »¹ établies par polluant

¹ Le terme « Normes de qualité de l'air ambiant » fait référence à la réglementation française notamment aux articles L221-1 et R.221-1 du code de l'environnement. Il englobe différents types de valeurs réglementaires qui sont appliquées pour différents polluants atmosphériques et pour différents pas de temps. Ces normes proviennent notamment de la transposition des directives européennes.

dans le cadre de la surveillance de la qualité de l'air ambiant qui pour les particules s'appliquent aux fractions granulométriques PM₁₀ et PM_{2,5};

- S'agissant de la qualité de l'air auquel sont exposés les travailleurs dans des locaux à pollution spécifique, l'article R4222-10 du Code du travail définit les valeurs limites de « concentrations moyennes en poussières totales et alvéolaires » à respecter.

A l'occasion de différents travaux d'expertise conduits par l'Anses, les scientifiques se sont heurtés aux difficultés liées à la coexistence de ces référentiels différents pour caractériser la pollution atmosphérique particulaire et les risques sanitaires qui en résultent, selon que les travaux s'intéressaient à la population générale ou aux travailleurs. Est ainsi soulevée la question de la pertinence tant du point de vue scientifique que du point de vue réglementaire des caractéristiques de ces deux référentiels d'évaluation des expositions.

1.2 Objet de l'auto-saisine

L'expertise vise à investiguer les origines scientifiques et réglementaires ainsi que la pertinence scientifique de deux référentiels distincts utilisés pour l'évaluation des expositions aux particules dans le domaine de la santé au travail et celui de la santé environnementale.

1.3 Modalités de traitement : moyens mis en œuvre et organisation

L'Anses a confié au groupe de travail « Fractions granulométriques », rattaché au comité d'experts spécialisé « Evaluation des risques liés au milieu aérien » l'instruction de cette saisine.

Un expert rapporteur, spécialiste de l'Histoire de la pollution environnementale a effectué une relecture critique de la partie historique du rapport d'expertise décrivant les origines des conventions actuelles.

Après des rappels sur les concepts liés à la métrologie des particules et à la représentation de la distribution granulométrique des particules, ainsi que sur la pénétration et le dépôt des particules dans les voies respiratoires, le rapport d'expertise présente en détail les référentiels faisant l'objet de l'auto-saisine, l'historique de leur établissement, un regard critique sur leur pertinence vis-à-vis de la protection de la santé au regard des connaissances nouvelles depuis leur établissement, ainsi qu'un exercice de comparaison *via* l'illustration des fractions massiques de particules qui seraient prélevées selon les différentes conventions dans divers environnements.

L'investigation des origines scientifiques et réglementaires des référentiels et de leur pertinence a été effectuée à l'aide d'une revue de la littérature scientifique à partir des bases de données bibliographiques Pubmed et Scopus et de la littérature grise². Une consultation internationale des parties prenantes à l'aide d'un questionnaire a permis de recueillir des

² NB : la littérature grise est ce qui est produit par toutes les instances du gouvernement, de l'enseignement et la recherche publique, du commerce et de l'industrie, sous un format papier ou numérique, et qui n'est pas contrôlé par l'édition commerciale (<https://www.cairn.info/revue-i2d-information-donnees-et-documents-2015-1-page-30.htm#no1>).

informations complémentaires. La comparaison des conventions a été réalisée en élaborant un fichier de calcul permettant de calculer les fractions d'aérosols qui seraient prélevées selon les différentes conventions, pour des distributions granulométriques mesurées dans différents types d'environnements identifiées dans la littérature.

Les travaux d'expertise des rapporteurs et du groupe de travail ont été soumis régulièrement au CES tant sur les aspects méthodologiques que scientifiques. Le rapport produit par le groupe de travail tient compte des observations et éléments complémentaires transmis par les membres du CES.

Ces travaux sont ainsi issus d'un collectif d'experts aux compétences complémentaires.

L'expertise a été réalisée dans le respect de la norme NF X 50-110 « Qualité en expertise – prescriptions générales de compétence pour une expertise (mai 2003) »

1.4 Prévention des risques de conflits d'intérêts

L'Anses analyse les liens d'intérêts déclarés par les experts avant leur nomination et tout au long des travaux, afin d'éviter les risques de conflits d'intérêts au regard des points traités dans le cadre de l'expertise.

Les déclarations d'intérêts des experts sont publiées sur le site internet <https://dpi.sante.gouv.fr/>.

2 Glossaire

Les définitions qui suivent sont issues des normes NF EN 1540, NF ISO 4225, NF EN 12341, NF EN 481, NF ISO 7708 et du Code de l'Environnement.

Aérosol : particules en suspension dans l'air et le mélange de gaz (et de vapeur) dans lequel elles sont en suspension. Les particules sont conventionnellement considérées comme en suspension si leur vitesse limite de chute maximale n'excède pas $0,25 \text{ m.s}^{-1}$. Dans l'air immobile, à la température de 20 °C et à la pression atmosphérique normale ($1\,013 \text{ hPa}$), cette vitesse correspond sensiblement à celle atteinte par une sphère de diamètre $100 \text{ }\mu\text{m}$ et de masse volumique 1000 kg.m^{-3} .

Air ambiant : air extérieur de la troposphère, à l'exclusion des lieux de travail tels que définis par la Directive 89/654/CEE, auxquels s'appliquent les dispositions en matière de santé et de sécurité au travail et auxquels le public n'a normalement pas accès.

Convention alvéolaire : Spécification cible pour les dispositifs de prélèvement lorsque la fraction alvéolaire est la fraction ciblée d'intérêt.

Convention extrathoracique : Spécification cible pour les dispositifs de prélèvement lorsque la fraction extrathoracique est la fraction ciblée d'intérêt.

Convention inhalable : Spécification cible pour les dispositifs de prélèvement lorsque la fraction inhalable est la fraction ciblée d'intérêt.

Convention thoracique : Spécification cible pour les dispositifs de prélèvement lorsque la fraction thoracique est la fraction ciblée d'intérêt.

Convention trachéobronchique : Spécification cible pour les dispositifs de prélèvement lorsque la fraction trachéobronchique est la fraction ciblée d'intérêt.

Diamètre aérodynamique (D_{ae}) d'une particule : Diamètre de la sphère de masse volumique 1000 kg.m^{-3} possédant la même vitesse terminale de chute dans l'air calme liée à la gravité que celle de la particule considérée, dans les mêmes conditions de température, de pression et d'humidité relative. Le diamètre aérodynamique d'une particule dépend de la taille, de la masse volumique et de la forme de la particule (voir 3.1.1.2 pour plus d'information).

Diamètre de coupure : diamètre des particules en suspension dans l'air pour lequel l'efficacité de collecte d'un dispositif est de 50%.

Dispositif de prélèvement à point fixe : dispositif de prélèvement statique qui collecte les gaz, les vapeurs ou les particules en suspension dans l'air en un emplacement particulier, sans être fixé sur une personne.

Dispositif de prélèvement d'aérosols : dispositif de prélèvement utilisé pour entraîner des particules en suspension dans l'air et les collecter sur un substrat de collecte.

Dispositif de prélèvement individuel : dispositif de prélèvement fixé sur une personne qui collecte les gaz, les vapeurs ou les particules en suspension dans l'air dans sa zone respiratoire en vue de déterminer l'exposition aux agents chimiques et/ou biologiques.

Efficacité de collecte : efficacité du substrat à collecter et retenir les particules prélevées.

Efficacité du dispositif de prélèvement : pour un diamètre aérodynamique donné, fraction relative de la concentration des particules en suspension dans l'air non perturbé, collectée sur le support en vue d'une analyse.

Fraction alvéolaire : Fraction massique des particules inhalées qui pénètrent dans les voies aériennes non ciliées. A noter que le terme anglais « respirable fraction » désigne la « fraction alvéolaire » en français.

Fraction extrathoracique : Fraction massique des particules inhalées qui ne peuvent pas pénétrer au-delà du larynx.

Fraction granulométrique : fraction des particules selon une certaine gamme de taille.

Fraction inhalable : Fraction massique des particules totales en suspension dans l'air inhalée par le nez et par la bouche. A noter que le terme « fraction inspirable » a parfois été utilisé par le passé pour désigner la « fraction inhalable » ; le terme « inhalable » doit toutefois désormais être systématiquement utilisé, autant en français qu'en anglais.

Fraction thoracique : Fraction massique des particules inhalées pénétrant au-delà du larynx.

Fraction trachéobronchique : Fraction massique des particules inhalées qui pénètrent au-delà du larynx, mais qui ne peuvent pénétrer dans les voies aériennes non ciliées.

Granulométrie : distribution en taille d'un aérosol permettant d'exprimer les concentrations massiques ou les concentrations en nombre de particules en fonction de leur taille (ou diamètre). On parle également de distribution granulométrique d'un aérosol.

Lieu de travail : l'endroit où les activités du travail sont accomplies.

Méthode de référence : méthodologie de mesure qui, par convention, donne la valeur de référence acceptée du mesurande (grandeur particulière soumise à mesurage).

Normes pour la qualité de l'air : valeurs réglementaires de différents types qui sont appliquées aux niveaux de concentration dans l'air ambiant pour différents polluants atmosphériques et pour différents pas de temps. : valeur limite, valeur cible, objectif de qualité, seuils d'information et de recommandation, seuil d'alerte, objectif national de réduction de l'exposition

Particules fines : particules provenant notamment de processus de combustion et de phénomènes de coagulation par suite de chocs entre particules plus petites formées par nucléation, ainsi que de condensation de gaz sur les particules.

Particules ultrafines (PUF) : désigne généralement les particules de taille inférieure à 0,1 µm (ou 100 nm), également appelées nanoparticules. Elles résultent notamment de processus de combustion et de nucléation (formation de particules solides ou liquides à partir de précurseurs gazeux, en phase homogène ou hétérogène).

Particules grossières : particules issues de processus mécaniques (remises en suspension, érosions, etc.) et leur composition est en général très similaire à celle du matériau d'origine

PM_x : matière particulaire en suspension dans l'air, de taille suffisamment petite pour traverser une tête de prélèvement sélective de fraction granulométrique, avec une efficacité de coupure de 50 % pour un diamètre aérodynamique de x µm.

Prélèvement à point fixe : processus de prélèvement (d'air) exécuté en utilisant un dispositif de prélèvement à point fixe.

Prélèvement individuel : processus de prélèvement (d'air) exécuté en utilisant un dispositif de prélèvement individuel.

Station de mesure : enceinte située sur le terrain où est installé un préleveur pour mesurer les concentrations dans l'air ambiant, de manière à ce que ses performances et son fonctionnement soient conformes aux exigences spécifiées.

Substrat de collecte : substrat ou support de prélèvement sur lequel sont collectés les agents chimiques et/ou biologiques en suspension dans l'air en vue d'une analyse ultérieure. Les filtres et les mousses sont des exemples de substrats de collecte pour particules en suspension dans l'air.

Valeur Limite d'Exposition Professionnelle (VLEP) : limite de la moyenne pondérée en fonction du temps de la concentration d'un agent chimique dans l'air de la zone respiratoire d'un travailleur au cours d'une période de référence déterminée (8h ou 15 min).

Valeur limite : niveau fixé sur la base des connaissances scientifiques, dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine et/ou l'environnement dans son ensemble, à atteindre dans un délai donné et à ne pas dépasser une fois atteint.

Zone respiratoire : espace autour du nez et de la bouche dans lequel la respiration a lieu. Techniquement, la zone respiratoire correspond à un hémisphère (généralement de rayon 30 cm) s'étendant devant la face de la personne, centrée sur le milieu du segment qui joint les deux oreilles. La base de l'hémisphère est un plan passant par ce segment, le sommet de la tête et le larynx.

3 Concepts liés à la métrologie des aérosols

D'une manière générale, les particules dispersées dans l'air posent, par rapport aux polluants gazeux ou aux vapeurs, des problèmes de métrologie spécifiques en raison de l'influence de plusieurs paramètres qui leur sont propres comme la taille, la forme, la charge électrique, la concentration dans l'air etc. Le comportement physique des particules change de façon radicale en fonction de ces différents paramètres, le plus important d'entre eux étant la taille. Pour ces raisons, la caractérisation des particules dispersées dans l'air est plus complexe que la caractérisation des gaz ou des vapeurs. Notamment, la caractérisation des particules ultrafines (PUF) fait appel à une métrologie fondamentalement différente de celle des particules de taille micrométrique (c'est à dire de l'ordre du μm).

Dans ce chapitre nous présentons les différents concepts de diamètre équivalent des particules (aérodynamique, thermodynamique, mobilité électrique) et leur adéquation pour décrire les différents comportements des particules suivant leur taille nanométrique ou micrométrique lorsqu'elles sont dispersées dans l'air.

3.1 Introduction

C'est la Science des Aérosols qui a permis de développer les connaissances sur le comportement, la métrologie et l'impact des particules dispersées dans l'air. Dans ce domaine, le terme aérosol désigne habituellement une suspension, dans un gaz, de particules dont la taille peut aller de quelques dixièmes de nanomètre (nm) à la centaine de micromètres (μm).

On utilise généralement la terminologie aérosol ultrafin pour désigner un aérosol dont les particules ont une taille inférieure à 0,1 μm , également appelées particules ultrafines (PUF). Dans le secteur des nanotechnologies on utilise préférentiellement le terme nanoparticule ou nano-objets (NO). Néanmoins, suivant les procédés, on peut trouver des agglomérats ou des agrégats de nano-objets (NOAA) dont la taille est bien supérieure à 0,1 μm mais qui sont composés de structures primaires de taille inférieure à 0,1 μm . Dans ce contexte, le fait de s'intéresser aux "nanoparticules" n'exclut donc pas d'étudier les particules, notamment les agrégats, dont la taille est supérieure à 0,1 μm .

Le développement des connaissances sur les aérosols est fortement lié à l'histoire des sciences de l'atmosphère. C'est en 1847 que H. Becquerel fait l'hypothèse de l'existence de particules ultrafines dans l'air encore appelées noyaux de condensation (J Podzimek et Cartens, 1985, Josef Podzimek, 1989). Cette existence est confirmée par les expériences de Coulier (1875) sur la détente adiabatique de l'air. Il observe, avec son appareil à détente, une condensation plus facile de la vapeur d'eau avec de l'air non filtré qu'avec de l'air filtré. Cet appareil peut donc être considéré comme le premier détecteur de noyaux de condensation. À la même époque, Aitken (J. Aitken, 1881, J. Aitken, 1888) travaille aussi sur la détection et la caractérisation des particules en suspension dans l'air.

Rappelons que les particules sont omniprésentes dans l'atmosphère. L'aérosol atmosphérique est composé d'un mélange de particules solides et liquides en suspension dans l'air, d'origines naturelle ou anthropique (principalement en milieux urbains). Il joue un rôle complexe et non négligeable dans le bilan radiatif de l'atmosphère, car il absorbe et diffuse les rayonnements solaire et infrarouge. Il a également des effets indirects *via* la formation des nuages et des pluies.

Les particules présentes dans l'atmosphère sont formées par différents mécanismes : réactions chimiques en phase gazeuse, condensation, coagulation, mise en suspension éolienne, éclatement des bulles à la surface des océans, volcanisme, feux et activités humaines. En conséquence, la répartition en taille des particules est complexe et très variable dans le temps et l'espace (Hinds, 1999). Cette répartition couvre une plage de quelques nanomètres à plusieurs dizaines de micromètres, soit 5 décades de taille.

Les particules les plus fines sont formées par nucléation à partir de réactions photochimiques dans l'atmosphère avec des précurseurs gazeux (dioxyde de soufre, oxydes d'azote, composés organiques volatiles). Ces particules évoluent en taille, notamment par condensation et coagulation. Leur concentration varie entre 10^3 et 10^6 particules par cm^3 (p.cm^{-3}) suivant l'environnement (zones urbaine, continentale, maritime). Les particules plus grossières, dans le domaine micrométrique, sont formées par actions mécaniques et érosion des sols, leur concentration en nombre est beaucoup plus faible que pour les particules fines, elle est de quelque dizaines de particules par cm^3 d'air.

Ces écarts de concentrations en nombre ont pour effet de complètement masquer la présence des grosses particules lorsqu'on représente la répartition du nombre de particule en fonction de leur taille (encore appelée distribution granulométrique en nombre) de l'aérosol atmosphérique. (comme le montre la Figure 1). En revanche, ces grosses particules constituent généralement une très grande proportion de la masse de matière en suspension. On observe alors beaucoup plus facilement la présence des particules grossières lorsqu'on représente la répartition de la masse de particule en fonction de leur taille (encore appelée distribution granulométrique en masse).

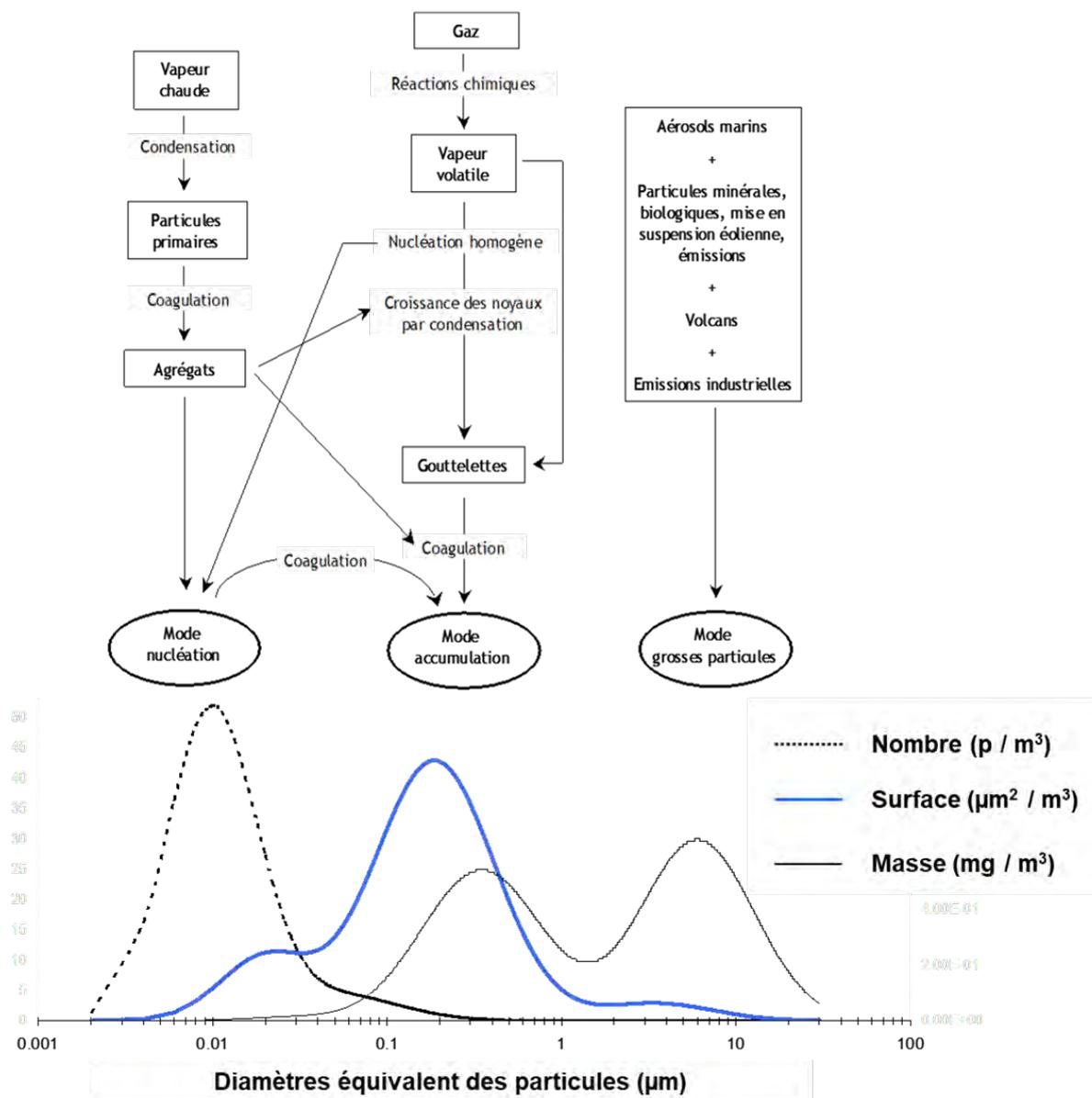


Figure 1 : Schéma des mécanismes de production des particules dans l'atmosphère et des répartitions en taille typiques suivant la concentration en nombre de particules, la concentration en surface développée par les particules et la concentration en masse (source : adapté de Renoux et Boulaud, 1998)

Depuis plus de 100 ans, beaucoup de recherches ont été conduites sur les aérosols et la pollution atmosphérique particulaire (Preining et Davis, 2000) avec un effort particulier depuis les années 1970 sur la métrologie (McMurry, 2000).

N'oublions pas que dès les années 1950, au premier stade du développement des recherches sur les aérosols, on a étudié les nanoparticules et les particules fines avec le cas des descendants du radon (^{222}Rn et ^{220}Rn) qui est un gaz radioactif émetteur alpha naturellement présent dans l'atmosphère. Lors de sa désintégration, le radon donne naissance à d'autres éléments radioactifs qui eux sont solides (particules) et forment des clusters de tailles comprises entre 0,5 nm et 5 nm (Hopke, 1989, 1990) pouvant ensuite se fixer à l'aérosol ambiant ou se déposer sur les surfaces disponibles. Ces recherches initiées pour expliquer les excès de cas de cancer chez les mineurs d'uranium se poursuivent toujours dans le cadre des politiques publiques sur l'exposition des populations à la radioactivité naturelle.

3.1.1 Notions sur le comportement des particules dispersées dans l'air

3.1.1.1 Les régimes moléculaire, transitoire et continu

Le spectre de dimensions des particules composant un aérosol est très vaste, il s'étend entre quelques dixièmes de nanomètre jusqu'à la centaine de micromètres. Pour déterminer la résistance du milieu gazeux au mouvement d'une particule, il est nécessaire de considérer le rapport entre le libre parcours moyen des molécules qui composent le gaz (λ_g) et le rayon des particules supposées sphériques (r_p). Ce rapport est un nombre sans dimension appelé nombre de Knudsen ($Kn = \lambda_g / r_p$) ; il permet de caractériser la continuité du milieu par rapport à la particule. Ainsi, lorsque $Kn \ll 1$, on considère que le milieu est continu, la résistance du milieu au mouvement d'une particule peut être exprimée en fonction des paramètres macroscopiques du gaz (masse volumique ρ_g , viscosité dynamique η). En revanche, lorsque $Kn \gg 1$, on considère le milieu comme discontinu ; c'est le domaine moléculaire. Dans ce cas, le mouvement d'une particule est affecté par les collisions individuelles avec les molécules composant le gaz environnant. On dit que les particules sont soumises au mouvement brownien. La résistance du milieu au mouvement d'une particule est alors fonction de la vitesse d'agitation thermique, de la masse et de la concentration des molécules gazeuses. Lorsque $Kn \approx 1$ (en pratique $0,4 < Kn < 20$, (Baron et Willeke, 2001)) le domaine est appelé domaine intermédiaire.

De façon pratique, le libre parcours moyen pour les molécules composant l'air est égal à $0,066 \mu\text{m}$ à $101,3 \text{ kPa}$ (1 atm) et 293 K (20°C) ; on peut considérer que l'on quitte le domaine continu lorsque le diamètre des particules est inférieur à $1 \mu\text{m}$ et qu'on atteint le domaine moléculaire lorsque le diamètre des particules est inférieur à $0,1 \mu\text{m}$ (100 nm). À titre de comparaison, le diamètre moléculaire qui représente la distance entre les centres de deux molécules au moment de leur collision est égal à $0,37 \text{ nm}$.

Le Tableau 1 présente différentes dimensions caractéristiques du domaine moléculaire pour l'air à $101,3 \text{ kPa}$ et 293 K (Hinds, 1999).

Tableau 1 : Dimensions caractéristiques du domaine moléculaire pour l'air

	Dimension caractéristique
Diamètre moléculaire	$0,37 \text{ nm}$
Libre parcours moyen	66 nm
Concentration de molécules	$2,5 \times 10^{19} \text{ cm}^{-3}$
Vitesse moyenne d'agitation des molécules	460 m.s^{-1}

Afin d'utiliser une formulation unique dans les différents domaines (continu, intermédiaire et moléculaire) pour décrire la résistance du milieu au mouvement d'une particule, on utilise le facteur de correction de Cunningham. Dans le domaine moléculaire, ce facteur traduit la vitesse relative non nulle des molécules du gaz porteur à la surface des particules, ce qui est souvent imagée par le glissement des molécules à la surface de la particule.

Ce phénomène explique la diminution de la force de frottement du gaz sur une sphère en mouvement par rapport à la force calculée selon la loi du domaine continu encore appelée loi de Stokes. Le coefficient de Cunningham a une valeur toujours supérieure à l'unité et prend la forme empirique suivante :

$$C_u = 1 + K_n \cdot \left[A + B \cdot \exp\left(-\frac{C}{K_n}\right) \right], \quad (1)$$

où A, B et C représentent des constantes déterminées expérimentalement. Cette relation, connue sous le nom de formule de Millikan-Cunningham, est couramment employée pour déterminer le facteur de correction et a fait l'objet de nombreuses études expérimentales visant à optimiser les valeurs des constantes. Pour l'air on trouve dans la littérature (Kim *et al.*, 2005) A = 1,165 ; B = 0,483 et C = 0,997.

En régime strictement moléculaire, il existe une expression simplifiée du coefficient de Cunningham C_u^* qui facilite les calculs analytiques (Jung et Kittelson, 2005) :

$$C_u^*(d_p) = K_n \cdot (A + B).$$

À titre d'exemple, le Tableau 2 présente les valeurs des facteurs de correction de Cunningham calculées pour P = 101.3 kPa et T = 293 K ($\lambda_g = 66$ nm) et pour différents diamètres de particules.

Tableau 2 : Valeurs du facteur de correction de Cunningham pour quelques diamètres de particules.

Diamètre (μm)	Facteur de correction de Cunningham
0,005	45,21
0,01	22,91
0,05	5,11
0,1	2,92
1	1,15
10	1,02

Les théories de la physique des aérosols sont établies, le plus souvent, pour des particules sphériques alors qu'en réalité elles le sont rarement. En conséquence, pour caractériser simplement les particules de formes irrégulières, on utilise les diamètres de particules sphériques ayant certaines propriétés équivalentes (masse, volume, vitesse de sédimentation, mobilité électrique, diffusion brownienne, diffusion de la lumière, etc.). Par exemple, le comportement aérodynamique d'une particule est représenté par son diamètre aérodynamique, tandis que le comportement diffusionnel est représenté par le diamètre thermodynamique ou le diamètre de mobilité électrique.

Généralement, ce sont ces diamètres qui sont mesurés par différents types d'instruments et qui sont utilisés pour établir des lois semi-empiriques et des modèles de comportement des aérosols (dépôt sur les surfaces ou dans les voies respiratoire, charge électrique, filtration, coagulation, etc.). Il existe des relations entre les différents diamètres équivalents en fonction d'autres caractéristiques des particules comme la masse volumique, le facteur de forme dynamique, la dimension fractale et la densité effective dans le cas des agrégats (DeCarlo *et al.*, 2004, Van Gulijk *et al.*, 2004). Signalons qu'en fonction de ces paramètres, les différents diamètres équivalents d'une particule peuvent présenter des écarts notables ce qui peut poser problème pour comparer les résultats issus d'instruments utilisant des principes différents. En conséquence, il est important de bien maîtriser quelques notions sur le comportement des

particules en suspension dans l'air afin de comprendre la signification précise des différents diamètres équivalent faisant l'objet des techniques instrumentales qui sont exposées dans le chapitre 3.2.

3.1.1.2 La sédimentation des particules : le diamètre équivalent Aérodynamique

La sédimentation d'une particule résulte du rapport entre la force de pesanteur exercée sur la particule et la force de traînée qui s'oppose au mouvement de cette particule. Ainsi, dans des conditions environnementales stables, la particule acquiert une vitesse limite de sédimentation. Pour une particule sphérique de diamètre d_p et de masse volumique ρ_p cette vitesse s'exprime par :

$$V_s = \frac{\rho_p \cdot d_p^2 \cdot Cu(d_p) \cdot g}{18 \cdot \eta}, \quad (2)$$

où g représente l'accélération de la pesanteur ($m \cdot s^{-2}$) et η désigne la viscosité dynamique de l'air ($Pa \cdot s$). Cette relation est valable seulement lorsque l'écoulement autour de la sphère est laminaire, c'est-à-dire lorsque le nombre de Reynolds de la particule défini par $Re_p = \rho_g \cdot V \cdot d_p / \eta$ est inférieur à 0,1.

Dans le cas général où les particules ne sont pas sphériques, la vitesse de sédimentation s'exprime en fonction du diamètre équivalent en volume de la particule d_{ev} par la relation :

$$V_s = \frac{\rho_p \cdot d_{ev}^2 \cdot Cu(d_{ev}) \cdot g}{18 \cdot \eta \cdot \chi}, \quad (3)$$

où d_{ev} représente le diamètre de la sphère qui a le même volume que la particule considérée et χ le facteur de forme dynamique de cette particule. Le facteur de forme dynamique est un paramètre sans dimension, défini par le rapport entre la force de traînée exercée sur la particule et la force de traînée exercée sur une sphère ayant le même volume que la particule. En conséquence, pour des particules sphériques, le facteur de forme dynamique est égal à 1.

En métrologie des aérosols, on utilise couramment un **diamètre équivalent des particules appelé diamètre aérodynamique (D_{ae})**. Le diamètre aérodynamique d'une particule (sphérique ou non sphérique) est défini comme le diamètre de la sphère de masse volumique égale à $1\,000 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ et de même vitesse limite de sédimentation que la particule. Ainsi la vitesse de sédimentation d'une particule quelconque s'exprime simplement en fonction de son diamètre aérodynamique D_{ae} par la relation :

$$V_s = \frac{\rho_0 \cdot D_{ae}^2 \cdot Cu(D_{ae}) \cdot g}{18 \cdot \eta} \quad (4)$$

où ρ_0 représente la masse volumique de référence, égale à $1\,000 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$.

On peut exprimer de façon encore plus simple la vitesse de sédimentation d'une particule V_s en utilisant son temps de relaxation τ_p :

$$V_s = \tau_p \cdot g, \quad (5)$$

où g représente l'accélération de la pesanteur et $\tau_p = \frac{\rho_0 \cdot D_{ae}^2 \cdot Cu(D_{ae})}{18 \cdot \eta}$ est une fonction uniquement du diamètre aérodynamique de la particule.

Le temps de relaxation représente le temps nécessaire à une particule pour ajuster sa vitesse à un nouveau champ de force ou à une accélération du fluide porteur. C'est ce paramètre qui permet de lier la vitesse de la particule à celle du fluide dans l'équation générale du mouvement. Il permet donc de caractériser non seulement la sédimentation mais aussi l'inertie des particules ; à savoir si elles vont suivre ou non les lignes de courant du fluide porteur, notamment lors d'un changement de direction.

Nous verrons que le diamètre aérodynamique des particules est mesuré par des instruments dont la réponse est définie à partir du temps de relaxation des particules.

Signalons que pour exprimer la vitesse de sédimentation, on peut également utiliser le diamètre de Stokes, défini par le diamètre de la sphère de même masse volumique et de même vitesse limite de sédimentation que la particule considérée. La vitesse de sédimentation d'une particule quelconque s'exprime alors en fonction de sa masse volumique ρ_p et de son diamètre de Stokes (d_s) par la relation :

$$V_s = \frac{\rho_p \cdot d_s^2 \cdot Cu(d_s) \cdot g}{18 \cdot \eta} \quad (6)$$

La Figure 2 présente un schéma inspiré de l'ouvrage de Hinds (Hinds, 1999); elle donne un exemple des différents diamètres équivalents utilisés pour représenter la sédimentation d'une particule de forme quelconque à $T = 293 \text{ K}$ et $P = 1\,013 \text{ hPa}$.

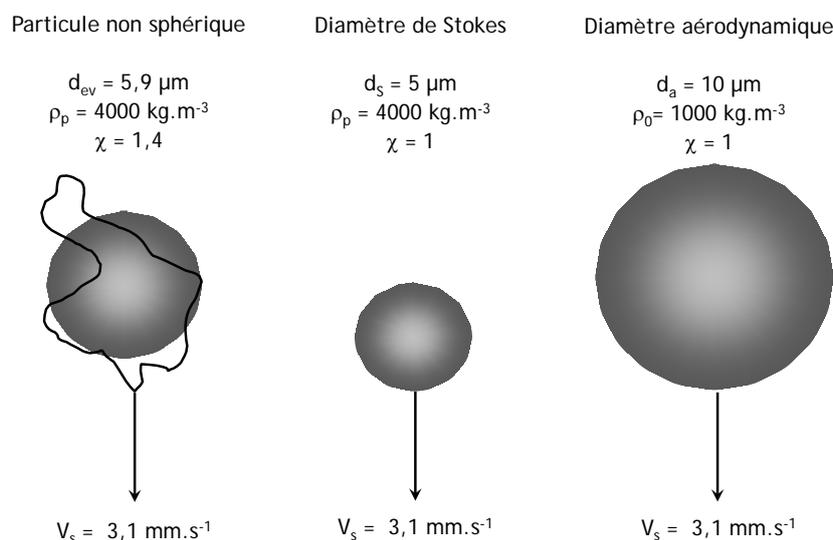


Figure 2 : Schéma descriptif de différents diamètres équivalents

D'une façon générale, on considère que la **sédimentation est un mécanisme important pour déterminer l'évolution d'un aérosol de taille super-micrométrique**. En revanche, la sédimentation est généralement négligée lorsqu'il s'agit d'étudier le comportement d'un

aérosol sub-micrométrique. À titre d'exemple, le Tableau 3 présente la vitesse de sédimentation en fonction du diamètre aérodynamique des particules à $P = 1\,013\text{ hPa}$ et $T = 293\text{ K}$.

Tableau 3 : Vitesse de sédimentation pour quelques diamètres aérodynamiques de particules

Diamètre aérodynamique (μm)	Vitesse de sédimentation ($\text{mm}\cdot\text{s}^{-1}$)
0,01	$6,9\times 10^{-5}$
0,05	$3,9\times 10^{-4}$
0,1	$8,8\times 10^{-4}$
1	$3,5\times 10^{-2}$
10	3,1

Dans l'air, des particules de même D_{ae} vont présenter le même comportement et ce, indépendamment de leurs dimension, forme, masse volumique ou composition chimique.

Ainsi, la connaissance du diamètre aérodynamique d'une particule permet, par exemple, de déterminer :

- sa probabilité de pénétration et de dépôt dans un compartiment donné de l'arbre respiratoire humain ;
- son transfert, dépôt, temps de séjour dans le compartiment atmosphérique ;
- son comportement dans un système de filtration ou tout autre procédé de séparation / captage des aérosols ;
- ses conditions de transport, dépôt dans un procédé ou à l'intérieur des locaux ;
- l'efficacité d'aspiration et/ou de collecte par un échantillonneur d'aérosols donné.

C'est pour toutes ces raisons que le diamètre aérodynamique est largement utilisé en science des aérosols et fréquemment rencontré dans la littérature scientifique et technique. Il convient de retenir que la vitesse de sédimentation d'une particule n'évolue pas linéairement avec son diamètre mais de façon quadratique. Si une particule de diamètre aérodynamique $10\ \mu\text{m}$ a une vitesse de sédimentation relativement palpable d'environ $3\ \text{mm}\cdot\text{s}^{-1}$, une particule de $1\ \mu\text{m}$, dix fois plus petite aura une vitesse de sédimentation cent fois plus faible.

3.1.1.3 La diffusion brownienne : le diamètre équivalent thermodynamique

Le mouvement brownien est la trajectoire aléatoire suivie par une particule sous l'effet des collisions avec les molécules gazeuses environnantes.

La diffusionphorèse est le mouvement d'un ensemble de particules sous l'action d'un gradient de concentration. Ce mouvement est toujours orienté de la zone de concentration élevée vers la zone de concentration faible. La diffusionphorèse est généralement caractérisée en utilisant

la loi de Fick, qui permet d'exprimer le flux de particules en fonction de leur coefficient de diffusion et de leur concentration. En l'absence de forces extérieures, il est exprimé par :

$$J = -D \cdot \frac{dC}{dx}, \quad (7)$$

où J représente le flux de particules par unité de surface ($m^2 \cdot s^{-1}$), D le coefficient de diffusion brownienne des particules ($m^2 \cdot s^{-1}$) et C la concentration des particules (m^{-3}).

Pour une particule sphérique de diamètre d_p , son coefficient de diffusion brownienne D s'exprime par la relation de Stokes-Einstein :

$$D = \frac{k \cdot T \cdot C_u(d_p)}{3 \cdot \pi \cdot \eta \cdot d_p}, \quad (8)$$

où k représente la constante de Boltzmann ($k=1.38 \times 10^{-23} \text{ J} \cdot \text{K}^{-1}$) et T la température (K).

Cette relation est valable pour des diamètres supérieurs à 2 nm ; en deçà, elle n'est plus valable car elle ne rejoint pas la théorie cinétique des gaz et nécessite une correction empirique (Ramamurthi *et al.*, 1990).

S'il n'existe pas de gradient de concentration en particules, la diffusionphorèse est nulle, il n'y a pas de transfert de masse particulaire dans une direction privilégiée. Néanmoins, les particules sont quand même animées d'un mouvement brownien, caractérisé par le déplacement quadratique moyen des particules x_{rms} . Ce déplacement correspond à la distance totale parcourue en moyenne par la particule dans une direction pendant un temps t. Il s'exprime par la relation :

$$x_{rms} = \sqrt{2 \cdot D \cdot t}. \quad (9)$$

La relation précédente montre que **le mouvement brownien d'une particule est d'autant plus important que son coefficient de diffusion est grand et que son diamètre est petit. En conséquence, ce mouvement est souvent prédominant dans le comportement physique des PUF ou nanoparticules en suspension dans l'air.**

Ce fait est illustré sur la Figure 3, qui compare le déplacement quadratique moyen d'une particule en 1 s et sa vitesse de sédimentation. Les résultats présentés sont obtenus pour des particules sphériques de densité égale à 1 et à P = 1 013 hPa et T = 293 K.

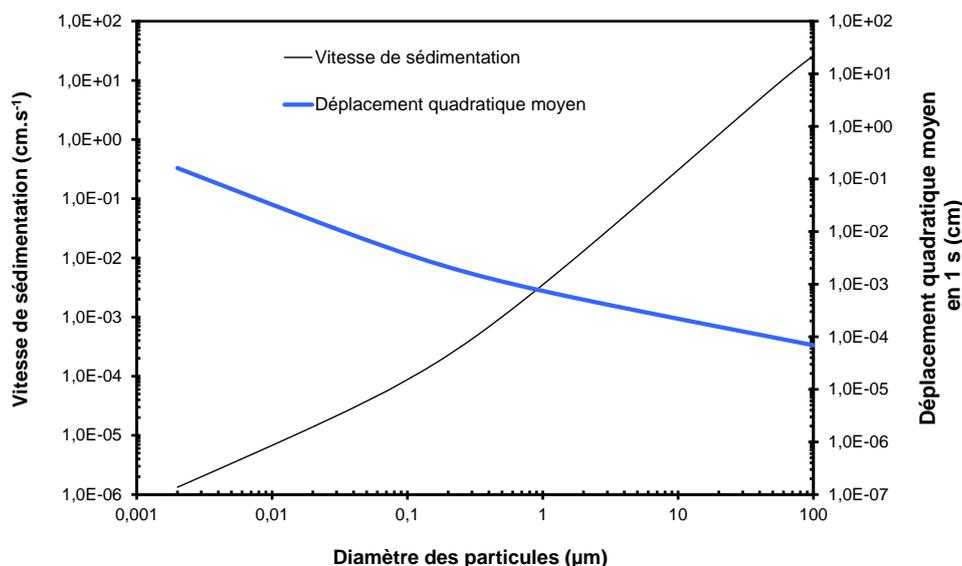


Figure 3 : Comparaison du déplacement quadratique moyen et de la vitesse de sédimentation des particules

La Figure 3 montre clairement que, pour les particules de diamètre supérieur à 1 μm, la sédimentation est responsable du déplacement des particules ; en revanche, lorsque le diamètre des particules est inférieur à 0,1 μm, c'est le mouvement brownien. Elle montre également que le déplacement brownien s'effectue à l'échelle micrométrique ou millimétrique. La diffusion brownienne est donc un phénomène important dans les situations où les distances mises en jeu sont petites et où les temps de séjour sont longs. Il est important de noter que le déplacement brownien des particules ultrafines reste très faible devant leur transport par les mouvements turbulents de l'air et la convection. Ces mouvements peuvent résulter d'écarts de température et du vent dans l'atmosphère ; ou bien des systèmes de ventilation, du déplacement de personnes ou d'objets dans les environnements intérieurs. Ces mouvements induisent un transport et une dispersion des particules à l'échelle macroscopique, généralement caractérisée par un coefficient de diffusion turbulente qui peut être de l'ordre de $10^{-3} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$, donc beaucoup plus important que le coefficient de diffusion brownienne d'une particule (Cf. Tableau 4).

Tableau 4 : Coefficient de diffusion brownienne d'une particule supposée sphérique à P = 1 013 hPa et T = 293 K

Diamètre (μm)	Coefficient de diffusion ($\text{m}^2.\text{s}^{-1}$)
0,005	$2,15 \times 10^{-7}$
0,01	$5,45 \times 10^{-8}$
0,05	$2,43 \times 10^{-9}$
0,1	$6,94 \times 10^{-10}$
1	$2,74 \times 10^{-11}$
10	$2,41 \times 10^{-12}$

3.1.1.4 L'action d'un champ électrique : le diamètre de mobilité électrique

Lorsqu'une particule électriquement chargée est soumise à un champ électrique externe, elle acquiert une vitesse de dérive dans le champ, fonction de l'équilibre entre les forces électriques et de traînée. La vitesse de dérive d'une particule chargée est proportionnelle au champ électrique et s'exprime par :

$$V = Z \cdot E, \quad (9)$$

où E représente le champ électrique (en $V.m^{-1}$) et Z la mobilité électrique de la particule (en $m^2.V^{-1}.s^{-1}$).

La mobilité électrique d'une particule est reliée à son coefficient de diffusion D par la relation :

$$Z = \frac{p \cdot e}{k \cdot T} \cdot D, \quad (10)$$

où p représente le nombre de charges élémentaires portées par la particule, e la charge élémentaire ($e = 1.6 \times 10^{-19}$ C), k la constante de Boltzmann ($k = 1.38 \times 10^{-23}$ J.k⁻¹) et T la température (en K).

En utilisant la définition du coefficient de diffusion, on exprime la mobilité électrique d'une particule supposée sphérique en fonction de son diamètre d_p par la relation :

$$Z = \frac{p \cdot e \cdot C_u}{3 \cdot \pi \cdot \eta \cdot d_p}. \quad (11)$$

Lorsque la particule n'est pas sphérique la relation 11 permet de calculer le diamètre équivalent en mobilité électrique à partir, par exemple, de la mesure de la mobilité électrique Z et de la connaissance du nombre de charges électriques élémentaires p.

La relation 11 montre que plus la particule est petite plus sa mobilité électrique est grande. **En conséquence les particules ultrafines électriquement chargées ont un comportement très différent des particules neutres lorsqu'elles sont soumises à un champ électrique.**

La Figure 4 illustre ce fait en comparant le déplacement quadratique moyen par diffusion brownienne et la vitesse de dérive des particules pour deux valeurs de champ électrique ; les particules sont supposées sphériques et porter une seule charge électrique élémentaire. Les calculs sont effectués pour un champ électrique $E = 100 V.m^{-1}$, représentatif du champ électrique atmosphérique au niveau du sol dans des conditions de beau temps, et pour un champ électrique $E = 10 kV.m^{-1}$, représentatif de conditions d'orages (Chalmers, 1967, Fewes *et al.*, 1999).

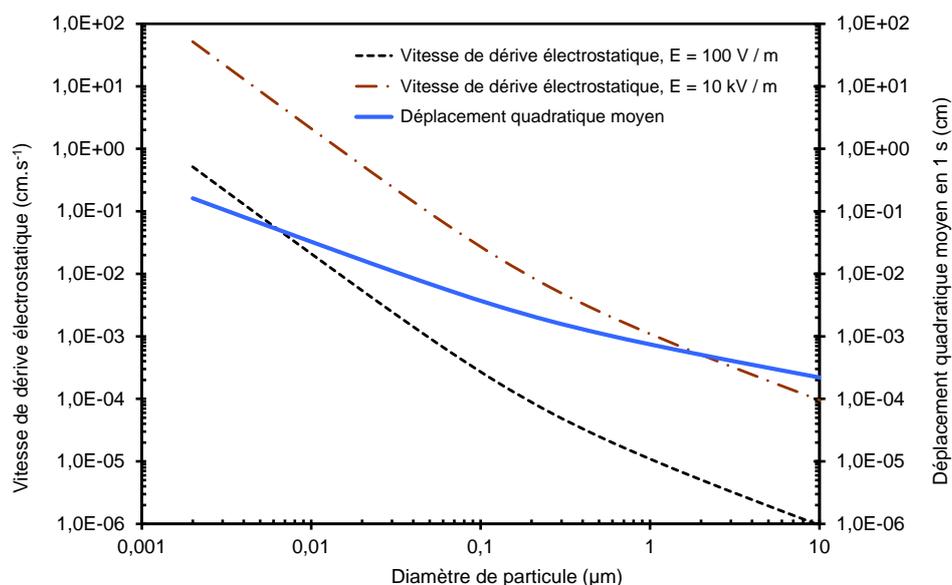


Figure 4 : Comparaison du déplacement quadratique moyen et de la vitesse de dérive dans un champ électrique à $P = 1013$ hPa et $T = 293$ K, pour une particule monochargée

La Figure 4 montre clairement que le déplacement des PUF électriquement chargées est considérablement influencé par le champ électrique. Dans l'atmosphère, les champs électriques résultent principalement des conditions météorologiques de la troposphère et de la conductibilité électrique de l'air, due à la présence de petits ions (Chalmers, 1967, Bering *et al.*, 1998) ; il existe également des champs électriques intenses à proximité des lignes à haute tension.

Dans les environnements intérieurs, des champs électriques peuvent résulter de mécanismes de frottement ou de contact. Un champ électrique peut également être créé par l'apparition d'une charge d'espace. Cette charge d'espace peut résulter d'une charge électrique globale de l'aérosol différente de zéro ou bien de l'évolution des ions présents dans le gaz.

D'une façon générale, les mécanismes de production des aérosols conduisent fréquemment à l'obtention de particules électriquement chargées. Cette charge électrique va évoluer en fonction des collisions avec les petits ions positifs ou négatifs présents dans le gaz. Dans l'atmosphère, ces petits ions sont créés majoritairement par la désintégration du radon, gaz radioactif naturellement présent dans l'environnement, et par l'action des rayonnements cosmiques (Bricard et Pradel, 1966). Lorsque les concentrations en ions positifs et en ions négatifs sont égales, ainsi que leurs mobilités électriques, la charge électrique moyenne à l'équilibre des particules composant l'aérosol est égale à zéro. On dit que l'aérosol est électriquement neutralisé. Néanmoins, les particules sont individuellement chargées suivant une loi de répartition proche d'une gaussienne, appelée équilibre de Boltzmann (Lissowski, 1940, Keefe *et al.*, 1959). Dans le cas des PUF, lorsque le diamètre est inférieur à $0,1 \mu\text{m}$, la loi d'équilibre de Boltzmann sous-estime la fraction de particules électriquement chargée. Par la suite, plusieurs auteurs ont proposé des théories (Fuchs, 1963, Hoppel et Frick, 1986) et des relations empiriques (Wiedensohler, 1988) permettant de comprendre et de décrire l'état de charge électrique des particules ultrafines en présence de petits ions positifs et négatifs.

3.1.2 Notions sur la morphologie des particules

Les diamètres équivalents ne suffisent pas toujours pour comprendre le comportement des particules de formes irrégulières. On peut citer le cas de la coagulation des agrégats (Friedlander, 2000), du chargement électrique en présence de petits ions ou de la filtration. Signalons, par ailleurs, que certaines techniques de mesure d'un diamètre équivalent ont une réponse sensible à la forme des particules. Pour appréhender ces effets, il est nécessaire de caractériser la forme des particules à l'aide de différents paramètres comme, par exemple, le facteur de forme dynamique ou la dimension fractale dans le cas des agrégats. Nous exposons ici seulement quelques éléments relatifs à la mesure de la morphologie des agrégats.

La dimension fractale des agrégats permet de caractériser la forme des particules de structure complexe, comme par exemple, celles issues de phénomènes de combustion. Ces particules sont constituées d'assemblages de particules plus petites, généralement sphériques, appelées particules primaires. Les particules primaires ont des tailles comprises entre 1 et 100 nm et les agrégats peuvent avoir des tailles supérieures au μm . Généralement, on parle d'agglomérat lorsque les particules primaires sont liées entre elles par des forces de Van der Waals et de tension de surface ; en revanche, on parle d'agrégat lorsque les liaisons entre les particules primaires sont plus fortes. Dans ce chapitre, le terme agrégat est utilisé de façon générique.

L'application de la théorie fractale à la caractérisation des agrégats de formes dites quasi-fractales a montré que l'on peut relier le nombre (N_p) et le diamètre des particules primaires (d_{pp}) d'un agrégat.

Cette relation traduit une invariance de la forme, représentée par la dimension fractale, pour des agrégats de tailles différentes (nombre plus ou moins important de particules primaires). La Figure 5 représente respectivement des photographies, prises avec un microscope électronique en transmission, de particules produites par la combustion de propane dans un mélange d'air et d'azote. Les particules primaires sont des sphérules de carbone ayant un diamètre moyen égal à 20 nm. La Figure 6, représente des exemples d'agrégats de différentes dimensions fractales.

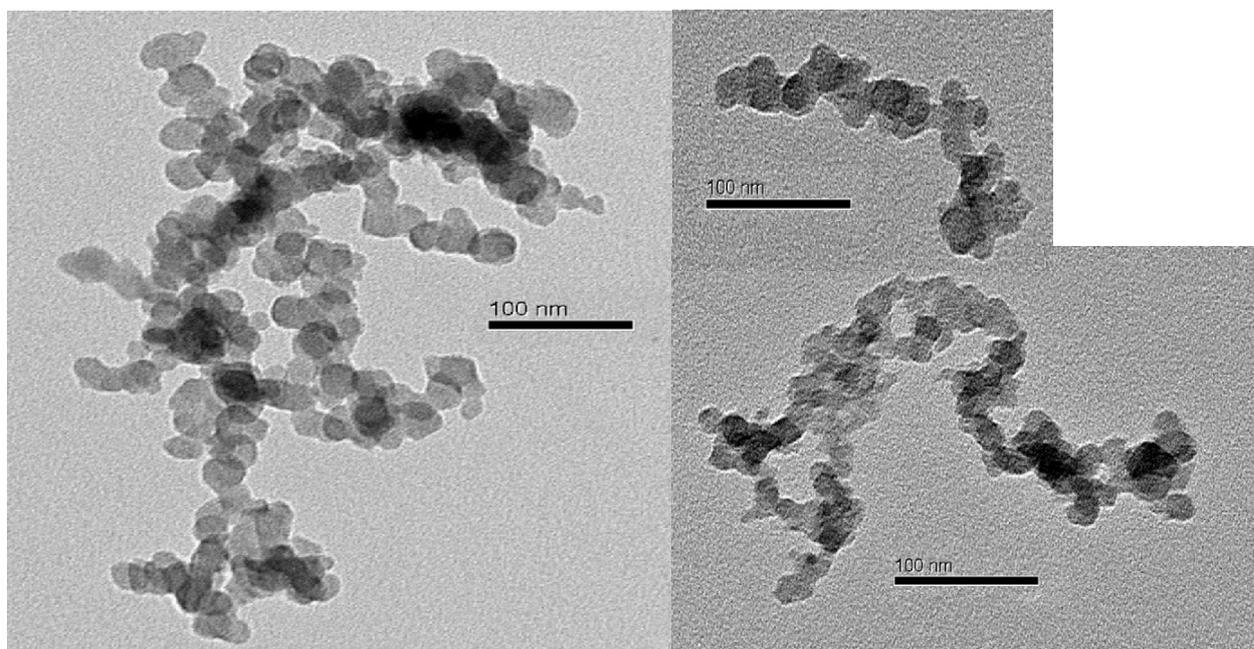


Figure 5 : Photographie d'agrégats issus de la combustion de propane

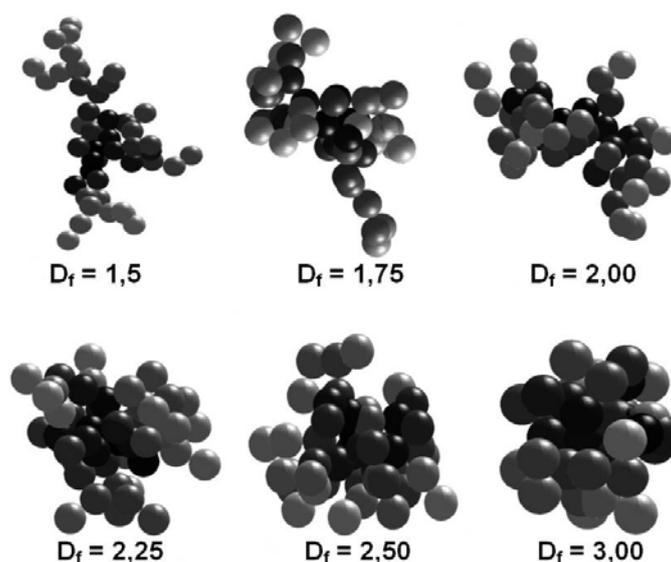


Figure 6 : Simulation d'agrégats de différentes dimensions fractales (Ouf, 2006)

3.1.3 Conclusion

Les aérosols peuvent comporter des particules ayant des tailles réparties sur plusieurs décades entre 0,1 nm et 100 μm ; les mécanismes qui déterminent le comportement des particules sont différents suivant leur taille. A la pression atmosphérique, pour les particules de taille supérieure à 1 μm ce sont la sédimentation et les effets inertiels qui régissent le mouvement et le dépôt des particules. Dans le cas des particules de taille inférieure à 0,1 μm , c'est le mouvement brownien dû aux chocs entre les particules et les molécules du gaz qui conditionne leur comportement local. De ce fait, les aérosols ultrafins évoluent rapidement par coagulation, attachement sur l'aérosol atmosphérique et dépôt sur les surfaces.

Rappelons que généralement, à l'échelle macroscopique, le transport des particules est dû à la diffusion turbulente et aux mouvements de convection et non pas à la diffusion brownienne. En revanche, au voisinage d'une surface c'est la diffusion brownienne qui conditionne le dépôt des aérosols ultrafins.

Pour les particules qui sont électriquement chargées et en présence d'un champ électrique, les forces électriques peuvent être non négligeables voire prédominantes. Suivant leur mécanisme de production, les particules peuvent être fortement chargées ; après mise à l'équilibre avec des ions bipolaires la proportion de particules chargées dépend de leur diamètre.

3.2 Instrumentation et méthode de mesure

Nous détaillons par la suite les principes de base utilisés en métrologie des aérosols pour caractériser ces diamètres équivalents et pour quantifier les particules suivant différentes métriques (masse, nombre, surface,).

3.2.1 Méthodes de détection et de caractérisation chimique des particules dispersées dans l'air

La quantité d'un aérosol peut s'exprimer suivant différentes métriques : en masse, en nombre, en surface, ou encore en activité dans le cas des particules radioactives.

La concentration en masse est le paramètre le plus couramment utilisé pour exprimer la quantité d'un aérosol micrométrique.

Pour les aérosols ultrafins, les quantités les plus utilisées sont les concentrations en nombre et en activité. La concentration en activité est utilisée notamment pour détecter et caractériser l'aérosol radioactif naturel issu de la désintégration du radon. La concentration en masse n'est pas un paramètre usuel pour les nanoparticules du fait qu'elles ne représentent qu'une très faible fraction massique devant des particules micrométriques. Néanmoins, les mesures de concentration massique d'aérosols ultrafins sont utilisées, par exemple, dans le cadre des études sur l'aérosol atmosphérique ou sur les émissions des moteurs.

A l'heure actuelle, il existe un développement et des perspectives importantes pour les instruments et les méthodes permettant de mesurer la surface des aérosols ultrafins. Ce développement est motivé, en partie, par les résultats d'études toxicologiques des particules ultrafines qui montrent, d'une part une corrélation entre des effets inflammatoires et la surface des particules, d'autre part que la masse n'est pas un paramètre déterminant singulier comme dans le cas des particules plus grosses (Oberdörster *et al.*, 2005).

Dans le cas où la détection de l'aérosol d'intérêt est gênée par un bruit de fond ambiant, pouvant résulter de la présence de l'aérosol atmosphérique ou d'autres procédés, il faut avoir recours à des techniques d'analyses chimiques. Ces techniques sont également en plein essor car elles permettent d'effectuer une mesure de quantité spécifique à un ou plusieurs composés chimiques prédéfinis.

3.2.1.1 Mesure de la concentration en masse

3.2.1.1.1 *Le prélèvement sur filtre*

La méthode la plus simple pour mesurer la concentration massique d'un aérosol consiste à prélever ce dernier sur un filtre avec un débit fixe, bien déterminé. La pesée du filtre avant et après le prélèvement permet de calculer la masse d'aérosol collecté et par la suite la concentration massique, connaissant le débit et le temps de prélèvement. Il faut choisir un média filtrant adéquat en termes d'efficacité de filtration, de perte de charge et de composition. Des précautions particulières sont nécessaires pour déterminer l'incertitude sur la masse des particules collectées et pour tenir compte de la présence d'une phase volatile des particules ou de vapeur d'eau pouvant être adsorbée sur le filtre et les particules.

Cette méthode donne une mesure de concentration moyenne de l'aérosol sur le temps de prélèvement. Une caractérisation qualitative et/ou quantitative des éléments chimiques ou biologiques peut être effectuée sur le filtre de prélèvement par différentes techniques analytiques (ICP/MS, DRX, etc.).

Il existe des dispositifs de prélèvement sélectifs en taille permettant de prélever certaines fractions granulométriques d'un aérosol. Ces dispositifs échantillonnent les particules constituant l'aérosol avec une efficacité qui dépend de la géométrie du dispositif de prélèvement et qui varie selon le diamètre aérodynamique des particules (Cf Annexe 8).

3.2.1.1.2 *La jauge bêta*

La jauge bêta mesure l'atténuation d'un faisceau de particules β à travers un filtre chargé de particules. Les particules β sont produites par une source radioactive ; leur flux est mesuré par un compteur d'électrons. Le nombre d'électrons transmis au travers de l'échantillon décroît lorsque sa densité surfacique augmente. L'atténuation du faisceau est fonction de l'énergie des particules β , de la densité surfacique de l'échantillon et du rapport entre le numéro atomique et la masse atomique des espèces de l'échantillon. Ce rapport est sensiblement constant pour la plupart des éléments, sauf pour les plus lourds.

Cette méthode est limitée par certains artefacts pouvant provenir de l'inhomogénéité du support de filtration, de la dépendance par rapport au numéro atomique des espèces collectées et de l'inhomogénéité de la densité surfacique du dépôt. Sous réserve de temps d'intégration suffisants, elle permet des mesures séquentielles de la concentration.

3.2.1.1.3 *Les microbalances à cristaux piézo-électriques*

Certains cristaux, notamment le quartz, vibrent lorsqu'ils sont soumis à un champ électrique ; la fréquence de vibration dépend en partie de la masse du cristal. La mesure d'une masse d'aérosol est alors possible en collectant les particules sur le cristal et en mesurant sa variation de fréquence. Des sensibilités de 10^3 Hz/ μ g peuvent être obtenues avec des stabilités de quelques Hertz pour une fréquence propre de cristal de 10 MHz (McMurry, 2000).

Ceci nécessite de collecter les particules sur le cristal avec une efficacité (et un débit) bien déterminée, par impaction pour les particules de diamètre aérodynamique suffisamment élevé, ou par précipitation électrostatique. Les limites de ces systèmes sont liées à l'efficacité de collecte des particules sur le cristal, à leur adhérence, à la surcharge du cristal, ou aux variations de température et d'humidité.

La sensibilité de la méthode permet des mesures sur un temps d'intégration relativement court, et ainsi d'accéder à des mesures quasiment en temps réel.

3.2.1.1.4 La microbalance à élément oscillant

La microbalance à élément oscillant est connue sous le nom de TEOM (pour *Tapered Element Oscillating Microbalance*). Le principe est le même que pour les balances à cristaux piézo-électriques : on mesure la variation de fréquence d'un élément provoquée par un accroissement de masse. Dans le TEOM, l'élément oscillant est un tube de verre de forme conique mis en oscillation harmonique par un champ électrique. Sur l'extrémité la plus fine du tube est monté un petit filtre qui permet de collecter les particules ; le gaz filtré passe ensuite à travers le tube et le débit est mesuré en sortie du système. Lorsque le filtre se charge de particules, la masse de l'ensemble tube plus filtre augmente ; cette variation de masse est liée à la variation de fréquence du système, ici mesurée en temps réel à l'aide d'un système optique. Les données sont ensuite intégrées sur un certain temps pour éliminer les fluctuations statistiques.

Cette technique permet de réaliser des mesures de concentration massique avec une sensibilité d'environ $\pm 5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pour un temps d'intégration de 10 min et un débit de prélèvement de 3 L/min.

La limitation de ce système est principalement due à la surcharge et au colmatage du filtre de prélèvement. L'élément oscillant doit être maintenu à température constante.

3.2.1.1.5 Mesure de la concentration massique spécifique à un composé chimique en temps réel

Depuis le milieu des années 90, des études ont été réalisées pour tester la potentialité de la LIBS (*Laser-Induced Breakdown Spectroscopy*) pour analyser la phase particulaire des métaux lourds à l'émission : cette technique d'analyse élémentaire consiste à focaliser un faisceau laser impulsif sur un échantillon dont on veut déterminer la composition. L'éclairement ainsi obtenu (de l'ordre de 1-10 GW/cm²) permet d'initier l'ablation de l'échantillon. L'interaction du faisceau laser avec la matière ablatée induit la création d'un plasma. L'analyse de la signature spectrale du plasma avec un spectromètre permet de déterminer la nature des éléments présents dans l'échantillon (par la position des raies atomiques sur le spectre) ainsi que leur concentration (par l'intensité de ces raies). Cette technique d'analyse ne nécessite ni de préparation d'échantillon, ni de conditions d'analyse spéciales (la mesure est faite à température et pression ambiantes). De plus, elle permet de connaître en quelques secondes la composition élémentaire d'un échantillon quel que soit son état physico-chimique (liquide, solide, gaz). Pour l'analyse par LIBS des aérosols, deux démarches ont été expérimentées. La première consiste à focaliser le laser directement sur un volume d'air où passe l'aérosol à analyser. La seconde consiste à prélever les particules sur un filtre ou un autre support puis à analyser celui-ci par LIBS. Pour la première méthode, dite d'analyse LIBS directe, les nombreux travaux de Hahn (2000) ont posé les bases de l'analyse LIBS directe des aérosols et ont introduit les notions de volume d'échantillonnage, de taille maximale de vaporisation complète des particules et d'«analyse conditionnelle». De nos jours l'analyse LIBS est opérationnelle pour la détection et la quantification de particules micrométriques dans l'air et de nanoparticules sur filtres (Gallou *et al.*, 2011, Dewalle *et al.*, 2011). Toutefois, aucun système de mesure n'est disponible en version commerciale et signalons que pour réaliser une analyse quantitative par LIBS il est nécessaire de procéder à des calibrations avec des échantillons étalons dans les mêmes conditions opératoires.

Dans le cadre de la surveillance et de la caractérisation de la composition chimique des particules atmosphériques, les instruments de mesures automatisés présentent un intérêt

particulier concernant le suivi avec une plus grande résolution temporelle (c'est à dire une mesure horaire) que les méthodes par prélèvement sur filtres (typiquement journalier). De plus, la caractérisation quasi immédiate permet d'obtenir une information directe sur la composition chimique des particules, donc sur les éventuels dépassements de seuils et sur leurs sources d'émissions. Ces instruments sont susceptibles de limiter à la fois le coût des analyses et de la main d'œuvre tout en apportant des informations supplémentaires notamment lorsqu'ils sont couplés à de la modélisation et du traitement statistique. En effet, ces données peuvent être intégrées dans des modèles de type source-récepteurs qui, sans connaissance *a priori* des sources impactant la qualité de l'air du site de mesure, vont permettre d'identifier et de quantifier la contribution relative des principaux émetteurs. Cela permet d'évaluer à la fois l'exposition des populations mais aussi l'efficacité des politiques de réduction des émissions dans le cas de sources locales.

Ces modèles statistiques se basant sur des grands jeux de données, les instruments de mesures automatiques sont mieux adaptés que des méthodes classiques faisant intervenir une collecte sur filtres puis une analyse *a posteriori* en laboratoire plusieurs semaines après l'évènement. Ainsi, les ACSM (*Aerosol Chemical Speciation Monitor*) et Aethalomètres (analyses du carbone suie (en anglais, *Black Carbon (BC)*)), en cours de déploiement sur le territoire français ont été choisis pour la caractérisation en continu, en raison de leur robustesse, leur grande autonomie et leur fréquence d'acquisition. Ces instruments précités sont essentiellement tournés vers la caractérisation de la fraction carbonée ou organique et des sels inorganiques (nitrate, sulfate, ammonium, chlore, potassium) issus de particules primaires et secondaires. La technique de fluorescence X permet l'analyse de la composition chimique élémentaire en continu et de manière automatique pour les aérosols collectés sur filtres. Cette méthode non destructive ne nécessite aucun réactif ou gaz pour son fonctionnement, ce qui en fait un bon candidat pour des instruments de terrain. Cependant, à l'heure actuelle, l'utilisation d'un analyseur automatique de métaux dans les particules atmosphériques par Fluorescence X ne semble pas convenir pour la simple surveillance des métaux réglementés. Pour ce faire, il serait nécessaire d'augmenter considérablement le temps de prélèvement (12-24 h) pour améliorer la limite de détection des métaux présentant les plus basses teneurs dans l'air ambiant (As, Cd, Ni) (LCSQA, 2016).

3.2.1.2 Mesure de la concentration en nombre

Il existe plusieurs méthodes permettant de mesurer la surface spécifique associée à un échantillon de particules en phase aérosol. Ce mesurande est peu utilisée actuellement, mais apparaît pertinente à prendre en compte pour la caractérisation des PUF (Cf.7.5).

Les compteurs de noyaux de condensation (CNC) sont les instruments les plus utilisés pour mesurer la concentration en nombre d'un aérosol ultrafin ; ces instruments sont également dénommés CPC, pour "*Condensation Particle Counter*". Ils permettent de mesurer en continu la concentration en nombre de particules dont le diamètre est supérieur à un diamètre minimum généralement compris entre 2 nm et 20 nm suivant les appareils. Ce diamètre correspond généralement à une efficacité de détection égale à 50 %.

Dans un CNC les particules sont grossies par condensation d'une vapeur sursaturée, le plus souvent de butanol ou d'eau, afin d'être détectées par diffusion de la lumière dans un système optique.

Les 3 étapes principales sont :

➔ La sursaturation

Les particules pénètrent tout d'abord dans une chambre dite « de saturation ». Dans cette chambre chauffée à 35 °C, les molécules d'alcool sont présentes sous forme gazeuse. Ainsi le fluide vecteur des particules est premièrement saturé, puis sursaturé par cette vapeur d'alcool au moment du refroidissement dans le condenseur.

➔ Le grossissement par condensation

Dans le condenseur où la température est de à 10°C, la sursaturation effectuée signifie que la pression partielle est plus élevée que la pression de vapeur saturante correspondant à la température du milieu. Dans ces conditions, les molécules de vapeur condenseront sur les particules présentes qui grossiront (leur taille finale dépendra principalement du fluide et des conditions opératoires ; elle est de l'ordre d'une dizaine de micromètres) et pourront ainsi être détectées. Grâce à ce grossissement, les différents types de CNC permettent de détecter les particules de diamètre supérieur à un minimum de l'ordre du nanomètre (généralement compris entre 3 nm et 10 nm).

➔ Détection des gouttelettes

Les particules, devenant ainsi des gouttes d'alcool, sont ensuite dirigées vers un détecteur optique. Le passage des particules dans un faisceau engendre une variation du signal mesuré (quantité de lumière diffusée ou quantité de lumière transmise) caractérisée par une impulsion Renoux et Boulaud, 1998 :

$$dI' = \frac{\pi d_p^2}{4} I' \text{Coeff}_{ext}$$

où Coeff_{ext} est le coefficient d'extinction de la particule, dépendant de sa taille, et I' l'intensité locale du faisceau lumineux. L'analyse du signal électrique détermine le nombre d'impulsions et donc le nombre de particules ayant traversé le faisceau. En connaissant le débit d'échantillonnage, on obtient donc une concentration en nombre de l'aérosol.

La taille finale des gouttelettes est généralement de quelques micromètres ; elle dépend principalement du fluide et des conditions opératoires (température, pression, débit).

La valeur limite du diamètre minimum détectable est due aux rapports de saturation très élevés nécessaires pour provoquer la condensation de la vapeur sur les plus petites particules (effet Kelvin), qui peut entraîner la formation de parasites par nucléation homogène.

Dans le cas des particules de diamètre inférieur à 10 nm, la taille finale des gouttelettes dépend également de celle du noyau initial ; cette observation est utilisée pour mesurer la granulométrie des particules entre 2 nm et 10 nm (Rebours *et al.*, 1996, Weber *et al.*, 1998).

Le schéma de principe d'un compteur de noyaux de condensation est présenté sur la Figure 7.

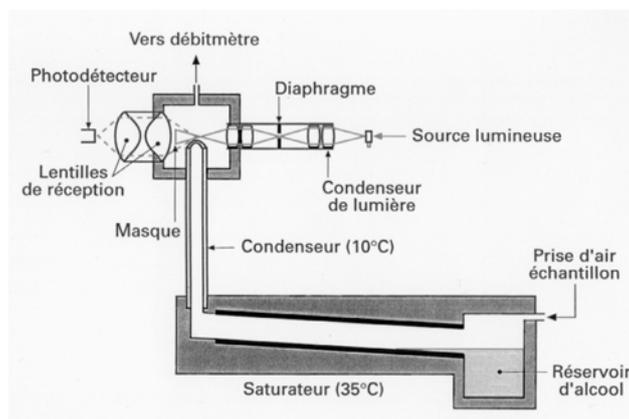


Figure 7 : Schéma de principe d'un compteur de noyaux de condensation utilisant de l'alcool (doc TSI³)

3.2.1.3 Mesure de la concentration en surface

Il existe plusieurs méthodes permettant de mesurer la surface d'un échantillon de particules. Cette métrique est peu utilisée actuellement, mais apparaît pertinente à prendre en compte pour la caractérisation des PUF (Cf.7.5).

Sur des échantillons de poudre, la mesure de la surface spécifique (exprimée en m²/g) est couramment effectuée par adsorption physique d'un gaz (méthode BET) et est devenue la référence pour les études de toxicologie et de caractérisation des poudres. Toutefois, cette méthode nécessite de disposer d'une masse relativement importante de matière ; c'est pourquoi elle n'est pas adaptée aux aérosols ultrafins et aux mesures d'exposition (Bau *et al.*, 2010).

A ce jour, aucune technique ne permet une mesure directe de la surface géométrique d'un aérosol pour une morphologie de particule quelconque. Toutefois, il existe des méthodes indirectes (Woo *et al.*, 2001, Maynard, 2003, Bau *et al.*, 2013) qui sont basées sur des mesures intégrales de concentration en nombre, en masse et en charge électrique, puis sur l'utilisation d'hypothèses sur la forme des particules et l'allure de la distribution granulométrique. Par ailleurs, il existe des techniques pour mesurer de façon directe la surface dite active des aérosols, encore appelée surface de Fuchs. Le concept de surface active est issu de la théorie classique de la coagulation des aérosols (Fuchs, 1964).

La surface active est définie comme la fraction de la surface géométrique de la particule directement accessible à des composés (ions, molécules, atomes) présents dans le gaz environnant. Les deux principales techniques existantes reposent sur la mesure de l'attachement d'atomes de plomb radioactif ou d'ions sur la surface des particules.

Dans le cas des particules sphériques, la surface active peut s'exprimer en fonction du diamètre par (Jung et Kittelson, 2005):

$$S = \pi \cdot d_p^2 \cdot Cu^*(d_p) / Cu(d_p),$$

où d_p représente le diamètre, Cu le facteur de correction de Cunningham et Cu^* l'expression simplifiée du facteur de correction pour le régime moléculaire. Rappelons que dans le domaine

³ Le lecteur trouvera des informations détaillées sur le développement de cet instrument dans la conférence de M. Pourprix (2020) Science et Métrologie des Aérosols en France : Histoire et Impact, Congrès Français sur les Aérosols, 2020 Paris. <https://fr.calameo.com/read/0061636397c658ffe5963?authid=6DdFG0nCOMfA>

moléculaire, ce facteur traduit la diminution de la force de frottement du gaz sur une sphère en mouvement par rapport à la force calculée selon la loi du domaine continu, encore appelée loi de Stokes. Cette réduction du frottement est souvent imagée en considérant que les molécules peuvent « glisser » à la surface de la particule.

Dans un cas plus général, pour des particules non sphériques, la surface de Fuchs peut s'exprimer de façon adimensionnelle en fonction du diamètre de mobilité électrique des particules par (Pandis *et al.*, 1991, Jung et Kittelson, 2005) :

$$S_{\text{Fuchs}} = \pi \cdot \left(\frac{d_p}{d_0} \right)^{x(d_p)}, \quad (13)$$

où d_p représente le diamètre de mobilité électrique des particules, $d_0 = 1 \mu\text{m}$ et $x(d_p)$ est une fonction comprise entre 1 et 2 qui dépend du diamètre de mobilité électrique et de la forme des particules.

La Figure 8 représente l'évolution de la surface active pour des particules sphériques en fonction du diamètre, ainsi que la surface géométrique $\pi \cdot d_p^2$. Il est à noter que, pour $d_p < 50 \text{ nm}$, la surface active des particules correspond à la surface géométrique. En revanche, pour $d_p > 50 \text{ nm}$, ces deux grandeurs diffèrent : la surface active ne représente qu'une fraction de la surface géométrique et devient proportionnelle à d_p .

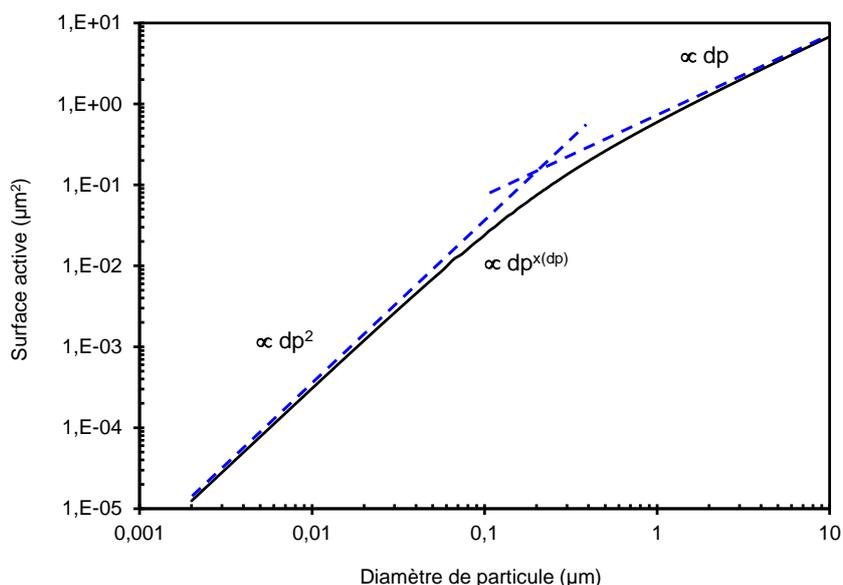


Figure 8 : Evolution de la surface active pour des particules sphériques (conditions standard de température et de pression).

Le premier instrument développé pour mesurer la surface active d'un aérosol est l'épiphaniomètre (Gäggeler *et al.*, 1989, Baltensperger *et al.*, 2001) son nom venant du grec *epiphania* désignant la partie visible (externe) d'un corps. Le principe de fonctionnement est basé sur la fixation d'atomes radioactifs de plomb (^{211}Pb) sur les particules, suivie d'une mesure de la radioactivité portée par les particules collectées sur un filtre. Bien qu'il ait une limite de détection très basse due aux mesures nucléaires, cet instrument est peu utilisé du

fait du temps d'intégration nécessaire aux mesures et de l'utilisation d'une source radioactive d'actinium 227 pour produire les atomes de plomb. Toutefois, signalons qu'un développement récent de cette technique a été proposé en combinaison avec un impacteur en cascade pour mesurer la granulométrie en surface active (Gini *et al.*, 2013). Cet instrument présente l'avantage d'une limite de détection plus faible que les instruments basés sur la fixation d'ions.

Le second type d'instruments permettant de mesurer la surface active repose sur la fixation d'ions produits par un effet couronne et sur la mesure du courant électrique correspondant aux particules chargées. Pour cela, il est généralement nécessaire de collecter l'aérosol électriquement chargé sur un filtre compris dans une cage de Faraday et le courant mesuré correspond au flux des charges induites sur la cage entourant le filtre.

Un schéma de principe est représenté sur la Figure 9. Il existe déjà plusieurs versions commerciales de ce type d'instrument (LQ1-DC, EAD, NSAM, AeroTrak 9000, Partector). Plusieurs auteurs (Jung et Kittelson, 2005, Ki Ku et Maynard, 2005, Shin *et al.*, 2006) ont étudié expérimentalement leurs réponses pour différents diamètres de particules. Les résultats obtenus avec le LQ1-DC sont en relativement bon accord avec la surface active théorique, contrairement à ceux obtenus avec l'EAD et le NSAM. En revanche, les résultats obtenus avec le NSAM sont en bon accord avec les surfaces géométriques théoriques de particules déposées dans les régions trachéobronchique et alvéolaire de l'arbre respiratoire (Shin *et al.*, 2006, Han *et al.*, 2005). Ces surfaces théoriques sont calculées en supposant les particules sphériques et en utilisant le modèle de dépôt dans les voies respiratoires de la Commission internationale de protection radiologique (CIPR, en anglais *International Commission on Radiological Protection ou ICRP*) (ICRP, 1994). Signalons que la majorité de données expérimentales existantes sur ces instruments concerne le cas d'aérosols monodispersés (Bau *et al.*, 2009, Bau *et al.*, 2011). Pour des aérosols polydispersés, ce type d'instrument peut -sous-estimer la concentration en surface de 20 % à 30 % par rapport à celle calculée à partir de mesure de granulométrie en diamètre de mobilité électrique obtenues avec un SMPS (Scanning Mobility Particle Sizer) (Bau *et al.*, 2012).

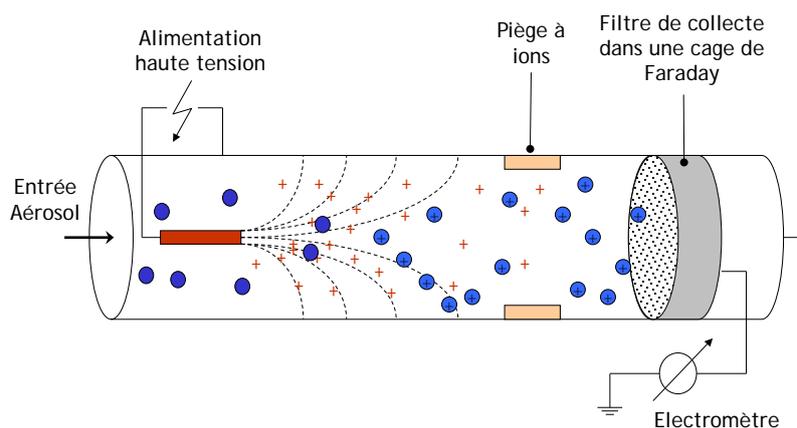


Figure 9 : Schéma de principe d'un détecteur électrique d'aérosol

Une alternative très intéressante au principe de la collecte des particules chargées sur un filtre consiste à mesurer la charge induite par l'aérosol lors de son passage librement dans une cage de Faraday. Pour que cette méthode fonctionne, il est nécessaire que le système soit conçu pour obtenir une différence de courant portée par l'aérosol entre l'entrée et la sortie de

la cage de Faraday. Cette technique a été mise en œuvre dans un instrument appelé PPS pour *Pegasor Particle Sensor* (Lanki *et al.*, 2011) où la cage de Faraday englobe la décharge permettant de produire les ions, la zone de charge de l'aérosol et le piège d'excès des ions. Plus récemment cette technique a été mise en œuvre avec une cage de Faraday limitée à la zone de passage de l'aérosol chargé. Dans ce cas, pour obtenir un signal, les auteurs utilisent une décharge électrique pulsée (Fierz *et al.*, 2014).

L'originalité de ces nouvelles techniques réside dans le fait que la zone de charge électrique et le piège à ions sont placés à l'intérieur de la cage de Faraday qui est reliée à l'électromètre. Cette innovation permet de mesurer directement la quantité d'ions fixée sur les particules, sans procéder à la collecte de l'aérosol sur un filtre. En effet, dans les systèmes classiques (électromètre à aérosol), après l'étape de chargement électrique des particules et de piégeage des ions, la charge portée par l'aérosol est déterminée en collectant les particules sur un filtre Très Haute Efficacité contenu dans une cage de Faraday indépendante.

3.2.2 Méthodes de caractérisation granulométrique des particules dispersées dans l'air

Pour mesurer la distribution granulométrique d'un aérosol, les méthodes les plus couramment employées reposent sur le principe de la sélection des particules suivant une propriété (mobilité électrique, diffusion brownienne, inertie), puis de la détection de ces particules. En procédant par étapes de sélections successives ou parallèles, on mesure la distribution de l'aérosol, par exemple en termes de mobilité électrique, de coefficient de diffusion ou de temps de relaxation. Dans la plupart des cas, on utilise des méthodes d'inversion des données pour calculer la distribution en diamètre équivalent afin de prendre en compte les efficacités des étapes de sélection et de détection.

3.2.2.1 Mesure de la distribution en diamètre aérodynamique

Le diamètre aérodynamique d'une particule permet de caractériser simplement sa vitesse de sédimentation et son inertie, ou temps de relaxation (Cf. 3.1.1.2)

Pour mesurer le diamètre aérodynamique des particules, on les soumet généralement à une variation de vitesse du gaz porteur, accélération linéaire ou variation brutale de direction.

Dans les systèmes à accélération linéaire, c'est une petite buse qui permet l'accélération de l'écoulement. La vitesse des particules est mesurée à la sortie de la buse en mesurant soit le temps de vol entre deux faisceaux laser, soit le temps de résidence dans un faisceau. Plus les particules ont de l'inertie, plus l'écart des vitesses entre le gaz et les particules est important ; cet écart est principalement relié au diamètre aérodynamique des particules. La forme et la densité des particules peuvent jouer un rôle non négligeable suivant le régime d'écoulement induit lors de l'accélération. Il existe plusieurs systèmes commerciaux (Aerodynamic Particle Sizer, Aerosizer) permettant de réaliser des mesures de diamètres aérodynamiques entre 0,5 μm et 100 μm .

Les impacteurs en cascade utilisent une brusque variation de direction du fluide pour mesurer le diamètre aérodynamique. On force l'aérosol à passer dans des ajutages de diamètre d_j afin d'imposer une vitesse U aux particules. En regard de l'ajutage est positionnée une plaque imposant une déviation de 90° . Les particules ayant une inertie suffisante sont impactées sur

la plaque, tandis que les autres suivent le flux gazeux. Le nombre de Stokes permet de prédire l'impaction ; ce nombre est fonction du temps de relaxation, de la vitesse des particules et du diamètre de l'ajutage :

$$\text{Stk} = \frac{2 \cdot \tau_p \cdot U}{d_j} . \quad (17)$$

Si ce nombre est supérieur à une valeur définie par la géométrie de l'impacteur, la particule sera impactée. En plaçant plusieurs étages d'impaction en série, avec des diamètres d'ajutages de plus en plus petits, on peut collecter successivement des particules de diamètres aérodynamiques de plus en plus faibles. Néanmoins, le temps de relaxation des particules de diamètre inférieur à 0,3 µm est trop faible pour qu'elles puissent s'impacter. Dans ce cas, une diminution de la pression permet d'augmenter le coefficient de correction de Cunningham et ainsi le temps de relaxation des particules ; les impacteurs à basse pression travaillent à des pressions absolues allant jusqu'à 100 hPa, ce qui permet d'impacter des particules ayant des diamètres aérodynamiques d'environ 30 nm.

La masse des particules collectées sur chaque étage est obtenue par pesée différentielle des plateaux d'impaction, ce qui implique qu'une masse suffisante d'aérosol soit échantillonnée en fonction de la balance utilisée. La mesure donne une valeur moyenne sur le temps de prélèvement. Les impacteurs travaillant à pression atmosphérique permettent de mesurer des granulométries pour des diamètres aérodynamiques compris entre 20 µm et 0,3 µm. Les impacteurs à basse pression mesurent des granulométries pour des diamètres aérodynamiques compris généralement entre 10 µm et 0,03 µm.

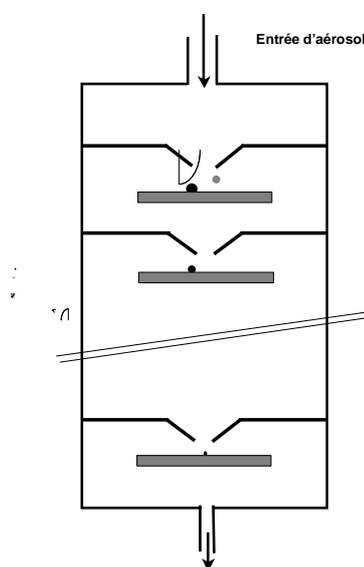


Figure 10 : Schéma de principe d'un impacteur en cascade

Pour effectuer des mesures en continu, un impacteur basse pression à détection électrique a été proposé (Keskinen *et al.*, 1992). Un chargeur à effet couronne à l'entrée de l'impacteur permet d'imposer une charge électrique aux particules, ensuite détectées par des électromètres. La charge des particules étant fonction de leur diamètre géométrique et leur collecte sur un étage d'impaction fonction de leur diamètre aérodynamique, l'analyse des

données nécessite d'établir des relations entre ces deux diamètres, notamment en utilisant la densité des particules.

Les mesures peuvent être réalisées quasiment en temps réel (1 s) avec une bonne sensibilité.

3.2.2.2 Mesure de la distribution en diamètre de mobilité électrique

La mesure de la granulométrie d'un aérosol ultrafin est le plus souvent basée sur l'analyse de la mobilité électrique des particules. On charge électriquement l'aérosol à l'aide d'ions artificiellement créés dans le gaz, par des chargeurs bipolaires (appelés également neutraliseurs) utilisant une source radioactive, ou par des chargeurs unipolaires utilisant un effet couronne.

La mobilité électrique d'une particule chargée correspond au rapport entre sa vitesse de dérive et la valeur du champ électrique qui la met en mouvement.

Les analyseurs de mobilité électrique permettent de sélectionner les particules de mobilité électrique bien déterminée, ensuite détectées par un compteur de noyaux de condensation ou par un électromètre. La Figure 11 présente un schéma de principe d'un analyseur différentiel de mobilité électrique.

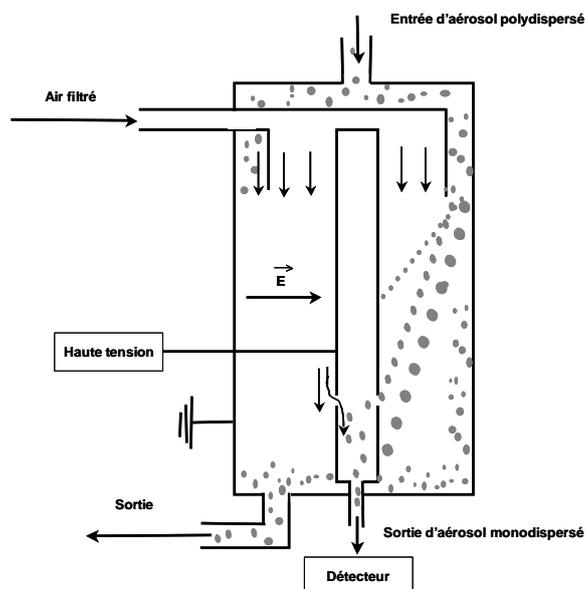


Figure 11 : Schéma de principe de l'analyseur de mobilité électrique

En faisant varier le champ électrique dans l'analyseur, on sélectionne successivement des particules de mobilités électriques différentes, ensuite détectées par exemple par un compteur de noyaux de condensation (Cf. 3.2.1.2). On peut ainsi déterminer la distribution en mobilité électrique des particules. En connaissant la loi de charge électrique des particules et en utilisant la relation définissant la mobilité électrique d'une particule sphérique, on peut calculer la distribution granulométrique de l'aérosol en diamètre équivalent en mobilité électrique.

Ces analyseurs permettent de sélectionner des particules de diamètre compris entre quelques nm et 1 μm . Plusieurs types d'analyseurs présentent des géométries et des écoulements adaptés à la sélection des particules ultrafines (minimisation de la diffusion brownienne).

Le système actuellement le plus utilisé pour mesurer la granulométrie des aérosols ultrafins est le SMPS. Ce système charge les particules avec des ions bipolaires créés par une source

radioactive. Les particules sont sélectionnées dans l'analyseur par un champ électrique qui varie de façon monotone et sont détectées par un compteur de noyaux de condensation. Ce système a une excellente résolution ; il peut comporter jusqu'à 256 canaux de mesure sur 3 décades de diamètre. Cependant, comme il ne comporte qu'un détecteur, l'analyse requiert au minimum un temps d'acquisition de 30 s ; il est nécessaire que l'aérosol soit stable pendant ce temps. Par ailleurs, ce système n'est pas adapté à la mesure d'aérosols faiblement concentrés, notamment pour les particules ultrafines. En effet, les particules détectées sont celles qui ont acquis une charge électrique positive, et elles ne représentent qu'une faible fraction de la population ; par exemple, pour des particules de 10 nm, la proportion de particules comportant une charge électrique positive est d'environ 5 %.

Des systèmes permettant de réaliser des mesures quasiment en temps réel ont été commercialisés. Ils reposent d'une part sur l'utilisation d'une batterie d'analyseurs et de détecteurs disposés en parallèle (Gerhart et Reischl, 2004) d'autre part sur un analyseur unique équipé de plusieurs détecteurs fonctionnant en parallèle (Tammet *et al.*, 1998).

3.2.2.3 Mesure de la distribution en diamètre diffusionnel ou thermodynamique

La mesure du diamètre thermodynamique d'une particule est peu utilisée actuellement. Elle repose sur la détermination de son coefficient de diffusion et le recours à la relation de Stokes-Einstein (Cf. équations 7 et 8).

Les particules entrant en contact avec une surface y adhèrent, contrairement aux molécules. En conséquence, il existe un gradient de concentration, lequel induit un flux de particules (première loi de Fick), fonction du coefficient de diffusion brownienne. Plus le diamètre des particules est petit, plus leur coefficient de diffusion est élevé, et plus le flux vers la surface et le dépôt sont importants. Cette propriété est mise à profit dans les batteries de diffusion pour déterminer le diamètre thermodynamique des particules à partir de la mesure de leur fraction pénétrante ; cette dernière peut être déduite de l'équation de convection-diffusion qui décrit les profils de concentration dans différentes géométries et pour différents écoulements.

Par exemple, pour un tube cylindrique, la fraction pénétrante (rapport entre la concentration aval et la concentration amont) s'exprime en fonction d'un paramètre ϕ défini par :

$$\phi = \frac{\pi \cdot D \cdot L}{Q}, \quad (18)$$

où L représente la longueur du tube (m), D le coefficient de diffusion ($\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$) et Q le débit volumique dans le tube ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$).

Les particules sortant du tube ont un coefficient de diffusion inférieur à un coefficient critique défini par l'équation de la fraction pénétrante. Ainsi, en faisant passer un aérosol à travers des tubes de longueurs distinctes disposés en parallèle, et en mesurant les fractions pénétrantes à travers chaque tube, on peut déterminer une distribution cumulée de coefficients de diffusion. Les fractions pénétrantes sont généralement mesurées à l'aide d'un compteur de noyaux de condensation. On peut ensuite calculer une distribution en diamètre thermodynamique en utilisant les relations 7 et 8.

De façon plus rigoureuse, il faut en fait considérer la probabilité de pénétration des particules à travers chaque tube plutôt qu'un diamètre critique de pénétration et procéder à une inversion des données pour restituer la distribution granulométrique de l'aérosol. Dans le cas des batteries de diffusion, cette étape est délicate du fait du recoupement des probabilités de

pénétration de particules d'un même diamètre sur les différents canaux d'une batterie (Mercer et Greene, 1974).

Il existe différentes géométries de batteries de diffusion ; elles sont basées sur des tubes cylindriques ou rectangulaires, des canaux annulaires, des lits granulaires (Boulaud et Diouri, 1988) ou des grilles. Les systèmes les plus répandus sont des batteries à grilles (Cheng et Yeh, 1980) (Figure 12). Dans ce système, la concentration de l'aérosol est mesurée avec un compteur de noyaux de condensation de façon successive après des étages constitués d'un nombre croissant de grilles métalliques. Ceci permet de mesurer la granulométrie pour des diamètres thermodynamiques compris entre 3 nm et 150 nm. Les mesures étant effectuées de façon successive sur les différents canaux, il faut que l'aérosol soit stable pendant la période de mesure pour obtenir une information représentative.

Une batterie de diffusion à grilles permettant d'obtenir une granulométrie en temps réel a même été proposée (Cheng et Yeh, 1980). Pour cela, l'aérosol est préalablement chargé par des ions unipolaires créés par un effet couronne, et les particules chargées collectées sur les différents assemblages de grilles sont détectées en temps réel à l'aide d'électromètres.

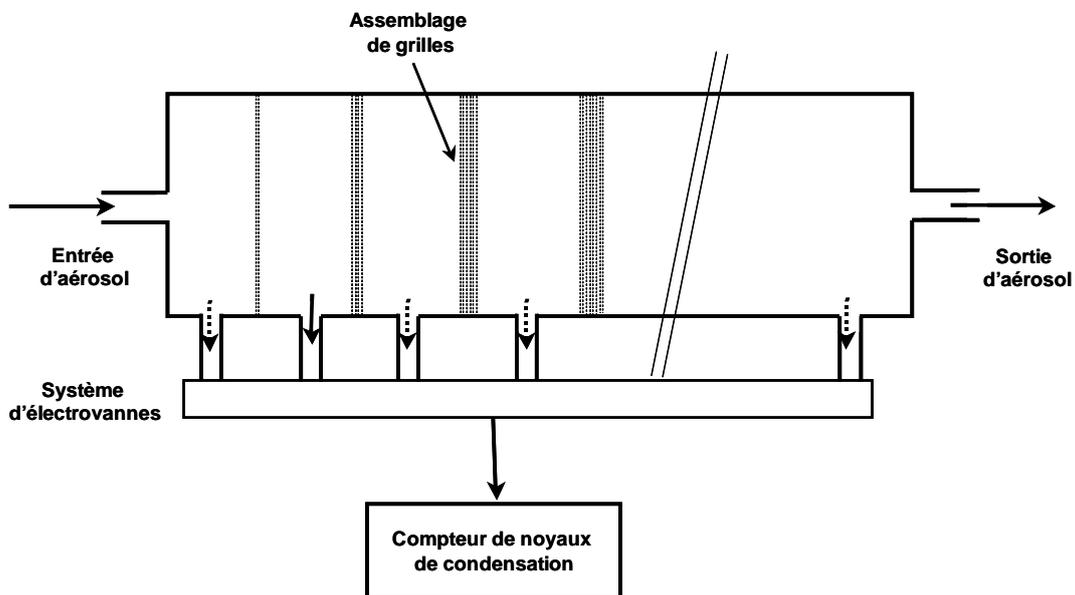


Figure 12 : Schéma d'un système de mesure utilisant une batterie de diffusion à grille et un compteur de noyaux de condensation

3.2.2.4 Mesure de la distribution en diamètre optique

Le principe de base des compteurs optiques de particules (en anglais *optical particles counter* ou OPC) est de mesurer la quantité de lumière diffusée par les particules individuelles lorsqu'elles traversent un faisceau de lumière focalisé. L'échantillon d'air est transféré au sein d'une chambre de mesure où l'aérosol accéléré est focalisé et guidé dans un volume optique traversant le faisceau laser à sa plus haute intensité. Une fraction de la lumière diffusée est collectée et dirigée vers un photodétecteur, où elle est convertie en une impulsion de tension. La taille des particules est déterminée à partir de l'amplitude de cette impulsion de tension en utilisant une courbe d'étalonnage généralement obtenue à partir de mesures utilisant des particules sphériques de tailles et d'indice de réfraction connus. En combinant le nombre d'impulsions et les intensités de celles-ci, l'instrument mesure un nombre de particules et une distribution granulométrique. Il est important de noter que les particules ayant un diamètre inférieur environ 200 nm ne sont pas assez grosses pour produire des signaux supérieurs au

niveau de bruit de fond. Les techniques de diffusion de la lumière ont l'avantage de perturber le moins possible l'aérosol et de fournir des informations instantanées souvent adaptées à une surveillance continue. Un inconvénient des instruments de diffusion de la lumière lorsqu'ils sont utilisés pour des mesures atmosphériques est que les propriétés des particules (forme, indice de réfraction et morphologie) requises pour déterminer la taille à partir des données d'impulsions sont généralement inconnues. Même pour le cas idéal de sphères homogènes, les incertitudes dans la connaissance de la composition chimique des particules peuvent conduire à des incertitudes importantes dans les estimations de l'indice de réfraction. Un algorithme d'inversion de données adapté (formulant des hypothèses notamment sur la masse volumique des particules) convertit alors la distribution granulométrique en nombre vers des concentrations massiques PM_{10} et $PM_{2,5}$, voir inhalable, thoracique et alvéolaire pour certains modèles les plus récents.

3.3 Distribution granulométrique des particules : notions de représentation

Un aérosol est généralement composé d'une population de particules de différentes tailles. Le terme aérosol monodispersé fait référence à une population de particule ayant toute la même taille. Ce cas n'existe pas et doit être considéré seulement comme une approximation dans le cas d'aérosols produits en laboratoire. On ne rencontre donc d'une façon générale que des aérosols polydispersés. Il est alors nécessaire de décrire la taille des particules qui composent la population de l'aérosol, on parle d'une distribution en taille ou granulométrie d'un aérosol. Cette distribution permet d'exprimer les concentrations des particules selon leur taille (ou diamètre).

En pratique, la concentration ne peut pas être déterminée pour une taille précise de particules mais seulement pour une gamme de taille de d_{p1} à d_{p2} . On parle alors de la concentration de particules ayant un diamètre compris dans un intervalle $d_{p1} - d_{p2} = \Delta d_p = d_p$. La notation Δd_p fait la plupart du temps référence à un intervalle de largeur bien défini par les caractéristiques de l'instrument utilisé pour les mesures tandis que la notation d_p fait plutôt référence à un intervalle de largeur infinitésimal lorsqu'on utilise une fonction mathématique pour représenter un résultat.

Ainsi en fonction de l'instrument de mesure qui est utilisé pour caractériser la granulométrie d'un aérosol on obtient des informations sur la concentration en particules pour différentes classes de tailles, ces classes étant généralement appelés canaux de mesure. Du fait de la diversité des principes de mesure et de la façon de les mettre en œuvre, les instruments existants ont des résolutions⁴ et donc des largeurs de canaux très différentes. Se pose alors la question de la représentation des données pour la comparaison pertinente des résultats. Prenons par exemple un premier instrument ayant deux canaux de mesure : 0,1 - 0,2 μm et 0,2 μm – 0,3 μm et un second instrument ayant seulement un canal de 0,1 μm - 0,3 μm .

Si le premier instrument mesure une concentration de 10 particules. cm^{-3} dans chaque canal, il est évident que la concentration mesurée par le second instrument sera de 20 particules. cm^{-3} . Il est trivial de constater que ces valeurs de concentrations sont différentes et engendrerait des différences notables de représentation graphique alors qu'il s'agit de la même population de particule. Pour pallier cette distorsion de la représentation graphique, il

⁴ La résolution est définie généralement par le nombre de canaux de mesure sur une décade de diamètre, par exemple entre 0,1 μm et 1 μm ou entre 1 μm et 10 μm .

est d'usage de normaliser la concentration mesurée dans chaque canal, généralement notée dN^5 par rapport à la largeur de l'intervalle de mesure, soit $dN/(d_{p1} - d_{p2})$. Cette normalisation, donne une représentation visuelle très pratique lorsqu'on reste sur une échelle de diamètre linéaire, beaucoup moins lorsqu'on utilise une échelle logarithmique.

La plupart du temps la distribution en taille d'un aérosol est représentée sur une échelle logarithmique car les diamètres de particules mesurées peuvent s'étaler sur plusieurs ordres de grandeurs. Il faut aussi noter que souvent les largeurs des canaux de mesure des instruments sont dimensionnées pour suivre une suite logarithmique. En conséquence, lorsqu'on représente une population de particules sur une échelle de diamètre logarithmique, il convient de normaliser la concentration par rapport à la différence des logarithmes des bornes des canaux soit $dN/(\log d_{p1} - \log d_{p2}) = dN/d \log d_p$. Cette démarche de normalisation est supportée notamment par les caractéristiques types de l'aérosol atmosphérique et les possibilités de détection des instruments de mesure. En effet, comme le nombre de grosses particules est très inférieur à celui des particules fines et ultra fines, le fait d'avoir des largeurs de canaux plus importantes dans la gamme des grosses particules permet de comptabiliser plus de particules et ainsi limiter les incertitudes sur leur dénombrement.

Il est souvent commode d'utiliser une fonction mathématique pour représenter la distribution en taille d'une population de particule. Pour cela on utilise fréquemment une fonction log-normale faisant appel à un diamètre médian noté D_{50} et un écart-type géométrique σ_g . Cette fonction définit la masse dM ou le nombre dN de particules comprises dans un intervalle de dimension $d(\log d_p)$ par la relation :

$$dM = F(d_p) \times d(\log d_p),$$

avec

$$F(d_p) = \frac{1}{\sqrt{2\pi} \cdot \log(\sigma_g)} \cdot \exp\left(-\frac{(\log d_p - \log D_{50})^2}{2 \cdot (\ln \sigma_g)^2}\right),$$

appelée fonction de distribution granulométrique log-normale.

La fraction massique de particule dans un intervalle infinitésimal de largeur $d d_p$ s'exprime alors :

$$f(d_p) \times d d_p = \frac{F(d_p) \times d(\log d_p)}{\int_0^\infty F(d_p) \times d(\log d_p)} = \frac{1}{d_p} \cdot F(d_p) \times d d_p,$$

où $f(d_p)$ représente la fraction par unité de largeur d'intervalle de dimension.

De façon pratique, le diamètre médian, D_{50} , correspond à la valeur qui partage en deux parties égale la distribution ; par exemple pour une distribution en masse, on a 50 % de la masse de l'aérosol au-dessus et 50 % en dessous de cette valeur. L'écart-type géométrique, σ_g , caractérise la largeur de la distribution granulométrique, il permet de par les propriétés de la fonction log-normale de connaître la proportion de particules dans différents intervalles de taille. Par exemple, l'intervalle $[D_{50}/\sigma_g \dots D_{50} \times \sigma_g]$ contient 68 % de la population, l'intervalle $[D_{50}/2\sigma_g \dots D_{50} \times 2\sigma_g]$ contient 95 % de la population et l'intervalle $[D_{50}/3\sigma_g \dots D_{50} \times 3\sigma_g]$ 99 % de la population.

⁵ dN fait référence à la concentration en nombre, dM fait référence à la concentration en masse.

La Figure 13 montre un exemple de distribution granulométrique mesurée avec un impacteur en cascade. L'histogramme représente la fraction massique, dM/M_0 , de particule récupérée sur chaque canal de mesure de l'impacteur normalisée par la largeur des canaux de mesure, $d \log dp$, sur une échelle logarithmique. Dans le cas de l'impacteur c'est le diamètre aérodynamique qui est mesuré, il est noté ici da . L'histogramme permet d'illustrer fidèlement ce qui est mesuré sur chaque canal de l'instrument et donne également une information sur la résolution de l'instrument, c'est-à-dire la capacité à distinguer des tailles de particules voisines. Par exemple, on voit sur la figure X2 que la résolution de l'instrument est comprise entre 5 et 6 canaux par décade. Sur cette figure une fonction log-normale ajustée⁶ sur les données de l'histogramme est également représenté. On constate que cette fonction mathématique permet de représenter correctement⁷ les données expérimentales. L'avantage de cette fonction, par rapport à l'histogramme, est qu'elle permet d'obtenir des informations précises sur les quantités de particules ayant des tailles relativement proches.

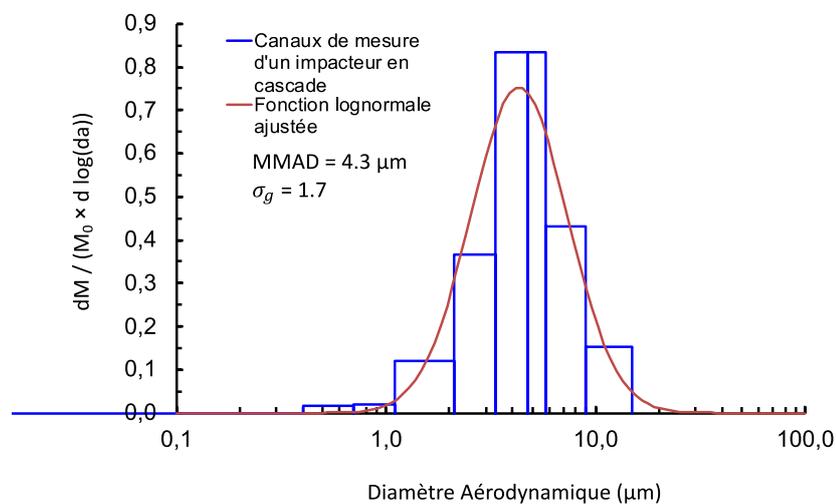


Figure 13 : Exemple de distributions granulométriques de types histogramme et fonction log-normale (d'après Sow et al. 2020)

Il est également fréquent de représenter la distribution granulométrique par un ensemble de points. C'est ce qui est représenté sur la Figure 14, dans ce cas les abscisses des points correspondent au milieu de chaque canal de mesure, ce milieu étant généralement défini comme la moyenne géométrique entre les bornes inférieure et supérieure $\sqrt{d_{p1} \times d_{p2}}$.

Cette figure constitue par ailleurs un bon exemple des différences qui peuvent être observées sur la distribution granulométrique d'un même aérosol suivant le diamètre équivalent considéré (aérodynamique, mobilité électrique) ou la métrique utilisée (nombre, masse).

⁶ L'ajustement est réalisé ici par une méthode des moindres carrés.

⁷ En toute rigueur cette conclusion doit être vérifiée par un test d'hypothèse de type Khi 2 pour un niveau de confiance défini.

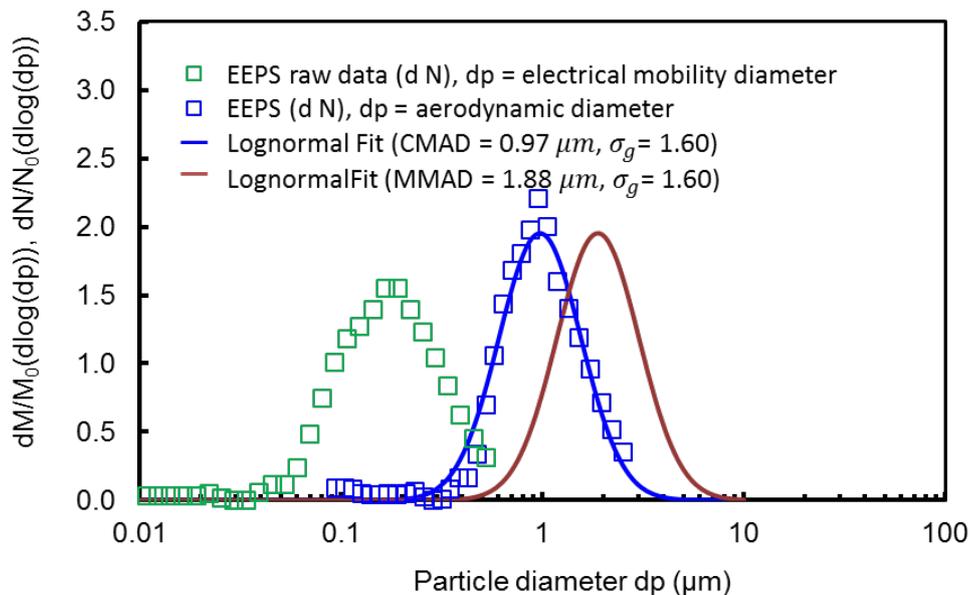


Figure 14 : exemple de distributions granulométriques d'un même aérosol exprimé suivant différents diamètres équivalents (aérodynamique, mobilité électrique) et différentes métriques (nombre, masse) (Macé et al., 2021).

Les carrés verts représentés sur la Figure 14 correspondent à la mesure de base qui est effectuée avec un instrument appelé EEPS (*Engine Exhaust Particle Sizer*) dont le principe est similaire à celui du SMPS (§ 3.2.2.2). Cette mesure exprime la concentration en nombre des particules en fonction de leur diamètre de mobilité électrique. Moyennant des hypothèses sur la densité et la forme des particules, il est possible de calculer le diamètre aérodynamique des particules en fonction de leur diamètre de mobilité électrique. Les carrés bleus sur la figure X3 représentent les résultats obtenus après ces calculs, on obtient ainsi la concentration en nombre en fonction du diamètre aérodynamique. Au passage, on remarquera une différence notable entre ces distributions. En effet, le pic de concentration est observé pour un diamètre de mobilité électrique d'environ 0,2 μm alors qu'il correspond à un diamètre aérodynamique de 1 μm . Cet écart est principalement dû à la densité des particules, ici du tungstène, présentant une valeur assez extrême égale à 19. La courbe bleue correspond à une loi log-normale ajustée sur la distribution en nombre en fonction du diamètre aérodynamique. Là encore on constate que ce type de loi permet de représenter de façon satisfaisante les données expérimentales.

Cette fonction de distribution log-normale peut être appliquée à plusieurs diamètres équivalents, ici le diamètre aérodynamique et à plusieurs métriques (nombre, masse). Ainsi la courbe marron de la Figure 14 correspond à la distribution en masse, toujours en fonction aérodynamique, simplement calculée en multipliant la concentration en nombre par la masse correspondant à chaque diamètre de particule. On constate là encore une différence notable entre les deux représentations de la granulométrie avec un décalage de la distribution en masse vers les plus grands diamètres.

Nous en avons une autre illustration sur la Figure 1 (cf. § 3.1) qui représente une distribution typique de l'aérosol atmosphérique suivant plusieurs métriques. On notera à cette occasion que la granulométrie de l'aérosol atmosphérique n'est pas représentée par une unique fonction log-normale. Si on s'intéresse à la présence des particules micrométriques on constate qu'elles sont invisibles sur la distribution en nombre devant la quantité de particules plus fine ; en revanche, elles sont parfaitement identifiables lorsqu'on regarde leur masse. Ce contraste

est tout simplement lié au fait que la masse d'une particule dépend de sa taille à la puissance trois. Ainsi pour un même nombre de particules de 0,1 μm et 1 μm , la masse de ces dernières sera 1000 fois plus importante.

Il est donc évident que le choix de la métrique (nombre, masse) pour représenter une même population de particule a des conséquences importantes en termes de visualisation de la distribution granulométrique et de diamètre médian. De ce fait, il est nécessaire de poser certaines conventions pour l'appellation du diamètre médian, D_{50} , de la distribution. Ainsi lorsque la distribution exprime la concentration massique en fonction du diamètre aérodynamique, on utilise le diamètre aérodynamique médian en masse (MMAD pour *Mass Median Aerodynamic Diameter*) pour représenter la fonction log-normale associée à la distribution. Ce type de distribution est souvent mesurée avec un impacteur en cascade (Cf. Figure 13). Lorsque la distribution exprime la concentration en nombre en fonction du diamètre de mobilité électrique on utilise le diamètre médian en nombre (CMD pour *Count Median Diameter*) tout en précisant dans le texte qu'il s'agit d'un diamètre équivalent en mobilité électrique pour ne pas surcharger l'abréviation. Ce type de distribution est par exemple mesurée avec un SMPS (Cf. § 3.2.2.2). Sur la Figure 14, comme la courbe bleue représente la distribution en nombre en fonction du diamètre aérodynamique on utilise le terme CMAD (*Count Median Aerodynamic diameter*) pour le diamètre médian.

3.4 Conclusion

Il existe de nombreux instruments permettant de déterminer la concentration massique d'un aérosol ou bien sa concentration en nombre ou en surface, ainsi que pour caractériser sa distribution granulométrique. Selon la gamme de taille des particules composant cet aérosol, les instrumentations et méthodes de mesure à mettre en œuvre seront différentes.

Pour les aérosols micrométriques, le prélèvement sur filtre et la détermination gravimétrique restent les méthodes les plus courantes. L'utilisation de dispositifs de prélèvement sélectifs en taille permettent de prélever certaines fractions granulométriques d'un aérosol, et notamment les fractions $\text{PM}_{2,5}$, PM_{10} , inhalable, thoracique et alvéolaire.

Pour la mesure de la granulométrie en masse, les impacteurs en cascade sont les instruments les plus fréquemment utilisés.

Les compteurs de noyaux de condensation développés depuis les années 1970 restent les instruments de référence pour la mesure de la concentration en nombre. Pour la mesure de la granulométrie en nombre des aérosols ultrafins et jusqu'à 1 μm , le SMPS est l'instrument le plus couramment utilisé, la distribution en masse de l'aérosol peut être calculée en effectuant des hypothèses sur les particules.

4 Généralités sur la pénétration et le dépôt dans le tractus respiratoire

4.1 Introduction

Ce chapitre présente des éléments cinétiques concernant l'inhalation, la distribution et le dépôt des particules ainsi que la translocation, la clairance et la rétention dans l'arbre respiratoire. Ces éléments sont repris pour l'essentiel des aspects cinétiques et dosimétriques des particules inhalées présentés d'un rapport d'expertise de l'Anses relatif à la construction de valeur toxicologique de référence pour les particules de l'air ambiant (Anses, 2023). Celui-ci s'est basé sur le rapport institutionnel *Integrated Science Assessment for Particulate Matter* (ISA) de l'US-EPA (2019), qui décrit les connaissances relatives aux particules de l'air ambiant pour la mise à jour de ses normes de qualité de l'air ambiant (*National Ambient Air Quality Standards - NAAQS*).

L'atmosphère qui nous entoure n'est pas constituée seulement de composés gazeux et l'on désigne habituellement sous le terme de « particules » l'ensemble des fines particules solides et liquides qui s'y trouvent en suspension.

Un aérosol est caractérisé par divers paramètres : taille et granulométrie, composition chimique, morphologie, état de surface, etc. Dans l'environnement, ces propriétés dépendent notamment des sources primaires d'émissions et des processus de formation des particules, ainsi que de l'évolution physico-chimique des particules après leur formation et leur rejet dans l'air.

Le terme de « aérosols » retenu dans le cadre de ce rapport recouvre des éléments particuliers dont les propriétés physiques (taille et granulométrie, morphologie, état de surface, etc.) et la composition chimique sont variables.

Ces propriétés déterminent en grande partie la voie d'exposition (par exemple, l'inhalation), le transport dans l'organisme humain (par exemple les muqueuses nasales, buccales et oculaires), le site de dépôt (par exemple, la partie supérieure ou inférieure des voies respiratoires).

Le tractus respiratoire humain est constitué :

- Des voies aériennes/respiratoires supérieures (ou extrathoraciques), comprenant le nez, le pharynx, la bouche et le larynx, assurant des fonctions de filtration des particules les plus grosses, de réchauffage et d'humidification de l'air et de phonation.
- Des voies aériennes/respiratoires inférieures, intra-thoraciques, constituées de la trachée, des bronches souches et lobaires et des bronchioles assurant des fonctions de conduction et dont la taille va en décroissant au fur et à mesure des ramifications. Les bronches sont entourées de cartilage et recouvertes par un épithélium mucociliaire assurant la clairance mucociliaire. Les bronchioles ne possèdent pas de cartilage, leur épithélium est plus fin et contient également des cellules ciliées et des cellules de Clara.
- Des alvéoles ou sacs alvéolaires, qui constituent la structure même du parenchyme pulmonaire et sont le lieu des échanges, essentiellement gazeux, entre l'air inspiré et la circulation sanguine à travers la barrière alvéolo-capillaire. Ces structures ont un diamètre moyen de 250 µm et représentent une surface moyenne de 100 m². L'épithélium alvéolaire est recouvert d'un fluide, le surfactant, facilitant

l'expansion des alvéoles lors de l'inspiration. L'interstitium, est le tissu de soutien du poumon situé entre les parois des alvéoles pulmonaires. Le nombre de sacs alvéolaires évolue, à la hausse, et pendant quelques années à partir de la naissance (jusqu'à l'âge de 3 ans), contribuant à la maturation du système respiratoire

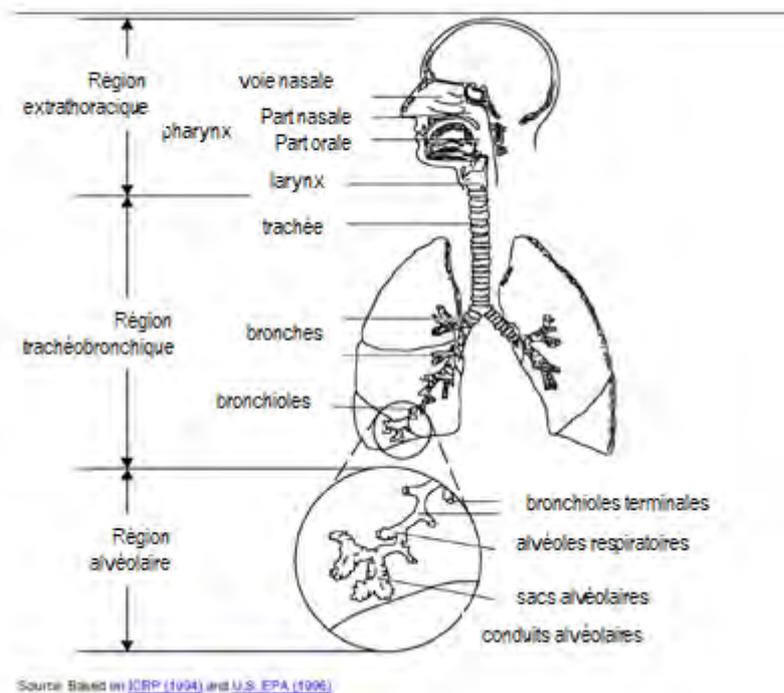


Figure 15 : Représentation de l'arbre respiratoire (source : traduit de US EPA, 2019)

4.2 Inhalation et distribution dans l'arbre respiratoire

Le comportement des particules en suspension dans l'air et son devenir dans l'organisme humain va être influencé par i) les propriétés de ces particules, ii) l'anatomie des voies respiratoires et iii) un certain nombre de facteurs physiopathologiques, décrits ci-après.

La taille des particules détermine leur temps de séjour dans l'air ainsi que leur aptitude à être inhalées.

Lors de l'inhalation, une première sélection granulométrique s'opère donc par les voies aériennes supérieures qui diffère selon la vitesse du vent ou encore le ratio de respiration entre la bouche et le nez. En effet, la bouche laisse passer des particules de diamètre supérieur, par rapport au nez. Concernant ce ratio, il convient de retenir qu'il est influencé :

- par l'âge (la fraction de respiration par la bouche chez les enfants les plus jeunes est plus importante que chez les adultes), le sexe (les femmes respirant plus par le nez que les hommes), la résistance nasale et possiblement l'obésité (favorisant une respiration buccale) ;
- par les facteurs pathologiques augmentant la résistance nasale comme les infections respiratoires ou les allergies.
- par le niveau d'activité augmentant la respiration par la bouche. Au repos, la respiration est en général nasale.

La capacité des particules à être inhalées est également dépendante de la fréquence respiratoire, liée à la vitesse de l'air lors d'une respiration nasale ou buccale. A ce titre, il convient de mentionner que la fréquence respiratoire augmente avec le niveau d'activité physique et la fréquence respiratoire diminue entre la naissance et l'âge adulte.

Une fraction des particules va franchir les voies aériennes supérieures et parvenir au-delà du larynx, c'est-à-dire dans les voies trachéobronchiques et le poumon profond, qui dépend de la variabilité individuelle liée à l'état de santé respiratoire, aux habitudes respiratoires (rythme et trajet) et à la structure des voies respiratoires, ainsi que des différences dans les niveaux d'activité.

4.3 Dépôt des particules dans le tractus respiratoire

Le dépôt des particules se caractérise par le passage sur la paroi dans l'arbre respiratoire.

Après avoir été inhalées, les particules vont se distribuer au sein du tractus respiratoire. En première intention, la gravité va conduire à un gradient (différent selon la position du corps) dans lequel les plus petites particules pénétreront plus profondément, jusqu'aux alvéoles, que les particules les plus grosses. Une fois inhalées et distribuées dans le système respiratoire, les particules peuvent, soit être éliminées, soit être déposées dans les voies aériennes supérieures, inférieures ou les alvéoles pulmonaires sous l'influence de mécanismes de diffusion, d'impaction et de sédimentation (ces deux derniers mécanismes augmentant avec le diamètre des particules). L'importance de ce dépôt dépend principalement de la taille des particules, mais également de la répartition oro-nasale de la respiration (le nez éliminant plus efficacement les particules que la bouche), du volume inspiratoire, de la fréquence respiratoire et de la morphologie du système respiratoire.

En respiration nasale, une partie importante des particules de taille micrométrique est impactée directement dans les fosses nasales qui représentent un filtre efficace. En respiration calme, le dépôt des particules est nettement diminué lors d'une respiration nasale à haute fréquence respiratoire comparée à une respiration buccale (J. Heyder *et al.*, 1975).

A l'échelle microscopique, il convient de noter que le dépôt des particules dans le système respiratoire, pour une zone donnée, n'est pas homogène et en particulier dans la zone trachéobronchique, les bifurcations constituent des zones de dépôt privilégiées.

Le dépôt total dans les voies respiratoires est influencé par d'autres facteurs, parmi lesquels :

- le niveau d'activité physique. Le dépôt particulaire croit généralement de manière directement proportionnelle au débit ventilatoire associé à l'activité physique. En outre, l'activité physique humaine favorise le dépôt des particules les plus grossières au niveau extrathoracique par augmentation de l'impaction (Deng *et al.*, 2018) ;

Le dépôt des particules inférieures à 10 µm dans les voies aériennes dépend en partie du débit ventilatoire. L'ensemble de ces particules peut se déposer dans les 3 zones. Lors d'une ventilation au repos avec un débit ventilatoire à 15 L.min⁻¹, les particules vont majoritairement se déposer dans les voies aériennes basses. Lors d'une activité physique modérée avec une ventilation à 30 L.min⁻¹, les particules vont se déposer principalement dans les voies aériennes hautes et centrales. Lors d'une activité physique intense avec un débit ventilatoire à 60 L.min⁻¹, le dépôt des particules se fera

de façon beaucoup plus importante dans les voies aériennes hautes et centrales par rapport aux voies aériennes basses. (Deng *et al.*, 2018)

- les maladies affectant le tractus respiratoire. En particulier, la bronchoconstriction (asthme par exemple) augmente le dépôt des particules dans le tractus respiratoire en favorisant le compartiment trachéobronchique au détriment du compartiment alvéolaire.
- l'âge. En raison d'une fréquence respiratoire plus élevée, rapportée à la surface de leur système respiratoire, le dépôt total de particules est supérieur chez l'enfant par rapport à l'adulte ;
- le sexe. Les femmes ayant une moindre respiration buccale, l'exposition et le dépôt des particules dans la zone alvéolaire de leur tractus respiratoire sont moindres que chez les hommes dans les conditions normales de respiration ;
- l'indice de masse corporel (IMC). Un IMC plus élevé conduit à un dépôt particulaire supérieur via une augmentation de la fréquence respiratoire et de la fraction buccale ;
- Le mode ventilatoire, Dans un modèle d'exposition à des particules allant de 0,1 à 3,2 μm , J. Heyder *et al.* (1975) ont montré que le dépôt dans les voies aériennes lors d'une respiration buccale dépendait essentiellement du temps et non de la vitesse. Le dépôt des particules augmente dans les voies aériennes lorsque la fréquence respiratoire diminue chez les sujets témoins, à l'inverse l'augmentation de la fréquence respiratoire diminue le dépôt des particules chez les sujets témoins.
- Enfin, le caractère hygroscopique (affinité avec l'eau) des particules inhalées favorise le dépôt total.

Les nourrissons et les enfants représentent une population plus vulnérable vis-à-vis de la pollution atmosphérique. Leurs fréquences respiratoires sont plus élevées et les enfants ont une activité physique souvent supérieure à celle de l'adulte. En respiration calme, le dépôt des particules inférieures à 10 μm est élevé chez le nourrisson et se fait principalement dans les voies aériennes hautes. Le dépôt des particules est identique dans les voies aériennes hautes et les voies aériennes basses chez l'enfant au repos, alors que le dépôt des particules est majoritairement dans les voies aériennes basses chez l'adulte. Le nombre de particules déposées est plus important chez le nourrisson et l'enfant comparé à l'adulte. Cette augmentation est probablement due à des fréquences respiratoires plus élevées, des voies aériennes plus courtes et surtout plus étroites chez le nourrisson et l'enfant par rapport à l'adulte (Deng *et al.*, 2018; Figure 16).

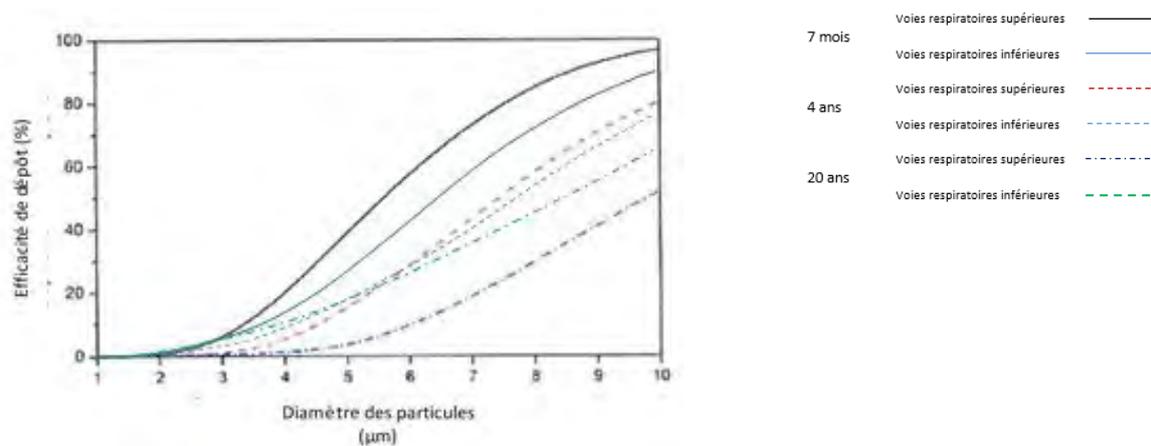


Figure 16 : Efficacité de dépôt des particules dans les voies respiratoires en fonction de l'âge (adapté de Deng *et al.*, 2018)

L'US EPA souligne que la plupart des données disponibles sur le dépôt dans la région trachéobronchique et alvéolaire ont été obtenues à partir d'expérimentations avec des particules peu solubles marquées par la radioactivité ou par l'utilisation de techniques de bolus d'aérosol. La modélisation mathématique peut fournir quant à elle des prédictions plus précises des sites de dépôt.

Plusieurs outils de modélisation basés sur les aspects cinétiques et dosimétriques des particules dans le tractus respiratoire ont été développés depuis les années 90 pour prédire le dépôt. Ils peuvent prendre en compte la taille des particules, les mécanismes en jeu mais également la répartition oro-nasale de la respiration (le nez éliminant plus efficacement les particules que la bouche), le volume inspiratoire, la fréquence respiratoire ainsi que la morphologie du système respiratoire.

Ces modèles présentent des avantages et inconvénients qui sont décrits dans la publication de Bui *et al.* (2020). Des améliorations ont été apportées au fil du temps afin de représenter de façon plus réaliste le tractus respiratoire via les données d'imageries médicales. De nouvelles approches sont également en développement basées sur l'intelligence artificielle comme les réseaux neuronaux artificiels.

Les modèles semi-empiriques (CIPR, ExDoM) et ceux à 1 dimension (1D - trumpet model, MPPD⁸, IDEAL) permettent de prédire le dépôt global dans les parties représentées du tractus respiratoire mais pas de prédire le dépôt localisé. Les modèles à 3 dimensions (3D – CFD⁹) quant à eux visent à déterminer les dépôts localisés en prenant en compte la complexité de la géométrie du tractus respiratoire. Ces derniers sont par exemple intéressants pour l'étude de l'administration des médicaments pour le traitement de pathologies respiratoires (Koullapis *et al.*, 2018). Ces calculs de dépôts localisés sont principalement possibles pour le dépôt dans les voies respiratoires supérieures en raison du temps de calculs nécessaire et de la fiabilité des données morphologiques des zones inférieures du tractus respiratoire.

La combinaison d'approches est décrite pour coupler les avantages des différents modèles et prédire de façon plus précise les doses déposées et les lieux de dépôt (Kuprat *et al.*, 2021)

⁸ Measurements and Multiple Path Dosimetry

⁹ Computational fluid dynamics

La Figure 17 décrit le pourcentage de dépôt total des particules intégrant des particules de taille nanométrique selon leur taille et la zone du tractus respiratoire représentée, prédits par le modèle ICPR (Witschger et Fabries, 2005).

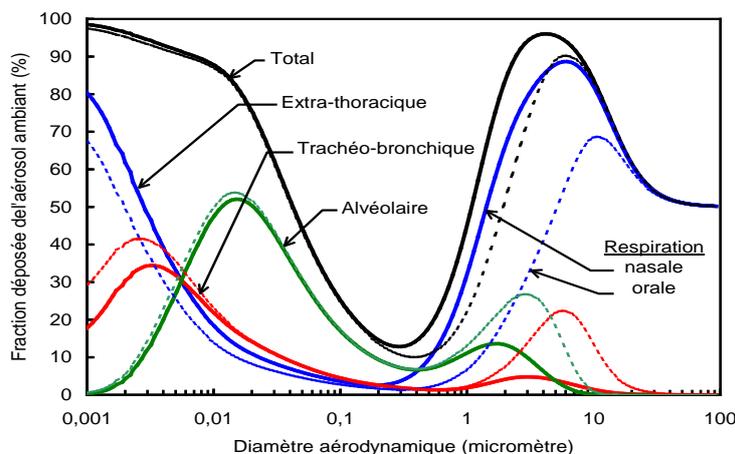


Figure 17 : Calculs de dépôt dans les voies respiratoires avec le modèle de la CIPR 66 (1994) - logiciel LUDEP (Witschger et Fabries, 2005)

Chez l'Homme, les particules de diamètre aérodynamique inférieur à 10 µm représentent la large majorité des particules pouvant se déposer dans les régions nasales, laryngées, pharyngées, trachéobronchiques et alvéolaires.

Pour les particules supérieures à 1 µm, le dépôt est essentiellement extrathoracique, dans les fosses nasales ou la bouche, et gouverné par les mécanismes d'impaction et de turbulence des écoulements gazeux. Le dépôt au niveau proximal des voies aériennes inférieures (trachée et bronches) est inversement proportionnel à la taille des particules, la longueur des voies aériennes autorisant le dépôt par diffusion des particules les plus fines mais ce dépôt décroît rapidement pour les particules de diamètre supérieur à 0,1 µm. Au niveau alvéolaire enfin, les particules les plus fines non éliminées préalablement peuvent être retenues par diffusion et sédimentation les particules plus grossières non encore déposées peuvent progressivement sédimenter au grès des expirations ne les éliminant incomplètement : ces deux mécanismes expliquent les courbes bimodales de dépôt alvéolaire (Figure 17).

Les particules globalement inférieures à 0,1 µm et supérieures à 1 µm sont majoritairement déposées dans le tractus respiratoire humain, respectivement au niveau trachéobronchique par diffusion et au niveau nasal par impaction. Entre ces deux tailles, le dépôt est plus faible car sous l'influence de facteurs multiples¹⁰, conduisant à un aspect global de courbe « en U ». A l'échelle microscopique enfin, il convient de noter que le dépôt des particules dans le système respiratoire, pour une zone donnée, n'est pas homogène et en particulier dans la zone trachéobronchique, les bifurcations des bronches constituent des zones de dépôt privilégiées.

Pour les particules de taille nanométrique, les zones de dépôt sont variables selon la taille :

- pour les particules de 1 nm : dépôt essentiellement dans la région extrathoracique (70-80%) et trachéobronchique (18-30%) et nulle dans la zone

¹⁰ Pour ces particules, le dépôt pulmonaire global est à un minimum approximatif lorsque ni le processus de dépôt aérodynamique (impaction) ni le processus de dépôt thermodynamique (diffusion) ne sont très efficaces. La taille précise des particules pour laquelle ce minimum se produit dépend de la fréquence respiratoire, de facteurs anatomiques du sujet et de la région des voies respiratoires considérée (ICRP, 1994)

alvéolaire (Figure 17). Le dépôt est influencé par la morphologie notamment l'irrégularité au niveau de la trachée (Shang *et al.*, 2018) ;

- pour les particules de 5 nm : dépôt équivalent dans les 3 zones du tractus respiratoire (~30% - Figure 17), qui peut-être plus élevé dans la zone trachéobronchique dans le cas d'activité physique associé à un débit respiratoire de 50 L.min⁻¹ (Dong *et al.*, 2019) ;
- pour les particules de 20 nm : dépôt élevé dans la zone alvéolaire (~50%) et moindre dans les 2 autres zones (~15%) (Figure 17) ;
- pour les particules de 100 nm, le dépôt se fait dans quelques zones localisées ; se concentrant au niveau de la trachée dans le cas d'activité physique associée à un débit respiratoire de 50 L.min⁻¹ (Dong *et al.*, 2019).

4.4 Clairance et translocation

L'US EPA décrit les phénomènes de clairance ou de translocation principalement pour les particules les moins solubles après leur dépôt dans le tractus respiratoire. La clairance désigne le processus par lequel les particules sont éliminées du tractus respiratoire, par action combinée des cellules ciliées et du mucus (clairance mucociliaire) ou par phagocytose. La translocation désigne le passage libre des particules à travers les membranes des cellules du tractus respiratoire vers d'autres organes ou systèmes.

Les particules déposées dans les fosses nasales, la bouche ou le pharynx, sont majoritairement dégluties et rejoignent le tractus digestif, soit directement, soit après une phase de clairance mucociliaire. Elles peuvent également être mécaniquement éliminées par éternuement ou mouchage.

Les particules déposées dans les voies aériennes inférieures subissent une clairance mucociliaire, conduisant les particules à « remonter » les voies respiratoires (on parle d'escalier mucociliaire), i.e. passer par le pharynx et finalement être dégluties. La clairance des particules peu ou non solubles depuis les voies aériennes inférieures, sous l'influence de l'escalier mucociliaire, dure environ 24 à 48 heures. Cependant, la vitesse de progression du tapis mucociliaire est variable selon la localisation exacte, avec une vitesse qui croît depuis les bronchioles jusqu'à la trachée. En outre, la vitesse de clairance mucociliaire dépend également de la taille des particules, les particules les plus fines étant les plus lentes à éliminer. Cette clairance mucociliaire ralentie pour les particules inférieures à 1 µm pourrait provenir d'une rupture dans le continuum des cellules ciliées dans les bronchioles les plus distales et/ou d'une pénétration de ces particules dans les cellules constituant l'épithélium.

Au sein des alvéoles, les particules sont éliminées par phagocytose dans les macrophages avec migration des macrophages vers les bronchioles puis sont prises en charge par le système mucociliaire, les alvéoles n'étant pas recouvertes de mucus mais de surfactant. La clairance depuis la région alvéolaire est dépendante de la phagocytose. C'est un processus plus lent, qui peut prendre quelques mois à années. Une petite fraction des particules déposées dans les alvéoles peut également être éliminée par le système lymphatique après phagocytose, voire par translocation.

La clairance des particules déposées dans le tractus respiratoire est influencée par :

- l'âge. La clairance mucociliaire, voire la phagocytose macrophagique, diminue avec l'âge.

- les pathologies respiratoires. La clairance mucociliaire est diminuée pour les personnes atteintes de broncho-pneumopathie chronique obstructive (BPCO) ; les relations sont plus complexes pour d'autres pathologies. Chez les personnes asthmatiques, la clairance serait légèrement augmentée, mais la fraction de cette clairance dépendant de la phagocytose pourrait contribuer à l'exacerbation de l'asthme. Les infections microbiologiques favoriseraient la translocation des particules en augmentant la perméabilité membranaire et diminueraient la clairance mucociliaire mais peuvent également induire un réflexe de toux.
- le statut tabagique, qui altère la clairance mucociliaire.

La translocation représente des conditions de passage transmembranaire direct (c'est-à-dire sans phagocytose) de particules déposées dans le tractus respiratoire, vers d'autres systèmes ou organes. Ce phénomène, dont la description est plus récente que ceux évoqués précédemment, est encore imparfaitement compris. La translocation, peut survenir :

- depuis la muqueuse olfactive et respiratoire jusque dans des régions cérébrales *via* les neurones sensoriels du bulbe olfactif, en contact direct avec l'environnement et le cerveau. Ce mécanisme initialement décrit chez le rongeur est confirmé chez l'Homme. Il est rapide, typiquement de l'ordre de l'heure. La taille des neurones à travers lesquels cette translocation peut exister suggère que seules les particules de taille inférieure à 200 nm pourraient être concernées. La solubilité des particules ou de leurs composés est également un facteur influant ;
- depuis les voies respiratoires inférieures et les alvéoles pulmonaires par passage direct dans le tissu interstitiel, dans la circulation sanguine ou dans le système lymphatique.
- depuis la voie digestive consécutive à la déglutition, probablement moins contributive à l'exposition systémique que la translocation directe depuis les voies respiratoires. En outre, après passage dans le sang, la distribution des particules dans les organes serait différente entre le passage pulmonaire et le passage digestif, « favorisant » l'accumulation hépatique.

Une fois absorbées dans l'organisme, les particules peuvent se transloquer depuis le compartiment sanguin vers le fœtus, pouvant conduire à une exposition et des effets *in utero*.

5 Présentation des référentiels faisant l'objet de l'autosaisine

5.1 Conventions en hygiène du travail

5.1.1 Conventions et fractions normatives

Deux normes définissent des conventions d'échantillonnage sélectif en taille pour le prélèvement des aérosols lorsque le but est d'évaluer les effets potentiels sur la santé dus à l'inhalation: la norme européenne NF EN 481 (AFNOR, 1993), et la norme internationale NF ISO 7708 (ISO, 1995, AFNOR, 1996). Les conventions définies par ces deux normes proviennent de données expérimentales moyennées pour une respiration par la bouche ou par le nez (Cf. chapitre 6, cf. chapitre 7). Elles représentent des spécifications cibles pour les instruments d'échantillonnage qui sont déployés sur le terrain.

Plusieurs conventions sont définies en relation avec l'efficacité de pénétration des particules en suspension dans l'air par les voies respiratoires : plus les particules sont de petite taille et plus elles vont pouvoir pénétrer profondément dans le tractus respiratoire.

Ces conventions prennent en compte le fait que :

- seule une fraction massique des particules en suspension autour du nez et de la bouche est inhalée : il s'agit de la fraction dite « inhalable » ;
- seule une sous-fraction de la fraction inhalable pénètre au-delà du larynx : il s'agit de la fraction thoracique. La sous fraction de la fraction inhalable qui ne pénètre pas au-delà du larynx est appelée fraction extra-thoracique ;
- seule une sous-fraction de la fraction thoracique pénètre dans les voies respiratoires non ciliées : il s'agit de la fraction alvéolaire. La sous fraction de la fraction thoracique qui ne pénètre pas dans les voies respiratoires non ciliées est appelée fraction trachéobronchique (Figure 18).

La norme NF EN 481 définit des conventions pour l'échantillonnage des particules en suspension dans l'air des lieux de travail et se rapporte à des adultes sains.

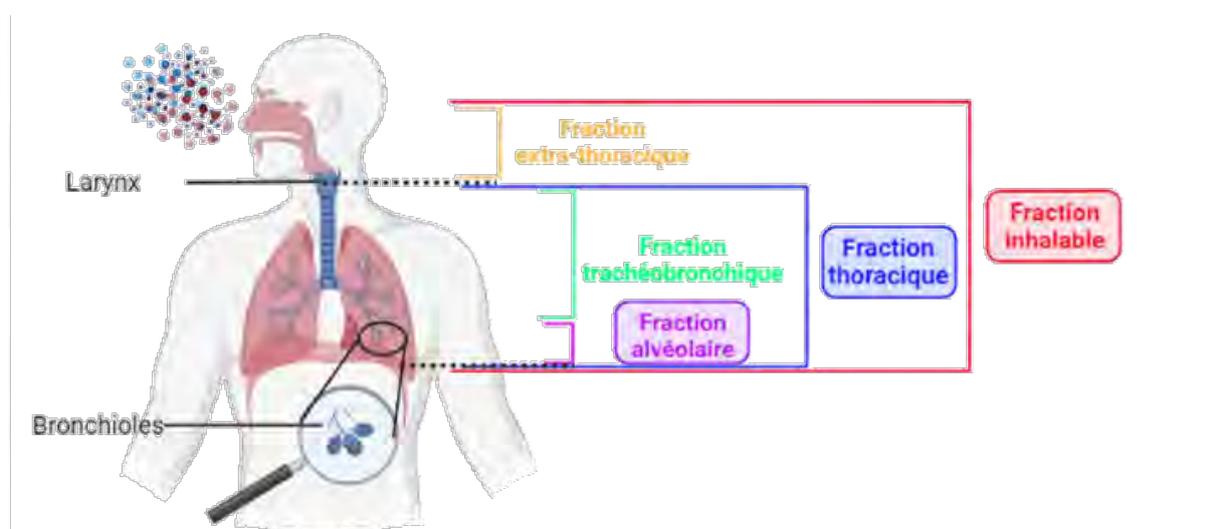


Figure 18 : Schéma descriptif des fractions conventionnelles suivant un modèle dichotomique de pénétration dans l'arbre respiratoire humain (créé sur BioRender.com)

Convention inhalable

L'équation de la courbe d'efficacité pour échantillonner la fraction inhalable (E_i) est la suivante :

$$EI(\%) = 50 [1 + \exp(-0.06 * D_{ae})] \text{ pour } D_{ae} \leq 100\mu\text{m}$$

Avec D_{ae} = diamètre aérodynamique en μm .

Cette convention ne s'applique pas pour des particules de $D_{ae} > 100 \mu\text{m}$ en raison d'un manque de données expérimentales. Elle est applicable pour des vitesses d'air $\leq 4 \text{ m.s}^{-1}$.

La norme NF EN 481 précise également que pour des vitesses d'air comprises entre 4 et 9 m.s^{-1} une autre courbe d'efficacité existe, bien que non utilisée dans la pratique (voir § 7.3.1.2)

Convention thoracique

Par convention, la fraction thoracique est une sous-fraction de la fraction inhalable. Elle est donc exprimée en pourcentage de la masse de particules inhalées. La courbe d'efficacité pour échantillonner cette fraction thoracique (E_t) est donnée par une loi de distribution log-normale cumulée avec une médiane de $11,64 \mu\text{m}$ et un écart-type géométrique de 1,5.

La fraction thoracique peut également être exprimée en pourcentage des particules totales en suspension ($E_t(\%tot)$) à partir de la relation suivante :

$$E_t(\%tot) = 0,01 * E_i * E_t.$$

Lorsque la fraction thoracique est exprimée en pourcentage des particules totales en suspension, le diamètre aérodynamique correspondant à une probabilité de pénétration au-delà du larynx de 50% est de $10 \mu\text{m}$.

Convention alvéolaire

De la même manière, la fraction alvéolaire est une sous-fraction de la fraction thoracique et par conséquent de la fraction inhalable. La courbe d'efficacité pour échantillonner cette fraction alvéolaire (E_a) est donnée par une loi de distribution log-normale cumulée avec une médiane de $4,25 \mu\text{m}$ et un écart-type géométrique de 1,5.

La fraction alvéolaire peut également être exprimée en pourcentage des particules totales en suspension ($E_a(\%tot)$), à partir de la relation suivante :

$$E_a(\%tot) = 0,01 * E_i * E_a.$$

Lorsque la fraction alvéolaire est exprimée en pourcentage des particules totales en suspensions, le diamètre aérodynamique correspondant à une probabilité de pénétration de 50% jusqu'aux voies respiratoires non ciliées est de $4 \mu\text{m}$.

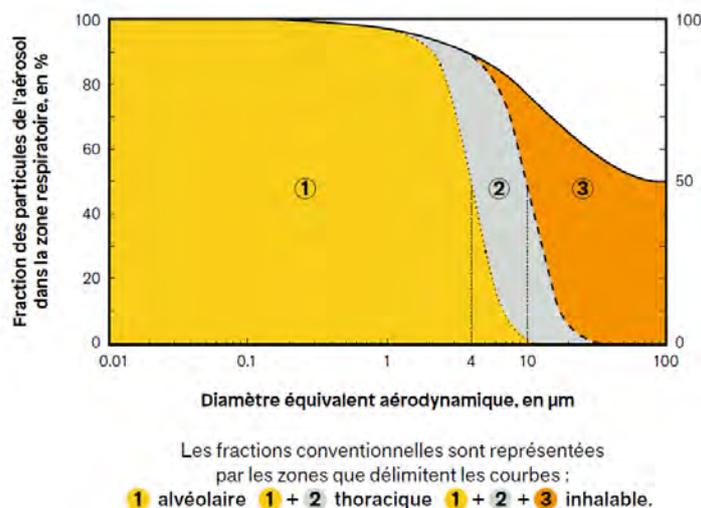


Figure 19 : Les fractions conventionnelles sont représentées par les zones que délimitent les courbes
 ① : alvéolaire ; ① + ② : thoracique ; ① + ② + ③ : inhalable (INRS, 2021).

Convention alvéolaire à haut risque

La norme NF ISO 7708 reprend les mêmes définitions pour les conventions inhalable, thoracique et alvéolaire. Elle définit également une convention alvéolaire supplémentaire pour une population dite « à haut risque », c'est-à-dire une population cible constituée de malades et infirmes, ou d'enfants.

Cette fraction alvéolaire « à haut risque » (E_{ar}) est exprimée en pourcentage de la masse de particules inhalées, et la courbe d'efficacité pour échantillonner cette fraction est donnée par une loi de distribution log-normale cumulée avec une médiane de 2,5 μm et un écart-type géométrique de 1,5.

De la même manière que précédemment, la fraction alvéolaire à risque exprimée en pourcentage des particules totales en suspension ($E_{ar}(\%tot)$) est calculée à partir de la relation suivante :

$$E_{ar}(\%tot) = 0,01 \cdot E_i \cdot E_{ar}.$$

Lorsque la fraction alvéolaire « à haut risque » est exprimée en pourcentage des particules totales en suspension, le diamètre aérodynamique correspondant à une probabilité de pénétration au-delà du larynx de 50% est de 2,4 μm .

Conventions extrathoracique et trachéobronchique

La fraction extrathoracique (E_{et}) est calculée, pour chaque diamètre aérodynamique par soustraction de la fraction thoracique à la fraction inhalable, et la fraction trachéobronchique (E_{tb}) est obtenue par soustraction de la fraction alvéolaire à la fraction thoracique.

$$E_{et} = E_i - E_t$$

$$E_{tb} = E_t - E_a.$$

Lorsque la population cible est constituée de malades, d'infirmes ou d'enfants, la fraction trachéobronchique « à haut risque » est calculée de la façon suivante :

$$E_{tbr} = E_t - E_{ar}.$$

5.1.2 Définitions réglementaires

Réglementation française

Dans le code du travail, il n'est pas défini de conventions devant être utilisées pour le suivi des valeurs limites d'exposition professionnelles (VLEP).

Toutefois, dans la partie aération et assainissement du Code du travail, l'article R4222-3 (Quatrième partie : Santé et sécurité au travail - Livre II : Dispositions applicables aux lieux de travail - Titre II : Obligations de l'employeur pour l'utilisation des lieux de travail - Chapitre II : Aération, assainissement - Section 1 : Principes et définitions) définit :

- Poussière totale : toute particule solide dont le diamètre aérodynamique est au plus égal à 100 micromètres ou dont la vitesse limite de chute, dans les conditions normales de température, est au plus égale à 0,25 mètre par seconde ;
- Poussière alvéolaire : toute poussière susceptible d'atteindre les alvéoles pulmonaires.

L'article R4222-10 quant à lui précise les valeurs limites correspondant à ces deux types de poussières ne devant pas être dépassées dans les locaux à pollution spécifique¹¹, à savoir : « les concentrations moyennes en poussières totales et alvéolaires de l'atmosphère inhalée par un travailleur, évaluées sur une période de huit heures, ne doivent pas dépasser respectivement 7 et 3,5 milligrammes par mètre cube d'air. ». Ces valeurs sont applicables depuis le 1^{er} janvier 2022 suite au décret n°2021-1763 du 23 décembre 2021. Jusqu'au 1^{er} janvier 2022, ces valeurs étaient respectivement 10 mg.m⁻³ et 5 mg.m⁻³. A compter du 1^{er} juillet 2023 elles seront fixées à respectivement 4 mg.m⁻³ et à 0,9 mg.m⁻³, ces valeurs correspondant aux valeurs recommandées par l'Anses pour la fraction inhalable et la fraction alvéolaire des poussières dites sans effets spécifiques (Anses, 2020).

La notion de poussières totales mentionnée ici est antérieure au concept d'inhalabilité qui, lui, repose sur l'efficacité avec laquelle des particules de taille donnée pénètrent par le nez et/ou la bouche pendant la respiration (Cf. chapitre 6.4.1).

Pour des substances spécifiques, des VLEP contraignantes sont définies par décret et sont présentées sous forme d'un tableau dans l'article R4412-149 du Code du travail et des VLEP indicatives sont définies arrêté du 30 juin 2004 modifié.

Dans le tableau des substances disposant d'une VLEP contraignante, la fraction conventionnelle à considérer est précisée pour uniquement deux substances : le bisphénol A en tant que fraction inhalable et la silice cristalline (quartz, cristobalite et tridymite) en tant que fraction alvéolaire.

Dans le tableau des substances disposant d'une VLEP indicative, la fraction conventionnelle à considérer est précisée pour uniquement six substances : cadmium et ses composés inorganiques (fraction inhalable, ou alvéolaire si une surveillance biologique permet de s'assurer du respect d'une valeur biologique maximale), hydruure de lithium, manganèse et ses composés en tant que fraction inhalable ; et le manganèse et ses composés, hydroxyde de calcium, dihydroxyde de calcium en tant que fraction alvéolaire. La fraction thoracique est à considérer pour l'acide sulfurique.

¹¹ Les locaux à pollution spécifique étant définis comme des « locaux dans lesquels des substances dangereuses ou gênantes sont émises sous forme de gaz, vapeurs, aérosols solides ou liquides autres que celles qui sont liées à la seule présence humaine ainsi que locaux pouvant contenir des sources de micro-organismes potentiellement pathogènes et locaux sanitaire » (les locaux à pollution non spécifique correspondant quant à eux à des locaux dans lesquels la pollution est liée à la seule présence humaine, à l'exception des locaux sanitaires).

Pour les autres substances disposant d'une VLEP réglementaire (contraignante ou indicative) et se présentant sous forme particulaire ou phase mixte¹², les textes réglementaires ne précisent pas la fraction conventionnelle à considérer pour le prélèvement de l'aérosol. Par défaut, en pratique c'est la fraction inhalable qui est prise en considération.

Réglementation européenne

Aucune définition des fractions inhalable, thoracique ou alvéolaire n'est mentionnée dans les directives européennes concernant la protection des travailleurs contre les risques liés à une exposition à des agents chimiques, physiques et biologiques pendant le travail.

La Commission européenne établit par Directives des listes de VLEP indicatives pour les agents chimiques dangereux (Commission Européenne, 2000, 2006, 2009, 2017, 2019). Le Parlement et le Conseil européen établissent par Directives des listes de VLEP contraignantes pour les substances cancérigènes (Parlement Européen et Conseil, 2004, 2019a, 2019b). De même qu'en France, la fraction conventionnelle à considérer n'est pas systématiquement précisée pour les substances se présentant sous forme particulaire ou en phase mixte.

Aucune VLEP n'est définie au niveau européen pour les poussières dites sans effets spécifiques.

5.2 Conventions en environnement

5.2.1 Convention normatives

Dans le domaine environnemental, les conventions actuelles concernent la matière particulaire en suspension dans l'air, c'est-à-dire les « PM » (Particulate matter en anglais), et correspondent également à des spécifications cibles pour les instruments destinés à échantillonner l'aérosol.

De manière générale, les conventions PM_x sont définies comme correspondant à la matière particulaire en suspension dans l'air, de taille suffisamment petite pour traverser une tête de prélèvement sélective de fraction granulométrique, avec une efficacité de coupure de 50 % pour un diamètre aérodynamique de $x \mu\text{m}$ (NF EN 12341 (AFNOR, 2014a), ISO 16000-37 (ISO, 2019))

Les conventions les plus fréquemment utilisées en environnement, et les seules actuellement réglementées, sont les PM₁₀ et les PM_{2,5}.

Ainsi, contrairement à l'idée généralement admise, les conventions PM_x ne signifient pas que toutes les particules ont un diamètre inférieur à x , mais que les particules de taille inférieures à $x \mu\text{m}$ sont prélevées avec une efficacité supérieure à 50 %. Ce diamètre est appelé « diamètre de coupure ». La Figure 20 illustre l'exemple des PM_{2,5}.

La fraction PM_x représente la fraction de l'aérosol prélevée selon la convention PM_x. Si la méthode de mesure couplée à l'échantillonnage est la gravimétrie, alors cette fraction PM_x correspond à une concentration massique. La Figure 21 illustre l'exemple de la fraction PM₁₀.

¹² Phase mixte : mélange de phase particulaire et phase gazeuse

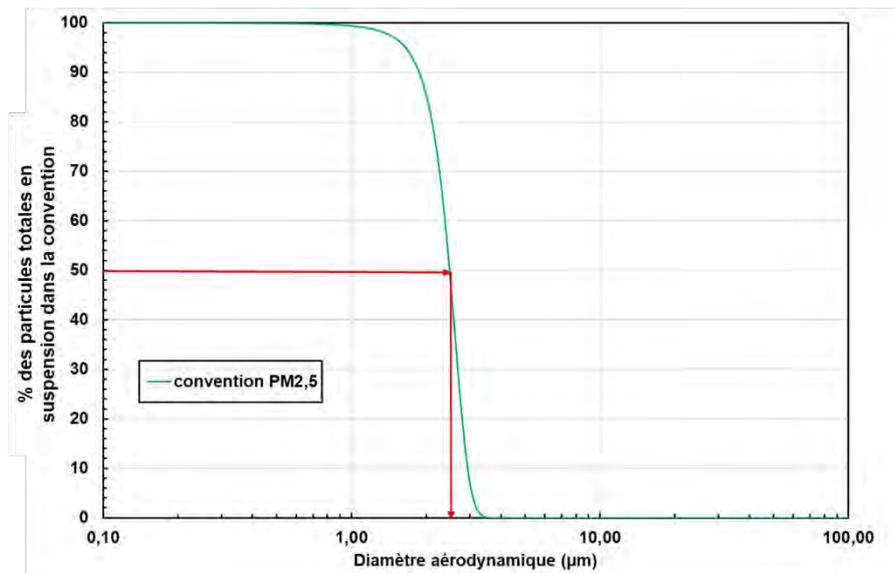


Figure 20 : Illustration du diamètre de coupe de la convention PM_{2,5}

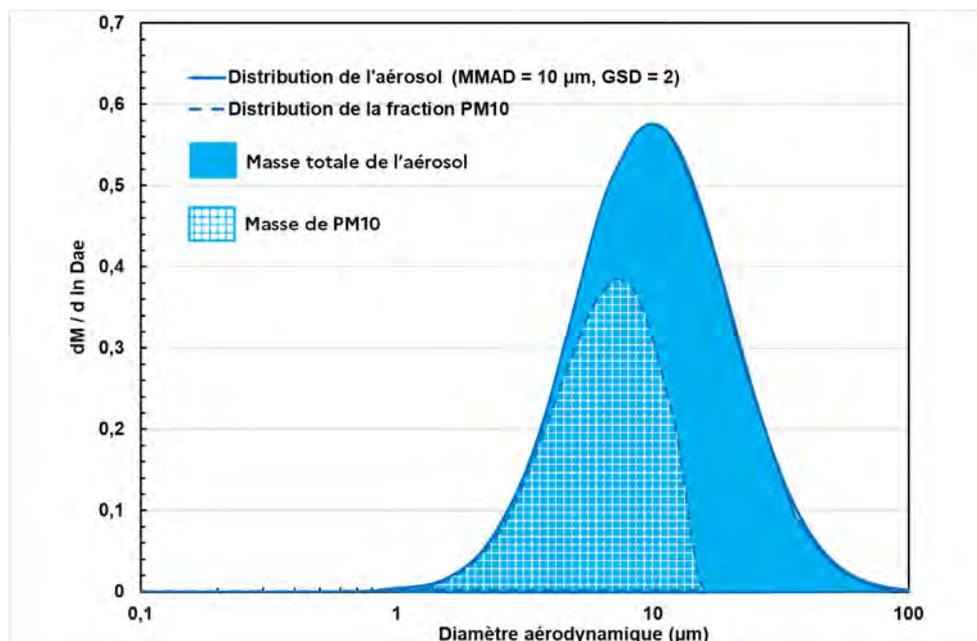


Figure 21 : Illustration de la distribution massique de la fraction PM₁₀

5.2.2 Définitions réglementaires

Les recommandations en terme de surveillance des concentrations particulières dans l'air ambiant sont définies par la directive européenne 2008/50/CE du parlement et du Conseil du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe, modifiée par la directive (UE) 2015/1480 de la Commission du 28 août 2015.

Cette directive définit les PM₁₀ et les PM_{2,5} de la façon suivante :

- « PM₁₀ : les particules passant dans un orifice d'entrée calibré tel que défini dans la méthode de référence pour l'échantillonnage et la mesure du PM₁₀, norme EN 12341, avec un rendement de séparation de 50 % pour un diamètre aérodynamique de 10 µm;

- $PM_{2,5}$: les particules passant dans un orifice d'entrée calibré tel que défini dans la méthode de référence pour l'échantillonnage et la mesure du $PM_{2,5}$, norme EN 14907¹³, avec un rendement de séparation de 50 % pour un diamètre aérodynamique de 2,5 μm ; »

Les définitions réglementaires européennes sont clairement associées à des spécifications cibles d'échantillonnage de l'aérosol. Les méthodes de références pour l'évaluation des concentrations de particules décrite par la norme EN 12341 sont des méthodes gravimétriques et permettent la détermination de la concentration massique des PM_{10} et des $PM_{2,5}$.

Réglementation française

Dans le code de l'environnement les définitions données aux PM_{10} et $PM_{2,5}$ sont similaires aux définitions européennes présentés précédemment. Les normes de qualité de l'air définies pour les particules de l'air ambiant sont les suivantes :

Tableau 5 : Synthèse des normes de qualité de l'air ambiant appliquées dans l'Union européenne (UE) et/ou en France (FR) pour les particules de l'air ambiant

	Type de valeurs	Origine	Normes UE/FR
PM_{10}	Valeur limite pour la protection de la santé humaine	UE/FR	40 $\mu g.m^{-3}$ en moyenne annuelle
		UE/FR	50 $\mu g.m^{-3}$ en moyenne journalière à ne pas dépasser plus de 35 fois par an
	<i>Objectif de qualité</i>	FR	30 $\mu g.m^{-3}$ en moyenne annuelle
	<i>Seuil d'information et de recommandation</i>	FR	50 $\mu g.m^{-3}$ en moyenne journalière
	<i>Seuil d'alerte</i>	FR	80 $\mu g.m^{-3}$ en moyenne journalière
$PM_{2,5}$	Valeur limite pour la protection de la santé humaine	UE/FR	25 $\mu g.m^{-3}$ en moyenne annuelle au 1 ^{er} janvier 2015
	Indicateur d'exposition moyen	UE/FR FR	20 $\mu g.m^{-3}$ depuis 2015 en moyenne sur 3 ans 11,2 $\mu g.m^{-3}$ en 2025 puis 10 $\mu g.m^{-3}$ en 2030
	Valeur cible	UE FR	25 $\mu g.m^{-3}$ en moyenne annuelle au 1 ^{er} janvier 2010 20 $\mu g.m^{-3}$ en moyenne annuelle
	<i>Objectif de qualité</i>	FR	10 $\mu g.m^{-3}$ en moyenne annuelle

FR : France ; IT : interim target ; OMS : Organisation Mondiale de la Santé ; UE : Union Européenne.

Certains polluants chimiques particuliers font l'objet de valeurs limites particulières et le prélèvement en vue de leur analyse doit être celui de la fraction PM_{10} : le plomb (Pb), l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le nickel (Ni), le benzo [a] pyrène (B[a]P)

US EPA

Les conventions d'échantillonnage des PM_{10} et $PM_{2,5}$ historiques, et les efficacités de prélèvement définissant ces fractions, ont été établies par l'agence américaine de protection de l'environnement (US EPA). Elles sont précisées dans le Code of Federal Regulation (40 CFR Part 53).

¹³ Cette norme a été abrogée et remplacée par la norme EN 12341 de 2014. La directive 2015/1480 a modifié la référence à la norme dans l'annexe VI de la directive 2008/50/CE (méthode de référence), mais pas dans l'article 2 où sont définies les $PM_{2,5}$.

L'US EPA ne définit pas ces conventions sous forme d'équations mais à l'aide de valeurs discrètes d'efficacité d'aspiration pour différents diamètres aérodynamiques (pour les PM₁₀ : Table D-3, pour les PM_{2,5} : tables F-4 à F-6, 40 CFR § 53.43). Les deux équations proposées par Hinds en 1999 pour modéliser ces courbes d'efficacité sont devenues les références pour ces deux fractions (Hinds, 1999) :

- PM₁₀ :
 $PM_{10} = 1,0$ pour $D_{ae} < 1,5$
 $PM_{10} = 0,9589 - 0,00408 * D_{ae}^2$ pour $1,5 \leq D_{ae} \leq 15$
 $PM_{10} = 0$ pour $D_{ae} > 15$
- PM_{2,5} :
 $PM_{2,5} = (1 + e^{-3,233 * D_{ae} - 9,495})^{-3,368}$

La Figure 22 représente les conventions granulométriques objets de la présente expertise.

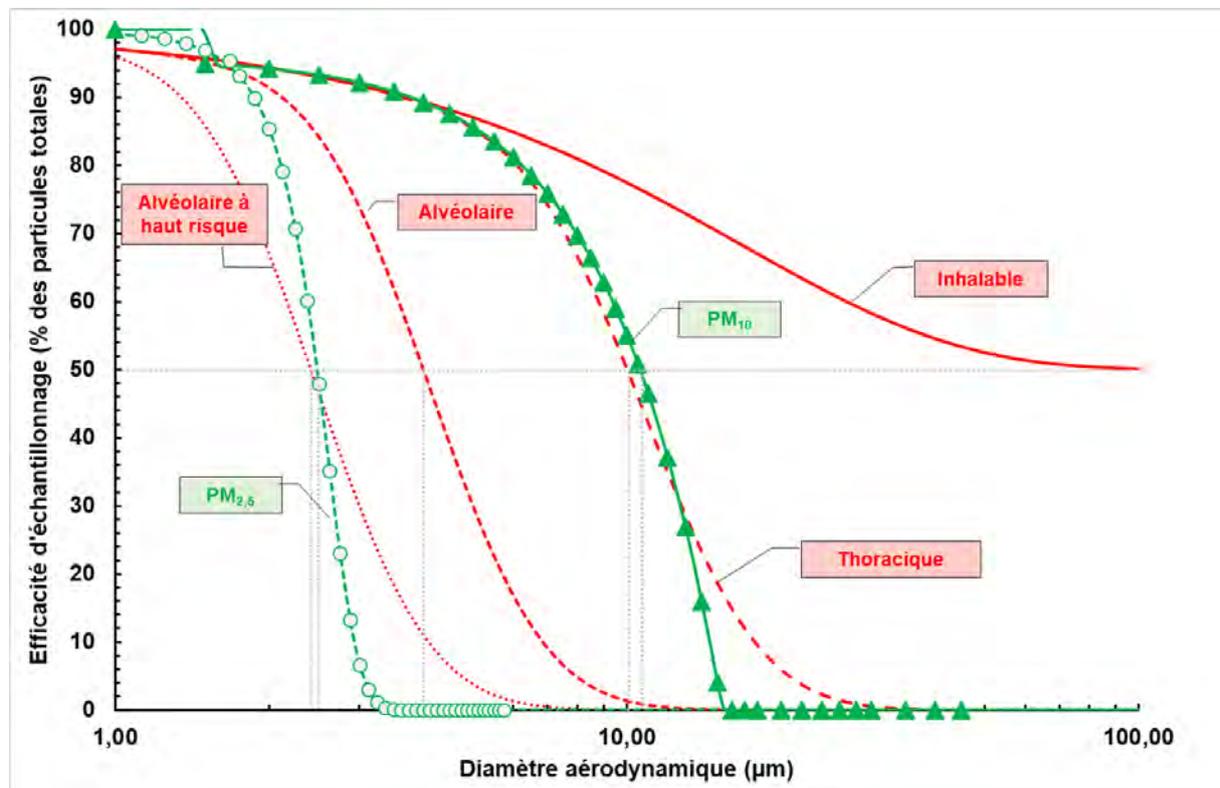


Figure 22 : Conventions granulométriques (en rouge : conventions en santé travail selon ISO 7708 : 1995 – en vert conventions en santé environnementale selon US EPA 40 CFR 53 (Δ : PM₁₀, o : PM_{2,5}) et selon Hinds, 1999 (– : PM₁₀, -- : PM_{2,5}))

5.3 Discussion

Concernant les conventions en hygiène du travail, l'autosaisine porte principalement sur les trois fractions inhalable, thoracique et alvéolaire qui sont couramment employées pour réaliser les mesures et interpréter les résultats de concentrations massiques en aérosols dans les atmosphères de travail. Initialement, il était défini la fraction « inspirable » et la fraction « respirable », correspondant respectivement aux fraction « inhalable » et « alvéolaire »

décrites dans le chapitre 6, par la directive 88/642/CEE modifiant la directive 80/1107/CEE concernant la protection des travailleurs contre les risques liés à une exposition à des agents chimiques, physiques et biologiques pendant le travail. Mais la directive 98/24/CE actuellement en vigueur a abrogé ces dispositions et aucune définition de ces fractions n'a été reprise dans les directives européennes ultérieures (Cf. 6).

La fraction alvéolaire « à haut risque », uniquement mentionnée dans la norme NF ISO 7708, concerne une population cible constituée de malades, d'infirmités ou d'enfants. Dans les faits, elle n'est jamais utilisée en France pour mesurer l'exposition des travailleurs, assimilés à une population d'adultes sains ; aucune VLEP n'est associée à cette convention. Par ailleurs, contrairement aux fractions inhalable, thoracique et alvéolaire (cf. 8.4.1), il n'existe pas de moyen métrologique ou de dispositifs de prélèvement permettant de sélectionner les particules suivant les spécifications de la convention alvéolaire « à haut risque ». Enfin, la fraction alvéolaire « à haut risque » est très peu fréquemment étudiée, ni même mentionnée dans la littérature scientifique.

De même, les conventions extrathoracique et trachéobronchique sont certes présentées dans les normes, mais elles ne sont pas employées en hygiène industrielle et très peu étudiées dans la littérature en comparaison aux trois conventions usuelles. Il n'existe pas non plus de méthodes de mesures ou de dispositifs de prélèvement permettant de spécifiquement cibler ces deux fractions de particules. A ce jour, l'obtention de données de mesure en lien avec ces deux conventions nécessiterait la connaissance simultanée de concentrations massiques suivant deux fractions usuelles (inhalable et thoracique pour l'extrathoracique ; thoracique et alvéolaire pour la trachéobronchique), ce qui est peu fréquent. Par ailleurs, il n'existe aucune VLEP en lien avec le prélèvement spécifique de ces deux conventions.

Les conventions inhalable, thoracique et alvéolaire décrivent l'inhalation et la pénétration des particules dans les voies respiratoires en fonction du diamètre aérodynamique.

Les conventions les plus utilisées dans le domaine environnemental sont les conventions PM₁₀ et PM_{2,5}. Les PM₁₀ ont été définies d'après leur pénétration dans les voies respiratoires (Cf. § 6), les PM_{2,5} désignent les **particules fines** et proviennent notamment de processus de combustion et de phénomènes de coagulation entre particules plus petites formées par nucléation, ainsi que de condensation de gaz sur les particules.

D'autres fractions granulométriques sont également rencontrées, mais ne font pas l'objet actuellement de convention spécifique. Il s'agit des **particules grossières**, d'un diamètre aérodynamique médian compris entre 2,5 µm et 10 µm, davantage issues de processus mécaniques (remises en suspension, érosions, etc.) dont leur composition est en général très similaire à celle du matériau d'origine.

Antérieurement, les particules totales en suspension (TSP, *Total Suspended Particles*) désignant l'ensemble des particules en suspension de taille comprise entre 1 µm et 100 µm étaient mesurées dans le cadre des réseaux de mesure de la qualité de l'air.

Les **particules dites ultrafines, présentant un diamètre inférieur à 100 nm (0,1 µm)**, résultent notamment de processus de combustion et de nucléation (formation de particules solides ou liquides à partir de précurseurs gazeux, en phase homogène ou hétérogène). Leur durée de vie dans l'air est brève car elles disparaissent en grossissant par coagulation entre elles ou avec des particules plus grosses. Ces particules sont également désignées sous le vocable « nanoparticules », sachant que ce dernier reste néanmoins préférentiellement utilisé, par la communauté scientifique, pour désigner les particules de diamètre inférieur à 100 nm issues des nanomatériaux manufacturés (Afsset, 2010a, 2010b).

D'autres fractions peuvent être considérées dans la littérature, comme les particules submicrométriques qui désignent les particules de diamètre aérodynamique médian inférieur à 1 μm , parfois notées PM_1 . Ces dernières ont été tout particulièrement étudiées en France puisqu'elles peuvent représenter une très large part des émissions particulières liées au trafic (Afsset, 2010a). Ce sont généralement les particules grossières qui constituent la fraction granulométrique la plus importante dans l'air, en masse. Ce sont en revanche les particules ultrafines qui, en nombre, représentent la population de particules la plus importante dans l'atmosphère.

De manière générale, les PM_x étant définies d'après leur seul diamètre de coupure, cette dénomination peut conduire à raccourcis inappropriés. Ainsi la convention thoracique présentant un diamètre de coupure de 10 μm pourrait être assimilée à des PM_{10} . Or la courbe de pénétration correspondant à cette convention est sensiblement différente : elle s'étend davantage vers des particules plus grandes (jusqu'à 40 μm) que les PM_{10} (jusqu'à 15 μm). La courbe de pénétration des PM_{10} est également plus abrupte. (Cf. Figure 22).

Cela signifie qu'en principe, l'échantillonnage des PM_{10} donne des concentrations massiques plus faibles que l'échantillonnage de la fraction thoracique, malgré leur seuil de coupure comparable (Cf. Annexe 8).

De même, la fraction alvéolaire serait appelée PM_4 selon la terminologie associée aux PM . Certains auteurs et certains fabricants de préleveurs utilisent d'ailleurs cette terminologie PM_4 pour désigner la fraction alvéolaire. Or dans ce sens, il s'agit d'un abus de langage puisque le diamètre de coupure à 4 μm est le seul paramètre pris en considération, et non pas la courbe conventionnelle alvéolaire. De plus les PM_4 ne font pas l'objet de convention spécifique, c'est-à-dire de spécification cible pour les dispositifs de prélèvement.

Une confusion courante concerne la gamme de taille des particules incluses dans la dénomination PM_x . En effet, contrairement à l'idée généralement admise, les PM_x ne signifient pas que toutes les particules ont un diamètre inférieur à x , mais que les particules de tailles inférieures à x μm sont prélevées avec une efficacité supérieure à 50 %. Les PM_x incluent donc des particules de taille supérieure à x μm .

6 Historique de l'établissement des conventions

L'établissement des conventions actuelles pour la mesure des particules dans l'air des lieux de travail ou dans l'air ambiant, décrite dans le chapitre 3.4, est le fruit de préoccupations sanitaires et/ou environnementales et de l'évolution des connaissances dans plusieurs domaines : la science des aérosols avec notamment le concept de diamètre aérodynamique (D_{ae}), la métrologie avec le développement de dispositifs permettant un échantillonnage sélectif par taille de particules, et le développement de dispositifs d'échantillonnage pouvant être portés par un individu, la physique des aérosols atmosphériques, le comportement des particules dans l'arbre respiratoire, l'étude des effets sanitaires (épidémiologie, toxicologie, etc.).

6.1 Méthodologie

Afin de retrouver les origines des conventions actuelles pour la mesure des particules dans l'air des lieux de travail, plusieurs pistes de travail ont été explorées.

- Une recherche dans la littérature scientifique

L'objectif de cette recherche bibliographique n'était pas d'effectuer une revue systématique de la littérature, mais d'identifier des articles et revues permettant de retracer l'historique de l'établissement des conventions actuelles. Des requêtes ont été formulées à l'aide de plusieurs mots clés, sans restriction sur la période de temps sur les bases de données Pubmed et Scopus : aerosol, particulate matter, particle, particulate, convention, sampler, sampling, inhalable, inspirable, inhalability, inspirability, respirable, thoracic, history, historical, air pollution, regulation, policy, legislation, standard.

Cette recherche a notamment permis d'identifier cinq revues scientifiques pertinentes :

- Vincent (2012) qui résume l'évolution de l'évaluation de l'exposition aux aérosols,
- Walton et Vincent (1998) qui trace l'historique de l'évolution de l'instrumentation pour la mesure des aérosols en hygiène industrielle,
- Greenbaum (2003) sur l'historique de la réglementation environnementale relative aux particules.
- Les ouvrages de Hinds (1999) et Vincent (2007) qui présentent également des éléments historiques sur l'établissement des conventions.

Une analyse de certains articles princeps cités par ces revues a permis de compléter les informations mentionnées dans ces revues.

- Une recherche dans la littérature grise

Les sites internet des organismes impliqués dans le contrôle et la surveillance des aérosols dans l'air ambiant ou l'air des lieux de travail ont été consultés : Fédération atmo, Associations agréées de surveillance de la qualité de l'air (Aasqa), Centre interprofessionnel technique

d'études de la pollution atmosphérique Citepa, US environmental protection agency (US EPA), Organisation mondiale de la santé (OMS), Institut of occupational medicine (IOM) ; Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE), Commission européenne, etc. (Cf. Annexe 2)

Le site internet du Citepa présente notamment une page qui relate les principales dates dans l'histoire de la pollution de l'air (Citepa, 2018).

Le site internet de l'US EPA propose des pages présentant l'historique de la réglementation américaine relative à la pollution de l'air et notamment à l'évolution de la prise en compte des particules. Il met également à disposition les documents de référence (*criteria documents* en anglais) qui étayent les éléments scientifiques préalables à la prise de décisions de l'US EPA quant à la surveillance des polluants dans l'air, dont les particules (<https://www.epa.gov/naaqs/particulate-matter-pm-air-quality-standards>).

Les moteurs de recherche Google et Google Scholar ont également été utilisés à l'aide des mots clés précédents.

- Une consultation internationale

Les organismes de normalisations, ainsi que les différents organismes impliqués dans l'élaboration scientifique et réglementaire des référentiels actuels (US EPA, OMS, American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH), British Medical Research Council (BMRC), Centre européen de normalisation (CEN), International Standard organization (ISO), Commission européenne, etc.) ont été consultés par l'envoi d'un questionnaire (Cf. Annexe).

- Une recherche sur les sites internet Legifrance, aida-ineris, Eurlex et Europa

Afin d'identifier les évolutions réglementaires concernant la prise en compte des aérosols dans le domaine de la santé au travail et dans le domaine de la santé environnementale, une recherche a été effectuée sur :

- Le site internet Legifrance.fr dans le Code du travail, le Code de l'environnement, le code de la santé publique, ainsi que par nature de texte (décrets et arrêtés) à l'aide des mots clés : poussière(s), aérosol(s), particule(s), PM₁₀, PM_{2,5}, inhalable, alvéolaire, thoracique.
- Le site internet Eurlex.fr à l'aide des mêmes mots clés pour identifier les différentes directives européennes.
- Le site internet aida.ineris.fr donnant accès à la réglementation relative à la pollution atmosphérique.
- Le site internet Europa.eu sur l'ensemble des textes législatifs de l'Union européenne.

6.2 Jusqu'au début du XX^{ème} siècle

L'idée que les poussières peuvent être cause de maladies respiratoires est très ancienne. Les premières observations sont effectuées dans le secteur minier. Dès la Renaissance, Agricola décrit les méthodes primitives de ventilation et de protection individuelle en usage, ainsi que les accidents et les catastrophes minières les plus courants. Il souligne que « la poussière qui

est remuée et battue par le creusement pénètre dans les trachées et les poumons, et produit une difficulté à respirer, et la maladie que les Grecs appellent « άσθμα ¹⁴» (Agricola, 1556).

Un des pionniers à dénoncer les méfaits de la pollution de l'air ambiant est l'écrivain anglais John Evelyn qui publie en 1661 un ouvrage dénonçant le problème de la piètre qualité de l'air à Londres incriminant un « nuage infernal et minuscule de charbon marin », et proposant une solution et une voie d'amélioration de l'air à Londres (Evelyn, 1961). Il suggère que brûler du bois serait moins nocif pour les poumons et recommande de déplacer certaines des industries les plus polluantes de Londres, telles que le brassage, la teinture des tissus, la fabrication de savon et de sel et la combustion de la chaux, en dehors de la ville. Evelyn propose par exemple la plantation de grands jardins parfumés sur certains terrains adjacents à la ville pour améliorer encore la qualité de l'air.

En 1763, le médecin de Jean-Jacques Rousseau, Achille Guillaume Le Bègue de Presle, en prenant Paris pour exemple pour décrire les dangers de l'air des grandes villes, met en cause les « *corpuscules ou exhalaisons* » et leur poids qui les « *empêche de s'élever fort haut, [ce qui] forme ce nuage dont Paris paroît couvert & enveloppé dans le tems le plus serain, lorsqu'on regarde cette Ville d'un peu loin* ». (Le Bègue de Presle, 1763).

En France une des premières réglementations relatives à la pollution de l'air est apportée par le décret impérial de 1810 qui exige une autorisation administrative pour les « manufactures et ateliers qui répandent une odeur insalubre ou incommode ». L'article 9 impose, pour certains établissements, l'éloignement des habitations (décret impérial du 15 octobre 1810). S'ensuivent dans le courant du XIX^{ème} siècle des mesures réglementaires locales visant à réglementer les fumées noires (en anglais : « *Black smoke* ») résultant de l'usage croissant du charbon. L'ordonnance du préfet de Police du 11 novembre 1854 pour le département de la Seine, qui enjoint les industriels à brûler complètement les fumées produites par les fourneaux des appareils à vapeur ou d'employer des combustibles qui ne répandent pas plus de fumée que le coke ou le bois, est étendue à l'ensemble de la France par arrêté le 25 janvier 1863 (Aïchi, 2015). Une deuxième ordonnance du préfet de Police interdisant la production de « fumées noires, épaisses et prolongées » est prise le 22 juin 1898 (Lestel, 2013).

Au début du XX^{ème} siècle de nombreux épisodes de pollution (*smog*¹⁵) liés aux phénomènes d'inversion de température¹⁶ se produisent dans les pays industrialisés avec des conséquences sanitaires désastreuses mettant en lumière la problématique des effets sanitaires de la pollution atmosphérique. En 1930, dans la région de la vallée de la Meuse en amont de Liège en Belgique, 63 personnes périssent et des centaines de personnes ressentent de fortes douleurs à la poitrine et éprouvent des difficultés à respirer. Suite à ce dramatique épisode, la loi du 20 avril 1932 relative aux fumées industrielles, dite Loi Morizet, interdit aux établissements industriels, commerciaux ou administratifs d'émettre « des fumées, des suies, des gaz toxiques ou corrosifs susceptibles d'incommoder le voisinage, de polluer l'atmosphère, de nuire à la santé ou à la sécurité publiques, à la production agricole, à la bonne conservation des monuments ou à la beauté des sites » (Aïchi, 2015).

¹⁴ asthme

¹⁵ Le *smog* : de l'anglais *smoke* fumée et *fog* brouillard, est un nuage de pollution atmosphérique constitué de particules issues de la combustion (centrale au charbon, gaz d'échappement) et d'ozone troposphérique.

¹⁶ Le phénomène d'inversion de température survient lorsque température de l'air en altitude est supérieure à celle du sol. L'air chaud agit comme un couvercle enfermant l'air plus froid et les émissions polluantes dans les couches inférieures de l'atmosphère. La couche d'air la plus proche du sol devient donc de plus en plus polluée.

A la fin du XIX^{ème} siècle et au cours de cette première moitié du XX^{ème} siècle les **considérations environnementales concernent donc la pollution visible, les fumées**. Un ingénieur français, Maximilien Ringelmann établit en 1898 des cartes constituées de différentes nuances de gris que l'on pouvait comparer à un panache de fumée. Le principal avantage de la carte de Ringelmann est qu'elle définit une procédure pour développer des nuances de gris uniformes : les cartes sont simplement un ensemble de grilles de lignes noires sur un fond blanc. Les directives pour la production de ces grilles donnent des chiffres précis pour l'épaisseur des lignes, l'objectif étant que le noir couvre 20, 40, 60, 80 ou 100% de la surface blanche (voir figure 1) (Uekoetter, 2005). Aux Etats-Unis plusieurs ordonnances locales se sont basées sur cette échelle de Ringelmann pour limiter les fumées en interdisant l'émission de fumées plus sombres qu'une carte comportant 60 % d'opacité (Stern, 1982).

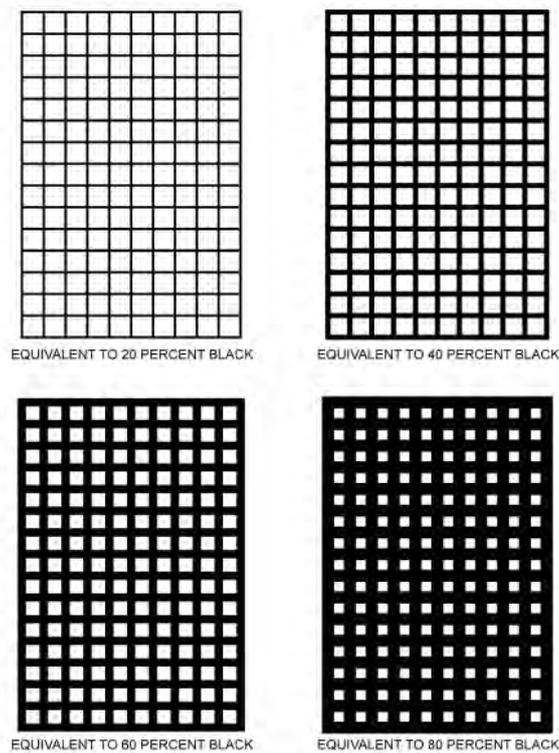


Figure 1. Grids from the Ringelmann smoke chart. (Grids shown are proportional to those described in "The Ringelmann Smoke Chart," Bureau of Mines Informational Circular 8333; grids in circular are 210 by 140 mm divided in 10 mm squares.)

Figure 23 : Grille de Ringelmann (Uekoetter,2005)

Si le lien entre poussières, fumées noires, pollution et observation d'effets sanitaires est connu depuis longtemps, tant dans le monde des travailleurs que dans le domaine environnemental, la question du rôle de la taille des particules incriminées commence à se poser en lien avec les maladies observées chez les mineurs sud-africains au début du XX^{ème} siècle. McRea en 1913 observe que 70% des particules retrouvées dans les poumons de mineurs d'Afrique du Sud avaient une taille inférieure à 1 μm , et que les plus grosses particules ne dépassaient pas 12 μm (McCrae, 1913). Ces résultats sont confortés par les travaux de Watkins-Pitchford et de Moir en 1916 (Watkins-Pitchford, 1916 et Moir, 1916 cités par Greenburg, 1925).

En lien avec les observations chez les mineurs sud-africains, se développent diverses **méthodes de mesures des aérosols de granulométrie « fine » pour le suivi des travailleurs**. Les premiers dispositifs d'échantillonnage étaient très rudimentaires et encombrants, et non sélectifs en taille. La méthode régulièrement utilisée dans les mines sud-africaines entre 1914 et 1936 est la méthode de filtration « sugartube » dont le principe

consiste à prélever l'air au travers d'un tube en verre rempli de sucre, puis à dissoudre le sucre dans l'eau, sécher puis peser le résidu pour déterminer la concentration des poussières (moyenne pondérée dans le temps) (Walton et Vincent, 1998).

Un panorama des différentes méthodes de mesure des poussières existantes à cette époque est effectué par Greenburg en 1925 (Greenburg, 1925) : méthodes de condensation (Coulter), conisque d'Aitken, compteur de poussières d'Aitken, méthodes de filtration avec des supports divers et variés, méthodes de lavage, méthodes de sédimentation, méthode d'impaction, méthodes électrostatiques, méthodes de résistances (basée sur la résistance d'un milieu filtrant qui augmente à mesure que ses pores se remplissent de poussières). Greenburg précise qu'un instrument idéal d'échantillonnage des poussières en milieu industriel, doit échantillonner efficacement l'atmosphère poussiéreuse, en particulier les particules d'une taille comprise entre 1 et 10 μm . Il ajoute qu'il devrait être possible, une fois l'échantillon obtenu, de compter le nombre des petites particules prélevées car, du point de vue hygiénique, le nombre est le meilleur indice de l'étendue de la pollution atmosphérique. La masse de poussières ne devrait être utilisée que comme un guide supplémentaire dans l'interprétation des résultats. L'instrument devrait être léger, portable et de taille à pouvoir être positionné à proximité des travailleurs sans les gêner.

Faces à ces diverses méthodes de détermination des aérosols employées par les différents bureaux gouvernementaux et autres, le service de santé publique américain souligne en 1925 la confusion et les difficultés pour comparer et interpréter les résultats des études sur la poussière. Dans leur ouvrage ils rappellent le principe de chaque dispositif et proposent des tests pour permettre de comparer les résultats. Toutefois aucune de ces méthodes ne permet de distinguer les particules selon leur taille (US Public Health Service, 1925).

Le premier instrument d'échantillonnage sélectif en taille utilisé à grande échelle est un conimètre. Cet instrument, décrit par Kotzé en 1916, est composé d'un cylindre à air et d'un piston actionné par un ressort, et disposé de telle sorte que lorsque le piston est relâché, un volume d'air connu est projeté à grande vitesse contre une plaque recouverte de vaseline. La tâche de poussière ainsi produite est examinée au microscope, et le nombre de particules est compté. Les particules de dimension physique inférieure à 5 μm étaient comptées (Vincent, 2012). Il a été largement utilisé dans les industries minières d'Afrique du Sud, d'Australie et du Canada tout au long des années 1930, voire jusqu'en 1980 (Walton et Vincent, 1998).

6.3 1940 – 1970

6.3.1 Dans le domaine de la santé au travail : vers la définition de la fraction alvéolaire

Les premières études expérimentales d'inhalation d'aérosols chez des sujets humains volontaires sont réalisées à la fin des années 40, début des années 50, et se développent au cours des deux décennies suivantes. Les premières études déterminent principalement des valeurs de dépôt total pour des aérosols polydispersés et parfois instables (H. Landahl et Herrmann, 1948, H.D. Landahl et Black, 1947; Davies, 1964; Van Wijk et Patterson, 1940; J. Brown *et al.*, 1950; Morrow *et al.*, 1958, H. Landahl et Tracewell, 1949 cités par US-EPA, 1980).

Elles permettent d'obtenir davantage d'informations sur la façon dont les particules inhalées pénètrent et se déposent dans l'appareil respiratoire humain en distinguant la région

extrathoracique (y compris les voies nasales et d'autres parties de la tête, jusqu'au larynx), la région trachéobronchique (les voies aériennes conductrices situées sous le larynx) et la région alvéolaire du poumon profond (qui contient le grand nombre de petits sacs où s'effectue l'échange gazeux - l'oxygène entrant dans le sang et le dioxyde de carbone en sortant), le tout en fonction de la taille des particules.

Ces développements coïncident avec les progrès effectués dans le domaine de la science des aérosols. Les nouvelles connaissances sur le comportement aérodynamique des particules conduisent à une nouvelle définition de la taille des particules, plus pertinente pour le dépôt de particules dans le poumon et le comportement des particules en suspension dans l'air : le diamètre aérodynamique (D_{ae}) (Cf.3.1.2). Cette notion permet de définir la sédimentation des particules quelles que soient leur densité et leur forme. La Science des Aérosols établit également le rôle du diamètre aérodynamique de la particule sur son inertie et conduisant à l'impaction (Vincent, 2012).

Dans un premier temps, les résultats des études expérimentales humaines confirment les résultats de McRae concernant le dépôt des particules dans la région alvéolaire du poumon, et permettent de mieux comprendre les mécanismes physiques du dépôt de particules dans les parties supérieures des voies respiratoires, indiquant que le dépôt de particules de plus de 0,5 μm environ s'effectue dans toutes les parties des voies respiratoires par une combinaison de forces inertielles (c'est-à-dire d'impaction) et gravitationnelles.

Dans son rapport de 1952, le British Medical Research Council (BMRC) se basant sur ces premières études expérimentales d'inhalation chez des sujets humains volontaires et sur les travaux de Walton sur la modélisation du transport des particules dans le poumon humain à l'aide d'un éluutriateur horizontal¹⁷ propose une définition des particules inhalées qui atteignent la région alvéolaire du poumon : cette fraction de particules est appelée « poussière alvéolaire » (« *respirable dust* » en anglais), et est définie par une courbe qui exprime la probabilité de pénétration des particules dans la région alvéolaire en fonction du diamètre aérodynamique des particules, commençant à 100 % pour les très petites particules, tombant à 50 % pour les particules de $D_{ae} = 5 \mu\text{m}$, et à zéro pour un D_{ae} de 7,1 μm . Cette courbe est conçue comme une courbe de performance cible pour un instrument d'échantillonnage de type éluutriateur horizontal à flux laminaire de dimensions et de débit appropriés (Walton et Vincent, 1998) (Cf. Tableau 6). Cette convention est adoptée lors de la conférence sur la pneumoconiose de Johannesburg de 1959 par la majorité des nations représentées à la conférence (Lippmann, 1970b; Walton et Vincent, 1998).

Plusieurs échantillonneurs de type éluutriateur horizontal ont été développés pour prélever un aérosol conformément à la courbe BMRC, et ont été utilisés dans l'industrie minière, britannique et en Europe. Ces échantillonneurs portables étaient transportés sur site pour être utilisés comme échantillonneurs statiques et fournissaient des mesures de concentration ambiante. L'apparition des pompes miniatures à la fin des années 50 a ouvert la voie à l'échantillonnage individuel. Ce type d'échantillonnage, où le dispositif de prélèvement est

¹⁷ En 1954, Walton a proposé un modèle de transport des particules dans le poumon humain, analogue à ce qui se passe pour les particules lorsqu'elles sont transportées dans un flux d'air laminaire entre deux plaques plates horizontales. Il a montré que la pénétration de l'aérosol à travers un éluutriateur horizontal pouvait être exprimée comme une fonction déterministe explicite du diamètre aérodynamique de la particule et que, par un choix approprié des dimensions de la plaque et du débit d'air, il était possible d'identifier une courbe qui omettait les plus grandes particules d'une manière similaire à ce qui avait été trouvé pour le dépôt de particules dans la région alvéolaire (Vincent, 2012).

directement porté par le travailleur, s'est rapidement développé aux Etats-Unis (Vincent, 2012).

En 1959, la Commission internationale de protection radiologique (CIPR) a publié une modélisation du dépôt de particules dans les voies respiratoires pour effectuer des calculs de dose. Ce premier modèle est très simple et comprend deux zones de l'appareil respiratoire et deux types de particules (solubles et insolubles). Il suppose que 75 % des particules inhalées en suspension dans l'air se déposent dans le système respiratoire et que 25 % sont expirées. Parmi les 75% des particules se déposant dans l'appareil respiratoire, les deux tiers - soit 50 % de la masse inspirée- se déposent dans les "voies respiratoires supérieures" et un tiers - soit 25 % de la masse inspirée- se déposent dans les « voies respiratoires inférieures », ie les poumons. Si les particules déposées dans les poumons sont des particules solubles, il est considéré qu'elles sont absorbées ou transférées vers d'autres tissus corporels. S'il s'agit de particules insolubles, la moitié est éliminée dans les 24h et l'autre moitié reste dans les poumons avec une demi-vie de 120 jours (ICRP, 1959). L'appareil respiratoire est défini de manière imprécise et ambiguë. En effet, la surface des "poumons" est séparée de celle des "voies respiratoires supérieures, trachée et bronches", alors que pour les différents modèles de dépôt et de clairance mentionnent que les "voies respiratoires supérieures" s'étendent jusqu'au niveau des bronchioles terminales et que les "voies respiratoires inférieures" sont synonymes des zones parenchymateuses des poumons.

En 1961, une deuxième définition pour la « poussière alvéolaire » a été proposée lors d'une conférence à Los Alamos sponsorisée par l'US Atomic Energy Commission's Office of Health and Safety (US AEC) : il s'agit de la fraction des poussières inhalées qui pénètre jusqu'aux parties non ciliées du poumon Ce concept de poussière alvéolaire ne concernait que les particules « insolubles » qui présentaient une rétention prolongée dans le poumon. Les particules qui avaient une certaine solubilité dans les fluides corporels et les substances chimiques toxiques n'étaient pas incluses dans cette définition (Lippmann, 1970b).

Le critère de Los Alamos est basé sur les études de dépôt de particules, notamment celles de J. Brown *et al.* (1950), et contrairement à la courbe du BMRC n'a pas été établie en référence à un quelconque dispositif de prélèvement de particules. La courbe d'efficacité (Tableau 6) est toutefois approchée par différents préleveurs inertiels, tels que des petits cyclones (ATC-AIHA, 1970).

En 1964, la CIPR a mis à jour le calcul du dépôt de poussières dans les voies respiratoires humaines afin de fournir une base pour la dosimétrie pulmonaire et la fixation des limites d'exposition (Bates *et al.*, 1966). Le modèle précédent (ICRP, 1959) étant considéré comme trop simple et vague, il recommande de définir clairement les différents compartiments du tractus respiratoire, afin de différencier les processus de dépôt et de clairance. Il compare les fractions de dépôt régional et total calculées pour les particules inhalées avec les données humaines disponibles.

Il est distingué les parties suivantes de l'appareil respiratoire :

- 1) le **nasopharynx**, (N-P) qui commence avec les narines antérieures et s'étend à travers le pharynx antérieur, en arrière et en bas à travers le pharynx postérieur (oral) jusqu'au niveau du larynx ou de l'épiglotte. Ce compartiment correspond à la description médicale établie des **voies respiratoires supérieures**.
- 2) En continuant caudalement, le compartiment suivant, l'**arbre trachéobronchique** (T-B), comprend la trachée et l'arbre bronchique jusqu'aux bronchioles terminales incluses. Les compartiments (N-P) et (T-B) constituent ensemble l'espace mort anatomique des voies respiratoires. Ils représentent ensemble

toute la zone épithéliale des voies respiratoires qui est ciliée et recouverte de mucus provenant de deux éléments, les cellules en gobelet et les glandes sécrétrices.

3) Le troisième compartiment est intitulé **pulmonaire (P)**. Cette région est constituée de plusieurs structures, à savoir les bronchioles respiratoires, les canaux alvéolaires, les oreillettes, les alvéoles et les sacs alvéolaires. Les noms exacts et les descriptions varient quelque peu selon les auteurs et les sources mais dans tous les cas, la région peut être considérée comme la zone fonctionnelle (espace d'échange) des poumons. Sa surface est constituée d'un épithélium non cilié, humide, sans aucun des éléments sécrétoires que l'on trouve dans l'arbre trachéobronchique. Les **compartiments (T-B) et (P)** constituent ensemble ce qui a été appelé les **voies respiratoires inférieures**.

La modélisation du dépôt des particules de différentes tailles dans l'arbre respiratoire est basée sur trois hypothèses :

- Une distribution log normale des tailles de particules dans l'atmosphère
- L'activité physique de l'individu affecte le dépôt principalement par son action sur le débit ventilatoire. L'ajustement physiologique habituel aux exigences d'une ventilation minute accrue consiste à augmenter le volume respiratoire courant plutôt que la fréquence respiratoire. Pour produire le plus grand changement de dépôt dans l'ensemble des voies respiratoires et créer ainsi la situation la plus contraignante, le groupe de travail de la CIPR recommande d'envisager une augmentation du volume respiratoire courant à fréquence respiratoire constante.
- Le dépôt des particules est régi par leurs propriétés aérodynamiques, la physiologie de la respiration et l'anatomie des voies respiratoires.

Le modèle de dépôt des particules développé utilise et dépend des données d'échantillonnage des particules. Le compartiment pulmonaire proposé est insensible à la distribution de la taille aérodynamique des particules radioactives. La CIPR précise que cette lacune pourrait être comblée dans une certaine mesure par l'utilisation d'échantillonneurs de "poussière alvéolaire", dans lesquels le dispositif habituel de collecte de la poussière est précédé d'un échantillonneur ayant des caractéristiques de collecte à peu près comparables à celles du nez. Les échantillonneurs de ce type peuvent fournir une estimation de la concentration de matière toxique associée aux particules qui sont susceptibles de pénétrer au moins jusqu'à la trachée. Cependant, la distribution en diamètre aérodynamique de ces particules est fonction de la distribution initiale des particules inhalées ; par conséquent, des concentrations égales de "poussière alvéolaire" ne représentent pas nécessairement des dangers égaux.

Le groupe de travail de la CIPR rapporte que même si la probabilité pour les particules de diamètre $\geq 100 \mu\text{m}$ d'être déposée est élevée, de telles particules possèdent des vitesses de sédimentation élevées (supérieures à 25 cm.s^{-1}), qui approchent ou dépassent souvent les vitesses d'écoulement de l'air inspiré et de ce fait pénètrent moins facilement dans le tractus respiratoire.

Quelques années plus tard, l'American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH) a proposé une nouvelle convention alvéolaire lors de la révision de la valeur limite établie pour la silice cristalline. L'ACGIH a ainsi remplacé en 1968 cette valeur limite, initialement basée sur une concentration en nombre de particules, par une valeur limite basée sur une concentration massique. Les concentrations en poussières alvéolaires ne doivent pas dépasser en mg.m^{-3} la concentration suivante :

$$\frac{10 \text{ mg/m}^3}{\% \text{respirable quartz} + 2}$$

Cette nouvelle valeur limite introduit un nouveau critère pour l'échantillonnage de la fraction alvéolaire : la concentration et le pourcentage de quartz doivent être déterminés à partir de la fraction passant au travers d'un échantillonneur sélectif en taille dont l'efficacité de collecte est similaire à la courbe proposée par l'US-AEC exceptée pour les particules $\leq 2\mu\text{m}$ (efficacité de 90% contre 100% pour l'US-AEC). Cette différence a été proposée pour tenir compte de l'efficacité réelle des échantillonneurs de particules, et notamment les cyclones individuels (Lippmann, 1970b).

Cette courbe est connue sous le nom de courbe alvéolaire ACGIH (Tableau 6).

Tableau 6 : Les différentes définitions pour les poussières alvéolaires : BMRC, US-AEC et ACGIH (d'après Lippmann, 1970b)

Diamètre aérodynamique (μm)	Efficacité de collecte des particules (%)		
	BMRC	US-EAC (Los Alamos)	ACGIH
2	-	100	90
2,2	90	-	-
2,5	-	75	-
3,2	80	-	-
3,5	-	50	-
3,9	70	-	-
4,5	60	-	-
5	50	25	-
5,5	40	-	-
5,9	30	-	-
6,3	20	-	-
6,9	10	-	-
7,1	0	-	-
10	-	0	-

La figure suivante permet de visualiser les trois conventions alvéolaires qui coexistent à cette époque.

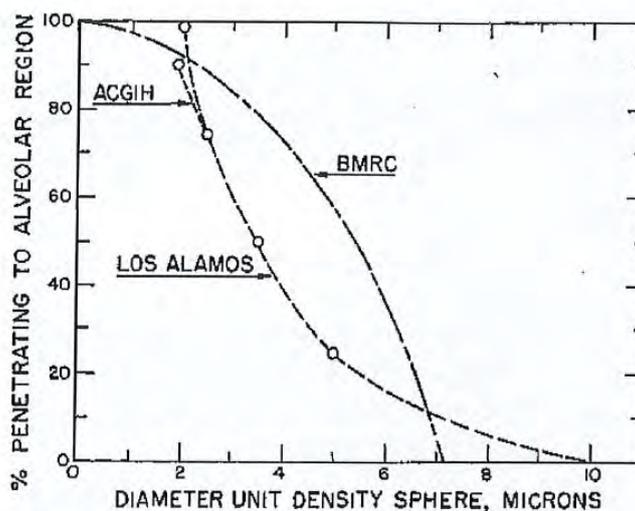


Figure 24 : Convention alvéolaires du BMRC, de l'ACGIH et de l'US-AEC (Los Alamos) (source : Lippmann, 1970).

En 1969, le département américain du travail (US Department of Labor) a adopté le critère proposé par l'ACGIH pour les poussières alvéolaires et l'a étendu aux poussières de charbon et poussières inertes. Cette première réglementation sur une valeur limite pour la fraction alvéolaire ouvre des perspectives sur l'échantillonnage des particules alvéolaires sur une plus grande échelle que ce qui était fait jusqu'à présent (Lippmann, 1970b)

6.3.2 Dans le domaine environnemental: mise en place des premières réglementations de santé publique

Aux Etats-Unis et au Royaume-Uni, au début du XX^{ème} siècle, la problématique de la pollution de l'air et des particules est traitée par des initiatives locales, et plusieurs villes mettent en place des réseaux de mesures de la pollution à l'aide essentiellement de jauges de dépôts ou de mesure de fumées noires, (Stern, 1982, Mosley, 2009b).

Il faut attendre les années 40 et des épisodes de smog importants pour que la problématique soit envisagée à plus grande échelle. Dès les années 1940, le « smog » automobile de Los Angeles a conduit la Californie à adopter sa première loi pour lutter contre la pollution en 1947. En 1948, c'est à Donora que se produit un nouvel épisode de smog meurtrier aux Etats Unis, suite à une inversion de température qui piège les fumées et gaz de cette petite agglomération industrielle. Cette catastrophe a conduit à la première enquête épidémiologique à grande échelle sur une catastrophe sanitaire environnementale aux États-Unis (Schrenk *et al.*, 1949). Elle a attiré l'attention sur la nécessité d'une réglementation industrielle à l'échelle nationale pour réduire les effets de la pollution (Jacobs *et al.*, 2018).

Dans les années 50-60, la réglementation sur la pollution de l'air ambiant se met en place, notamment au Royaume-Uni et aux Etats-Unis.

L'épisode de smog meurtrier de Londres de décembre 1952 conduit le gouvernement britannique à adopter en 1956 leur première loi sur la qualité de l'air imposant notamment une mesure des particules de l'air ambiant via un suivi des fumées noires (Clean Air Act, UK).

Des mesures régulières de la pollution atmosphérique (fumées noires et dioxyde de soufre) ont commencé à partir de 1912 en Grande-Bretagne et se sont répandues dans de nombreuses villes dans l'entre-deux-guerres (Mosley, 2009a). Depuis 1945, de telles mesures étaient effectuées quotidiennement à plusieurs endroits autour de Londres par la Fuel

Research Station. Après le smog de Londres, les lieux et la fréquence des mesures ont augmenté. Une pompe électrique aspirait l'air à travers un filtre papier, puis à travers une solution de peroxyde d'hydrogène et enfin à travers un compteur. La quantité de fumées noires était évaluée visuellement en inspectant la noirceur sur le papier filtre selon l'échelle de Ringelmann (Wilkins, 1954, Novakov et Rosen, 2013).

La surveillance passée des fumées noires et du dioxyde de soufre a permis d'évaluer la qualité de l'air liée au smog de Londres. Avant le smog, les concentrations ambiantes moyennes de fumée noire étaient de 0,12 à 0,44 mg.m⁻³ et ont atteint 4,5 mg.m⁻³ pendant l'épisode de smog (Wilkins, 1954, Mayor of London, 2002). Ces concentrations élevées ont clairement démontré qu'il fallait agir pour contrôler les émissions de fumées noires et de dioxyde de soufre.

Aux États-Unis, dans le but de fournir les données nécessaires pour caractériser la problématique de la pollution de l'air, l'US Public Health Service établit en 1953 un réseau de mesure de la qualité de l'air. Les objectifs étaient de déterminer l'étendue et la nature de la pollution de l'air (étude des variations des niveaux de divers contaminants et investigation des relations entre pollution de l'air et facteurs socio-économiques, géographiques, topographiques, météorologiques et autres). Les données acquises devaient être utilisées dans le cadre d'études épidémiologiques. L'approche retenue par les États-Unis pour la mesure de cette pollution diffère de l'approche britannique : ce ne sont pas les fumées noires qui sont mesurées mais les particules totales en suspension (TSP), c'est-à-dire les particules de taille inférieure à 1 µm et jusqu'à environ 100 µm. De local, le réseau devient réellement national en 1958 avec 250 stations (213 urbaines et 37 non urbaines). A cette époque, les principaux effets mentionnés justifiant ces mesures sont la réduction de la visibilité, la salissure et la détérioration des matériaux, les dommages aux plantes, l'irritation des tissus, et les dommages possibles sur la santé (US-DHEW, 1962). Les TSP sont échantillonnées avec un préleveur à haut volume. L'échantillonnage dure 24 h et est répété toutes les deux semaines. Avant 1957, l'ouverture du dispositif permettait un échantillonnage horizontal de l'air. Avec cette orientation, une variation dans l'échantillonnage pouvait se produire selon la direction du vent. Pour assurer une uniformité dans l'échantillonnage, une orientation verticale a été décidée et l'ensemble des stations a été équipé de ces dispositifs (US-DHEW, 1958). En 1955 l'Air Pollution Control Act constitue la première loi fédérale concernant la pollution de l'air. Cette loi prévoit des fonds pour la recherche fédérale sur la pollution atmosphérique (US-EPA, 2021a).

A la fin des années 50, la question de la pollution de l'air s'internationalise. L'OCDE crée en 1957, un groupe de travail dont l'objectif est d'étudier les bases scientifiques indispensables à l'élaboration d'une législation destinée à protéger l'environnement. Des séminaires d'experts sont organisés par le comité pour l'Europe de l'OMS, l'Union pour l'Europe occidentale, ou encore le groupe Eurotox.

Pour faire face aux initiatives politiques et à l'avancée technique du Royaume-Uni et des États-Unis, l'Association pour la Prévention de la Pollution atmosphérique (APPA) est créée en France en 1958, avec 3 objectifs : la recherche appliquée, les actions de prévention et la sensibilisation du public sur les « dangers de la pollution atmosphérique » (Roussel, 2019). La pollution particulaire est, comme au Royaume-Uni, abordée sous l'angle assez générique « fumées, suies, poussières ». La loi du 2 août 1961 relative à la lutte contre les pollutions atmosphériques et les odeurs modifie la loi du 19 décembre 1917 et établit un lien entre pollution et santé en parlant de « pollution de l'atmosphère qui compromet la santé ». La loi précise que des décrets détermineront notamment les « cas et conditions dans lesquels pourra

être interdite ou réglementée l'émission dans l'atmosphère de fumées, suies, poussières ou gaz toxiques, corrosifs, odorants ou radioactifs » mais ne précise pas les modalités de contrôles ou de mesure de cette pollution. Le décret d'application n°63-963 du 17 septembre 1963 charge le ministère de la Santé est de coordonner la politique de lutte contre la pollution atmosphérique en France, et instaure les modalités de contrôles de la pollution.

Aux Etats-Unis dans les années 60 se développent des programmes de surveillance et de contrôles de la pollution particulaire.

Le *Clean Air Act* constitue en 1963 la première loi fédérale concernant le contrôle de la pollution atmosphérique. Il établit un programme fédéral au sein du Service de santé publique des États-Unis et autorise la recherche sur les techniques de surveillance et de contrôle de la pollution atmosphérique. Cette loi est suivie en 1967, par l'*Air Quality Act* qui est promulguée afin d'élargir les activités du gouvernement fédéral. Conformément à cette loi, des procédures d'application sont engagées dans les zones sujettes au transport interétatique de la pollution atmosphérique. Dans le cadre de ces procédures, le gouvernement fédéral mène pour la première fois des études approfondies de surveillance de l'air ambiant et des inspections de sources fixes. Cette loi autorise également des études élargies sur les inventaires d'émissions de polluants atmosphériques, les techniques de surveillance de l'environnement et les techniques de contrôle (US-EPA, 2021a).

Dans ce cadre, l'US Department of Health, Education, and Welfare (US DHEW, prédécesseur de l'Agence américaine pour la Protection de l'Environnement, US EPA), publie en 1969 un premier « document de référence » (*criteria document* en anglais) qui résume les données existantes sur l'exposition aux particules totales en suspension (TSP) et au dioxyde de soufre (SO₂) et leurs effets sur l'environnement et sur la santé (US-DHEW, 1969). Il présente l'avancée des connaissances relatives notamment aux techniques de mesures des particules, aux données de concentrations et d'exposition aux particules de l'air ambiant, aux effets sur la santé (données toxicologiques et épidémiologiques), aux propriétés physico-chimiques des particules de l'air ambiant, etc.

Dans ce document, la question de la taille des particules est discutée selon leur origine à partir des connaissances de l'époque: phénomènes de condensation, de combustion et actions mécaniques.

Il fait également le point sur les différentes techniques d'échantillonnage adaptées aux particules > 10 µm ; aux particules de taille comprise entre 0,1 et 10 µm et aux particules de taille < 0,1 µm. Il détaille plus précisément les méthodes de mesure des TSP à l'aide d'échantillonneur papier et échantillonneurs haut volume, compte tenu de la littérature importante disponible pour ces dispositifs.

Le rapport souligne le rôle important de la taille des particules dans les mécanismes de dépôt, mais pointe le manque de données sur la distribution en taille des particules de l'air ambiant dans les études de terrain. Il souligne également la disparité des résultats des mesures de concentration prises en compte dans les études épidémiologiques : différence entre les études américaines pour lesquelles les TSP sont mesurées et les études anglaises pour lesquelles ce sont les fumées noires qui sont mesurées. Concernant la mesure des fumées noires, il est notée une différence d'approche entre les Etats-Unis où l'indice de fumées noires est déterminé par transmittance et l'Europe, où cet indice est déterminé par réflectance¹⁸.

¹⁸ Les fumées noires sont évaluées à partir d'une tache produite par le dépôt de poussières sur un filtre. Un coefficient de noircissement est déterminé soit par réflectance, c'est-à-dire mesure de la quantité de

Ce rapport fait également état des différentes études sur le dépôt dans la région alvéolaire, et pointe trois conclusions principales :

- L'efficacité de dépôt dans cette région est maximale pour des particules de taille comprises entre 1 et 2 μm ;
- L'efficacité est minimale pour des particules de taille d'environ 0,5 μm ;
- Le pourcentage de dépôt de particules de tailles inférieures à 0,1 μm est aussi important que le dépôt de particules de tailles supérieures à 1 μm .

En 1963, l'OMS souligne la nécessité d'établir des méthodes satisfaisantes et uniformes de dosage des polluants de l'air sur une base internationale en vue de réunir les renseignements fondamentaux indispensables à des études collectives sur les critères de qualité de l'air. La normalisation des techniques et des méthodes d'expression des résultats est une condition préalable essentielle à l'échange international de renseignements et au développement des recherches collectives visant à établir une base solide pour lutter contre la pollution de l'air. (OMS, 1963)

En 1964, l'OCDE suite aux travaux du groupe de travail créé en 1957, publie un rapport qui définit notamment la méthode de mesure des fumées noires qui deviendra la méthode de référence en Europe (OCDE, 1964 cité par Basseur, 2011).

6.4 1970 – 1990

6.4.1 Dans le domaine de la santé au travail : naissance du concept d'inhalabilité

Au cours des années 70 et 80, des réflexions sont menées en hygiène du travail pour mieux caractériser les « poussières totales » (en anglais : « *total dust* »). En effet, de nombreuses valeurs limites d'exposition pour les particules aéroportées sont ambiguës, car elles ne définissent pas de limite supérieure de taille ou de vitesse de chute pour que les particules soient considérées comme « aéroportées ». Les mesures sont effectuées en prélevant la « poussière totale », c'est-à-dire sans sélection de taille de particules, à l'aide de différents dispositifs. La seule fraction d'aérosol définie en lien avec la santé à cette époque est la fraction alvéolaire.

En 1980, l'organisme international de normalisation (en anglais – *International Organization for Standardization* - ISO) avec la contribution de scientifiques européens et américains élabore un projet de norme qui définit deux fractions : les poussières alvéolaires avec reprise des deux définitions existantes (ACGIH et BMRC adoptée lors de la conférence de Johannesburg de 1959) et les poussières totales. Dans ce document, la poussière totale était un compromis qui signifiait plus ou moins que toute méthode d'échantillonnage comportant le mot "total" dans son nom était acceptée comme respectant la convention internationale d'échantillonnage proposée pour la poussière totale. Ce projet de norme a été rejeté lors du vote en raison d'une base scientifique trop faible (Liden, 2021).

lumière réfléchi par la tache formée par l'accumulation de particules, ou bien par transmittance c'est-à-dire mesure de la capacité de la tâche formée à laisser passer un rayonnement lumineux sur une distance connue.

À peu près à la même époque, l'Union européenne¹⁹ a accepté une définition de la poussière totale basée sur les travaux du scientifique néerlandais ter Kuile, spécialiste des aérosols. En résumé, la définition stipule qu'un échantillonneur est considéré comme échantillonnant la fraction de poussière totale si la vitesse moyenne de l'air à l'entrée (aspiration) est de 1,25 m.s⁻¹. (Liden, 2021).

T. Ogden et Birkett (1975) proposent d'affiner la définition de cette « poussière totale » dans le domaine de l'hygiène du travail en lien avec des échantillonneurs dont l'efficacité d'entrée serait égale à celle de la tête humaine, et dont la dépendance vis-à-vis du vent et de la taille des particules serait identique. Des recherches sont entreprises pour déterminer l'efficacité avec laquelle des particules de taille donnée pénètrent par le nez et/ou la bouche pendant la respiration. Le concept d'inhalabilité voit le jour.

Cette inhalabilité est déterminée expérimentalement à l'aide de têtes de mannequins respirant grandeur nature (avec ou sans torse) placées dans un tunnel aéraulique (T. Ogden et Birkett, 1975, 1978; Armbruster et Breuer, 1982; Vincent et Mark, 1982). L'aérosol d'essai, généralement constitué de particules ayant une distribution granulométrique étroite, pénètre dans la bouche ou le nez au moyen d'un appareil respiratoire. Les particules qui ont pénétré dans la bouche ou le nez sont recueillies par un filtre pour déterminer les concentrations de particules dans l'air inspiré. Les concentrations de particules dans l'air ambiant sont mesurées à partir d'échantillons prélevés à proximité de la tête du mannequin respirant.

Les mesures d'inhalabilité sont effectuées avec la tête positionnée à différents angles par rapport à la direction du vent. Au lieu de spécifier quelle est la part de l'aérosol ambiant qui est inhalé pour chaque orientation, la pratique générale consiste à déterminer une inhalabilité moyenne en fonction de l'orientation. Cela suppose que toutes les orientations par rapport à la direction du vent sont également pondérées dans la moyenne, ce qui représente les expositions lorsqu'il n'y a pas de direction de vent dominante. Certaines expériences sont menées avec la respiration par le nez uniquement, tandis que d'autres avec l'inspiration par la bouche et l'expiration par le nez. Les résultats indiquent que l'ajout de l'expiration dans les expériences n'a pas d'effet détectable sur l'inhalabilité. Pour l'ensemble des conditions expérimentales étudiées, le débit respiratoire a peu d'influence sur l'inhalabilité (C.-s. Wang, 2005). Les résultats révèlent une cohérence indiquant une dépendance assez faible de la vitesse de vent ou du débit respiratoire, mais une forte relation avec le diamètre aérodynamique des particules (Vincent, 2012). La fraction inhalable remplace les poussières totales. Les résultats pris dans leur ensemble suggèrent une seule courbe avec une valeur de 100% pour les très petites particules, diminuant régulièrement avec l'augmentation de la taille des particules et se stabilisant à 50 % pour des diamètres aérodynamiques supérieurs à environ 30-40 µm.

Dans le même temps, des études sur le dépôt d'aérosols stables, insolubles et monodispersés de différentes tailles dans différentes conditions de respirations sont menées. Les études les plus complètes d'après l'US-EPA (US-EPA, 1980) sont celles de Lippmann et Albert (1969), de J. Heyder *et al.* (1975) et de Giacomelli-Maltoni *et al.* (1972). Ces données sur le dépôt

¹⁹ La directive 88/642/CEE définit comme « inspirable la fraction des matières en suspension qui peut être absorbée par le travailleur par inspiration par la bouche et/ou le nez. Dans la pratique de la technique de mesurage, on utilise pour le prélèvement d'échantillons, par exemple, des échantillonneurs ayant une vitesse d'aspiration de 1,25 m/s ± 10 % ou des échantillonneurs conformes à ISO/TR 7708 1983 (E) ». Le critère de 1,25 m/s correspond au critère de Ter Kuile.

humain ont été recueillies auprès de volontaires inhalant des aérosols d'essai par des embouts buccaux ou des tubes nasaux. L'US EPA relève que des différences entre ces inhalations contrôlées artificiellement et la respiration normale et spontanée par la bouche ou par le nez sont possibles. De plus, la fréquence respiratoire (BPM), la capacité résiduelle fonctionnelle respiratoire (FRC) et le volume courant (TV) utilisés dans les expériences affectent le dépôt. Si la quantité d'aérosol expirée est comparée à celle inhalée, les données peuvent être exprimées en tant que dépôt total, mais la zone de dépôt dans l'appareil respiratoire ne peut être distinguée (J. Heyder *et al.*, 1975). En marquant les aérosols d'essai avec des radioéléments, les chercheurs peuvent séparer le dépôt par région, en commençant par le dépôt nasopharyngé pour la respiration par le nez ou le dépôt pharyngé pour la respiration par la bouche (Albert *et al.*, 1967 cité par US-EPA, 1980).

À peu près au même moment, la discussion a rapidement conduit à la suggestion d'une fraction d'aérosol intermédiaire plus grossière que la fraction alvéolaire mais plus fine que la fraction inhalable, définissant les particules inhalées capables de pénétrer au-delà du larynx jusqu'à la région alvéolaire. La fraction thoracique émerge, pertinente pour les maladies des voies respiratoires telles que l'asthme, la bronchite et un large éventail d'autres maladies pulmonaires. L'analyse des données sur la pénétration dans les poumons a révélé que les particules pénétrant dans la région thoracique avaient un diamètre aérodynamique inférieur à environ 20 μm , et que les particules dont le D_{ae} était légèrement inférieur à 10 μm avaient une probabilité de 50 % d'y pénétrer (Vincent, 2012).

Sur la base des résultats de ces expérimentations, l'ISO reprend son projet de norme et s'intéresse à l'inhalabilité, dans le but d'en faire une courbe cible pour les performances des dispositifs d'échantillonnage, afin d'éliminer, en principe du moins, l'incohérence qui existait auparavant dans l'échantillonnage de la fraction d'aérosol la plus grossière. Il s'appliquerait à l'évaluation de l'exposition aux aérosols chaque fois que les effets sanitaires d'intérêt peuvent se produire pour toutes les particules pénétrant dans le corps, y compris celles qui peuvent avoir des effets sanitaires dans le nez et/ou la bouche, celles qui sont solubles ou celles qui sont potentiellement cancérigènes (Vincent, 2012).

Le rapport technique ISO/TR770:1983 est publiée en 1983. Il s'agit des premiers critères de conventions relatives aux tailles de particules qui doivent être mesurées pour évaluer les effets nocifs éventuelles des particules de l'air ambiant²⁰. Il cible à la fois les situations professionnelles et environnementales avec le choix d'une coupure au diamètre aérodynamique de 10 μm , correspondant au larynx comme base de ces conventions.

Il vise également à encourager les expérimentations basées sur ces conventions et leur acceptation. Il n'est pas fait mention de convention « inhalable » mais de limite de la fraction « inspirable ». La capacité d'inspiration, c'est à dire le pourcentage de la concentration en masse des particules ambiantes aéroportées (fraction massique inspirable) est définie pour des diamètres aérodynamiques de particules allant de 0 à 185 μm . Ces valeurs sont fondées :

- sur des mesurages de la capacité d'inspiration moyenne d'une personne exposée de manière uniforme à toutes les directions d'un vent dont la vitesse est comprise entre 0 et 8 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$, ces mesurages étant effectués avec des particules ayant un diamètre aérodynamique allant jusqu'à 30 μm (étude de T.L. Ogden et Birkett, 1978),

²⁰ Le rapport technique RT 7708 de 1983 définit l'air ambiant comme l'air qui entoure le corps humain ou appareil d'échantillonnage, avant que ces derniers n'aient eu une influence sur cet air. Cette définition s'applique à la fois aux environnements professionnels et aux autres environnements.

- et sur une extrapolation et une interpolation au-delà de cette gamme de taille de particules.

$$I(d_{ae}) = 1 - 0.15[\log_{10}(1 + d_{ae})]^2 - 0.10 \log_{10}(1 + d_{ae})$$

La fraction massique inspirable se divise au larynx : les particules inspirées qui passent au-delà du larynx forment la fraction thoracique, et celles qui ne passent pas forment la fraction extrathoracique (Figure 25). La fraction thoracique est ensuite subdivisée en fraction alvéolaire et fraction trachéobronchique. Ces conventions d'échantillonnage supposent que toutes les particules inspirées se déposent.

Le rapport technique de l'ISO propose une courbe pour la fraction thoracique basée sur l'examen de la littérature réalisé par Miller et al. 1979 qui montre qu'il n'existe qu'un faible pourcentage de particules de diamètre aérodynamique égal à 15 μm qui pénètre au-delà du larynx. La courbe proposée est une courbe de probabilité logarithmique cumulée décroissante de diamètre médian 10 μm et d'écart type géométrique de 1,5.

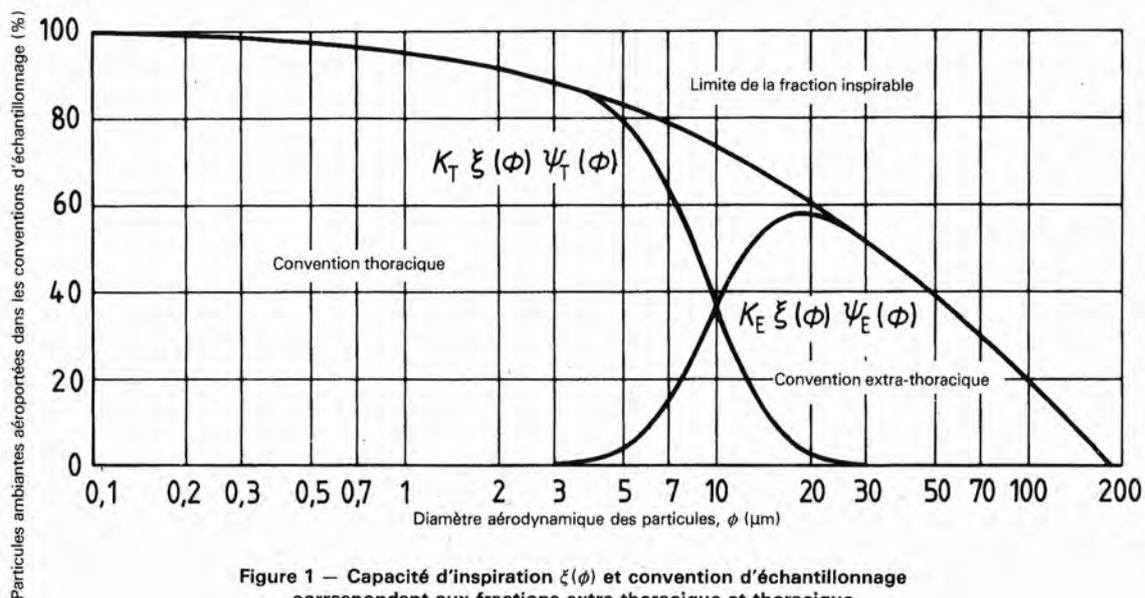


Figure 1 – Capacité d'inspiration $\xi(\phi)$ et convention d'échantillonnage correspondant aux fractions extra-thoracique et thoracique

Figure 25 : Capacité d'inspiration et convention d'échantillonnage correspondant aux fractions extrathoracique et thoracique (source ISO TR 7708 : 1983)

L'ISO considère également deux types de population : la population « adulte sain » et une population « à haut risque » composée d'enfants, malades ou infirmes :

- Dans le cas d'une population « adulte sain », les conventions alvéolaires proposées par le BMRC ou l'ACGIH doivent être appliquées, en mentionnant bien à quelle convention il est fait référence. L'ISO précise que le recours à l'une ou l'autre des courbes est admis car des études ont montré que les mesurages effectués avec l'une ou l'autre des deux courbes étaient similaires. A noter qu'il existe une petite différence dans la définition donnée par l'ISO de la fraction alvéolaire et celle donnée par l'ACGIH ou le BMRC : la fraction alvéolaire de l'ISO représente un pourcentage de la fraction inspirable, alors que les fractions alvéolaires établies par l'ACGIH ou le BMRC ne sont pas définies comme étant des sous-fractions de la fraction inspirable. La tolérance admise par l'ISO sur les mesurages en lien avec les courbes BMRC ou ACGIH permet *a priori* de satisfaire la convention d'échantillonnage alvéolaire de l'ISO.
- Dans le cas d'une population « à haut risque » : l'ISO définit une convention alvéolaire spécifique, avec un diamètre de coupure inférieur au diamètre de coupure de la fraction alvéolaire, en raison selon l'ISO d'un décalage observé pour les dépôts

pulmonaires dans ces groupes de population (Lippmann, 1977, cité par ISO, 1983). L'ISO définit donc également une convention trachéobronchique pour cette population « à haut risque » : cette fraction conventionnelle est calculée par différence entre la fraction thoracique et la fraction alvéolaire à haut risque.

En 1985, l'ACGIH produit ses propres définitions pour les conventions inhalable, thoracique et alvéolaire, assez similaires à celles de l'ISO, mais avec une version de la fraction inhalable basée sur des données plus récentes obtenues par Armbruster et Breuer, 1982 et Vincent et Mark (1982) pour des particules de taille allant jusqu'à 100 μm . Les expressions mathématiques de ces fractions sont précisées en Annexe 2.

A cette époque également, le Comité Européen de Normalisation (CEN) étudie le même ensemble de critères d'échantillonnage sélectifs de la taille des particules.

Face à ces initiatives parallèles, Soderholm compare les différentes conventions en hygiène du travail et suggère une harmonisation des définitions et des spécifications des efficacités de collecte des échantillonneurs idéaux (Soderholm 1989). Il propose de retenir la définition de l'ACGIH pour la fraction inhalable car basée sur des données plus récentes.

Pour la fraction thoracique, il propose de considérer que la fraction thoracique est une sous-fraction de la fraction inhalable, de manière à garantir que la fraction thoracique est inférieure à la fraction inhalable quel que soit le diamètre considéré. Cette convention thoracique est représentée par une loi log-normale de manière à approcher l'efficacité d'échantillonnage d'un dispositif de prélèvement individuel tel qu'un cyclone. Cette loi log-normale est caractérisée par un diamètre aérodynamique médian de 11,64 μm et un écart-type géométrique de 1,5. Soderholm reconnaît que la définition proposée semble surestimer la fraction des particules ambiantes qui pénètre dans les poumons. Il justifie ce conservatisme par l'ambiguïté de la séparation correcte entre les particules qui se déposent dans les poumons et dans les voies respiratoires supérieures pendant la respiration orale.

Il discute également de l'applicabilité de la fraction thoracique qu'il propose avec le critère établi par l'US EPA en 1987 pour la fraction PM_{10} (Cf. 6.4.2). Selon lui, la définition proposée satisfait aux critères de l'US EPA, puisqu'un échantillonneur thoracique idéal recueillerait 50 % des particules ayant un diamètre aérodynamique de 10 μm et mesurerait une concentration massique de 148 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ s'il échantillonnait la distribution de taille spécifiée par l'EPA (1987).

De même que pour la fraction thoracique, Soderholm propose de définir la fraction alvéolaire comme une sous fraction de la fraction inhalable. Cette forme permet de garantir que la fraction alvéolaire est inférieure à la fraction inhalable et à la fraction thoracique quel que soit le diamètre considéré. Cette convention alvéolaire est représentée par une loi log-normale de manière à approcher l'efficacité d'échantillonnage d'un dispositif de prélèvement individuel tel qu'un cyclone. Cette loi de distribution est caractérisée par un diamètre aérodynamique médian de 4,25 μm et un écart-type géométrique de 1,5.

Il précise également que les définitions proposées ont l'avantage de ne pas nécessiter le remplacement des dispositifs de prélèvement existants. Un ajustement du débit de prélèvement des cyclones utilisés permet par exemple de se conformer à ces conventions.

Au niveau réglementaire en France, la notion de « poussière totale » et « poussière alvéolaire » est introduite dans le Code du travail, dans la partie « assainissement » par le décret 84-1093 du 7 décembre 1984. Dans ce décret, est considérée comme « poussière totale » toute particule solide dont le diamètre aérodynamique est au plus égal à 100 μm ou dont la vitesse limite de chute, dans les conditions normales de température, est au plus égale

à 0,25 mètre par seconde. Toute poussière susceptible d'atteindre les alvéoles pulmonaires est considérée comme « poussière alvéolaire ». Ce décret établit également que dans les locaux à pollution spécifique, les concentrations moyennes en poussières totales et alvéolaires de l'atmosphère inhalée par une personne, évaluées sur une période de huit heures, ne doivent pas dépasser respectivement 10 et 5 milligrammes par mètre cube d'air. Il est également précisé d'autres limites que celles-ci peuvent être établies pour certaines variétés de poussières. L'arrêté du 9 octobre 1987 relatif au contrôle de l'aération et de l'assainissement des locaux de travail pouvant être prescrit par l'inspecteur du travail précise les modalités de mesure de ces concentrations : pour les poussières alvéolaires, il faut prendre « pour base les courbes de sélection granulométrique du fascicule Afnor X 43100 », et pour la mesure de concentration en poussières totales il faut se baser sur les indications de la norme NF X 43261. Le fascicule Afnor X 43100 mentionné par cet arrêté correspond au rapport technique TR 7708 établi par l'ISO en 1983 (ISO, 1983).

Au niveau européen, les définitions de fractions d'aérosols en lien avec des effets sur la santé sont introduites par la directive 88/642/CEE du Conseil du 16 décembre 1988 modifiant la directive 80/1107/CEE concernant la protection des travailleurs contre les risques liés à une exposition à des agents chimiques, physiques et biologiques pendant le travail. La directive définit la fraction « inspirable » comme la partie des matières en suspension présentes dans l'air que respire un travailleur (par la bouche et/ou le nez). La fraction « respirable »²¹ correspond à la partie de la fraction inspirable qui parvient dans les alvéoles. La directive précise également que la mesure de la concentration des matières en suspension doit tenir compte de leur mode d'action et qu'il convient de prélever soit la fraction inspirable (avec des échantillonneurs ayant une vitesse d'aspiration de 1,25 m/s \pm 10 % ou des échantillonneurs conformes à ISO/TR 7708 1983) soit la fraction respirable (avec un système de séparation dont l'effet correspond à la fonction théorique de séparation d'un séparateur par sédimentation qui sépare 50 % des particules ayant un diamètre aérodynamique de 5 μ m (convention de Johannesburg de 1979²²)).

6.4.2 Dans le domaine environnemental: des particules totales (TSP) en suspension aux fractions PM

Aux Etats-Unis, la réglementation relative à la pollution de l'air évolue. En 1970, la loi sur la qualité de l'air autorise l'élaboration de réglementations fédérales et étatiques complètes pour limiter les émissions à la fois des sources fixes (industrielles) et des sources mobiles. Quatre programmes de réglementation majeurs affectant les sources fixes ont été lancés dont le National Ambient Air Quality Standards (NAAQS), visant à élaborer des normes nationales de qualité de l'air ambiant. A la même époque, l'US EPA est créée notamment pour établir ces normes (US-EPA, 2021b). Un an plus tard, les premières valeurs limites nationales sur 6 polluants dont les particules totales en suspension (TSP) sont réglementées²³ (The federal register, 1971), faisant suite au document de référence établi en 1969 par le DHEW (United States Department of Health, Education, and Welfare) (Cf.6.3.2). La réglementation précise

²¹ Le texte de la directive utilise le terme « respirable » pour désigner la fraction alvéolaire

²² La date de la convention de Johannesburg est 1959. Il s'agit d'une coquille dans le texte de la Directive.

²³ L'US EPA définit deux types de NAAQS: Les NAAQS primaires qui visent à protéger la santé publique, et les NAAQS secondaires qui visent à protéger le bien-être du public de tout effet négatif connu ou anticipés liés à la présence de polluants atmosphériques dans l'air ambiant.

en annexe B la méthode Haut Volume comme méthode de référence pour la détermination des TSP dans l'air. La méthode est détaillée : matériel, filtre, conditions d'utilisation, calibration, corrections éventuelles, etc.

Dans ses guidelines de mai 1971 pour les réseaux de surveillance de la qualité de l'air, l'US EPA recommande les préleveurs haut volume pour mesurer les TSP et précise que des techniques pratiques de terrain sont en cours de perfectionnement pour mesurer les fractions de taille alvéolaire des TSP (« *respirable size fraction of TSP* ») (US-EPA, 1971).

En 1973, après la proposition des NAAQS pour les TSP, l'US EPA commence à s'intéresser aux particules fines et publie un rapport d'information dont l'objectif est d'identifier les principaux problèmes liés aux particules fines dans l'atmosphère, ainsi que leurs effets sur la santé et le bien-être de l'Homme, en vue de déterminer la nécessité d'un contrôle en vertu des dispositions de la loi sur la qualité de l'air (US-EPA, 1973). Le rapport mentionne qu'il n'y a pas de définition universellement acceptée pour les particules fines. L'US EPA définit les particules fines de manière arbitraire de la façon suivante : « matériau qui existe sous forme solide ou liquide et dont le diamètre est inférieur à 2 ou 5 μm , tel que mesuré par des techniques aérodynamiques et/ou optiques. À des fins de conception, un diamètre de coupure de 3,5 μm de diamètre est considéré comme acceptable ». Ces particules fines sont composées de particules fines dites primaires (non modifiées par un processus de transformation atmosphérique) et particules dites secondaires (formées ou modifiées par un processus de transformation atmosphérique). Le terme « particules fines » implique que la caractéristique de taille physique est le facteur dominant. Les rares études épidémiologiques de l'époque prenant en compte les particules fines, montrent que la composition chimique, ainsi que les facteurs physiques peuvent avoir une influence identique voire supérieure. Le rapport pointe le manque d'informations sur les mécanismes de formation des aérosols secondaires, sur les mécanismes d'élimination des particules fines dans l'atmosphère. Il conclut que les données disponibles sont inadaptées pour prendre des décisions réglementaires, et les recherches dans les domaines de la mesure, de la toxicologie et l'épidémiologie sont encouragées (US-EPA, 1973).

En 1977, la loi sur la qualité de l'air aux USA est à nouveau amendée (les normes de la qualité de l'air et protection santé humaine sont renforcées) et impose à l'US EPA d'examiner d'ici 1980 les critères scientifiques sur lesquels sont fondés notamment les NAAQS relatives aux TSP, afin d'éventuellement réviser ces valeurs (US-EPA, 2021b). Dans ce cadre, Miller *et al.*, propose en 1979 de retenir un diamètre de coupure de 15 μm pour les particules inhalables capables d'avoir des effets sur les voies respiratoires inférieures. Cette taille a été déterminée suite à l'application du modèle de dépôt élaboré par le groupe de travail de la CIPR en 1966 aux données de différentes études de dépôts (Hounam *et al.*, 1969, Lippmann, 1970a, Giacomelli-Maltoni *et al.*, 1972, Martens et Jacobi, 1973, J_ Heyder et Rudolf, 1975 cités par Miller *et al.*, 1979). Ce diamètre de coupure fournit une taille de particules au-dessus de laquelle le dépôt trachéobronchique est faible (< 10%), même si les individus fournissent un effort modéré.

Miller du Health Effects Research Laboratory de l'US EPA précise également que le diamètre de coupure de 15 μm permettrait d'éviter de collecter des allergènes en suspension dans l'air. Il recommande de continuer à maintenir la surveillance de la qualité de l'air pour les particules de taille supérieure à 15 μm afin de maintenir la continuité avec les études antérieures sur la santé et les données historiques sur la qualité de l'air. Il souligne que la distinction entre les particules fines et grosses est d'une importance fondamentale dans toute discussion sur la mesure des aérosols notamment du fait de la distribution bimodale en masse aérosols

ambiants²⁴. Les différentes études de distributions granulométriques montrent que la plage 1-3 µm est la plus appropriée pour définir un point de coupure entre les aérosols fins et grossiers. Miller précise que des considérations pratiques visant à réduire l'obturation des orifices d'impacteurs indiquent que la taille de 2,5 µm serait un seuil plus approprié, en particulier pour les dispositifs d'échantillonnage sélectif en taille comme l'échantillonneur dichotomique.

Dans le cadre de la surveillance, il recommande donc d'inclure les seuils de < 2,5 µm et > 15 µm pour les échantillonneurs, et d'utiliser les données recueillies dans la plage de taille < 2,5 µm dans des études épidémiologiques pour envisager si nécessaire une réglementation ultérieure sur ces particules. Il recommande également d'éviter d'utiliser le terme « respirable » et d'utiliser le terme « particules inhalables » pour les particules dont le diamètre aérodynamique équivalent est inférieur à 15 µm.

En Europe, la réglementation relative à la pollution ambiante évolue pour prendre en compte les particules en suspension. La directive 80/779/CE du Conseil du 15 juillet 1980 définit des premières valeurs limites et de valeurs guides de qualité atmosphérique pour le dioxyde de soufre et pour les particules en suspension. La méthode de référence est la méthode des fumées noires. La directive définit une autre méthode alternative : la méthode gravimétrique permettant de mesurer les TSP (les particules sont prélevées à l'aide d'un dispositif ne comportant aucun système de sélection en taille des particules).

Aux Etats-Unis, en vue d'une révision des NAAQS pour les particules, l'US EPA a préparé entre 1980 et 1987 plusieurs documents de référence résumant et actualisant les connaissances relatives aux particules (techniques de mesures, données de concentrations et d'exposition aux particules de l'air ambiant, effets sur la santé avec données toxicologiques et épidémiologiques, propriétés physico-chimiques des particules de l'air ambiant, etc.). Certains de ces documents ont été soumis à consultation publique et ont engendré de nombreux commentaires ayant conduit l'US EPA les réviser.

En 1980 un premier draft du document de référence « Air quality criteria for particulate matter and sulfur oxide » souligne que ni les critères du BMRC ni ceux de l'EAC pour l'échantillonnage des aérosols alvéolaires ne correspondent exactement aux recommandations émises par la CIPR en 1966 concernant le dépôt nasopharyngé, mais qu'ils ont tendance à inclure davantage de particules dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 7 µm. Cela tend à compenser les aérosols déposés dans le poumon profond lors d'une combinaison de la respiration par la bouche et le nez (US-EPA, 1980). En 1982 deux rapports évaluent les données scientifiques et techniques relatives aux particules et questionnent la pertinence de l'utilisation des TSP comme indicateur pour les particules. Le premier rapport est publié par l'Office of Air Quality Planning and Standard en janvier (US-EPA, 1982d), et le second une révision du 1^{er} document de référence publié en 1969 par l'US DHEW (US-EPA, 1982a, 1982b, 1982c).

C'est dans ces deux rapports que la prise en compte ou non des approches développées en place en hygiène industrielle est discutée.

L'US EPA conclut que l'indicateur actuel (les TSP) oriente les efforts de contrôle vers les particules présentant un risque moindre pour la santé, car cet indicateur inclut des particules grossières qui peuvent dominer la concentration massique et se déposer dans la région

²⁴ Cette distribution bimodale est liée aux processus de grossissement des particules ultrafines par condensation/coagulation et aux processus mécaniques qui produisent des particules grossières.

extrathoracique. L'US EPA recommande d'utiliser un nouvel indicateur pour les particules susceptibles de pénétrer dans la région thoracique (indicateur qui serait appelé TP pour *thoracic particles*). Il est fait mention de la convention récente de l'ISO qui propose un diamètre de coupure à 10 μm . L'US EPA précise également que des prototypes d'échantillonneur sont en cours d'étude sur le terrain, et que le développement commercial de ce type d'échantillonneur doit attendre les résultats de ces tests.

Il est également mentionné que la plupart des études épidémiologiques sont basées sur les données de mesures selon la méthode des fumées noires et quelques-unes sur les TSP, et qu'aucune des études publiées n'a pris en considération les TP. Une hypothèse pour convertir les données en TP est proposée.

L'US EPA a examiné les avancées dans le domaine de la santé au travail et les conventions proposées mais met en avant des difficultés à relier ces nouvelles conventions avec les études épidémiologiques existantes : « Les indicateurs de particules basés sur le dépôt dans l'arbre respiratoire ont été adoptés depuis longtemps dans le domaine de la santé travail et ont été récemment recommandés pour l'air ambiant (Miller *et al.*, 1979, ISO 1981 cité par US-EPA, 1982d). Même si cette approche forme la base la plus logique pour définir des normes sur les particules en lien avec la santé, il peut y avoir des difficultés pour relier les indicateurs dérivés sur le dépôt aux résultats des études épidémiologiques et des incertitudes dans la transposition des données disponibles sur le dépôt chez l'Homme en une distribution uniforme de taille » (US-EPA, 1982d).

Le document précise que le choix d'un indicateur plus spécifique en taille que les TSP peut se faire soit en considérant le dépôt des particules dans les voies respiratoires soit en considérant la distribution en taille typiquement bimodale d'un aérosol ambiant. La démarcation entre les deux modes de la distribution des particules ambiantes peut être mise en relation avec le dépôt dans les voies respiratoires : en effet ce minimum observé dans la distribution des particules ambiantes se situe entre 1 et 3 μm , proche du diamètre de coupure de 3,5 à 5 μm ²⁵ qui définit la fraction alvéolaire dans les environnements de travail. L'US EPA ne retient pas cette approche car la limite entre les deux modes n'est ni nette ni fixe et chevauchement important peut exister entre les deux modes. Le tractus respiratoire altère la distribution ambiante, un mélange de particules fines et grossières se déposant dans la région trachéobronchique et alvéolaire. L'US EPA conclut donc que le choix d'un indicateur de taille de particule doit être basé sur les données de dépôt dans le tractus respiratoire plutôt que sur la nature multimodale de la distribution de l'aérosol ambiant.

L'US EPA choisit de considérer un diamètre de coupure de 10 μm plutôt que 15 μm comme suggéré par Miller *et al.* 1979 pour deux raisons principales : elle juge que cette approche est conservatrice concernant la pénétration thoracique et, toutes choses égales par ailleurs, qu'elle offre la possibilité d'un suivi plus fiable. En effet, les échantillonneurs TP auraient besoin d'un point de coupure de 50 % à l'un de ces diamètres avec un écart type géométrique spécifié. Les deux diamètres proposés sont basés sur l'extrapolation des données de dépôt extrathoracique pour la respiration buccale qui suggère que dans des conditions normales de flux, moins de 10% des particules de 15 μm ou plus atteignent la région trachéobronchique. Le diamètre de coupure à 15 μm pour la fraction thoracique représente l'approche de précaution "enveloppe" préconisée par Miller pour définir les "particules inhalables". Le diamètre de coupure à 10 μm représente l'approche plus traditionnelle d'approximation du profil de dépôt dans la région thoracique.

²⁵ Selon la convention BMRC ou ACGIH

De plus, le profil d'absorption de la région thoracique correspond à celui des particules fines, tout en incluant les particules grossières les plus susceptibles de poser des problèmes de santé. Un échantillonneur 10 µm collecterait 100% de la masse fine (< 2,5 µm) et entre 50 et 100% de la masse grossières (2,5-10 µm). Au contraire, les données de dépôt montrent que la plupart de la masse fine n'est pas déposée dans la région thoracique tandis que pour une respiration par la bouche la masse grossière s'y dépose. Etant donné la plus grande surface dans le mode fin, le plus grand poids donné aux particules fines par rapport aux particules grossières apporté par une sélection avec un diamètre de coupure à 10 µm apparaît prudente et adaptée.

L'US EPA précise également que des limites de tolérance doivent être établies pour le diamètre de coupure²⁶ et la pente de la courbe d'échantillonnage acceptée car des courbes plus pentues tendent à refléter plus fidèlement la concentration ambiante, tandis que des courbes moins pentues seraient plus conformes au comportement idéal des particules dans les voies respiratoires (US-EPA, 1982d).

Suite à cet état des connaissances, l'US EPA propose en 1984 de remplacer les NAAQS pour les TSP par un indicateur appelé fraction PM₁₀ (correspondant à la TP « *thoracic particles* » dans le staff paper). La définition des PM₁₀ dans ce document est la suivante : « particules ayant un diamètre aérodynamique inférieur ou égal à un diamètre nominal²⁷ de 10 micromètres, tel que mesuré par [la] méthode de référence définie [dans le document] ». La méthode de mesure de référence des PM₁₀ ainsi que les conditions de validation des échantillonneurs sont spécifiées. Le diamètre de coupure des échantillonneurs doit être de 10 ± 1 µm, et les efficacités d'échantillonnage qui doivent être satisfaites sont précisées dans un tableau. La courbe actuelle de la fraction PM₁₀ est déduite du tableau de valeurs discrètes mentionné dans ce texte.

Ce document précise qu'aucune méthode de référence n'existe alors pour la mesure des PM₁₀ et qu'aucun échantillonneur conforme à la méthode référence proposée ne sera disponible avant plusieurs mois suivant l'entrée en vigueur de la réglementation. Il est alors proposé de convertir les mesures de « particules inhalables » (« *Inhalable particles* - IP » en anglais) collectées à l'aide d'échantillonneurs dichotomiques ou échantillonneurs haut volume munis d'entrées conçues pour collecter les particules de diamètres aérodynamiques inférieures à 15 µm. A noter que le terme inhalable utilisé ici ne fait pas référence à la fraction inhalable ou inspirable définies par l'ISO. Ce projet de réglementation précise en annexe J les exigences à satisfaire pour la méthode de mesure des PM₁₀ (The federal register, 1984)

Lors de la phase de consultation publique de ce projet de réglementation, de nombreux commentaires sont formulés portant sur la coupure en taille de 10 µm retenue et sur le fait que de nombreuses études scientifiques concernant les effets des particules sur la santé n'ont pas été prises en considération dans le document de référence de 1982 (car publiées ultérieurement). Swift et Proctor proposent notamment de prendre en compte un nouvel indicateur basé sur un diamètre de coupure à 6 µm car les données utilisées pour représenter

²⁶ Noté midpoint dans le document

²⁷ Le document ajoute une précision concernant le « diamètre nominal » entrant dans la définition des PM₁₀ : « Il s'agit du diamètre aérodynamique des particules pour lequel l'efficacité de la collecte des particules est de 50% (diamètre de coupure). Les plus grosses particules ne sont pas totalement exclues, mais sont collectées avec une efficacité sensiblement décroissante et les plus petites particules sont collectées avec une efficacité croissante (jusqu'à 100 %). Les échantillonneurs ambiants avec ce point de coupure fournissent une estimation fiable de la masse totale de particules en suspension de taille aérodynamique inférieure ou égale à 10 µm ».

le dépôt de particules surestimerait la pénétration des particules dans la région thoracique des voies respiratoires parce que les expériences ont utilisé des embouts buccaux et pince-nez qui ne simulent pas la respiration oro-nasale naturelle.

Suite à ces nombreux commentaires, l'US EPA publie en 1986 un second addendum à son document de référence pour la qualité de l'air pour les particules et le dioxyde de soufre qui analyse la littérature récente sur les effets sanitaires et confirme les conclusions formulées dans le document de référence de 1982 (US-EPA, 1986).

L'année suivante, l'US EPA réglemente la fraction PM₁₀ et définit la méthode de mesure de référence ainsi que les conditions de validation. Le texte précise les différentes spécifications des échantillonneurs (diamètre de coupure à $10 \pm 0,5 \mu\text{m}$ contrairement à $\pm 1 \mu\text{m}$ comme proposé en 1984) et les efficacités d'échantillonnage qui doivent être satisfaites (inchangées par rapport à la version de 1984).

Il est également mentionné comme justification au choix des PM₁₀ que :

- les données récentes ne permettent pas de définir un indicateur qui exclurait toutes les particules supérieures à $10 \mu\text{m}$;
- un indicateur alternatif avec un diamètre de coupure de $6 \mu\text{m}$ (tel que proposé par Swift et Proctor, 1982) sous-estimerait significativement le dépôt thoracique de particules de plus de $6 \mu\text{m}$ de diamètre dans des conditions de respiration naturelle ;
- la fraction PM₁₀ comprend généralement une fraction similaire ou supérieure de particules qui peuvent se déposer dans la région trachéo-bronchique, bien qu'il semble être un peu moins conservateur à cet égard que les positions antérieures en ce qui concerne le dépôt de particules fines dans des conditions de respiration buccale naturelle ;
- les études sur le dépôt trachéobronchique portaient généralement sur des sujets adultes ;
- des informations récentes indiquant un dépôt trachéobronchique de particules encore plus important chez les enfants que chez les adultes constituant une raison supplémentaire pour retenir un indicateur qui inclut des particules capables de pénétrer dans la région trachéobronchique (The federal register, 1987a).

L'OMS publie en 1987 ses directives pour améliorer la qualité de l'air en Europe et concernant les particules totales en suspension (TSP) souligne, qu'il est nécessaire d'établir une méthode de mesure gravimétrique représentant de manière plus réaliste la gamme de tailles des particules qui peuvent être inhalées dans la région thoracique. Elle propose que les échantillonneurs aient des caractéristiques d'acceptation qui se rapprochent de la courbe correspondant à la pénétration thoracique définie par l'ISO en 1983. La méthode de mesure des fumées noires peut encore être utile en tant qu'indice de la capacité de salissure et du type de pollution (fumée de charbon) qui a été associé dans le passé à des effets néfastes sur la santé, et pour assurer la continuité des études épidémiologiques ultérieures.

Cette recommandation va créer l'impulsion pour le développement de la méthode gravimétrique des PM₁₀ au niveau réglementaire européen (WHO, 1987).

En Europe, la directive 89/427/CEE du Conseil du 21 juin 1989 modifie la directive 80/779/CEE concernant les valeurs limites de qualité atmosphérique pour le dioxyde de soufre et les particules en suspension. Les valeurs limites sont modifiées, et la méthode de mesure de référence reste la méthode des fumées noires, avec possibilité d'utiliser la méthode gravimétrique pour les TSP.

6.5 1990 – 2000

6.5.1 Dans le domaine de la santé au travail : harmonisation des conventions

Le début des années 90 voit l'harmonisation des conventions inhalable, thoracique et alvéolaire proposées par Soderholm se concrétiser. La norme EN 481 est publiée en 1993, et la norme EN ISO 7708 en 1995. Ces deux normes sont identiques pour ce qui est de la convention inhalable, thoracique et alvéolaire. Mais l'ISO définit en supplément une convention alvéolaire pour une population cible dite « à haut risque » constituée de malades, d'infirmes ou d'enfants. Le pourcentage de la convention inhalable à collecter est donné par une loi de distribution log-normale cumulée avec un diamètre aérodynamique médian de 2,5 μm (contre 4,25 μm pour la fraction alvéolaire pour la population cible : adulte) et un écart-type géométrique de 1,5.

D'un point de vue réglementaire, la directive 88/642/CEE du Conseil du 16 décembre 1988 est abrogée par la directive 98/24/CE du Conseil du 7 avril 1998 concernant la protection de la santé et de la sécurité des travailleurs contre les risques liés à des agents chimiques sur le lieu de travail (quatorzième directive particulière au sens de l'article 16, paragraphe 1, de la directive 89/391/CEE) ce qui fait disparaître les définitions réglementaires de la fraction inspirable et de la fraction alvéolaire. En effet la directive 98/24/CE ne précise aucune définition pour les fractions inhalable, thoracique ou alvéolaire même si certaines valeurs limites sont associées aux termes inhalable ou alvéolaire.

6.5.2 Dans le domaine environnemental : évolution de la réglementation pour la protection de la population générale

En 1991, le décret n° 91-1122 du 25 octobre 1991 relatif à la qualité de l'air et portant modification du décret n° 74-415 du 13 mai 1974 relatif au contrôle des émissions polluantes dans l'atmosphère et à certaines utilisations de l'énergie thermique définit des valeurs limites d'alertes pour particules en suspension, la méthode de mesure de référence étant la méthode de détermination des fumées noires et leur conversion en unités gravimétriques telles que définies par l'OCDE.

Dans le courant des années 90, de nouvelles études épidémiologiques comme l'étude Harvard Six Cities (Dockery *et al.*, 1993) et l'étude de l'American Cancer Society (Pope *et al.*, 1995), ont mis en évidence des différences significatives dans le risque relatif de mortalité prématurée entre les personnes vivant dans les villes les plus et les moins polluées. Ces nouvelles données ont déclenché une série d'actions en Amérique du Nord et en Europe.

En vue de réviser les NAAQS pour les particules, l'US EPA élabore en 1996 deux documents de référence présentant une mise à jour de connaissances scientifiques en matière de particules en suspension dans l'air. Ces documents fournissent des informations détaillées sur la formation de l'atmosphère, les concentrations ambiantes et les effets sur la santé des PM dans l'air ambiant, ainsi que des estimations quantitatives des risques pour la santé humaine associés à l'exposition aux PM dans l'air ambiant. Ils sont principalement axés sur les preuves épidémiologiques récentes mettant en évidence des associations entre les concentrations ambiantes de PM et une série d'effets graves sur la santé. Les expositions qui ont été associées de la manière la plus cohérente aux paramètres de santé sont les particules fines

(mesurées par l'indice de fumées noires (*Black smoke* (BS) ou *Coefficient of Haze* (CoH : indice d'opacité) et les $PM_{2,5}$), les particules inhalables (PM_{10} ou PM_{15}) et les sulfates (SO_4^{2-}). Des relations moins cohérentes ont été observées pour les TSP, et les particules grossières ($PM_{10-2,5}$). Sur la base des données actuelles issues d'études épidémiologiques, d'études contrôlées chez l'Homme, d'études en milieu de travail et d'études expérimentales chez l'animal, aucune conclusion ne peut être tirée concernant les composants chimiques spécifiques des PM_{10} susceptibles d'avoir des effets biologiques. Plusieurs sous-classes de PM ont été prises en compte, notamment les aérosols acides, les bioaérosols, les métaux (y compris les métaux de transition) et des particules ultrafines insolubles. Sur la base des informations actuellement disponibles, aucune d'entre elles ne peut être spécifiquement impliquée comme la seule ou même la principale cause d'effets spécifiques de morbidité et de mortalité. Sur la base de ces éléments, l'US-EPA conclut que le maintien de l'utilisation des PM_{10} comme seul indicateur n'est pas l'approche la plus protectrice pour la santé. Sur la base des preuves récentes des effets sur la santé et des différences physiques et chimiques fondamentales entre les particules fines et grossières, l'US EPA conclut qu'elles doivent être considérées séparément, et qu'il serait souhaitable de les surveiller séparément. Les particules fines et grossières provenant de sources différentes, il est également nécessaire de quantifier séparément les niveaux ambiants de particules fines et grossières afin de planifier des stratégies de contrôle efficaces (US-EPA, 1996a, 1996b, 1996c, US-EPA, 1996d).

En 1997 l'US EPA révisé les NAAQS pour les PM_{10} , régleme les NAAQS pour les $PM_{2,5}$ et précise la méthode de mesure de référence associée. Le texte mentionne les différentes exigences auxquelles doivent satisfaire la méthode, et notamment les efficacités d'échantillonnage en fonction de la taille des particules. La courbe actuelle de la fraction $PM_{2,5}$ est déduite du tableau de valeurs discrètes mentionné dans ce texte (The federal register, 1997a, The Federal register, 1997b).

Au niveau européen, plusieurs textes sont élaborés au cours de la décennie.

Un programme communautaire de politique et d'action en matière d'environnement et de développement durable fait l'objet d'une Résolution du Conseil en 1993. Ce programme stipule notamment que les valeurs guides de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) deviennent obligatoires au niveau communautaire (Conseil, 1993).

La directive 96/62/CE du Conseil du 27 septembre 1996 concernant l'évaluation et la gestion de la qualité de l'air ambiant constitue la première directive-cadre sur la qualité de l'air. Cette directive fixe les objectifs concernant la qualité de l'air ambiant dans la Communauté européenne, afin d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs pour la santé humaine et pour l'environnement dans son ensemble. « Les particules fines, telles que les suies (y compris les PM_{10}) et les particules en suspension » font partie de la liste des polluants atmosphériques à prendre en considération. Aucune valeur limite ou cible n'est définie.

Un an plus tard, en vue de l'élaboration d'une directive fille, un groupe de travail européen publie un document de référence qui précise qu'en Europe, la mesure des PM_{10} semble être un compromis raisonnable entre les arguments théoriques en faveur de la mesure des très petites particules et les connaissances et l'expérience pratique basées sur les mesures existantes des PM_{10} et des TSP (et des BS). En effet, les concentrations ambiantes de PM_{10} sont surveillées dans certains réseaux urbains dans quelques États membres depuis 1990, mais il n'existe actuellement aucun ensemble cohérent de données européennes sur les PM_{10} . En outre, il n'existe pas encore de méthode normalisée de surveillance des PM_{10} en Europe, bien que la normalisation des méthodes de mesure des PM_{10} soit en cours de développement.

Étant donné que les concentrations de PM_{10} sont très dépendantes des particules d'origines naturelles (qui ont tendance à être de plus grande taille que les particules anthropiques), le groupe de travail estime qu'à l'avenir, la mesure de la fraction $PM_{2,5}$ et sa normalisation permettraient de mieux comparer les concentrations de particules anthropiques dans toute l'Europe (Technical working group on particles, 1997).

Sur la base de ce rapport, la directive 1999/30/CE établit des valeurs limites pour les PM_{10} et la méthode référence pour mesurer les concentrations en PM_{10} . Contrairement à la méthode définie par l'US EPA, la méthode européenne est une méthode uniquement gravimétrique : les spécifications techniques de la tête de prélèvement sont normalisées, le diamètre de coupure (efficacité de 50 %) est de 10 μm et la pente est imposée par la géométrie de la tête d'échantillonnage, mais aucune courbe d'efficacité n'est définie. La directive recommande de développer un réseau de mesure des $PM_{2,5}$ et définit une méthode de mesure provisoire.

En France, en 1998, le décret n° 98-360 du 06/05/98 transposant notamment les directives 80/779/CEE et 96/62/CE détaille les modalités de surveillance de la qualité de l'air et de ses effets sur la santé et sur l'environnement, les objectifs de qualité de l'air, et définit des seuils d'alerte et des valeurs limites pour plusieurs polluants, dont les particules fines et les particules en suspension. Ce texte ne mentionne pas les $PM_{2,5}$ ni les PM_{10} mais parle de « particules en suspension de diamètre aérodynamique inférieur à 2,5 ou à 10 μm ».

En 1999 l'OCDE relève qu'aux États-Unis et au Japon, la mesure des PM_{10} est la plus courante. En Europe occidentale, seuls la France et les Pays-Bas disposent de quelques sites de surveillance ayant mesuré les PM_{10} pendant 4 ans ou plus (répondant aux critères d'élaboration des tendances), mais d'autres pays d'Europe occidentale ne disposent que de sites mesurant les TSP ou les fumées noires avec suffisamment d'années de données pour être inclus dans les graphiques de tendances. Il n'est donc pas possible de comparer les concentrations de particules en Europe occidentale avec celles du Japon et des États-Unis. De même, la comparaison des tendances des concentrations de différentes fractions granulométriques de particules comporte de plus grandes incertitudes. La surveillance des PM_{10} est en train de se généraliser en Europe occidentale et il sera donc possible d'élaborer les tendances des concentrations de PM_{10} à l'avenir.

6.6 2000 à nos jours

Les conventions des fractions granulométriques établies au cours de la décennie précédente sont actuellement inchangées que ce soit dans le domaine de la santé au travail ou le domaine environnemental. Les évolutions réglementaires au cours des années 2000 portent sur les valeurs guides associées aux PM_{10} et $PM_{2,5}$ ou bien sur l'établissement de VLEP pour des substances particulières.

La Directive européenne 2008/50/CE du Parlement européen et du Conseil du 21 mai 2008, dite directive pour la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe, abroge notamment les directives 96/62/CE et 1999/30/CE du 22 avril 1999. Elle régit la surveillance des polluants dont les particules fines. Cette directive établit des valeurs limites pour les PM_{10} et les $PM_{2,5}$, ainsi que les méthodes de mesure de référence par gravimétrie.

Au niveau de la santé au travail, des réflexions sont en cours pour réviser la convention inhalable pour tenir compte de conditions de travail plus actuelles, notamment des vitesses de

courant d'air plus faibles, et réviser les conventions pour les sous fractions de la fraction inhalable. Les conventions actuelles étant des conventions liées à la pénétration et non au dépôt des particules dans l'arbre respiratoire, se pose la question de la pertinence et de la faisabilité d'établir des conventions de dépôts.

Au niveau environnemental, les différents documents de synthèse des connaissances sur les particules élaborées par différents organismes (OMS, EPA, groupe de travail CAFE²⁸) depuis 2000 soulignent le niveau de preuve croissant des effets néfastes sur la santé humaine à de faibles niveaux d'exposition couramment rencontrés dans les pays développés. Les particules fines (PM_{2,5}) sont généralement un meilleur indicateur des effets sur la santé que les PM₁₀ et les mesures de PM_{2,5} doivent être intensifiées. La fraction grossière seule c'est-à-dire la fraction PM₁₀ déduite de la fraction PM_{2,5}, ne peut être considérée comme inoffensive. Les réflexions portent également sur la pertinence de prendre en considération d'autres indicateurs, notamment les particules ultrafines et le carbone suie (« *black carbon* - BC » ou « *elemental carbon* - EC » en anglais, et sur la pertinence des différentes métriques associées (nombre, surface, etc.).

L'ensemble de ces points sont développés dans la partie 7 du rapport.

6.7 Synthèse

L'établissement des conventions actuelles pour la mesure des particules dans l'air des lieux de travail ou dans l'air ambiant, est le fruit de préoccupations sanitaires et/ou environnementales et de l'évolution des connaissances dans plusieurs domaines : l'aérosologie avec notamment le concept de diamètre aérodynamique (D_{ae}), la métrologie avec le développement de dispositifs permettant un échantillonnage sélectif par taille de particules, et le développement de dispositifs de prélèvement pouvant être portés par un individu, la physico-chimie de l'aérosol atmosphérique, le comportement des particules dans l'arbre respiratoire, l'étude des effets sanitaires (épidémiologie, toxicologie, etc.).

L'historique développé dans la partie précédente montre que les réflexions sur la prise en compte de fractions de taille pour la mesure d'aérosols en lien avec la santé ont débuté dans le domaine de la santé au travail, et plus particulièrement en lien avec les effets sanitaires observés chez les mineurs d'Afrique du Sud. Les réflexions dans le domaine de la santé publique ont débuté suite aux épisodes de smog mortels survenus dans le courant de la première moitié du XXe siècle qui ont mis en évidence la nécessité de réglementer les émissions de particules dans l'air. A la fin des années 70 et dans le courant des années 80, suite à différentes expérimentations d'inhalation sur des sujets humains, la connaissance des mécanismes de pénétration et de dépôt des particules dans le tractus respiratoire s'affine et les premières conventions inhalable, thoracique et alvéolaire sont proposées.

La problématique des tailles de particules à considérer dans le domaine environnemental et des approches proposées en santé travail est discutée par l'US EPA dans le courant des années 80. L'US EPA n'a pas retenu les approches proposées en santé travail, en justifiant que les PM₁₀ et PM_{2,5}, largement mesurées aux USA, peuvent être rapprochées des

²⁸ CAFE pour Clean Air for Europe Program. Il s'agit d'un programme lancé le 4 mai 2001 par une communication de la Commission européenne ayant pour objectif de mettre au point une politique stratégique intégrée à long terme afin de protéger la santé humaine et l'environnement contre les effets de la pollution atmosphérique.

conventions existantes, les PM_{10} se rapprochant de la fraction thoracique car possédant le même diamètre de coupure à 10 μm et les $PM_{2,5}$ étant incluses dans la fraction alvéolaire.

Le décalage temporel observé entre les réglementations américaine et européenne relatives aux particules dans l'air ambiant est dû à la différence des méthodes de mesures de la pollution particulaire déployés entre les deux continents : aux Etats-Unis les méthodes de mesure gravimétriques des particules se sont rapidement développées à partir des années 50 avec la mise en place de réseaux de surveillance dédiés, alors qu'en Europe, les stations de mesure ne mesuraient que les fumées noires. Chaque continent a ainsi développé ses indicateurs en lien avec les méthodes de mesure utilisées. Puis, il est apparu que les indicateurs basés sur la taille des particules étaient plus pertinents. L'Europe a alors dans un premier temps développé un réseau de mesure de PM_{10} , puis de $PM_{2,5}$ pour acquérir des données de surveillance qui ont permis ensuite de réglementer ces deux fractions.

Les évènements clés ayant conduit à l'établissement des conventions d'échantillonnage des particules et les dates associées sont résumés sur la Figure 26. Cette frise chronologique remontant au début du XX^{ème} siècle jusqu'au début du XXI^{ème} présente les réflexions et approches proposées en santé travail (partie supérieure de la figure en bleu) et en parallèle ceux proposées en santé environnementale (partie inférieure de la figure en orange) qui ont abouti dans les années 80-90 aux conventions actuelles (encadrés de la figure).

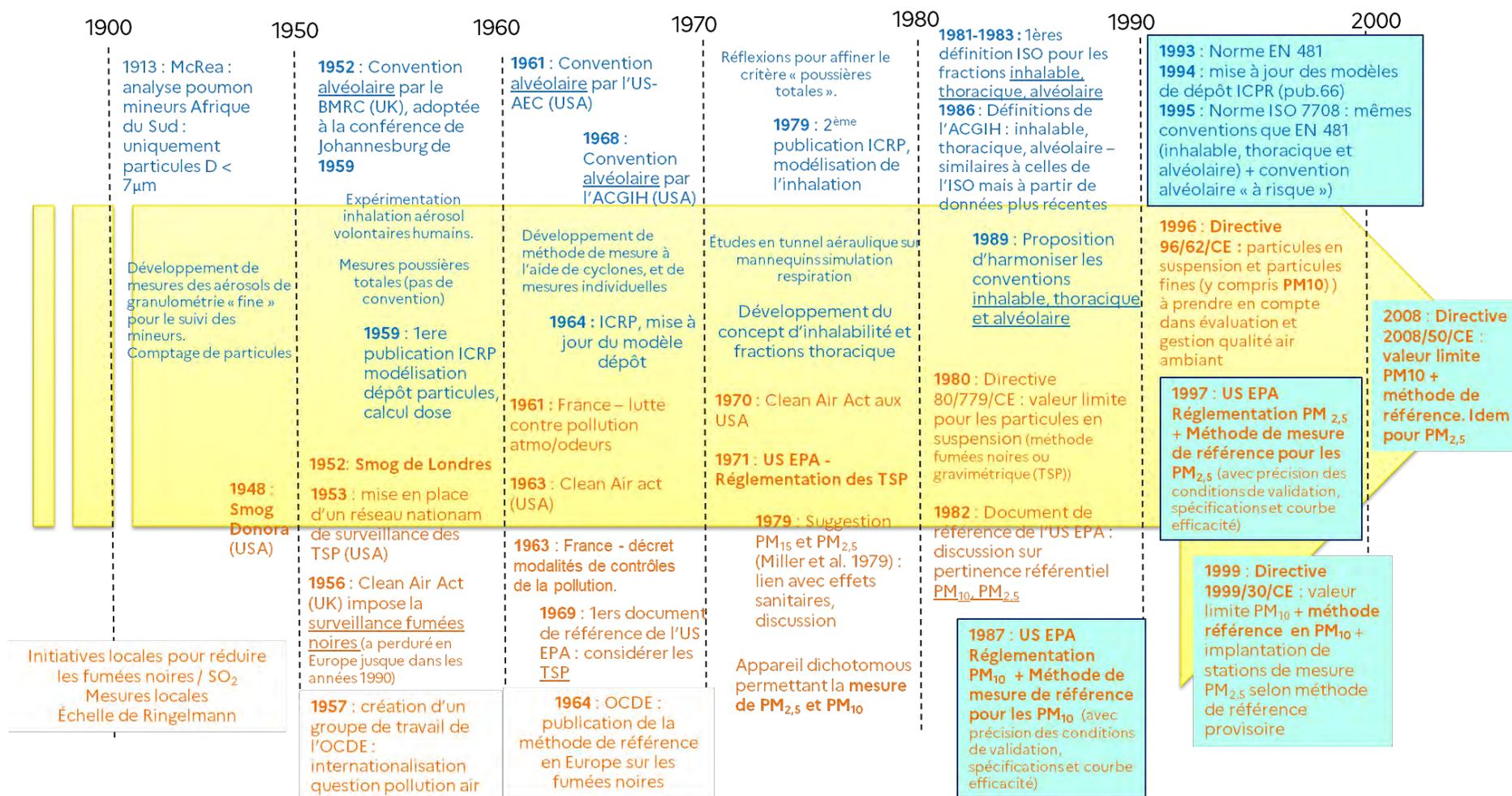


Figure 26 : Résumé de l'historique de l'établissement des conventions d'échantillonnage des fractions granulométriques des particules en suspension dans l'air

7 Pertinence scientifique des référentiels

Ce chapitre décrit les nouvelles connaissances depuis l'établissement des référentiels pour caractériser l'exposition aux particules dans le cadre du monde du travail et de l'air ambiant vis-à-vis de la protection de la santé.

7.1 Méthodologie (revue littérature)

Une recherche bibliographique a été réalisée dans les moteurs de recherche Pubmed® et Scopus® complétés par Google Scholar dans certains cas sur les thématiques suivantes identifiées pour étudier la pertinence des référentiels existants ; les requêtes sont détaillées en Annexe :

- Convention de prélèvement de particules en fonction de leur dépôt dans le tractus respiratoire
- Pertinence scientifique des conventions en santé travail : facteurs d'influence (vitesse d'air, taille des particules et autres)
- Pertinence scientifique des conventions PM₁₀ et PM_{2,5} (effets sanitaires, paramètres d'influence, modélisation)
- Pertinence scientifique de la mesure en masse

7.2 Conventions de prélèvement de particules aéroportées en fonction de leur dépôt dans les voies respiratoires humaines

Les conventions d'échantillonnage décrivent l'inhalation des particules et leur pénétration dans les voies respiratoires en fonction de leur inertie (mécanismes d'impaction et de sédimentation). La pénétration dans les voies respiratoires par d'autres mécanismes, telle que la diffusion par exemple, n'est pas pris en compte dans cette approche. Les conventions définies par l'ISO 7708 et l'EN 481 ne couvrent donc pas le dépôt accru dans les régions alvéolaire et extrathoracique des particules de diamètre inférieur à 0,5 µm (ISO, 2012).

Ces conventions de pénétration ont été conçues pour fournir un cadre pour l'évaluation des exposition en milieu professionnel (INRS, 2021) et permettent ainsi de contourner les variations très significatives inter- et intra-personne que présente le dépôt des particules dans le tractus respiratoire (Bartley, 2011). Une fois inhalées par le nez ou la bouche, les particules pénètrent dans les différents compartiments successifs de l'arbre respiratoire (voies aériennes supérieures, trachée, bronches, bronchioles respiratoires non ciliées, sacs alvéolaires) où elles sont susceptibles de se déposer. Elles peuvent alors avoir une action soit locale (par exemple irritation), soit à distance par le fait de différents mécanismes (clairance et translocation, Cf. 4.4) et selon leur caractéristiques physicochimiques (forme, espèces chimiques, solubilité, propriétés de surface, etc.). La pertinence scientifique des conventions de pénétration peut donc théoriquement apparaître comme discutable dans la mesure où, utilisées de façon basique, elles surestiment les doses de particules réellement déposées.

Le recours à des conventions tenant compte d'une estimation plus directe du dépôt réel des particules constituerait probablement une avancée intéressante pour rechercher par exemple les causes déterminantes des effets sur la santé telles que la surface des particules déposées (par opposition à la masse). Ces conventions permettraient théoriquement de mieux appréhender les effets des particules de diamètres inférieurs à 0,1 μm , pour lesquelles les mécanismes de dépôt sont majoritairement gouvernés par la diffusion et le mouvement brownien, et de travailler avec un facteur causal potentiellement plus approprié (ISO, 2012).

L'ISO a proposé en 2012 des conventions pour les dispositifs de prélèvement prévus pour représenter les fractions de particules d'aérosol inhalées se déposant effectivement dans des régions spécifiques des voies respiratoires. L'éventail des tailles de particules est étendu en dessous de 0,1 μm , là où le dépôt est majoritairement dû à la diffusion. Ces conventions sont établies pour des aérosols non volatils, non hygroscopiques et non fibreux pour les 5 régions physiologiques du tractus respiratoire à partir du modèle développé par la CIPR (1994).

Chaque convention a été obtenue en considérant 12 conditions respiratoires : respiration nasale par opposition à la respiration par la bouche, sujet masculin par opposition au sujet féminin et trois charges de travail (une personne assise, une personne réalisant un exercice léger et une personne réalisant un exercice intense). Comme pour toute convention, différentes approximations ont été prises en compte. Les conventions reposent sur des moyennes représentatives de caractéristiques respiratoires. La possibilité de redépôt lors de l'expiration ainsi que le changement de diamètre des particules hygroscopiques et l'effet de la charge de la particule n'ont pas été pris en compte. Pour les particules de diamètre compris entre 0,1 et 1 μm l'efficacité de dépôt n'est pas calculée d'après le modèle de la CIPR mais repose sur une extrapolation linéaire en raison des mécanismes pris en compte dans le modèle (impaction et diffusion). Ainsi 10 conventions sont établies :

- 5 pour le régime thermodynamique correspondant aux particules de diamètre thermodynamique inférieur à 1 μm ,
- 5 pour le régime aérodynamique correspondant aux particules de diamètre aérodynamique compris entre ~ 0,5 et 20 μm .

Une seule étude a été identifiée dans la littérature en lien avec l'échantillonnage des particules selon ces conventions. En 2016, Sleeth et al. ont étudié un échantillonneur IOM avec insert en mousse pour la mesure du dépôt extrathoracique. D'après leur étude, ce dispositif présenterait un biais minimal, mais des modifications et des tests supplémentaires sont nécessaires.

A l'heure actuelle, il n'existe pas de dispositif permettant de prélever les particules dans l'air selon ces différentes conventions.

En l'état des connaissances actuelles et des moyens techniques existants, il convient donc de considérer les conventions de fractions déposées (ISO, 2012) comme un objectif prometteur et une voie d'amélioration future des mesures d'exposition.

7.3 Pertinence scientifique des conventions de pénétration

7.3.1 Convention inhalable

Le concept d'inhalabilité correspond à la fraction des particules en suspension dans l'air qui est effectivement inhalée par une personne. En d'autres termes, il s'agit de la probabilité d'aspiration par le nez et la bouche des particules en suspension dans l'air dans les voies

respiratoires pendant la respiration. L'inhalabilité est par exemple influencée par les propriétés des particules (notamment leur taille), la vitesse et la direction de l'air, la fréquence respiratoire, le volume inhalé par inspiration ou le mode de respiration (par le nez, la bouche ou les deux).

La convention inhalable cherche à simuler les interactions complexes entre les variables qui gouvernent l'entrée des particules dans les voies respiratoires. Sa vocation n'est toutefois pas de prédire avec précision la fraction des aérosols qui sera effectivement inhalée par chaque individu (puisque de trop nombreuses variables sont impliquées) mais plutôt de constituer une courbe d'efficacité d'aspiration, unique et normalisée, permettant de guider le prélèvement et la sélection des aérosols en fonction du diamètre aérodynamique des particules (Lidén et Harper, 2006). A ce titre, elle représente un consensus qui repose initialement sur un corpus de données expérimentales mais qui s'appuie également sur d'inévitables approximations et hypothèses. Les conditions retenues pour l'établissement de cette convention sont un débit ventilatoire de 20 L.min⁻¹ en considérant une respiration orale uniquement, une vitesse d'air inférieure ou égale à 4 m.s⁻¹ et une orientation du vent moyenne.

La revue de la littérature a permis d'identifier les critiques formulées à l'encontre de cette convention. Ces critiques sont liées aux conditions dans lesquelles la convention a été établie comme la vitesse d'air, la taille des particules constituant les aérosols d'essai et les choix retenus pour certains paramètres, comme le mode de respiration, le débit ventilatoire, etc.

Ces critiques sont présentées et discutées dans cette section afin d'éclairer le lecteur sur la pertinence scientifique de la convention inhalable.

7.3.1.1 Inhalabilité en air calme

La convention inhalable, telle qu'elle est décrite dans la norme EN 481 (AFNOR, 1993) et dans l'ISO 7708 (ISO, 1995), a été établie sur la base d'expérimentations menées avec des mannequins respirant de laboratoire dans des souffleries encore appelées tunnels aérauliques (*wind tunnel*) pour des vitesses d'air en mouvement comprises entre ~0,75 et 4 m.s⁻¹ (Vincent et Armbruster, 1981, Vincent *et al.*, 1990, T. Ogden et Birkett, 1975, Armbruster et Breuer, 1982))

La gamme de vitesses d'air étudiées (atteignant même jusqu'à 9 m.s⁻¹) était alors basée sur les conditions particulières rencontrées dans les industries minières.

Pour rappel, la convention pour la fraction inhalable est décrite par l'équation suivante (AFNOR, 1993; ISO, 1995) :

$$E_A = 0.5 \left[1 + \exp(-0.06 D_{ae}) \right]$$

L'inhalabilité, également appelée efficacité d'aspiration (E_A), est une fonction du diamètre aérodynamique des particules (D_{ae}) exprimé en micromètres (μm). Il est mentionné, sans autre précision, que l'équation est valide pour des particules de $D_{ae} < 100 \mu\text{m}$ et pour les vitesses d'air, u , inférieures à $\leq 4 \text{ m.s}^{-1}$ (ISO, 1995). A noter que cette précision n'est pas apportée dans la norme EN 481 qui vise les environnements professionnels.

Les valeurs de vitesses d'air qui caractérisent désormais la majorité des environnements intérieurs sont plus faibles. En effet, bien qu'il n'existe que peu d'études sur le sujet (Berry et Froude, 1989, Baldwin et Maynard, 1998, Lidén *et al.*, 2000, Whicker *et al.*, 2000) il est désormais admis que dans la plupart des environnements intérieurs les vitesses d'air sont majoritairement inférieures à 0,3 m.s⁻¹ et présentent des valeurs médianes de l'ordre de 0,1 à 0,2 m.s⁻¹. Par ailleurs, la survenue de déplacements et de mouvements du travailleur pendant

son activité n'occasionne qu'une augmentation minimale, d'environ 0,05 m.s⁻¹, des vitesses d'air ambiantes mesurées au poste de travail. Dans la littérature, les situations avec des vitesses d'air faibles sont rassemblées sous la dénomination « air calme » qui se caractérise le plus communément par une valeur de vitesse d'air de l'ordre de 0,2 m.s⁻¹, mais qui peut fluctuer dans une gamme entre 0,05 à 0,5 m.s⁻¹ en fonction des auteurs²⁹.

Face à ce constat, d'autres travaux expérimentaux ont été réalisés dans des chambres permettant d'étudier l'inhalabilité pour des vitesses d'air faibles plutôt que dans des souffleries. Ces installations spécifiques (*calm air chamber*) permettent de transporter l'ensemble des particules, y compris les plus grosses, dans la zone de mesure pour exposer, par exemple, un mannequin respirant de laboratoire. L'objectif de tels essais était de déterminer si l'inhalabilité en présence de faibles vitesses d'air (~0 à ~0,4 m.s⁻¹) restait identique à celle mesurée dans des tunnels aérauliques présentant des vitesses plus élevées (~0,5 à ~4 m.s⁻¹). L'historique des travaux de recherche les plus significatifs dans ce domaine est présenté dans les articles de Lidén et Harper (2006) et Cox *et al.* (2019). Ces études ont également permis de mettre à disposition des données expérimentales concernant l'inhalation des particules pour des vitesses d'air inférieures à ~0,4 m.s⁻¹, dans une large gamme de taille entre 1,5 et 135 µm et pour des conditions de respiration par le nez, par la bouche et oro-nasale.

Plusieurs corrélations ont été proposées au fil des années (R.J. Aitken *et al.*, 1999, J.S. Brown, 2005, Sleeth et Vincent, 2011, Anthony et Anderson, 2015, Cox *et al.*, 2019).

La relation proposée par R.J. Aitken *et al.* (1999) repose sur des expérimentations en chambre (vitesse d'air proche de zéro m.s⁻¹) à l'aide d'un mannequin respirant. Parmi les différentes conditions testées, Aitken a retenu une respiration par la bouche et un débit ventilatoire de 20L.min⁻¹ correspondant approximativement au taux de respiration par la bouche d'une personne typique pendant un travail modéré à lourd. Il s'agit des conditions également prises en considération pour l'établissement de la convention inhalable actuelle.

$$E_A = 1 - 0.0038 D_{ae} \quad (\text{R.J. Aitken } et al., 1999)$$

La courbe d'Aitken suggère que pour la respiration orale, l'efficacité de l'aspiration en air calme serait constamment supérieure à la convention actuelle inhalable. Les cartes de biais montrent un biais maximal de 48% pour un aérosol caractérisé par un diamètre médian aérodynamique de 50 µm et un écart type géométrique de 1,75.

Pour des particules de diamètre aérodynamique de 4, 10 µm et 100µm, l'écart entre la courbe d'Aitken et la convention actuelle est respectivement de 10,2 %, 24,2 % et 23,7% (Figure 27). Plus récemment, Cox *et al.* (2019) a proposé un ajustement polynomial pour représenter l'efficacité d'aspiration en air calme reposant sur l'ensemble des études menées au fil du temps pour caractériser cette inhalabilité en air calme (études sur mannequin, sur l'homme (in vivo) et de simulation en dynamique des fluides (computational fluid dynamics (CFD))).

$$E_A = 1 + 0.000019 D_{ae}^2 - 0.009788 D_{ae} \quad (\text{Cox } et al., 2019)$$

Pour l'établissement de cette relation, seules les données sur l'aspiration des adultes ont été incluses, et toutes les données provenant d'expériences de respiration par le nez, par la bouche et oronasale et tous les rythmes respiratoires testés ont été inclus (6 à 50 L.min⁻¹).

²⁹ Ces ordres de grandeur sont évidemment à rapprocher des situations de confort où on ne ressent pas de gêne due aux courants d'air.

Ces conditions diffèrent donc des conditions retenues pour l'établissement de la convention actuelle.

Contrairement à la courbe d'Aitken qui présente, quel que soit le diamètre aérodynamique considéré, une efficacité supérieure à l'efficacité correspondant à la courbe actuelle, la courbe de Cox présente une efficacité d'aspiration supérieure pour les diamètres inférieurs à 55 μm , et une efficacité moindre pour les diamètres de 55 à 140 μm . L'écart pour des particules de diamètre aérodynamique de 4 μm , entre la courbe de Cox et la convention actuelle est de 7,6% et pour de particules de diamètre aérodynamique de 10 μm , l'écart est de 16,7%. L'écart le plus important est observé pour les particules de diamètre aérodynamique de 100 μm : la courbe actuelle surestimerait de plus de 57 % l'efficacité d'aspiration en air calme (Figure 27).

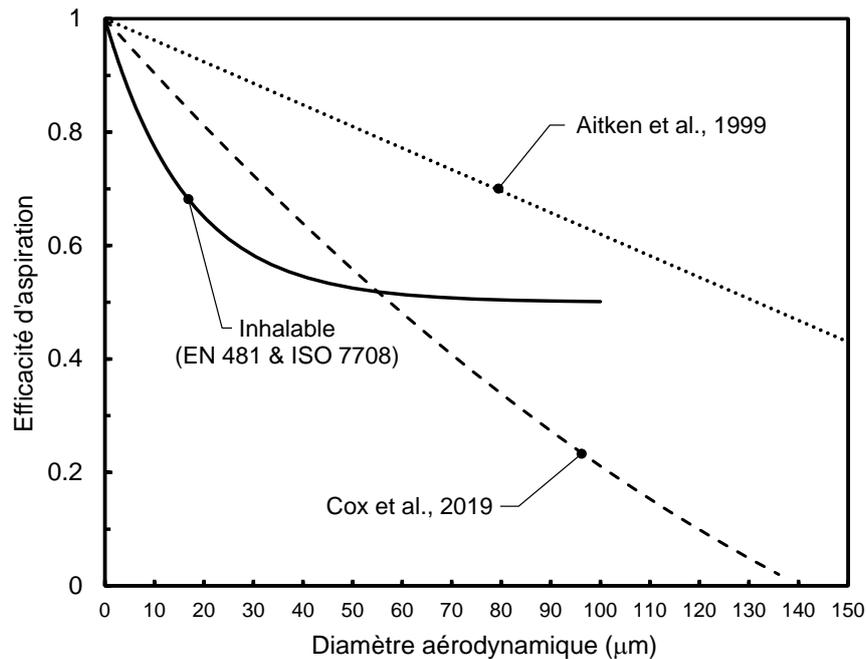


Figure 27 : Comparaison de la corrélation proposée par Aitken et al. (1999) et de la convention polynomiale proposée par Cox et al. (2019) pour l'air calme et les faibles vitesses d'air avec l'actuelle convention adoptée par le CEN (AFNOR, 1993) & l'ISO (ISO, 1995).

Les résultats de ces différents travaux montrent que l'efficacité d'aspiration en air calme est significativement différente de l'efficacité d'aspiration déterminée en soufflerie à des vitesses de vent plus élevées (Figure 27). Ces données suggèrent ainsi que l'inhalabilité des aérosols pour de faibles vitesses d'air comme pour le cas de la situation d'air calme doit être distinguée de l'inhalabilité pour l'air en mouvement, telle que décrite par la convention inhalable selon l'EN 481 (AFNOR, 1993) et l'ISO 7708 (ISO, 1995). Cela remet en cause le caractère unique de la courbe conventionnelle inhalable, censée représenter la probabilité d'aspiration des particules pour les vitesses inférieures à 4 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ sans distinction de valeurs (ISO, 1995).

Dans ce contexte, une évolution des normes EN 481 et ISO 7708 est actuellement discutée au sein de groupes de travail du CEN (CEN/TC137/WG3) et de l'ISO (ISO/TC146/SC2/WG1). L'actuelle convention inhalable pourrait ne plus être appliquée que pour des vitesses de vent comprises entre 0,2 et 4 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$, alors qu'une nouvelle convention dite « air calme » pourrait être proposée pour les vitesses d'air faibles, inférieures à 0,2 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$. Une attention particulière devrait alors être portée sur l'incidence que cela occasionnerait sur les fractions thoracique et alvéolaire qui sont actuellement définies comme des sous-fractions de la fraction inhalable et sont, en tant que telles, calculées à partir de la convention inhalable. Une solution évoquée par Cox *et al.* (2019) pour répondre à cet éventuel problème serait de rendre autonomes les

conventions thoracique et alvéolaire afin qu'elles ne dépendent plus mathématiquement de la convention inhalable.

La problématique de l'influence de la vitesse de vent extérieur sur l'inhalabilité, ne se pose pas pour les conventions thoracique et alvéolaire car les écoulements d'air dans la zone au-delà du larynx ne sont pas influencés par le vent externe (et de la direction du vent) car elle se situe à distance suffisante au-delà de l'entrée immédiate du nez et de la bouche et ne dépend donc que du flux d'air interne, de la taille et de la forme des voies respiratoires.

7.3.1.2 Inhalabilité pour les vitesses d'air élevées

Pour des diamètres aérodynamiques inférieurs à 90 μm et des vitesses d'air, u , comprises entre 4 et 9 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ (limite supérieure des données expérimentales), l'équation suivante est proposée à titre indicatif dans l'ISO 7708 (ISO, 1995) sur la base des travaux de Vincent *et al.*, 1990 (données obtenues à l'aide d'un mannequin rotatif dans un tunnel aéraulique) :

$$E_A = 0.5 \left[1 + \exp(-0.06 D_{ae}) \right] + 10^{-5} u^{2.75} \exp(0.055 D_{ae})$$

Cette équation constitue un ajustement de l'équation conventionnelle inhalable $E_A = 0.5 \left[1 + \exp(-0.06 D_{ae}) \right]$ lorsque les vitesses du vent sont supérieures à 4 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ (Vincent *et al.*, 1990)

La Figure 28 permet de comparer, à titre illustratif, les courbes ainsi obtenues pour des vitesses d'air de 5, 7 et 9 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ avec la courbe conventionnelle de la fraction inhalable, valide quant-à-elle jusqu'à 4 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ sans distinction de valeurs (ISO, 1995). Pour des vitesses d'air supérieures à 4 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$, l'inhalabilité se caractérise alors par une forme de courbe en cloche. L'augmentation des valeurs d'efficacité d'aspiration pour les plus grands diamètres aérodynamiques traduit le fait que la probabilité de pénétration par projection directe des particules les plus grosses est d'autant plus grande que la vitesse de vent est élevée.

L'efficacité d'aspiration pour des vitesses d'air élevées est similaire à l'efficacité déterminée pour des vitesses d'air < 4 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ pour des diamètres aérodynamiques inférieur à environ 30 μm .

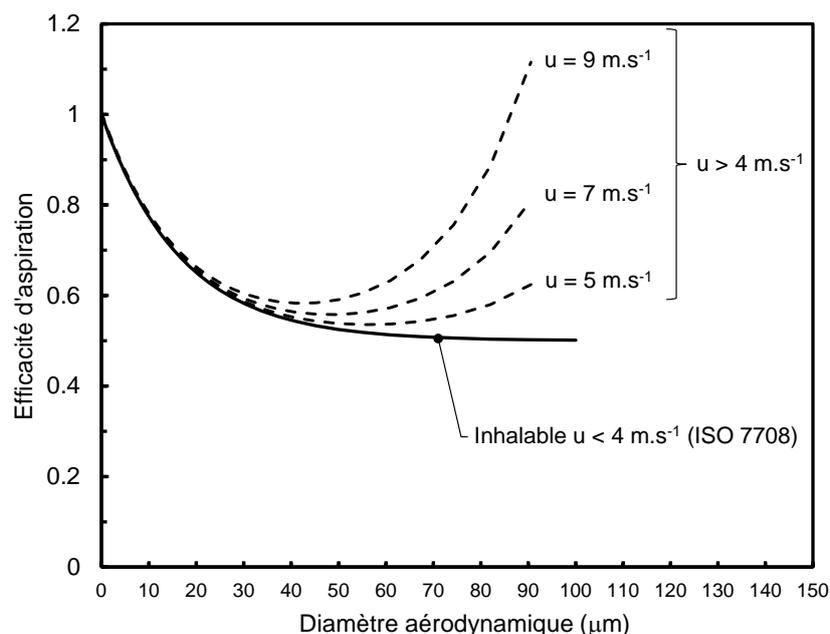


Figure 28 : Comparaison de trois exemples de courbes calculées pour des vitesses d'air $u > 4 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ avec la courbe conventionnelle de la fraction inhalable ($u < 4 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) selon ISO 7708.

La CIPR a également proposé une équation pour modéliser l'inhalabilité pour des vitesses d'air élevées. Cette équation est établie sur la base des mêmes données expérimentales prises en compte par l'ISO (Vincent *et al.*, 1990), mais vise un meilleur ajustement du modèle pour les particules de $D_{ae} < 10\mu\text{m}$ ((ICRP, 1994) :

$$E_A = 1 - 0.5 \left[1 - \frac{1}{7,6 \cdot 10^{-6} (D_{ae})^{2,8} + 1} \right] + 10^{-5} u^{2,75} \exp(0,055 D_{ae})$$

Selon ce modèle, l'inhalabilité à des vitesses d'air supérieures à $4 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ des particules de diamètre aérodynamique inférieur à $15 \mu\text{m}$ est supérieure à l'inhalabilité à des vitesses d'air inférieures à $4 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (écart d'environ 10 % par des particules de $6 \mu\text{m}$). Les courbes obtenues pour les vitesses d'air élevées selon ce modèle sont identiques à celles proposées par l'ISO pour des diamètres aérodynamiques supérieurs à environ $60 \mu\text{m}$ (Figure 29).

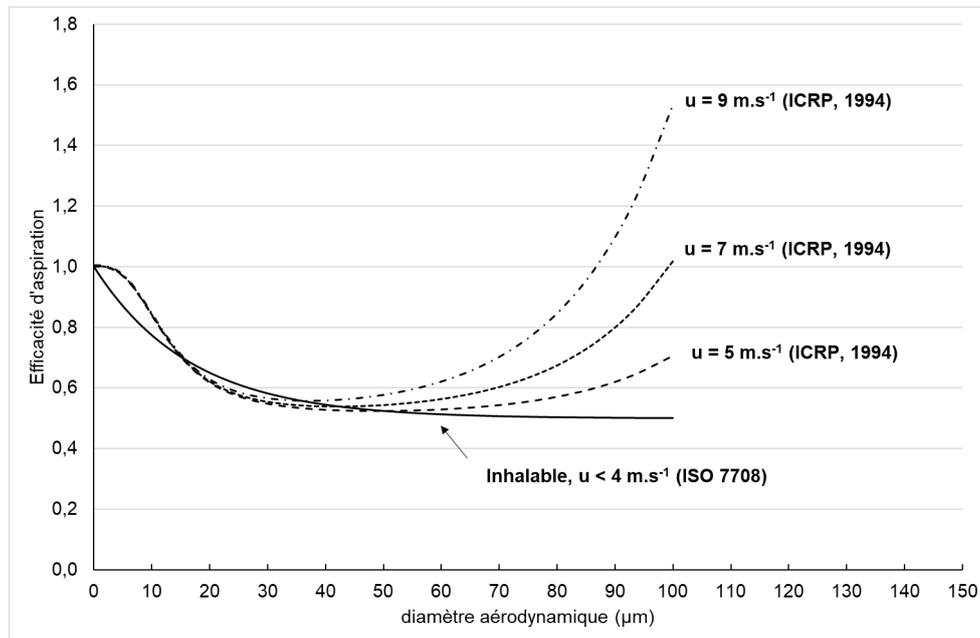


Figure 29 : Comparaison de trois exemples de courbes calculées selon le modèle proposé par la CIPR (1994) pour des vitesses d'air $u > 4 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ avec la courbe conventionnelle de la fraction inhalable

7.3.1.3 Influence de l'orientation du vent

L'inhalabilité dépend non seulement de la vitesse de l'air (7.3.1.1 et 7.3.1.2) mais également de la direction du vent. Les essais réalisés sur mannequins respirant en tunnel aérodynamique montrent que l'inhalabilité est beaucoup plus importante lorsque le mannequin est situé face au vent par rapport aux autres orientations. (T. Ogden et Birkett, 1975, Armbruster *et al.*, 1977. Des études plus récentes de CFD permettant de simuler l'aspiration de particules par une forme humanoïde inhalant, dans un environnement correspondant aux conditions de géométrie et de vitesse représentatives des expositions professionnelles intérieures, pour différentes orientations discrètes par rapport au vent entrant confortent les efficacités d'aspiration rapportées dans les études expérimentales en soufflerie (Anthony et Anderson, 2013).

Les valeurs de la convention inhalable issues des études expérimentales en soufflerie sont des moyennes pour toutes les directions du vent. Il est donc précisé dans la norme EN 481 (AFNOR, 1993) que cette convention est adaptée à une personne uniformément exposée à toutes les directions du vent, ou de manière prédominante à un vent de côté ou de l'arrière. Par contre, dans le cas d'une personne exposée de manière prédominante face au vent, il est

mentionné que la convention inhalable occasionne une sous-estimation de la fraction inhalée pour les plus grosses particules, notamment si les vitesses d'air excèdent 4 m.s^{-1} .

7.3.1.4 Inhalabilité pour les particules de diamètres aérodynamiques supérieurs à $100 \mu\text{m}$

La convention d'échantillonnage actuelle pour les particules inhalables dans l'air en mouvement se termine brutalement à $100 \mu\text{m}$ (AFNOR, 1993) (Figure 27) : l'inhalabilité est définie égale à 0,5 pour les particules de $99,99 \mu\text{m}$ mais reste indéfinie pour les particules de $100,01 \mu\text{m}$ et plus. Cette situation étrange s'explique principalement par les difficultés expérimentales pour obtenir des mesures fiables d'efficacité d'aspiration pour des tailles de particules plus grandes (Lidén et Harper, 2006).

De ce fait, lors de l'établissement de la convention inhalable, on ne disposait pas de valeurs expérimentales de la fraction inhalable pour des diamètres aérodynamiques supérieurs à $100 \mu\text{m}$. La convention inhalable ne s'applique pas à des particules de diamètre aérodynamique supérieur à $100 \mu\text{m}$.

Or, les distributions granulométriques des aérosols dans l'air des lieux de travail couvrent une large gamme, avec des diamètres aérodynamiques médians en masse pouvant aller dans certaines situations jusqu'à plus de $50 \mu\text{m}$ et des écarts types géométriques généralement compris entre 1,4 et 4,5 voire 6,0 (Lidén et Kenny, 1994). Les plus grands écart-types sont probablement dus à des distributions multi-modales qui ont été compressées en distributions uni-modales (Lidén et Kenny, 1994- voir aussi §8.2). A titre d'exemple, les atmosphères professionnelles de l'industrie du bois (Harper et Muller, 2002; Harper *et al.*, 2004 ; Kauffer *et al.*, 2010) ou certaines autres considérées dans la section 8.2 de ce rapport (boulangeries, fonderies - Figure 33) révèlent aussi la présence dans l'air de grosses particules, y compris à des diamètres supérieurs à $100 \mu\text{m}$. Toutefois, il est probable que ces grosses particules soient susceptibles d'être très inégalement distribuées dans l'atmosphère de travail (Lidén et Kenny, 1994) et principalement retrouvées pour des situations de travail au plus proche des sources d'émission. Pour certaines opérations mécaniques de découpe ou lors de l'utilisation de machines-outils requérant de fortes vitesses, il est également probable que la présence occasionnelle de ces grosses particules (parfois appelées « *ultra-large particles* » dans la littérature) dans la zone respiratoire d'un travailleur provienne de projections directes vers le nez ou la bouche. Il convient donc de s'interroger sur le temps réel de persistance dans l'air et sur l'inhalabilité de telles particules.

Par ailleurs, le fait que la convention inhalable présente une efficacité d'aspiration qui se stabilise à partir de $40 \mu\text{m}$ pour atteindre une asymptote à 0,5 apparaît comme irréaliste. En effet, cela revient à dire que toutes les particules plus grosses que $\sim 40 \mu\text{m}$ gardent la même probabilité de pénétration de $\sim 0,5$ alors que d'après Cox *et al.* (2019) à un moment donné, les plus grosses particules en suspension dans l'air ne pourront plus être inhalées.

Les travaux les plus récents liés à l'inhalabilité des grosses particules (*ultralarge aerosols*) ont été menés en air calme (Cox *et al.*, 2019, Hsu et Swift, 1999, Dai *et al.*, 2006). Ils proposent des modèles qui font chuter l'efficacité d'aspiration à 0 pour des particules d'un diamètre d'environ $135 \mu\text{m}$ (Figure 27), et semblent plus réalistes que la convention actuelle et son asymptote. Cette allure de courbe pour la fraction inhalable ressemblerait ainsi davantage à l'allure des courbes des fractions thoracique et alvéolaire pour lesquelles l'efficacité d'échantillonnage tend effectivement vers 0 au fur et à mesure que les diamètres des particules augmentent.

7.3.2 Convention thoracique

La convention thoracique est définie pour les dispositifs de prélèvement devant échantillonner la fraction thoracique. Le diamètre aérodynamique correspondant à une probabilité de pénétration au-delà du larynx de 50% est conventionnellement de 10 µm.

Certains travaux comme ceux de J.S. Brown *et al.*, 2013 et Asgharian *et al.*, 2014 remettent en cause ce diamètre de coupure, établi avec une approche intentionnellement conservatrice qui surestime la pénétration dans la région thoracique compte tenu des incertitudes liées à la variabilité individuelle de l'état de santé respiratoire, les habitudes respiratoires (rythme et trajet) et de la structure des voies respiratoires, ainsi que des différences dans les rythmes de travail, qui peuvent toutes entraîner des différences dans le dépôt et la dose d'aérosol inhalé.

Sur la base de calculs de pénétration selon le modèle de la CIPR (1994) avec données plus récentes sur les habitudes respiratoires (taux de ventilation, modèles d'activité), Brown montre que seulement 20% des particules de diamètre 10 µm pénètrent dans le thorax et détermine un diamètre de coupure de 5 µm pour les adultes et de 3 µm pour les enfants. Asgharian *et al.*, 2014 a un point de coupure pour l'être humain de 3,7 µm s'expliquant par un taux de ventilation quotidiens moyens plus élevé que ceux de l'étude de Brown *et al.* (9 L/min et plus).

Cette convention est peu utilisée sur le terrain.

7.3.3 Convention alvéolaire

La convention alvéolaire est définie pour les dispositifs de prélèvement devant échantillonner la fraction alvéolaire. Le diamètre aérodynamique correspondant à une probabilité de pénétration des particules dans les voies respiratoires non ciliées de 50% est conventionnellement de 4 µm. Dans la littérature cette convention alvéolaire ne fait pas l'objet de remise en cause, hormis les interrogations suscitées par les discussions autour de l'inhalabilité en air calme (Cf. 7.3.1.1).

7.3.4 Convention trachéobronchique et extrathoracique

La fraction extrathoracique est définie par soustraction de la fraction inhalable et de la fraction thoracique, et la fraction trachéobronchique est définie par soustraction de la fraction thoracique et de la fraction alvéolaire. Ces fractions ne sont actuellement pas prises en compte dans l'évaluation des expositions professionnelles, et il n'existe pas de dispositif de prélèvement permettant d'échantillonnage ces fractions. La prise en considération de la fraction inhalable thoracique plutôt que la fraction trachéobronchique permet d'avoir une approche plus conservatrice. Toutefois selon la nature des particules, ces sous-fractions seraient plus pertinentes en ce qui concerne la sensibilisation et le développement de rhinite professionnelle, de cancers bronchiques ou de l'asthme par exemple. En effet, la région extrathoracique est une zone de dépôt pouvant être le lieu de mécanismes de sensibilisation et trachéobronchique est une zone de dépôt pouvant être le lieu de mécanismes de fibroses pulmonaire et d'asthme.

7.4 Pertinence scientifique des conventions PM₁₀ et PM_{2,5}

7.4.1 Pertinence vis-à-vis des effets sanitaires

La convention PM₁₀ a été établie dans le but de se rapprocher de la convention thoracique (Cf. §6.5.2). Il s'agit donc d'une convention qui se rapproche plus de la pénétration des particules que du dépôt des particules dans le tractus respiratoire. D'un point de vue sanitaire, cette approche pourrait être critiquée comme elle l'est pour la convention inhalable (Cf. §7.2.1).

De plus, l'établissement de la convention PM_{2,5} fait suite à la nécessité d'affiner l'indicateur PM₁₀ vis-à-vis des effets sanitaires et vise à séparer les particules fines et grossières car provenant de sources différentes et donc de natures différentes.

Ces conventions sont utilisées dans de nombreuses études épidémiologiques qui ont mis en évidence des liens entre une exposition aux concentrations massiques des particules mesurées selon ces conventions et des effets sanitaires.

Les effets sanitaires des particules de l'air ambiant extérieur sont déjà bien documentés. Des effets cardiovasculaires et respiratoires sont mis en évidence pour des expositions à la pollution particulaire à court et à long termes depuis plusieurs décennies. Des effets ont été plus récemment mis en évidence concernant d'autres organes cibles comme par exemple le cerveau et certaines fonctions comme la reproduction. En octobre 2013, le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) a classé la pollution de l'air ambiant extérieur dans son ensemble et les particules en suspension composant cette pollution atmosphérique comme cancérigènes pour l'Homme (groupe 1) (CIRC, 2016).

L'Anses a étudié les connaissances concernant les effets sanitaires associés à différentes fractions granulométriques, différents composés et différentes sources des particules de l'air ambiant extérieur (Anses, 2019). Ces conclusions n'ont pas remis en cause les preuves apportées par la littérature sur les effets sanitaires des PM_{2,5} et des PM₁₀ sans spéciation chimique ou répartition en sources.

L'Anses (2019) et l'OMS (WHO, 2021) soulignent que la fraction PM_{2,5} est un meilleur indicateur des effets sur la santé que les PM₁₀.

Une indication modérée d'effets (santé respiratoire et mortalité toute cause) en lien avec une exposition à la fraction grossière (PM_{2,5-10}, obtenue par soustraction des PM₁₀ et des PM_{2,5}) est conclu par l'Anses. L'US EPA a conclu à une relation causale suggérée pour la fraction grossière pour la santé respiratoire (exposition court terme), santé cardiovasculaire, santé métabolique (long terme), la santé neurologique (long terme), les effets cancérigènes et la mortalité toutes causes. Pour les autres catégories de santé, le niveau de preuve était inadéquat.

La littérature récente souligne l'intérêt de prendre en compte d'autres indicateurs comme les PUF. L'US-EPA (2019) concluait à une relation causale suggérée et l'Anses (2019) à une indication modérée d'un lien entre l'exposition à court terme et des effets cardiovasculaires (mortalité et hospitalisation pour causes cardiovasculaires), et entre des expositions à long terme et la santé neurologique (fonctions cognitives : quotient intellectuel, mémoire, attention). Un nombre limité d'études épidémiologiques individuelles, toutes estimant la concentration en nombre de particules, a été identifié avec une hétérogénéité dans les données notamment sur la caractérisation de l'exposition (par exemple : différentes gammes de taille de particules étudiées). De plus, le risque d'erreur de mesure de l'exposition liée à la forte variation spatio-

temporelle des concentrations atmosphériques en nombre de particules reste une source non négligeable d'incertitudes sur les estimations de risques.

D'autres fractions peuvent être considérées dans la littérature, comme les particules submicrométriques qui désignent les particules de diamètre aérodynamique médian inférieur à 1 μm , parfois notées PM_1 . Ces dernières ont été tout particulièrement étudiées en France puisqu'elles peuvent représenter une très large part des émissions particulières liées au trafic (Afsset, 2010a). Les études épidémiologiques visant à établir une association entre une exposition à cette fraction granulométrique et des effets sanitaires sont peu nombreuses pour le moment (Anses, 2019). La méta-analyse incluant 12 études met en évidence une association entre l'exposition à court terme aux PM_1 et mortalités respiratoires et cardiovasculaires (Mei *et al.*, 2022). Les PM_1 peuvent pénétrer plus profondément dans les voies respiratoires et conduire à une plus grande toxicité par stress oxydatif et inflammation (Valavanidis *et al.*, 2008).

La compréhension des aspects cinétiques sur le devenir des particules dans l'organisme décrits dans le chapitre 4 met en évidence une amélioration des connaissances avec la quantification de la fraction des particules inhalées qui atteignent les poumons et de la petite fraction des particules déposées qui pénètrent dans le sang, se distribuent dans le corps et s'accumulent dans les organes et les tissus. Il est essentiel de comprendre le devenir des particules dans l'organisme pour fournir des preuves des voies biologiquement plausibles qui étayent le lien entre l'exposition aux particules et les effets sur la santé touchant de multiples organes ou systèmes.

7.4.2 Paramètres d'influence

Selon l'US EPA, les dispositifs de prélèvement des PM_{10} et $\text{PM}_{2,5}$ doivent être testés en tunnel aérodynamique dans des conditions de vent de 2, 8 et 24 $\text{km}\cdot\text{h}^{-1}$ pour vérifier leur conformité aux conventions (Table D-3 et F-4 mentionnées dans la partie 53 du titre 40 du Code of Federal Regulation (40 CFR 53)).

Ces conditions de vents sont qualifiées en météorologie de vent léger à modéré (jusqu'à 30 $\text{km}\cdot\text{h}^{-1}$) (Météo France, 2003). Or en environnement extérieur, les vitesses de vents peuvent être nettement supérieures (vents assez forts : jusqu'à 50 $\text{km}\cdot\text{h}^{-1}$, vents forts : jusqu'à 75 $\text{km}\cdot\text{h}^{-1}$, vent très fort : > 75 $\text{km}\cdot\text{h}^{-1}$), et soumises à de brusques variations (rafales).

Certaines études se sont intéressées à l'influence de la vitesse de vent sur l'efficacité d'échantillonnage des têtes de prélèvement PM_{10} et $\text{PM}_{2,5}$ (Cf. Annexe 8), mais la revue de la littérature n'a pas permis d'identifier d'études sur l'influence de la vitesse et la direction du vent sur les conventions PM_{10} et $\text{PM}_{2,5}$, ni sur l'influence d'autres facteurs sur ces conventions.

7.4.3 Modélisation des conventions

L'US EPA ne définit pas ces conventions sous forme d'équations mais à l'aide de valeurs discrètes d'efficacité d'aspiration pour différents diamètres aérodynamiques (pour les PM_{10} : Table D-3, pour les $\text{PM}_{2,5}$: tables F-4 à F-6, mentionnées dans la partie 53 du titre 40 du Code of Federal Regulation 40 CFR § 53.43).

Plusieurs modélisations ont été proposées afin de transcrire ces valeurs discrètes sous la forme d'une équation.

Les deux équations proposées par Hinds en 1999 pour modéliser ces courbes d'efficacité sont devenues les références pour ces deux fractions (Hinds, 1999) et corrélent bien les données (voir les équations au §. 5.2.2), hormis entre 1 et 1,5 μm . En effet l'US EPA définit une efficacité de 100% pour les particules de $D_{ae} \leq 1\mu\text{m}$ alors que Hinds propose une efficacité d'aspiration de 100% pour des particules de $D_{ae} < 1,5\mu\text{m}$, ce qui se traduit sur la Figure 30 par un « décroché ».

Plus récemment Kuo *et al.*, 2019 a proposé de modéliser les PM_{10} et $\text{PM}_{2,5}$ en tant que sous-fraction de la fraction inhalable (Cf. Figure 30 et Figure 31). La corrélation des données de l'US EPA est moindre que celle proposée par Hinds (1999).

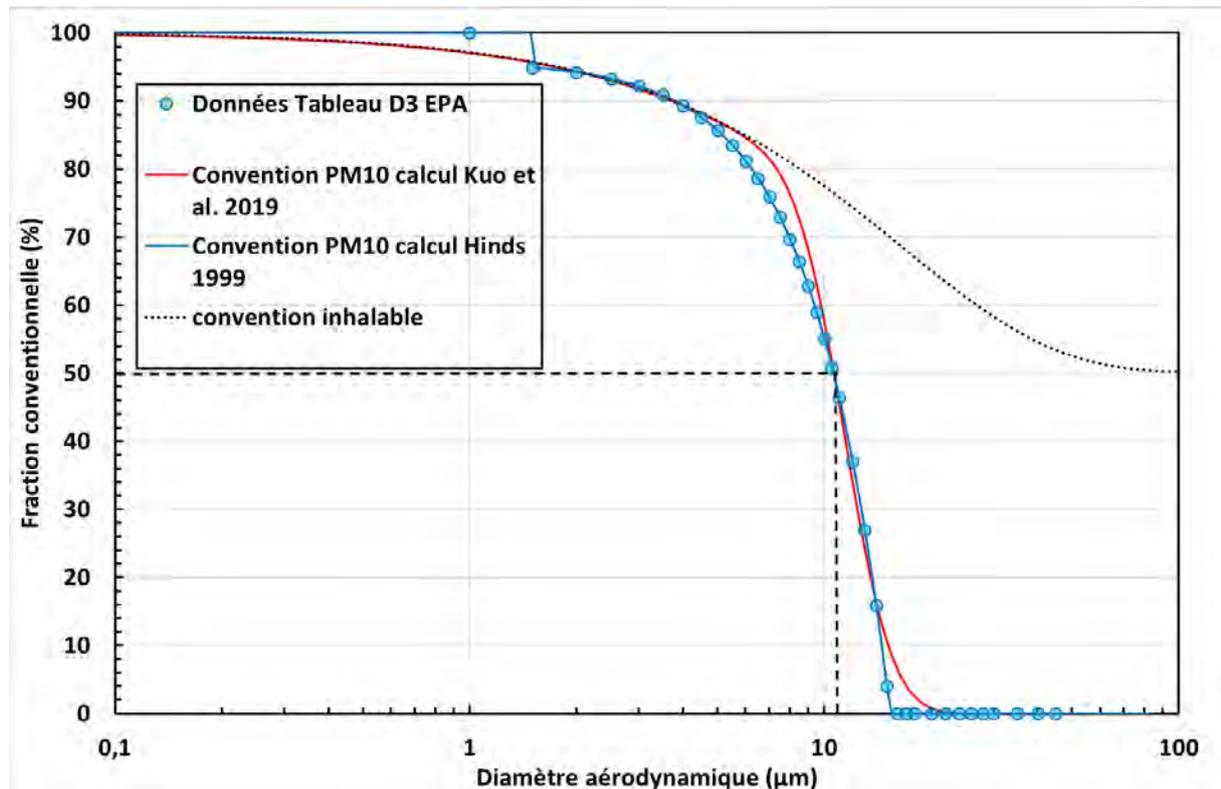


Figure 30 : Modélisations de la convention PM_{10}

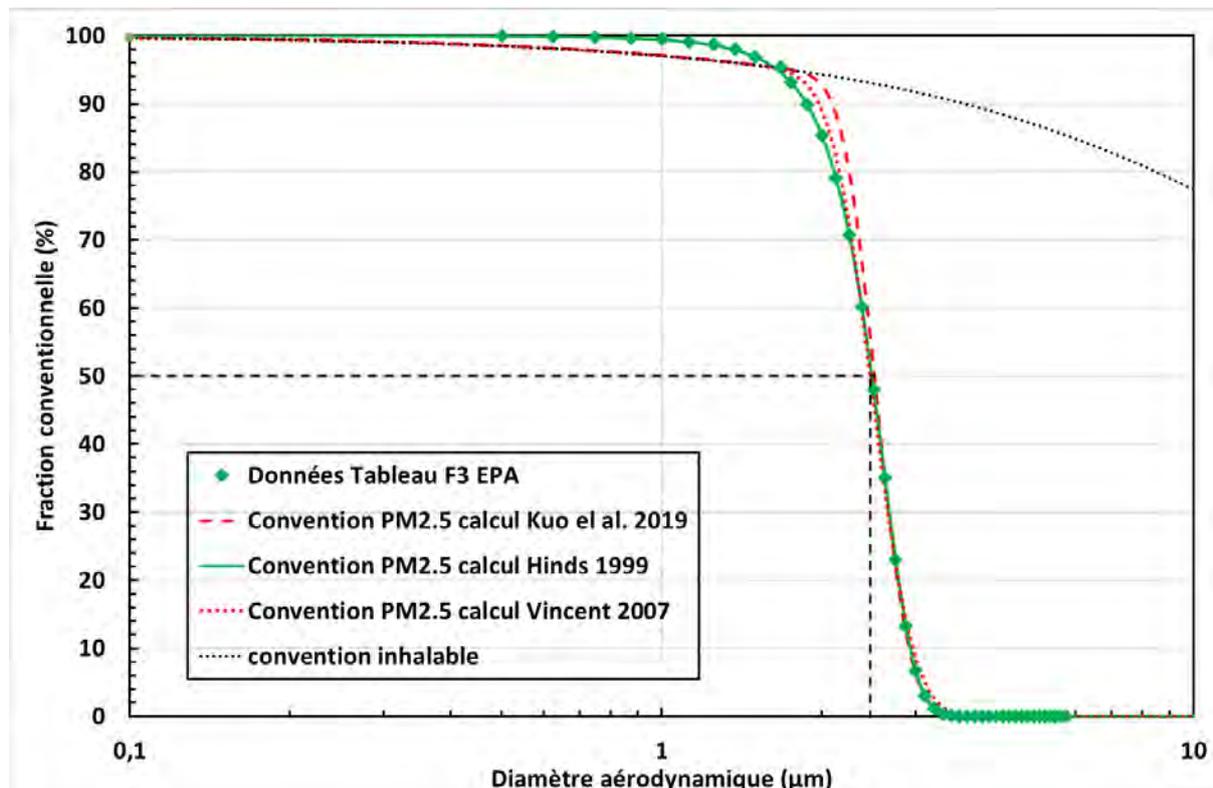


Figure 31 : Modélisations de la convention PM_{2,5}

7.5 Pertinence scientifique de la mesure en masse

Si la taille et la composition chimique des particules sont souvent considérées comme les caractéristiques les plus importantes, il convient de noter que leur surface spécifique, voire leur morphologie et leur état de surface, peuvent également jouer un rôle dans leurs propriétés toxicologiques (US-EPA, 2019; Oberdörster, 1996) : ces propriétés complémentaires à la simple masse, pour décrire l'intensité de l'exposition aux particules, sont à considérer pour les particules les plus fines et peuvent conduire à des modes d'expression des « doses d'exposition » variables entre études. Il est encouragé à mieux connaître les interactions entre les particules fines et les membranes cellulaires (Ma *et al.*, 2013; J. Wang et Fan, 2014) ou le surfactant au niveau alvéolaire (Guzmán et Santini, 2019). En outre, à partir d'une taille inférieure à 10 nm, le calcul des surfaces spécifiques par approximation à une sphère de densité donnée est imprécis et doit considérer le caractère irrégulier /anguleux des surfaces particulaires. En effet, la morphologie des particules est également très variable, pouvant aller de particules sphériques agglomérées (cas des particules diesel ou de combustion) à des formes cristallines organisées (cas des aérosols issus d'embrun marins).

Lippmann et Schlesinger (2000) soulignait l'importance d'évaluer de façon intégrée les données issues d'études expérimentales et épidémiologiques pour l'élaboration de normes de qualité de l'air ambiant en raison des informations importantes et complémentaires issues de ces 2 disciplines sur les réponses biologiques de l'exposition aux polluants de l'air dont les particules.

Dans leurs travaux, Schmid et Stoeger (2016) indiquent des orientations sur le mesurande le plus pertinent sur le plan biologique afin de caractériser la toxicité pulmonaire de nanoparticules sphériques biopersistantes. L'utilisation de la surface comme mesure de dose a permis d'identifier des classes de toxicité basées sur les matériaux, indépendamment de la

taille des particules. Ainsi, la surface spécifique ($\mu\text{m}^2/\text{cm}^3$) apparaît comme un mesurande pertinent à prendre en compte pour la caractérisation des PUF en suspension dans l'air en lien avec leur impact sanitaire.

Il est nécessaire d'améliorer les connaissances sur l'exposition aux PUF pour la conduite d'études épidémiologiques sur leurs effets sur la santé afin de compléter les connaissances issues d'études expérimentales.

En 2018, l'avis relatif à « l'identification, la catégorisation et la hiérarchisation de polluants actuellement non réglementés pour la surveillance de la qualité de l'air » a mis en avant les particules ultrafines (PUF, ayant une taille inférieure à $0,1 \mu\text{m}$) comme devant être considérées de façon prioritaire pour une éventuelle future surveillance de l'air ambiant. Comme évoqué dans la partie 3.2, les spectromètres de mobilité électrique (SMPS, MPSS) permettent de réaliser des mesures de distributions granulométriques en nombre de PUF conduisant alors vers des mesures de concentration en nombre total dans une gamme de taille bien spécifique en fonction des réglages instrumentaux.

Outre le compartiment « air ambiant », l'air intérieur en lien avec le contexte professionnel est aussi à considérer concernant l'impact sanitaire des PUF. La norme NF EN 17058 (AFNOR, 2018) fournit des lignes directrices pour évaluer l'exposition par inhalation aux nano-objets et à leurs agrégats et agglomérats (NOAA) sur les lieux de travail. Il contient des recommandations relatives aux stratégies d'échantillonnage et de mesurage à adopter, ainsi que des méthodes pour l'évaluation des données. Différentes étapes d'évaluations de l'exposition sont mentionnées au sein de cette norme. Les mesurandes à considérer sont :

- (1) la concentration en nombre et/ou en surface de particules en suspension dans l'air résolue en temps et intégrée en taille ;
- (2) l'échantillonnage intégré dans le temps de la fraction alvéolaire pour la caractérisation intégrée en taille au laboratoire de la concentration massique associée à une analyse chimique qui doit être complétée par la collecte d'un échantillon en vue d'une analyse morphologique par microscopie électronique.

7.6 Population cible

Les conventions inhalable, thoracique et alvéolaire s'appliquent à une population d'adultes sains (ISO 7708). La norme ISO 7708 définit également une convention alvéolaire et une convention trachéobronchique pour une population dite à haut risque désignant « les enfants, les malades et les infirmes » (ISO 7708).

Cette convention alvéolaire « à haut risque » est caractérisée par un diamètre aérodynamique correspondant à une probabilité de pénétration des particules dans les voies respiratoires non ciliées de $2,4 \mu\text{m}$. Il est alors possible de calculer la fraction trachéobronchique pour cette population cible par soustraction des fractions thoracique et alvéolaire « à haut risque ».

La convention trachéobronchique « à haut risque » englobe ainsi une plus grande part de particules de plus petit diamètre aérodynamique que la convention trachéobronchique établie pour les adultes sains ce qui permet une meilleure protection de cette population cible (ISO 7708).

Cette population cible « à haut risque » n'est pas mentionnée dans la norme EN 481 qui reprend les mêmes définitions que l'ISO 7708 pour les conventions inhalable, thoracique et alvéolaire, mais dont l'objet vise spécifiquement l'air des lieux de travail. Les travailleurs sont en effet traditionnellement considérés comme une population d'adultes sains. Or la population professionnelle comporte une part de personnes qui pourrait être incluse dans cette population « à haut risque », comme par exemple les personnes asthmatiques.

Dans les faits, la convention alvéolaire « à haut risque » n'est jamais utilisée en France pour mesurer l'exposition des travailleurs et aucune VLEP n'est associée à cette convention. Il n'existe actuellement pas de moyen métrologique ou de dispositifs de prélèvement permettant de sélectionner les particules suivant les spécifications de cette convention. La fraction alvéolaire « à haut risque » est très peu fréquemment étudiée, ni même mentionnée dans la littérature scientifique.

Plus largement, dans le domaine environnemental, les données épidémiologiques ont permis d'identifier des populations sensibles qui sont définies comme celles qui présentent potentiellement un risque plus élevé d'effet sanitaire néfaste associé à l'exposition à la pollution atmosphérique.

Selon l'US-EPA (2019) les preuves contenues dans la littérature suggèrent un risque accru d'effets des $PM_{2,5}$ sur la santé pour les individus i) présentant une maladie cardiovasculaire ou respiratoire préexistante, ii) en surpoids ou obèses, iii) présentant des variants génétiques particuliers, iv) ex-fumeurs ou fumeurs et v) de plus bas niveau socio-économique. De plus, les preuves sont inadéquates pour déterminer si le diabète, l'âge avancé, la localisation résidentielle (proximité de la source et résidence urbaine), le sexe ou le régime alimentaire augmentent le risque d'effets des $PM_{2,5}$ sur la santé.

7.7 Discussion / conclusion

Les conventions granulométriques sont des spécifications cibles pour les dispositifs de prélèvement destinés à prélever certaines fractions granulométriques d'un aérosol :

- Les trois conventions utilisées en environnement professionnel sont les conventions inhalable, thoracique et alvéolaire. La convention inhalable a pour objectif de simuler la probabilité d'entrée des particules en suspension dans l'air, par le nez ou par la bouche. La convention thoracique simule la probabilité de pénétration des particules inhalées au-delà du larynx et la convention alvéolaire la probabilité de pénétration des particules inhalées dans les voies aériennes non ciliées. Leur vocation n'est pas de prédire finement la fraction des aérosols qui sera effectivement inhalée par chaque individu ou qui pénétrera dans les différentes régions du tractus respiratoire mais plutôt de constituer une efficacité d'aspiration, idéale et standardisée, permettant de guider le prélèvement et la sélection des aérosols en fonction du diamètre aérodynamique des particules. Ces conventions représentent un consensus qui repose d'abord sur un corpus de données expérimentales mais aussi sur de inévitables approximations et hypothèses.
- Les conventions PM_{10} et $PM_{2,5}$ sont les plus utilisées en environnement général et représentent également des courbes d'efficacité d'aspiration permettant de guider le prélèvement et la sélection des aérosols en fonction du diamètre aérodynamique des particules.

L'ensemble de ces conventions permettent de définir des fractions massiques granulométriques selon le diamètre de coupure des particules.

Ces conventions sont universellement utilisées : la plupart des études épidémiologiques portant sur l'exposition de la population professionnelle ou la population générale aux particules dans l'air se basent sur les mesures d'expositions réalisées selon ces conventions. Elles permettent de comparer les résultats de mesures, celles-ci étant réalisées selon un même référentiel pour un environnement donné et d'établir un lien entre les concentrations mesurées et des effets sanitaires.

Les conventions inhalable, thoracique, alvéolaire et PM₁₀ reposent sur une approche de pénétration des particules dans le tractus respiratoire et la convention PM_{2,5} sur la nécessité d'affiner l'indicateur PM₁₀. La pertinence scientifique de ces conventions de pénétration peut donc théoriquement apparaître comme discutable dans la mesure où elles surestiment les doses de particules réellement déposées. Bien que des conventions basées sur le dépôt des particules aient été proposées par l'ISO en 2012, les questionnements de la communauté scientifique sur le fait de savoir si ces nouvelles conventions seraient techniquement applicables ou permettraient effectivement de mieux corrélérer l'exposition et la maladie restent ouverts. Ces conventions représentent un objectif prometteur et une voie d'amélioration future des mesures d'exposition.

La convention inhalable est la convention faisant l'objet, dans la littérature, de plus d'études ou « critiques » vis-à-vis de sa pertinence en lien avec les approximations et hypothèses retenues pour son établissement.

Parmi ces approximations et hypothèses, l'influence de la vitesse de vent sur l'inhalabilité des particules a été largement documentée, et plus particulièrement l'influence d'une vitesse d'air faible, plus représentative des environnements de travail actuels. Le référentiel actuel laisse à penser que la convention inhalable est valable dans toutes les conditions de vitesse d'air, mais elle a été établie pour des domaines de vitesse d'air bien précis ($\leq 4 \text{ m.s}^{-1}$, soit environ 14 km.h^{-1}). En air calme ($v \sim 0,2 \text{ m.s}^{-1}$) les modélisations proposées pour l'inhalabilité montrent que la convention inhalable actuelle peut sous-estimer la pénétration des particules dans l'organisme pour certains diamètres aérodynamiques, et montrent également une décroissance de l'efficacité de pénétration des particules avec le diamètre aérodynamique des particules. Ces modélisations prennent également en compte des particules de diamètre aérodynamique supérieur à $100 \mu\text{m}$ et semblent plus pertinentes dans la mesure où elles font chuter l'efficacité d'aspiration à 0 pour des particules d'un diamètre d'environ $135 \mu\text{m}$, alors que la convention actuelle propose un plateau à 50% d'efficacité pour les diamètres aérodynamiques compris entre 40 et $100 \mu\text{m}$.

Une évolution des normes EN 481 et ISO 7708 est actuellement discutée au sein de groupes de travail du CEN/TC137/WG3) et de l'ISO (ISO/TC146/SC2/WG1) en lien avec ces modélisations. Une telle évolution entraînerait nécessairement 1) une mesure plus systématique des vitesses d'air locales sur les postes de travail, 2) une réflexion au niveau des dispositifs de prélèvement à utiliser / à recommander en fonction de la valeur de la vitesse d'air et 3) une réflexion sur le devenir des conventions thoracique, alvéolaire, extrathoracique et trachéobronchique car les fractions correspondantes sont actuellement définies comme des sous-fractions de la fraction inhalable et sont, en tant que telles, calculées à partir de l'actuelle convention inhalable.

A l'inverse d'un fort engouement pour les travaux sur l'inhalabilité en air calme, l'analyse bibliographique a révélé un faible intérêt de la communauté scientifique concernant l'étude de l'efficacité d'aspiration des particules dans ce domaine de vitesses d'air élevées. Même si la

norme définissant la convention inhalable propose un ajustement pour des vitesses d'air allant jusqu'à $9 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (soit environ $32 \text{ km}\cdot\text{h}^{-1}$), cet ajustement n'est actuellement pas pris en compte dans les études visant à évaluer l'exposition professionnelle aux particules. Or la population professionnelle travaillant en environnement extérieur est régulièrement exposée à des vitesses de vents supérieures à $4 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ correspondant à des situations de vent modéré. Dans ces situations la convention inhalable actuelle sous-estime la pénétration dans le tractus respiratoire des particules de $D_{ae} > \text{environ } 40 \mu\text{m}$.

Concernant les conventions thoraciques et PM_{10} qui visent à modéliser la pénétration des particules au-delà du larynx, le diamètre de coupure à $10 \mu\text{m}$ tient compte des incertitudes liées à la variabilité individuelle de l'état de santé respiratoire, des habitudes respiratoires (rythme et trajet) et de la structure des voies respiratoires, ainsi que des différences dans les rythmes de travail. Les données les plus récentes suggèrent un diamètre de coupure de l'ordre de $5 \mu\text{m}$ pour les adultes et $3 \mu\text{m}$ pour les enfants.

Contrairement à la convention inhalable, les conventions PM_{10} et $\text{PM}_{2,5}$ ne font pas l'objet d'études quant à l'influence de certains facteurs comme la vitesse de vent. La pertinence des fractions PM_{10} et $\text{PM}_{2,5}$, au regard des effets sanitaires, n'est également pas remise en question, bien que des monographies récentes soulignent que les $\text{PM}_{2,5}$ sont un meilleur indicateur des effets sur la santé que les PM_{10} , sans doute en lien avec la surestimation du diamètre de coupure des PM_{10} .

Les études épidémiologiques et toxicologiques récentes visant à évaluer les associations entre expositions à différentes classes granulométriques et des effets sur la santé s'intéressent à d'autres fractions granulométriques comme les fractions grossières ($\text{PM}_{10-2,5}$ déterminée par soustraction des PM_{10} et $\text{PM}_{2,5}$), les particules submicrométriques, les PUF et les nano-objets, de leurs agrégats et agglomérats (NOAA). Ces fractions ne font pas encore l'objet de conventions d'échantillonnage. Or des dispositifs de mesure de ces fractions sont d'ores et déjà disponibles sur le marché.

La mesure de la concentration en masse en lien avec les conventions inhalable, thoracique, alvéolaire PM_{10} et $\text{PM}_{2,5}$ n'est pas remise en question. Par contre pour les PUF, les particules submicrométriques et les NOAA, la question de la métrique à prendre en compte est régulièrement posée. La mesure de la concentration en nombre ou en surface effective semble plus pertinente au regard des effets sanitaires que la mesure de la concentration en masse compte tenu de la faible contribution massique de ce type de particules. Il n'existe pas aujourd'hui de consensus sur la métrique à retenir.

A noter que les conventions actuelles peuvent aussi être utilisées lorsque l'objectif est d'évaluer la surface totale ou le nombre de particules dans la matière recueillie : l'efficacité (la courbe d'efficacité) d'un dispositif de prélèvement est indépendante du fait que la concentration de particules soit déterminée en nombre, en surface ou en masse (AFNOR, 2012).

Il convient de rappeler que les conventions sont des spécifications cibles pour les dispositifs de prélèvements des particules, et qu'elles représentent donc l'efficacité d'aspiration d'échantillonneurs « idéaux ». Sur le terrain, l'efficacité des échantillonneurs conformes aux conventions, peut différer grandement de la convention, aucun échantillonneur n'étant conforme dans toutes les conditions et pour tous les diamètres aérodynamiques.

Actuellement, même si des normes spécifient les essais à mener pour évaluer la conformité des dispositifs de prélèvement aux différentes conventions, il n'existe aucun processus de

contrôle de cette conformité ni organisme de certification. Il incombe aux fabricants d'effectuer ces vérifications avant la mise sur le marché de ces dispositifs de prélèvement.

D'autres paramètres, comme la nature physico-chimique des particules ou le potentiel oxydant, sont des indicateurs soulevés dans la littérature comme pertinents au regard des effets sanitaires des particules (Anses 2019). Ces aspects n'ont pas été pris en compte dans cette expertise car dépassent du cadre de l'autosaisine portant sur les conventions et fractions granulométriques prises en compte pour l'évaluation de l'exposition des populations professionnelles et générale aux particules.

8 Comparaison des référentiels

Ce chapitre vise à comparer les référentiels existants via l'illustration des quantités massiques de particules prélevées en couvrant différentes situations réelles.

8.1 Méthodologie

Afin de comparer les référentiels, le groupe de travail a élaboré un fichier permettant de calculer à partir d'une distribution granulométrique en masse (DGm) les fractions d'aérosol qui seraient prélevées selon les différentes conventions. Les fractions inhalables, thoraciques, alvéolaires et alvéolaires « à haut risque » sont calculées à l'aide des équations fournies dans la norme NF ISO 7708. Les fractions PM₁₀ et PM_{2,5} sont calculées à l'aide des équations données par Hinds (Hinds, 1999). Les équations sont détaillées en Annexe 4. A noter que dans le cas d'aérosol présentant une DGm s'étendant au-delà de 100 µm, il a été considéré que la fraction inhalable était nulle pour les diamètres supérieurs à 100 µm (la norme ISO 7708 précise effectivement que ne disposant pas de valeurs expérimentales pour de tels diamètres, il convient de ne pas appliquer cette convention à des particules de diamètre supérieur à 100 µm – cf. §7.3.1.4).

Pour effectuer ces calculs, la DGm de l'aérosol peut être saisie dans ce fichier de calcul de deux manières :

- soit sous la forme d'une distribution log-normale qui est la fonction fréquemment utilisée pour représenter la distribution en taille d'une population de particule (Cf. §3.3) : les deux variables d'entrée sont alors le diamètre aérodynamique médian en masse (MMAD) et l'écart-type géométrique (GSD) ;
- soit sous la forme de valeurs discrètes correspondant à la distribution granulométrique réelle telle que déterminée dans un article scientifique à l'aide par exemple d'un impacteur en cascade.

La question de la comparabilité des référentiels se pose essentiellement pour les environnements dans lesquels se côtoient la population professionnelle et la population générale. Aussi le groupe de travail a recherché dans un premier temps à documenter les distributions granulométriques des aérosols pour de tels environnements (métro, parking, air ambiant extérieur, tunnel routier, hôpitaux et centres commerciaux) afin d'illustrer les différentes fractions à partir de situations réelles. Pour identifier ces distributions granulométriques, plusieurs leviers de recherche ont été activés : analyse des références bibliographiques citées dans les expertises de l'Anses relatives à ces environnements (Anses, 2015, Afsset, 2010c, Afsset, 2007, Anses, 2010), recherche dans la littérature via la base de données Scopus, transmission de références par les experts.

L'objectif étant également d'essayer de couvrir une diversité de situations en termes de DGm (plage de diamètres aérodynamiques, diamètres médians, distributions mono ou multimodales, etc.), le GT a également inclus certaines situations professionnelles particulières (fumées de soudage, boulangerie, etc.) et environnementales (bus, environnements intérieurs etc.).

Les recherches effectuées n'ont pas permis d'identifier d'étude documentant précisément les DGm des aérosols dans les hôpitaux ou les centres commerciaux.

Il est à noter que l'objectif de l'exercice n'était pas d'être exhaustif ni représentatif d'un environnement donné, aussi la recherche bibliographique n'a-t-elle pas été systématique. Les publications retenues pour mener l'exercice sont des études dont l'objectif était la détermination de la DGm et pour lesquelles le GT s'est assuré que cette distribution était déterminée de manière satisfaisante (méthodologie suivie, dispositif de prélèvement utilisé, interprétation statistique des données, etc.).

Lorsque les distributions étaient disponibles uniquement par le biais de graphique, l'application Webplotdigitizer (<https://automeris.io/WebPlotDigitizer/>) a été utilisé afin de récupérer les données. Lorsque les distributions étaient disponibles non pas sous forme de courbe mais sous forme d'histogramme, les données ont été traitées afin de calculer le diamètre médian aérodynamique en masse (MMAD) et un écart-type géométrique (GSD).

Cette étude a été complétée par des calculs théoriques effectués à l'aide de distributions granulométriques fictives. Ce deuxième exercice a permis d'établir des abaques théoriques sur les fractions conventionnelles attendues selon la distribution granulométrique de l'aérosol. Ces abaques sont présentés en Annexe 7.

8.2 Distributions granulométriques retenues pour l'exercice

Parmi les environnements investigués, deux typologies d'environnement sont à distinguer :

- Les environnements mixtes où peuvent se côtoyer population générale et population professionnelle. Des distributions granulométriques pour un aérosol urbain, un aérosol dans un tunnel routier, un aérosol dans une station de métro, dans un parking souterrain, ainsi que les distributions granulométriques d'aérosols émis par un bus fonctionnant au diesel et un bus fonctionnant au gaz naturel comprimé ont été retenues.
- Des situations professionnelles particulières : secteur de la boulangerie, fumées de soudage, opérations sur béton, fonderie.

Les études référencées pour documenter ces environnements sont détaillées dans le Tableau 7 et l'étendue des distributions granulométriques investiguée est schématisée sur la Figure 32. Cette étendue permet de couvrir une plage de diamètres aérodynamiques allant de 0,01 μm à plus de 100 μm .

Tableau 7 : Caractéristiques des études prises en compte pour l'exercice de comparaison

Environnement	Référence	Détails
Métro	Mazoué, 2007	<p>Objectif de l'étude : élaborer et valider un système de traitement d'air pour les espaces souterrains du métro parisien</p> <p>Distribution granulométrique prise en compte pour l'exercice de comparaison :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Déterminée sur le quai direction Porte d'Italie de la station Richard Lenoir en direction. - Déterminée à l'aide d'un compteur Grimm. - Histogramme pourcentage massique = $f(\text{classe granulométrique } (\mu\text{m}))$. <p>Extraction graphique des données : Distribution log-normale</p> <p>Calcul : MMAD = 4,15 μm, GSD = 2,26</p>

Environnement	Référence	Détails
Parking souterrain	Obaidullah 2012	<p>Objectif de l'étude : mesure de concentration et taille de particules dans trois parkings (rez-de-chaussée et en sous-sol) en Belgique</p> <p>Distribution granulométrique prise en compte pour l'exercice de comparaison :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Déterminée dans un parking souterrain à Bruxelles - Déterminée à l'aide d'un impacteur Elpi+ - Courbe $dM/d\log D_p = f(D_{ae})$. <p>Extraction graphique des données : Distribution bimodale.</p> <p>Calcul : MMAD1 = 0,5 μm, GSD1 = 2,04 ; MMAD2 = 4,25 μm, GSD2 = 1,52.</p>
Emissions bus diesel	Byers, 1999	<p>Objectif de l'étude : Conception d'un système de mesure pour déterminer les émissions de particules des véhicules utilitaires lourds alimentés par différents carburants en termes de masse et de taille.</p> <p>Ce système utilise quatre instruments, à savoir le Scanning Mobility Particle Sizer (SMPS), le Micro-orifice Uniform Deposit Impactor (MOUDI), un cyclone PM_{2.5} et un cyclone PM₁₀.</p> <p>Distributions granulométriques prises en compte pour l'exercice de comparaison :</p>
Emission bus CNG		<ul style="list-style-type: none"> - Déterminées en laboratoire d'essai (banc à rouleaux intégré à une semi-remorque et d'une remorque d'instrumentation qui abrite l'acquisition de données et la mesure des émissions) - Déterminées à l'aide d'un impacteur MOUDI - Courbe $dM/d\log D_p = f(D_{ae})$: données impacteur MOUDI + ajustement log-normal. - Bus diesel : distribution unimodale. MMAD = 0,12 μm, GSD = 2,29 (fig. 4.3-Byers, 1999) - Bus CNG : distribution bimodale : MMAD1 = 0,03 μm GSD1 : 2,32, MMAD2 = 2,81 μm GSD2 = 2,49 (fig. 4.49 – Byers, 1999)
Tunnel routier	Salma et al. 2002	<p>Objectif de l'étude : analyse des caractéristiques modales pour différents environnements urbains (Budapest)</p> <p>Distributions granulométriques prises en compte pour l'exercice de comparaison :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Déterminées sur 1 site urbain, et 1 tunnel routier, - Déterminées à l'aide d'un impacteur Battelle (type simple orifice, société PIXE International CI) (7 étages d'impaction (D50 (aérodynamique) : 16, 8, 4, 2, 1, 0,5 et 0,25 μm), filtre terminal : D50 estimé à 0,125 μm. - Courbe $dM/d\log D_p = f(D_{ae})$
Fond de pollution urbain		<p>Extraction graphique des données : fond de pollution urbain : fig 1 – Salma et al. 2002 ; tunnel : fig. 4 – Salma et al. 2002</p> <p>Calculs :</p> <p>Fond de pollution urbain : distribution bimodale : MMAD1 = 0,60 μm, GSD1 = 1,99 ; MMAD2 = 5,54 μm, GSD2 = 2,40</p> <p>Tunnel : distribution bimodale : MMAD1 = 0,53 μm, GSD1 = 2,00; MMAD2 = 7,28 μm, GSD2 = 2,46</p>
Fumées de soudage	Rousset et al. 2018	<p>Objectif de l'étude : caractérisation granulométrique et chimique des fumées de soudage (particulièrement en chrome hexavalent).</p> <p>Distribution granulométrique prise en compte pour l'exercice de comparaison :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Déterminée en chambre - Déterminée à l'aide d'un impacteur DLPI+ - Histogramme $dM/d\log(D_p) = f(D_{ae})$

Environnement	Référence	Détails
		Extraction graphique des données Calcul : MMAD = 0,26 µm, GSD = 2,19
Scarification de béton	Sow et al. 2019	Objectif de l'étude : quantification et analyse de la distribution granulométrique des émissions de particules dans l'air pendant des opérations de scarification du béton, Distribution granulométrique prise en compte pour l'exercice de comparaison : <ul style="list-style-type: none"> - Déterminée en chambre - Déterminée à l'aide d'un impacteur en cascade Andersen - Histogramme $dM/(M \cdot d \log(D_p)) = f(D_{ae})$ + ajustement log-normal - MMAD = 4,3 µm, GSD = 1,7
Génération d'aérosol de farine en chambre	Liden et al. 1998	Objectif de l'étude : construction d'une chambre d'exposition du corps entier pour les humains qui puisse être utilisée dans la recherche pour développer de nouvelles techniques d'exposition expérimentale et contrôlée de la peau et/ou des voies respiratoires. Réalisation d'essais avec de la farine de blé. Distribution granulométrique prise en compte pour l'exercice de comparaison : <ul style="list-style-type: none"> - Déterminée en chambre - Déterminée à l'aide d'un impacteur en cascade PIDS - Courbe $dM/(M \cdot \ln(D_p)) = f(D_{ae})$ Extraction graphique des données : Distribution bimodale Calcul : MMAD1 = 6,62 µm, GSD1 = 1,47 ; MMAD2 = 58,96 µm, GSD2 = 1,52
Boulangerie	IRSST 2011	Objectif de l'étude : caractérisation des poussières dans l'air des boulangeries artisanales (fractions inhalable, alvéolaire et poussières totales) et détermination des distributions granulométrique des poussières de farine générées lors de différentes opérations Distribution granulométrique prise en compte pour l'exercice de comparaison : <ul style="list-style-type: none"> - Déterminée à poste fixe à proximité de postes de travail investigués - Déterminée à l'aide d'un impacteur Marple 298 (8 étages) - MMAD = 24,2 µm GSD = 1,8
Fabrication de batterie au plomb et fonderie secondaire	Boyce et al. 2017	Objectif de l'étude : Caractérisation de la distribution de la taille des particules de plomb dans l'air dans certains environnements de travail aux États-Unis (usines de fabrication de batteries au plomb et fonderies secondaires) Distribution granulométrique prise en compte pour l'exercice de comparaison : <ul style="list-style-type: none"> - Déterminées en prélèvement individuel - Déterminées à l'aide d'un impacteur Marple serie 290 modifié - Poste d'assemblage dans usine de fabrication de batteries au plomb : MMAD = 40 µm, GSD = 3,7 - poste raffinage dans les fonderies secondaires : MMAD = 20 µm, GSD = 2,9

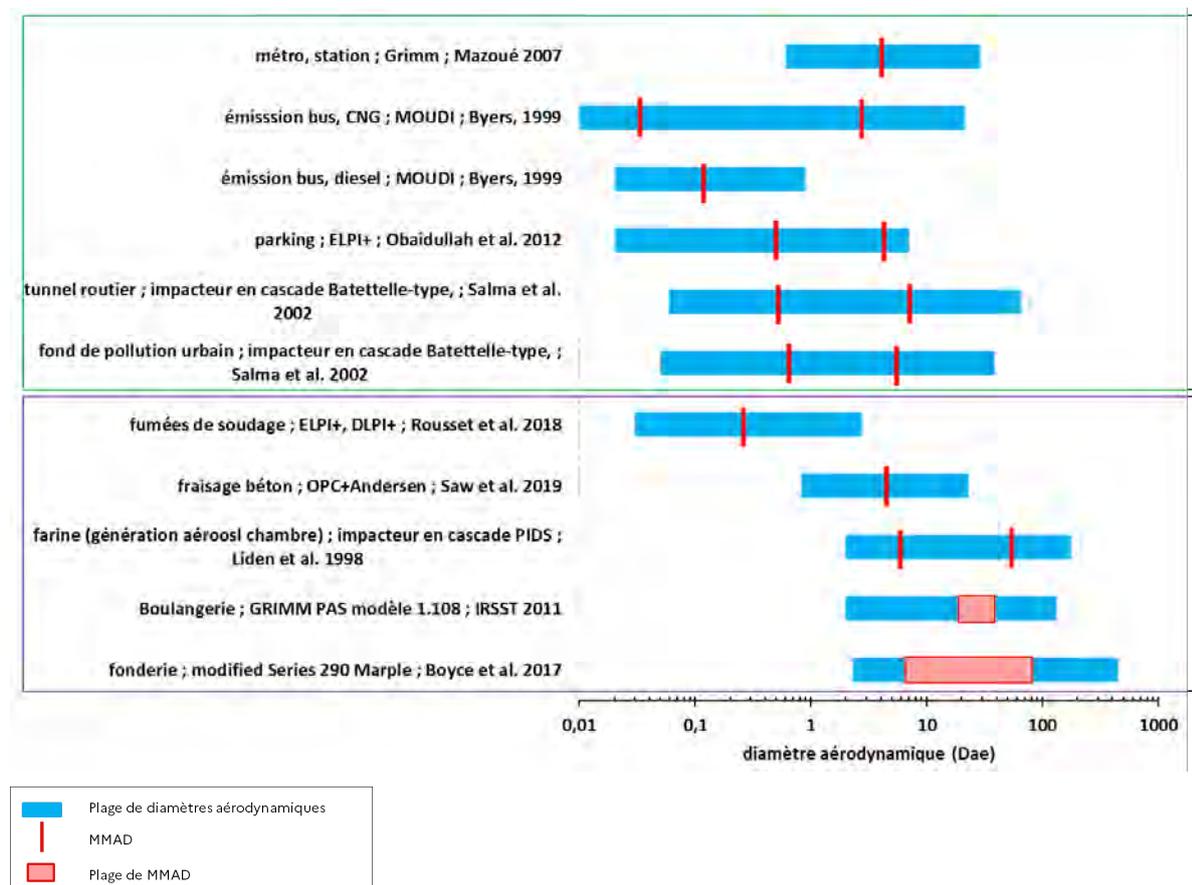


Figure 32 : Etendues des distributions granulométriques massique retenues

8.3 Comparaison des fractions d'aérosols prélevés selon les différentes conventions

Les distributions des différentes fractions conventionnelles modélisées correspondant aux situations « environnementales » investiguées sont illustrées sur la Figure 33, et correspondant aux situations « professionnelles » investiguées sur la Figure 34.

Les calculs réalisés (Cf. Figure 35) confirment, que quel que soit l'environnement, la fraction inhalable est toujours supérieure aux autres fractions conventionnelles. La fraction PM_{10} est très proche de la fraction thoracique. Selon la forme de la distribution granulométrique de l'aérosol, un écart compris entre 0 et 2,6% a été observé. De même, la fraction $PM_{2,5}$ et la fraction alvéolaire « à haut risque » sont relativement proches, ce qui était attendu au regard de leur expression mathématique et du diamètre aérodynamique médian de 2,5 µm et 2,4 µm caractérisant respectivement ces deux conventions.

Pour les granulométries les plus fines, comme par exemple les fumées de diesel ou de soudage, toutes les fractions sont extrêmement proches.

Dans les typologies d'environnement mixte investiguées (fond de pollution, tunnel routier, parking souterrain, métro, émissions de bus NGC), les fractions conventionnelles et les ratios entre ces fractions conventionnelles sont généralement plus homogènes que dans les environnements professionnels investigués. En effet, en excluant le cas des granulométries ultrafines (fumées de diesel ou de soudage) :

- La fraction inhalable représente 82 à 95 % de l'aérosol total alors que dans les environnements professionnels elle représente 48 à 88 %.

- La fraction thoracique représente :
 - 63 % à 94 % de l'aérosol total contre 11 % à 82 % de l'aérosol total dans les environnements professionnels investigués.
 - 77 % à 99 % de la fraction inhalable contre 14 % à 94 % de la fraction inhalable dans les environnements professionnels investigués.
- la fraction PM₁₀ représente :
 - 63 % à 95 % de l'aérosol total contre 9 % à 83 % de l'aérosol total dans les environnements professionnels investigués.
 - 77 % à 100 % de la fraction inhalable contre 14 % à 95 % de la fraction inhalable dans les environnements professionnels investigués.
- La fraction alvéolaire représente :
 - 35 à 80 % de l'aérosol total contre 0,6 à 45 % de l'aérosol total dans les environnements professionnels investigués
 - 43 à 84 % de la fraction inhalable contre 1 à 51 % de la fraction inhalable dans les environnements professionnels investigués
 - 56 à 85 % de la fraction thoracique et 5 à 54% de la fraction thoracique dans les environnements professionnels investigués.
- la fraction PM_{2,5} représente :
 - 22 % à 68 % de l'aérosol total contre 0 à 15 % de l'aérosol total dans les environnements professionnels investigués
 - 26 à 71% de la fraction inhalable contre 0 à 17 % de la fraction inhalable dans les environnements professionnels investigués
 - 54 % à 85 % de la fraction alvéolaire, contre 2 à 36 % de la fraction alvéolaire dans les environnements professionnels investigués.
- la fraction alvéolaire « à haut risque » représente :
 - 23 % à 68 % de l'aérosol total contre 0 à 19 % de l'aérosol total dans les environnements professionnels investigués
 - 28 à 72% de la fraction inhalable contre 0 à 22 % de la fraction inhalable dans les environnements professionnels investigués
 - 35 % à 72 % de la fraction alvéolaire, contre 1 à 23% de la fraction alvéolaire dans les environnements professionnels investigués.

Dans les environnements investigués, la part des fractions alvéolaire, PM_{2,5} et fraction alvéolaire « à haut risque » dans les environnements mixtes est plus importante et plus variable que dans les environnements professionnels.

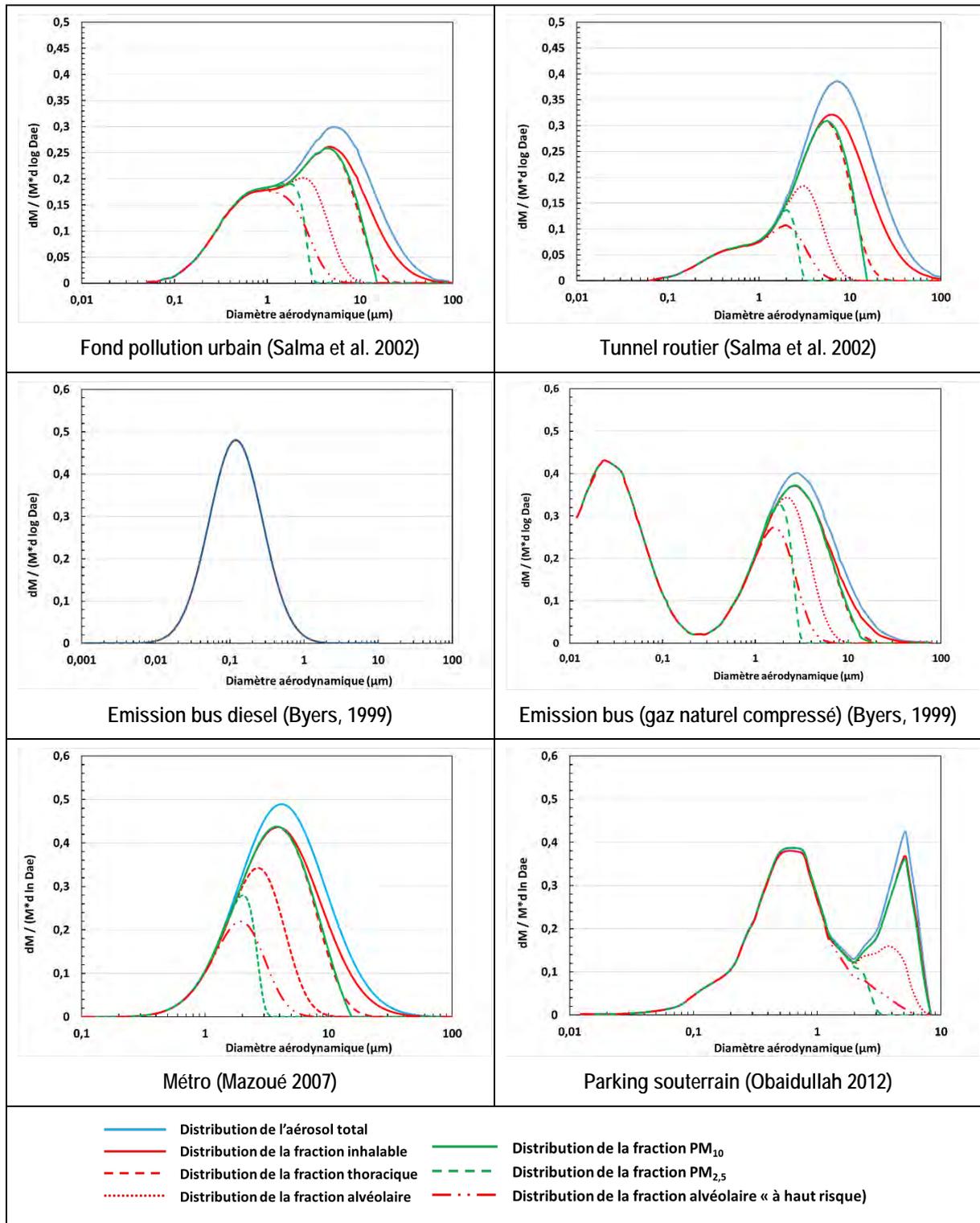
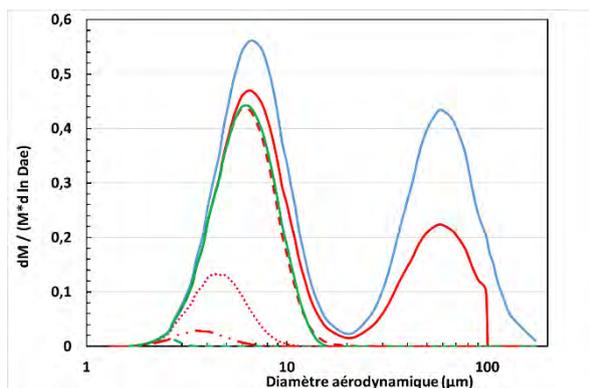
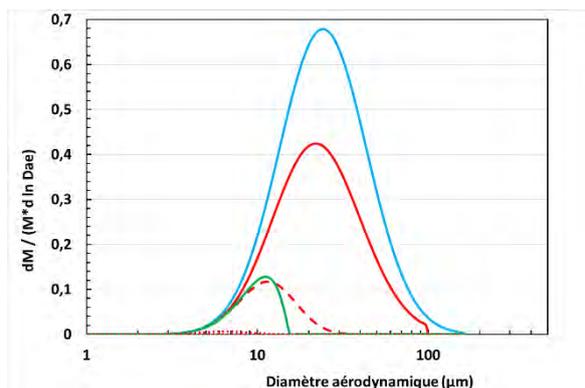


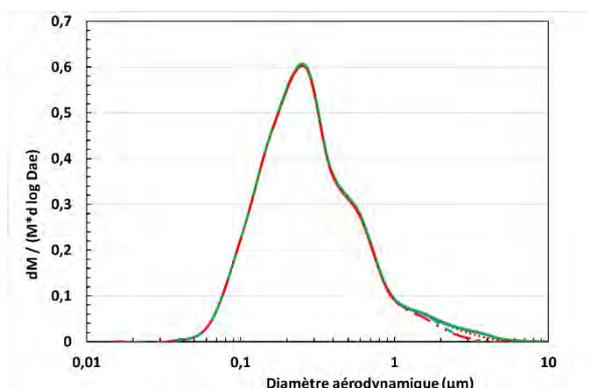
Figure 33 : Distributions de l'aérosol total et des différentes fractions conventionnelles – situations « environnementales »



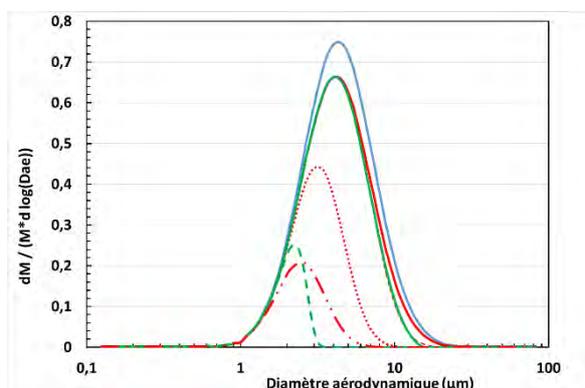
Génération aérosol de farine en chambre (Liden et al. 1998)



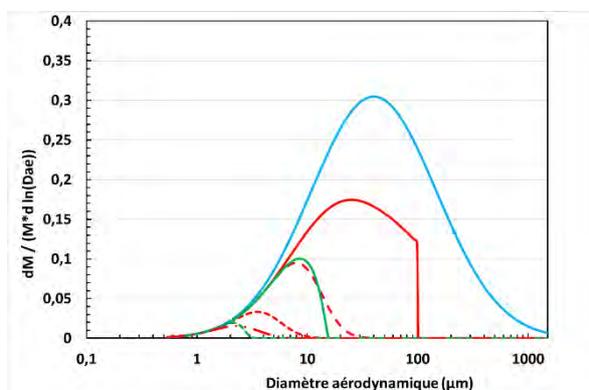
Boulangerie (IRSST, 2011)



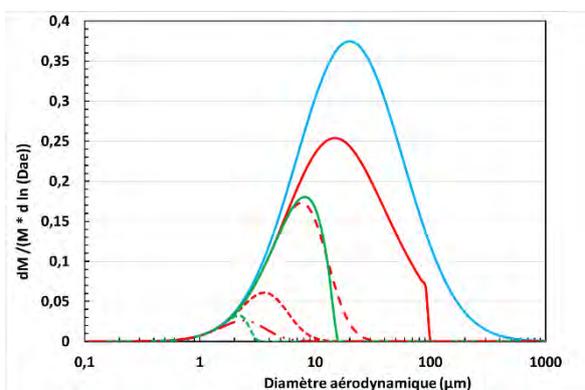
Fumées soudage (Rousset et al. 2018)



Scarification de béton (Sow et al. 2020)



Fabrication de batterie (assemblage) (Boyce et al. 2017)



Fonderie secondaire (raffinage) (Boyce et al. 2017)

- Distribution de l'aérosol total
- Distribution de la fraction inhalable
- - - Distribution de la fraction thoracique
- Distribution de la fraction alvéolaire
- Distribution de la fraction PM₁₀
- - - Distribution de la fraction PM_{2,5}
- . - . Distribution de la fraction alvéolaire « à haut risque »

Figure 34 : Distributions granulométriques en masse de l'aérosol total et des différentes fractions conventionnelles – situations « professionnelles »

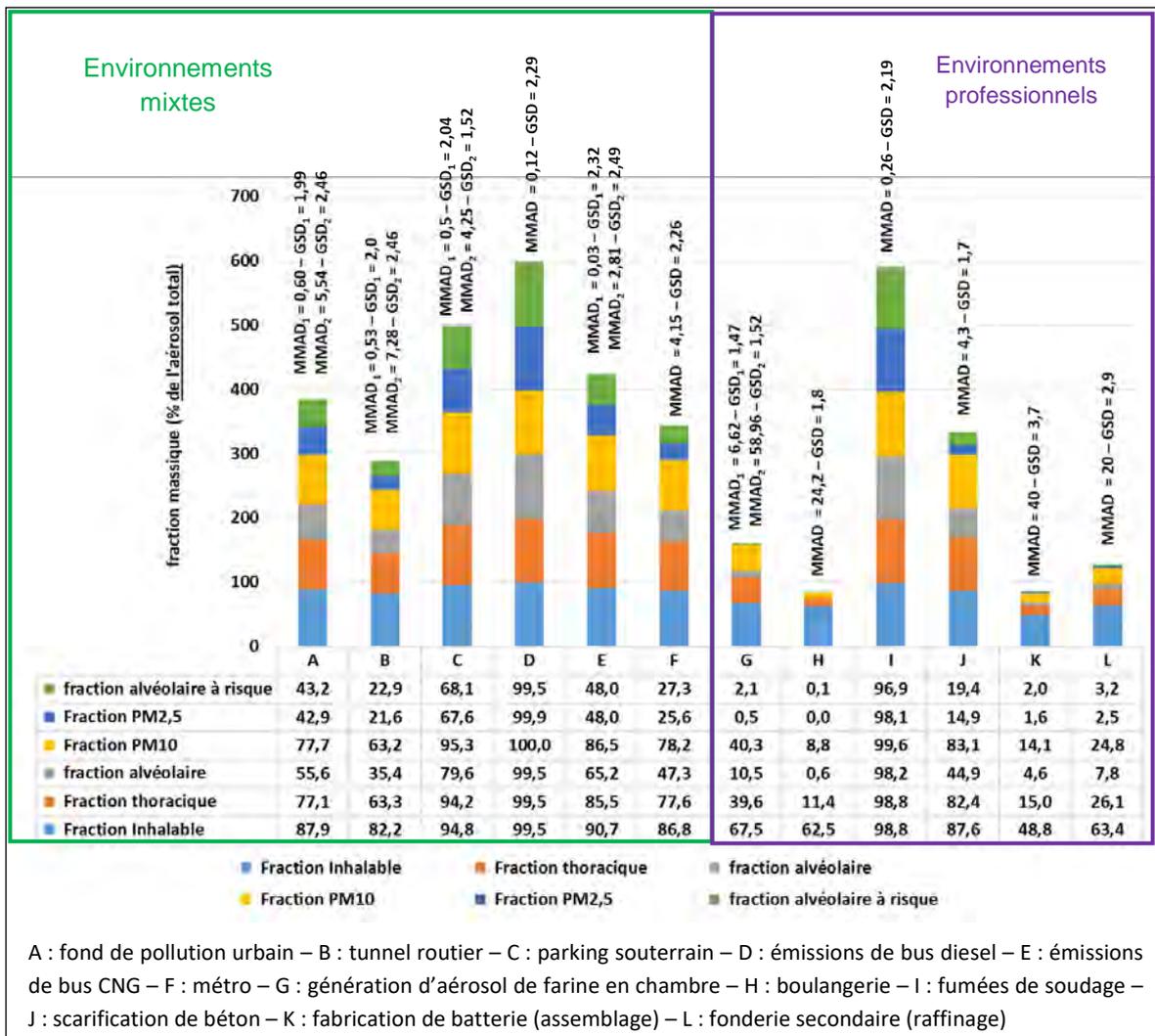


Figure 35 : Fractions conventionnelles calculées pour les secteurs investigués en pourcentage de la fraction massique de l'aérosol total

8.4 Discussion

L'exercice de comparaison des fractions prélevées selon les conventions en santé travail et santé environnementales réalisés dans le cadre présente des limites liées :

- Au choix des distributions granulométriques massique prises en comptes. En effet, l'objectif était d'être illustratif et non pas d'être exhaustif ou représentatif d'un environnement donné
- Au calculs effectués. En effet les conventions représentent des efficacité d'aspiration cibles pour les dispositifs de prélèvement. Les fractions d'aérosols calculées d'après ces conventions représentent donc des fractions qui seraient théoriquement prélevées à l'aide d'échantillonneurs idéaux. L'efficacité réelle des échantillonneurs peut différer largement de l'efficacité théorique selon les conditions environnementales (Cf. Annexe 8).

Les résultats confirment que pour les aérosols de granulométries les plus fines inférieures à 3 µm, sur les exemples des émissions de diesel et de fumées de soudage, toutes les fractions calculées sont extrêmement proches. Ils confirment également que pour des aérosols plus grossiers allant jusqu'à 400 µm, les fractions inhalable et alvéolaire sont différentes des fractions massiques PM₁₀ ou PM_{2,5}, quel que soit l'environnement investigué. Peu d'études font

des mesures en parallèle des deux référentiels utilisés dans le domaine professionnel et le domaine environnemental. Les travaux de Guseva-Canu et al. 2021 portant sur l'exposition professionnelle de différentes activités dans le métro parisien en sont une illustration intéressante. Ils mettent en lumière que les concentrations mesurées selon les conventions inhalable, alvéolaire PM₁₀ et PM_{2,5}, bien que différentes, sont du même ordre de grandeur.

Même si les résultats tendent à confirmer que les fractions PM₁₀ sont proches de la fraction thoracique les deux conventions ne peuvent pas être totalement substituées. En effet, bien qu'elles aient le même diamètre de coupure à 10 µm, les pentes des deux conventions sont différentes et cela peut induire, selon la distribution de l'aérosol, un écart entre les deux fractions supérieur à 10 % (Tableau 8). Au-delà de 13µm, plus le diamètre médian aérodynamique est élevé, et plus les écarts entre les deux fractions augmente. Dans les environnements mixtes, les MMAD étant généralement inférieurs à 10 µm, les écarts entre les fractions prélevées selon les conventions PM₁₀ et thoracique sont faibles.

Un constat similaire peut être établi entre les PM_{2,5} et la fraction alvéolaire « à haut risque » dont les conventions sont relativement proches, mais pour lesquels les écarts augmentent pour les MMAD supérieurs à 3 µm.(Tableau 9).

Les écarts rapportés dans le Tableau 8 et le Tableau 9 sont des écarts calculés à partir des conventions, c'est-à-dire à partir de l'efficacité d'aspiration cible pour les échantillonneurs. Sur le terrain, aucun échantillonneur n'étant conforme dans toutes les conditions et pour tous les diamètres aérodynamiques aux conventions, ces écarts peuvent donc être différents.

Dans les environnements investigués, la part des fractions alvéolaire, PM_{2,5} et fraction alvéolaire « à haut risque » dans les environnements mixtes est plus importante et plus variable que dans les environnements professionnels où elles ne représentent moins de 20% de l'aérosol total.

Tableau 8 : Ecarts relatifs théoriques entre les PM₁₀ et la fraction thoracique en fonction d'une distribution log-normale de l'aérosol

		MMAD (µm)												
		0,5	1	5	10	11,64	12	13	14	15	20	30	40	50
GSD	1,25	1,51	2,84	0,69	4,03	-1,57	-3,81	-13,62	-27,42	-43,67	-309,37	9,3E+03	3,4E+05	2,0E+07
	1,5	1,58	2,29	1,14	-0,40	-4,03	-5,03	-8,94	-13,02	-16,34	-48,81	-177,56	-443,82	-958,59
	1,75	1,58	1,95	0,96	-1,63	-3,84	-4,36	-6,46	-8,34	-9,77	-22,85	-56,59	-94,39	-145,13
	2	1,51	1,72	0,68	-1,94	-3,38	-3,72	-5,07	-6,17	-6,80	-12,91	-27,33	-43,39	-60,39
	2,5	1,34	1,45	0,37	-1,80	-2,60	-2,85	-3,36	-3,88	-4,32	-6,99	-12,31	-17,49	-22,52
	3	1,27	1,36	0,10	-1,68	-2,26	-2,39	-2,53	-2,86	-3,33	-4,99	-7,69	-10,38	-13,09

En vert : écart relatif inférieur à 10 % (écart relatif = $(PM_{10} - FT) / PM_{10} * 100$)

Tableau 9 : Ecart relatifs théoriques entre les PM_{2,5} et la fraction alvéolaire « à haut risque » en fonction d'une distribution log-normale de l'aérosol

		MMAD (µm)																		
		0,5	1	1,25	1,5	1,75	2	2,25	2,5	3	4	4,25	5	6	7	8	9	10		
GSD	1,25	1,40	4,35	7,72	11,47	13,86	13,26	8,46	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
									1,71	45,16	354,53	541,94	1,9E+03	9,7E+03	5,2E+04	2,7E+05	1,4E+06	7,1E+06		
	1,5	1,62	5,34	7,30	8,32	8,05	6,42	3,44	-	-	-53,27	-66,92	-118,20	-216,37	-360,29	-567,12	-859,75	-		
									0,82	13,11									1,3E+03	
	1,75	2,02	5,00	5,75	5,77	5,11	3,85	2,08	-	-5,68	-20,28	-24,54	-38,65	-60,34	-85,24	-113,38	-144,85	-179,79		
									0,14											
	2	2,29	4,30	4,52	4,28	3,66	2,74	1,59	0,24	-2,91	-10,42	-12,47	-18,96	-28,18	-37,93	-48,10	-58,68	-70,81		
	2,5	2,34	3,19	3,11	2,83	2,40	1,86	1,25	0,59	-0,86	-4,01	-4,82	-7,29	-10,59	-13,87	-17,11	-20,31	-23,45		
	3	2,15	2,53	2,41	2,17	1,87	1,52	1,13	0,72	-0,14	-1,91	-2,36	-3,69	-5,43	-7,12	-8,75	-10,33	-11,86		

9 Conclusions et recommandation

9.1 Conclusions

Il existe des conventions pour l'échantillonnage des aérosols dans l'air qui sont spécifiques au milieu professionnel d'une part et au domaine environnemental d'autre part. Ces conventions sont associées à une quantification gravimétrique permettant de déterminer des concentrations massiques. Le choix des conventions d'échantillonnage dépend en premier lieu du contexte réglementaire et de l'environnement considéré. Ces différentes conventions sont également utilisées pour l'établissement des valeurs limites réglementaires ou des valeurs guides recommandées par différents organismes pour certains types d'aérosols. C'est le cas par exemple des particules de l'air ambiant pour l'environnement général ou des poussières sans effet spécifique en milieu professionnel, ou bien encore de certains composés chimiques sous forme particulaire en environnement général ou en milieu professionnel.

En milieu professionnel, pour l'évaluation de l'exposition des travailleurs à des polluants particulaires, les conventions les plus utilisées sont les conventions inhalable, thoracique et alvéolaire, définies dans les normes ISO 7708 et EN 481, et les prélèvements sont majoritairement effectués de manière individuelle, positionnés dans la zone respiratoire du travailleur. Ces conventions d'échantillonnage donnent une représentation moyennée sur un ensemble de paramètres, de la probabilité de pénétration des particules dans le tractus respiratoire, cette probabilité étant croissante avec la diminution de la taille des particules. La convention thoracique est peu utilisée comparativement aux deux autres fractions, probablement en lien avec les valeurs limites d'exposition professionnelle (VLEP) associées. La mesure simultanée selon plusieurs conventions est rarement effectuée ; de ce fait, les sous-fractions trachéobronchique et extrathoracique, également définies dans ces normes, ne sont pas déterminées.

Dans l'environnement, les conventions utilisées sont les PM_{10} et $PM_{2,5}$, définies par l'US EPA, et les prélèvements sont généralement effectués à poste fixe, c'est-à-dire positionnés dans un lieu pertinent et représentatif de l'environnement à surveiller. La convention PM_{10} est également établie en lien avec la probabilité de pénétration des particules dans le tractus respiratoire, alors que l'établissement de la convention $PM_{2,5}$ fait suite à la nécessité d'affiner l'indicateur PM_{10} vis-à-vis des effets sanitaires et vise à séparer les particules fines et grossières. En effet ces dernières proviennent généralement de sources différentes et sont donc de natures différentes. Il est important de rappeler que la fraction PM_x n'est pas uniquement constituée de particules de diamètre inférieur ou égal à $x \mu m$.

Les conventions actuelles utilisées pour la mesure des aérosols représentent des courbes d'efficacité d'échantillonnage en fonction du diamètre aérodynamique des particules que doivent respecter les dispositifs de prélèvement. Elles sont universellement utilisées, tant en milieu professionnel qu'en environnement général. En effet, la plupart des études épidémiologiques et d'évaluation des risques sanitaires portant sur l'exposition de la population professionnelle ou la population générale aux particules dans l'air se basent sur les mesures d'expositions réalisées selon ces conventions. Elles permettent de comparer les résultats des mesures, celles-ci étant réalisées selon un même référentiel pour un

environnement donné, et d'établir un lien entre les concentrations massiques mesurées et des effets sanitaires.

Historique

L'établissement de ces conventions pour la mesure des particules dans l'air des lieux de travail ou dans l'air ambiant, est le fruit de préoccupations sanitaires et environnementales et de l'évolution des connaissances dans plusieurs domaines du début du XX^{ème} jusqu'au XXI^{ème} siècle: la science des aérosols avec notamment le concept de diamètre aérodynamique ; la métrologie avec le développement de dispositifs permettant un échantillonnage sélectif par taille de particules, et le développement de dispositifs de prélèvement compacts pouvant être portés par un individu ; la physico-chimie de l'aérosol atmosphérique ; le comportement des particules dans l'arbre respiratoire et l'étude des effets sanitaires (épidémiologie, toxicologie, ...).

Les réflexions pour la prise en compte de la taille des particules pour la mesure des aérosols en lien avec la santé ont été menées en parallèle dans les deux domaines mais avec des approches différentes. L'approche retenue en santé travail vise à considérer et modéliser la pénétration des particules dans l'arbre respiratoire et l'approche en santé environnementale vise à affiner les indicateurs à considérer d'après les résultats des études épidémiologiques et les méthodes de mesure développées dans les réseaux de surveillance.

Pertinence scientifique des conventions d'échantillonnage

Approche pénétration versus approche dépôt

Les conventions d'échantillonnage, décrivant l'inhalation et la pénétration des particules dans les voies respiratoires en fonction de leur diamètre aérodynamique, représentent un consensus qui repose d'abord sur un corpus de données expérimentales mais aussi sur d'indispensables approximations et hypothèses.

La première critique pouvant être formulée à l'encontre des conventions actuelles, tant en santé travail, qu'en santé environnementale, est qu'elles ne sont pas établies en lien avec le dépôt des particules dans l'organisme. Cette approche serait logiquement plus pertinente d'un point de vue sanitaire et permettrait d'affiner les relations entre l'exposition aux particules et leurs effets sanitaires ainsi que le calcul de la dose d'exposition. Des conventions décrivant le dépôt permettraient théoriquement de mieux appréhender les effets des particules de diamètres inférieurs à 0,1 μm , pour lesquelles les mécanismes de dépôt sont majoritairement gouvernés par la diffusion et le mouvement brownien, et de caractériser l'exposition aux particules plus précisément en lien avec leur devenir dans l'organisme. Cependant, le dépôt dépend d'un très grand nombre de facteurs qui sont variables d'un individu à un autre. Sans caractère universel, une telle approche serait complexe à mettre en place et comporterait de multiples cas particuliers en fonction, par exemple, de l'anatomie ou de l'intensité de l'activité de chaque sujet. L'évaluation de l'exposition basée sur la pénétration des particules conduit une évaluation conservatrice surestimant les doses de particules réellement incorporées par l'organisme dans la mesure où il est considéré que toute particule qui pénètre dans les voies respiratoires s'y dépose, indépendamment de l'expiration et des phénomènes d'élimination, comme la déglutition et l'escalator muco-ciliaire.

Les conventions de prélèvement des particules en fonction de leur dépôt dans les voies respiratoires proposées par l'ISO en 2012 n'ont pas encore conduit au développement de

dispositifs d'échantillonnage. Elles représentent un objectif prometteur et une voie d'amélioration pour l'évaluation de l'exposition.

Conventions en santé travail

Parmi l'ensemble des conventions, la convention inhalable est celle qui, dans la littérature, fait l'objet du plus grand nombre de critiques et d'études dès son établissement par l'ISO dans les années 90, notamment au regard de l'influence de la vitesse de l'air sur la pénétration des particules dans les voies aériennes supérieures.

Le référentiel actuel laisse à penser que la convention inhalable est valable dans toutes les conditions de vitesse d'air. Or la convention inhalable a été établie à partir d'études expérimentales réalisées à des vitesses d'air comprises entre $\sim 0,75$ et 4 m.s^{-1} , alors que la norme ISO 7708 mentionne que cette convention est applicable pour des vitesses d'air $\leq 4 \text{ m.s}^{-1}$, soit environ 14 km.h^{-1} , sans mention de limite inférieure.

Les modélisations et données expérimentales en air calme, c'est à dire pour des vitesses d'air plus représentatives des environnements de travail intérieurs actuels ($v \sim 0,2 \text{ m.s}^{-1}$), prenant en compte des particules de diamètre aérodynamique supérieur à $100 \mu\text{m}$ montrent que l'inhalabilité des particules serait différente dans ces conditions. L'inhalabilité serait plus élevée pour certains diamètres aérodynamiques et chuterait jusqu'à 0 pour des particules d'un diamètre d'environ $135 \mu\text{m}$, alors que la convention actuelle propose un plateau à 50% d'efficacité d'aspiration pour les diamètres aérodynamiques compris entre 40 et $100 \mu\text{m}$.

Une évolution des normes EN 481 et ISO 7708 est actuellement discutée en lien avec ces modélisations. Une telle évolution entraînerait nécessairement 1) une mesure plus systématique des vitesses d'air locales sur les postes de travail, 2) une réflexion au niveau des dispositifs de prélèvement à utiliser / à recommander en fonction de la valeur de la vitesse d'air et 3) une réflexion sur le devenir des conventions thoracique, alvéolaire, extrathoracique et trachéobronchique car les fractions correspondantes sont actuellement définies comme des sous-fractions de la fraction inhalable et sont, en tant que telles, calculées à partir de l'actuelle convention inhalable.

A l'inverse du fort engouement pour les travaux sur l'inhalabilité en air calme, l'analyse bibliographique a révélé un faible intérêt de la communauté scientifique concernant l'étude de l'efficacité d'aspiration des particules dans le domaine de vitesses d'air élevées. L'ajustement proposé par la norme ISO 7708 pour les vitesses d'air comprises entre 4 et 9 m.s^{-1} (soit environ 14 à 32 km.h^{-1}) n'est actuellement pas pris en compte dans les études visant à évaluer l'exposition professionnelle aux particules, notamment car la norme EN 481 ne le mentionne pas. Or la population professionnelle travaillant en environnement extérieur est régulièrement exposée à des vitesses de vent supérieures à 4 m.s^{-1} correspondant à des situations de vent modéré. Dans ces situations, la convention inhalable actuelle sous-estime la pénétration dans le tractus respiratoire des particules de diamètre aérodynamique supérieur à environ $40 \mu\text{m}$.

Concernant les conventions thoraciques et PM_{10} qui visent à modéliser la pénétration des particules au-delà du larynx, le diamètre de coupure choisi à $10 \mu\text{m}$ tient compte des incertitudes liées à la variabilité individuelle de l'état de santé respiratoire, des modes de respiration (nez et/ou bouche) et de la fréquence respiratoire et de la structure des voies respiratoires, ainsi que des différences dans les niveaux d'activité physique. Des travaux sur des données plus récentes soulignent que cette approche intentionnellement conservatrice

surestime la pénétration des particules de 10 µm dans la région thoracique, et suggèrent un diamètre de coupure inférieur à 5 µm.

Les fractions extrathoracique et trachéobronchique, définies respectivement par la soustraction de la fraction thoracique à la fraction inhalable et par la soustraction de la fraction alvéolaire à la fraction thoracique, sont rarement prises en compte dans les évaluations de l'exposition aux particules ou composés particulaires. Or, selon la nature des particules, ces sous-fractions seraient plus pertinentes en ce qui concerne la sensibilisation allergique, le développement de rhinites professionnelles, d'asthme ou de cancers bronchiques par exemple. A noter que l'approche actuelle consistant à mesurer essentiellement la fraction inhalable pour ce type de particules est une approche conservatrice dans la mesure où elle surestime la pénétration des particules dans les compartiments extrathoracique et trachéobronchique.

Convention en santé environnementale

Contrairement à la convention inhalable, les conventions PM₁₀ et PM_{2,5} ne font pas l'objet d'études quant à l'influence de certains facteurs comme la vitesse de vent, ce qui ne signifie pas que les dispositifs de mesure de PM₁₀ et PM_{2,5} ne sont pas sujets à l'influence des conditions de vents.

Compte tenu des nombreuses études épidémiologiques qui ont mis en évidence des liens entre une exposition aux PM₁₀ et aux PM_{2,5} mesurées selon ces conventions et des effets sanitaires, la pertinence de ces fractions massiques PM₁₀ et PM_{2,5}, au regard des effets sanitaires des particules n'est pas discutée dans la littérature. Des monographies récentes soulignent que les concentrations massiques PM_{2,5} sont un meilleur indicateur des effets sur la santé que les concentrations massiques PM₁₀.

Population sensible

Les données épidémiologiques ont mis en évidence un risque accru d'effets des PM_{2,5} sur la santé des enfants, des individus appartenant à certaines classes ethniques, présentant une maladie cardiovasculaire ou respiratoire préexistante, en surpoids ou obèses, présentant des variants génétiques particuliers, ex-fumeurs ou fumeurs, ou de plus bas niveau socio-économique.

La prise en considération d'une population sensible est également abordée dans la norme ISO 7708 qui établit une convention alvéolaire dite « à haut risque » visant à offrir une meilleure protection pour une population de « malades, d'enfants et d'infirmes ». Cependant cette convention n'est pas utilisée aujourd'hui ni en environnement professionnel où la population de travailleurs est assimilée à une population d'adultes sains, ni en environnement général. A noter que le diamètre de coupure de cette convention est proche du diamètre de coupure définissant les PM_{2,5}, mais que la pente de la courbe d'efficacité de pénétration est différente et qu'il n'existe pas d'échantillonneur permettant de cibler cette fraction spécifique.

Métrie

Concernant la métrie à prendre en compte, que ce soit pour les conventions inhalable, thoracique, alvéolaire, PM₁₀ et PM_{2,5}, la mesure de la concentration en masse et donc la détermination de fractions massiques n'est pas critiquée, et cette approche est confortée par

le cadre réglementaire ou institutionnel qui définit des valeurs limites ou valeurs guides en termes de concentration massique.

Par contre, de nouvelles fractions granulométriques sont mises en avant par les études épidémiologiques et toxicologiques récentes visant à évaluer les associations entre des expositions à différentes classes granulométriques et des effets sur la santé. Il s'agit notamment des particules ultrafines (PUF), des particules submicrométriques (PM_{10}) et des nano-objets, de leurs agrégats et agglomérats (NOAA). Pour ces nouveaux indicateurs, la mesure de la concentration en nombre de particules et celle de la concentration en surface de particules en suspension dans l'air semblent plus pertinentes que la mesure de la concentration en masse. La surface spécifique, voire la morphologie et l'état de surface, peuvent en effet déterminer les propriétés toxicologiques des particules les plus fines. Il n'existe pas de consensus sur le mesurande le plus pertinent à prendre en compte, ces nouveaux indicateurs ne faisant pas l'objet de conventions spécifiques.

Comparaison des référentiels

Afin de comparer les référentiels existants, les quantités massiques des particules prélevées selon les différentes conventions (inhalable, thoracique, alvéolaire, alvéolaire « à haut risque », PM_{10} et $PM_{2,5}$) ont été calculées à partir de distributions granulométriques correspondant à différents environnements :

- 1) des environnements dits « mixtes » : cette dénomination regroupe des environnements dans lesquels peuvent se côtoyer la population générale et la population professionnelle avec des distributions granulométriques de polluants auxquels peuvent être exposées les deux populations, et
- 2) des environnements professionnels spécifiques de manière à couvrir une plus grande diversité de situations en termes de distribution granulométrique massique.

Pour les aérosols ayant les granulométries les plus fines, comme par exemple les fumées de diesel ou de soudage, toutes les fractions calculées sont extrêmement proches et correspondent à la quasi-totalité de l'aérosol ambiant. Pour des aérosols plus grossiers, les fractions inhalable et alvéolaire sont différentes des fractions massiques PM_{10} ou $PM_{2,5}$, quel que soit l'environnement investigué, et ceci bien que les concentrations massiques correspondantes soient du même ordre de grandeur. La fraction PM_{10} est proche de la fraction thoracique, notamment dans les environnements mixtes, mais les deux conventions ne peuvent pas être totalement substituées. Un constat similaire peut être établi entre les $PM_{2,5}$ et la fraction alvéolaire « à haut risque ». De manière générale, la fraction inhalable est une fraction incluant les autres fractions, et la part des fractions alvéolaire, $PM_{2,5}$, et alvéolaire « à haut risque » est plus importante et plus variable dans les environnements mixtes que dans les environnements uniquement professionnels, excepté dans le cas des fumées de soudage et les émissions diesel.

A noter que, lors de mesures directes sur le terrain, les écarts observés entre les différentes fractions peuvent être différents. En effet, l'efficacité d'échantillonnage des dispositifs de prélèvement d'aérosols (PM_x , inhalable, thoracique, alvéolaire) dépend de nombreux facteurs d'influence comme par exemple la vitesse de vent. Par ailleurs, la conformité initiale à la convention visée n'est jamais parfaite, aucun échantillonneur n'est conforme dans toutes les conditions d'utilisation et pour tous les diamètres aérodynamiques. A l'heure actuelle, la déclaration de conformité des dispositifs de prélèvement aux différentes conventions incombe

aux fabricants sans autre contrôle que celui du client. Il n'existe pas d'entité indépendante chargée de la qualification et de la vérification des dispositifs de prélèvements.

Réflexions complémentaires

Au cours de l'expertise, il n'a pas été identifié de démarche similaire à celle présentée dans ce rapport consistant à analyser et comparer les conventions et les fractions granulométriques utilisées pour l'évaluation des expositions par inhalation d'aérosols. Ces conventions sont bien comprises et maîtrisées par les utilisateurs de chacun des deux domaines.

Au-delà de la comparabilité des conventions et des fractions, se pose la question de l'utilisation qui est faite des mesures réalisées selon l'une ou l'autre des conventions. L'exercice de comparaison montre en effet que selon l'environnement, les concentrations massiques des fractions granulométriques déterminées selon les différentes conventions pourraient être du même ordre de grandeur. La problématique qui se pose alors concerne essentiellement les évaluations de risques sanitaires (ERS) réalisées dans des environnements fréquentés à la fois par la population générale et par la population professionnelle. L'interprétation des résultats des ERS peut différer selon les valeurs auxquelles sont comparées les expositions, le choix de ces valeurs étant lié au contexte dans lequel la mesure a été effectuée. Les valeurs de référence ou de gestion pour les composés particuliers tels que les métaux, pour la population professionnelle ou pour la population générale, peuvent être très différentes du fait des hypothèses retenues pour leur construction³⁰. Les valeurs limites d'exposition professionnelles sont généralement largement supérieures aux valeurs limites en environnement général. D'un côté, les employeurs pourraient estimer que les résultats d'une ERS ne sont pas applicables en santé travail si la réglementation est respectée, et d'un autre côté les travailleurs pourraient revendiquer que les valeurs établies pour la population générale soient celles prises en compte pour l'estimation du risque.

Dans le même ordre d'idées, au-delà de la question de la taille des particules et donc de la pertinence de la sélection granulométrique des particules et par conséquent des conventions, se pose la question des autres facteurs d'influence sur les effets sanitaires et leur prise en compte dans l'élaboration des valeurs limites ou valeurs guides associées aux particules. Ainsi, d'autres paramètres comme la nature physico-chimique des particules ou le potentiel oxydant sont des indicateurs mentionnés dans la littérature comme pertinents au regard des effets sanitaires des particules mais ils n'ont pas été investigués dans le cadre de cette expertise.

9.2 Recommandations

Le CES recommande à tout organisme proposant des documents techniques ou scientifiques sur les aérosols :

- D'indiquer clairement que les particules en suspension dans l'air ambiant prélevées à partir de convention PM_x ne sont pas uniquement composées de particules de diamètre aérodynamique inférieur ou égal à x µm ;

³⁰ Population considérée, effet critique, scénario d'exposition, et pour les valeurs de gestion des considérations technico-économiques peuvent être également prises en compte

- De ne pas assimiler la fraction PM₁₀ à la fraction thoracique, ni une fraction non conventionnelle PM₄ à la fraction alvéolaire.

Le CES recommande aux pouvoirs publics :

- D'obliger les fabricants à faire valider ou certifier la conformité des dispositifs de prélèvement au regard de la convention visée ;
- De missionner des organismes indépendants pour la validation ou la certification de ces dispositifs auprès de clients externes ;
- D'élaborer un guide technique d'application des conventions en fonction des conditions de vitesse de vent et des autres facteurs d'influence sur les performances d'échantillonnage des dispositifs de prélèvement.

Le CES recommande aux organismes de normalisation :

- De fixer les exigences et de décrire les méthodologies pour vérifier la conformité des dispositifs de prélèvement aux conventions PM₁₀ et PM_{2,5} ;
- D'envisager la révision de la fraction thoracique à la lumière des travaux récents suggérant un diamètre de coupure plus petit que 10 µm pour la pénétration des particules au-delà du larynx ;
- D'élaborer des conventions pour l'échantillonnage des particules submicrométriques, ultrafines et des nano-objets, et de leurs agrégats et agglomérats et de les associer à des mesures de concentration en nombre et/ou en surface de particules en suspension dans l'air.

Le CES recommande aux fabricants de dispositifs de prélèvement des fractions conventionnelles :

- De fournir les données de performance des dispositifs de prélèvement des fractions conventionnelles (courbe d'efficacité, D50, pente) et de spécifier les méthodes mises en œuvre pour évaluer ces dispositifs, l'étendue de leurs qualifications en terme de tailles des particules, et les dispositions prises pour les déclarations de conformité ;
- De développer des dispositifs de prélèvement conformes aux conventions d'échantillonnage des particules en fonction de leur dépôt dans les voies respiratoires³¹, et des dispositifs conformes à la convention alvéolaire « à haut risque »³².

Le CES recommande à des fins de recherche et développement :

1. Pour la conduite d'études expérimentales sur les différentes conventions.
 - D'étudier l'efficacité d'aspiration des particules selon les différentes conventions dans un domaine de vitesses d'air élevées et fluctuantes.
 - De mener une étude de terrain visant à illustrer les calculs théoriques de comparaison des différentes conventions, en mesurant en parallèle dans des environnements mixtes où se côtoient la population générale et la population

³¹ Définies par la norme ISO 13138

³² Définie par la norme ISO 7708

professionnelle, les concentrations massiques correspondant aux différentes fractions granulométriques.

- Le CES suggère de prendre en compte différentes stratégies de prélèvement : poste fixe, prélèvement individuel, durées de prélèvement réglementaire associées aux différentes conventions.
- De développer des dispositifs pour l'échantillonnage des particules submicrométriques, ultrafines et des nano-objets, et de leurs agrégats et agglomérats, et d'évaluer leur conformité lorsque les conventions seront établies pour ces autres fractions granulométriques.

2. Pour améliorer les connaissances sur les risques sanitaires liés à l'exposition aux aérosols

- D'étudier les effets sanitaires liés à l'exposition aux particules déterminée selon les conventions de dépôt et la convention alvéolaire « à haut risque ».
- De mesurer les fractions extrathoracique et trachéobronchique et d'étudier leur association avec la santé.

Date de validation du rapport d'expertise collective par le groupe de travail et par le comité d'experts spécialisé : 12 mai 2022

10 Bibliographie

- AFNOR. 1993. *NF EN 481 (Novembre 1993) - Atmosphères des lieux de travail - Définition des fractions de taille pour le mesurage des particules en suspension dans l'air. AFNOR (indice de classement X43-276).*
- AFNOR. 1996. *NF ISO 7708 (Mai 1996) - Qualité de l'air - Définitions des fractions de taille des particules pour l'échantillonnage lié aux problèmes de santé. AFNOR (indice de classement X43-100).*
- AFNOR. 2005. *FD CEN/TR 15230 (novembre 2005) - Atmosphères de lieux de travail - Guide pour l'échantillonnage des fractions d'aérosols inhalables, thoraciques et alvéolaires.*
- AFNOR. 2012. *NF EN 1540 (février 2012) - Exposition des lieux de travail - Terminologie.*
- AFNOR. 2014a. *NF EN 12341 (Juin 2014) - Air ambiant - Méthode normalisée de mesurage gravimétrique pour la détermination de la concentration massique MP10 ou MP2,5 de matière particulaire en suspension.*
- AFNOR. 2014b. *NF EN 13205-1 à 13205-6 (2014) - Exposition sur les lieux de travail - Évaluation des performances des dispositifs de prélèvement pour le mesurage des concentrations de particules en suspension dans l'air - Parties 1 à 6.*
- AFNOR. 2014c. *NF EN 13205-2 (août 2014) - Exposition sur les lieux de travail - Évaluation des performances des dispositifs de prélèvement pour le mesurage des concentrations de particules en suspension dans l'air - Partie 2 : essai de performances en laboratoire par détermination par l'efficacité de prélèvement.*
- AFNOR. 2014d. *NF EN 13205-4 (août 2014) - Exposition sur les lieux de travail - Évaluation des performances des dispositifs de prélèvement pour le mesurage des concentrations de particules en suspension dans l'air - Partie 4 : essai de performances en laboratoire par comparaison des concentrations.*
- AFNOR. 2014e. *NF EN 13205-5 (août 2014) - Exposition sur les lieux de travail - Évaluation des performances des dispositifs de prélèvement pour le mesurage des concentrations de particules en suspension dans l'air - Partie 5 : essais de performances des échantillonneurs d'aérosols, réalisés sur les lieux de travail.*
- AFNOR. 2017. *NF EN 16450 (avril 2017) - Air ambiant - Systèmes automatisés de mesurage de la concentration de matière particulaire (PM10;PM2,5).*
- AFNOR. 2018. *NF EN 17058 (novembre 2018) - Exposition sur les lieux de travail - Évaluation de l'exposition par inhalation aux nano-objets et à leurs agrégats et agglomérats.*
- AFNOR. 2021. *NF EN 482 (mars 2021) - Exposition sur les lieux de travail - Procédures pour déterminer la concentration d'agents chimiques - Exigences élémentaires relatives aux performances.*
- Afsset. 2007. *Recommandations pour la qualité de l'air dans les parcs de stationnement couverts - Avis de l'Afsset - Rapport du groupe d'experts.*
- Afsset. 2010a. *Évaluation des risques liés aux nanomatériaux pour la population générale et pour l'environnement. Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail (Maisons-Alfort). <https://www.anses.fr/fr/system/files/AP2008et0005Ra.pdf>, 1-223.*
- Afsset. 2010b. *Les nanomatériaux - Évaluation des risques liés aux nanomatériaux pour la population générale et pour l'environnement - Avis de l'Afsset - Rapport d'expertise collective.*
- Afsset. 2010c. *Valeurs guides de qualité d'air intérieur - Particules - Avis de l'Afsset - Rapport d'expertise collective.*

- Agricola, G. 1556. *De Re Metallica, translated from the First Latin Edition of 1556 (1912)*. Rare books 1. <https://scholarsmine.mst.edu/rare-books/1>
- Aïchi, L. 2015. Rapport fait au nom de la commission d'enquête sur le coût économique et financier de la pollution de l'air, Rapport n° 610 (Sénat session extraordinaire de 2014-2015).
- Aitken, John. 1881. "Dust, Fogs, and Clouds." *Nature* 23 (591): 384-385. <https://doi.org/10.1038/023384a0>.
- Aitken, John. 1888. "On the Number of Dust Particles in the Atmosphere¹." *Nature* 37 (957): 428-430. <https://doi.org/10.1038/037428a0>.
- Aitken, R. J., P. E. J. Baldwin, G. C. Beaumont, L. C. Kenny et A. D. Maynard. 1999. "Aerosol inhalability in low air movement environments." *Journal of Aerosol Science* 30 (5): 613-626. [https://doi.org/10.1016/S0021-8502\(98\)00762-9](https://doi.org/10.1016/S0021-8502(98)00762-9).
- Albert, R. E., M. Lippmann, J. Spiegelman, A. Liuzzi et N. Nelson. 1967. "The Deposition and Clearance of Radioactive Particles in the Human Lung." *Archives of Environmental Health: An International Journal* 14 (1): 10-15. <https://doi.org/10.1080/00039896.1967.10664686>.
- Anses. 2010. *Activités professionnelles et qualité de l'air des parcs de stationnement couverts - Avis de l'Anses - Rapport d'expertise collective*.
- Anses. 2015. *Pollution chimique de l'air des enceintes de transports ferroviaires souterrains et risques sanitaires associés chez les travailleurs - Avis révisé - Rapport d'expertise collective*.
- Anses. 2019. *Effets sanitaires des particules de l'air ambiant extérieur selon les composés, les sources et la granulométrie - Rapport d'expertise collective*.
- Anses. 2020. *Valeurs limites d'exposition professionnelle - Poussières dites sans effet spécifique - Evaluation des méthodes de mesure - Avis de l'Anses - Rapport d'expertise collective*. Anes (Maisons-Alfort).
- Anses. 2023. *Valeurs toxicologiques de référence (VTR). VTR par voie respiratoire pour les particules de l'air ambiant extérieur. Recommandation de VTR long terme pour les PM_{2,5} et extrapolation aux PM₁₀. Faisabilité d'élaboration de VTR pour le carbone suie et pour les particules ultrafines. Mission permanente « Valeurs toxicologiques de référence »- Saisine « 2019-SA-0198 »*. Maisons-Alfort.
- Anthony, T. R. et K. R. Anderson. 2015. "An empirical model of human aspiration in low-velocity air using CFD investigations." *Journal of Occupational and Environmental Hygiene* 12 (4): 245-255. <https://doi.org/10.1080/15459624.2014.970273>.
- Armbruster, L. et H. Breuer. 1982. "Investigations into defining inhalable dust." *The Annals of Occupational Hygiene* 26 (1): 21-32. <https://doi.org/10.1093/annhyg/26.1.21>.
- Armbruster, L., H. Breuer, E. Loos et G. Neulinger. 1977. "Aufnahme von Staub in den Atemtrakt, dessen Ablagerung in der Lunge und die Problematik der Messung des einatembaren Gesamtstaubes und des lungengängigen Feinstaubes Erste Untersuchung zur Bestimmung des einatembaren Gesamtstaubes." *Silikosebericht Nordrhein-Westfalen* 11: 203 - 207.
- Asgharian, B., O. T. Price, M. Oldham, L. C. Chen, E. L. Saunders, T. Gordon, V. B. Mikheev, K. R. Minard et J. G. Teeguarden. 2014. "Computational modeling of nanoscale and microscale particle deposition, retention and dosimetry in the mouse respiratory tract." *Inhalation Toxicology* 26 (14): 829-842. <https://doi.org/10.3109/08958378.2014.935535>.
- ATC-AIHA. 1970. "Guide for Respirable Mass Sampling." *American Industrial Hygiene Association Journal* 31 (2): 133-137. <https://doi.org/10.1080/0002889708506222>.
- Baldwin, P. E. et A. D. Maynard. 1998. "A survey of wind speeds in indoor workplaces." *Ann Occup Hyg* 42 (5): 303-13. [https://doi.org/10.1016/s0003-4878\(98\)00031-3](https://doi.org/10.1016/s0003-4878(98)00031-3).

- Baltensperger, U, ERNEST Weingartner, HEINZ Burtscher et JORMA Keskinen. 2001. "Dynamic mass and surface area measurements." Dans *Aerosol Measurement, Principles, Techniques and Application*, 387-388. : A John Wiley & Sons, Inc. Publ.
- Baron, P.A. et K. Willeke. 2001. *Aerosol measurement : principles, techniques, and applications*. 2nd ed. ed.: New York (N.Y.) : Wiley-Interscience.
- Bartley, D. L. 2011. "Do we really need SEVEN new aerosol particle sampling conventions?" *Annals of Occupational Hygiene* 55 (7): 692-695. <https://doi.org/10.1093/annhyg/mer053>.
- Bates, D. V., B. R. Fish, T. F. Hatch, T. T. Mercer et P. E. Morrow. 1966. "Deposition and retention models for internal dosimetry of the human respiratory tract. Task group on lung dynamics." *Health Phys* 12 (2): 173-207.
- Bau, S., O. Witschger, F. Gensdarmes, O. Rastoix et D. Thomas. 2010. "A TEM-based method as an alternative to the BET method for measuring off-line the specific surface area of nanoaerosols." *Powder Technology* 200 (3): 190-201. <https://doi.org/10.1016/j.powtec.2010.02.023>.
- Bau, S., O. Witschger, F. Gensdarmes et D. Thomas. 2009. "Experimental study of the response functions of direct-reading instruments measuring surface-area concentration of airborne nanostructured particles." *Journal of Physics: Conference Series*.
- Bau, S., O. Witschger, F. Gensdarmes et D. Thomas. 2011. "Response of three instruments devoted to surface-area for monodisperse and polydisperse aerosols in molecular and transition regimes." *Journal of Physics: Conference Series*.
- Bau, S., O. Witschger, F. Gensdarmes et D. Thomas. 2012. "Evaluating three direct-reading instruments based on diffusion charging to measure surface area concentrations in polydisperse nanoaerosols in molecular and transition regimes." *Journal of Nanoparticle Research* 14: 1217. <https://doi.org/10.1007/s11051-012-1217-6>.
- Bau, S., O. Witschger, F. Gensdarmes et D. Thomas. 2013. "Determining the count median diameter of nanoaerosols by simultaneously measuring their number and lung-deposited surface area concentrations." *Journal of nanoparticle research* 15 (12): 1-8.
- Bering, E. A., A. A. Few et J. R. Benbrook. 1998. "The global electric circuit." *Phys. Today* 51: 24-30. <https://doi.org/10.1063/1.882422>.
- Berry, R.D. et S.. Froude. 1989. *An investigation of wind conditions in the workplace to assess their effect on the quantity of dust inhaled*. U.K. Health and Safety Executive Report IR/L/DS/89/3. . Health and Safety Executive. (London, UK).
- Binnig, J., J. Meyer et G. Kasper. 2007. "Calibration of an optical particle counter to provide PM2.5 mass for well-defined particle materials." *Journal of Aerosol Science* 38 (3): 325-332. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2006.12.001>.
- BIT. 2015. "Chapitre 10 - L'appareil respiratoire dans L'encyclopédie de sécurité et de santé au travail (<https://www.ilocis.org/fr/documents/ilo010.htm>)." Consulté le 04/02/2022. <https://www.ilocis.org/fr/documents/ilo010.htm>.
- Boulaud, D et M Diouri. 1988. *A new inertial and diffusional device (SDI 2000)*.
- Brasseur, O. 2011. *Les données de l'IBGE "Air" : Fumées noires et particules fines: Bruxelles environnement - Observatoire des données de l'environnement* https://document.environnement.brussels/opac_css/electfile/Air_Labo_fumees_particules.PDF (Consulté le 23/11/2021).
- Bricard, J et J Pradel. 1966. "Electric charge and radioactivity of naturally occurring aerosols." *Aerosol science*: 87-109.
- Brown, J. S. 2005. "Particle inhalability at low wind speeds." *Inhalation Toxicology* 17 (14): 831-837. <https://doi.org/10.1080/08958370500241296>.

- Brown, J. S., T. Gordon, O. Price et B. Asgharian. 2013. "Thoracic and respirable particle definitions for human health risk assessment." *Particle and Fibre Toxicology* 10 (1): 12. <https://doi.org/10.1186/1743-8977-10-12>.
- Brown, JH, KM Cook, F Go Ney et Theodore Hatch. 1950. "Influence of particle size upon the retention of particulate matter in the human lung." *American Journal of Public Health and the Nations Health* 40 (4): 450-480.
- Bui, V. K. H., J. Y. Moon, M. Chae, D. Park et Y. C. Lee. 2020. "Prediction of aerosol deposition in the human respiratory tract via computational models: A review with recent updates." *Atmosphere* 11 (2). <https://doi.org/10.3390/atmos11020137>.
- Chalmers, J. A. 1967. *Atmospheric Electricity (Second Edition)*. Edité par J. Alan Chalmers. Vol. 11. *International Series in Natural Philosophy*. Pergamon Press.
- Cheng, YS et HC Yeh. 1980. "Theory of a screen-type diffusion battery." *Journal of Aerosol Science* 11 (3): 313-320.
- CIRC. 2016. *Outdoor Air Pollution. Monographie n°109 du Centre international de recherche sur le cancer* : <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol109/mono109.pdf> .
- Citepa. 2018. "Histoire de la pollution de l'air." Consulté le 30/11/2018. <https://www.citepa.org/fr/air-et-climat/histoire-de-la-pollution-de-l-air>; <https://web.archive.org/web/20170725033136/http://www.citepa.org/fr/air-et-climat/histoire-de-la-pollution-de-l-air>.
- Commission Européenne. 2000. Directive 2000/39/CE de la Commission du 8 juin 2000 relative à l'établissement d'une première liste de valeurs limites d'exposition professionnelle de caractère indicatif en application de la directive 98/24/CE du Conseil concernant la protection de la santé et de la sécurité des travailleurs contre les risques liés à des agents chimiques sur le lieu de travail (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE).
- Commission Européenne. 2006. Directive 2006/15/CE de la Commission du 7 février 2006 établissant une deuxième liste de valeurs limites indicatives d'exposition professionnelle en application de la directive 98/24/CE du Conseil et portant modification des directives 91/322/CEE et 2000/39/CE (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE).
- Commission Européenne. 2009. Directive 2009/161/UE de la Commission du 17 décembre 2009 établissant une troisième liste de valeurs limites indicatives d'exposition professionnelle en application de la directive 98/24/CE du Conseil et portant modification de la directive 2000/39/CE de la Commission (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE).
- Commission Européenne. 2017. Directive (UE) 2017/164 de la Commission du 31 janvier 2017 établissant une quatrième liste de valeurs limites indicatives d'exposition professionnelle en application de la directive 98/24/CE du Conseil et portant modification des directives de la Commission 91/322/CEE, 2000/39/CE et 2009/161/UE (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE).
- Commission Européenne. 2019. Directive (UE) 2019/1831 de la Commission du 24 octobre 2019 établissant une cinquième liste de valeurs limites indicatives d'exposition professionnelle en application de la directive 98/24/CE du Conseil et modifiant la directive 2000/39/CE de la Commission (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE).
- Conseil. 1993. Résolution du Conseil et des représentants des gouvernements des États membres, réunis au sein du Conseil du 1^{er} février 1993 concernant un programme communautaire de politique et d'action en matière d'environnement et de développement durable (93 /C 138 /01). Journal officiel des Communauté Européennes du 17/05/93.
- Coulier, P.J. 1875. "Note sur une nouvelle propriété de l'air." *J Pharm Chim* 4 (22): 165-172.

- Cox, A. L., R. G. Handy, M. S. Thiese et D. K. Sleeth. 2019. "Development of an empirical formula for describing human inhalability of airborne particles at low wind speeds and calm air." *Annals of Work Exposures and Health* 63 (9): 1046-1060. <https://doi.org/10.1093/annweh/wxz074>.
- Dai, Y. T., Y. J. Juang, Y. y Wu, P. N. Breyse et D. J. Hsu. 2006. "In vivo measurements of inhalability of ultralarge aerosol particles in calm air by humans." *Journal of Aerosol Science* 37 (8): 967-973. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2005.10.002>.
- Davies, CN. 1964. "Deposition and retention of dust in the human respiratory tract." *Annals of Occupational Hygiene* 7 (2): 169-83.
- DeCarlo, P. F., J. G. Slowik, D. R. Worsnop, P. Davidovits et J. L. Jimenez. 2004. "Particle Morphology and Density Characterization by Combined Mobility and Aerodynamic Diameter Measurements. Part 1: Theory." *Aerosol Science and Technology* 38 (12): 1185-1205. <https://doi.org/10.1080/027868290903907>.
- Décret impérial du 15 octobre 1810. "relatif aux Manufactures et Ateliers qui répandent une odeur insalubre ou incommode.". Consulté le 23/11/2021. https://aida.ineris.fr/consultation_document/3377.
- Deng, Q., C. Ou, J. Chen et Y. Xiang. 2018. "Particle deposition in tracheobronchial airways of an infant, child and adult." *Science of the Total Environment* 612: 339-346. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.240>.
- Dewalle, Pascale, Jean-Baptiste Sirven, Audrey Roynette, François Gensdarmes, Luana Golanski et Sylvie Motellier. 2011. "Airborne Nanoparticle Detection By Sampling On Filters And Laser-Induced Breakdown Spectroscopy Analysis." July 01, 2011.
- Dockery, D. W., C. A. Pope, 3rd, X. Xu, J. D. Spengler, J. H. Ware, M. E. Fay, B. G. Ferris, Jr. et F. E. Speizer. 1993. "An association between air pollution and mortality in six U.S. cities." *N Engl J Med* 329 (24): 1753-9. <https://doi.org/10.1056/nejm199312093292401>.
- Dong, J., Y. Shang, L. Tian, K. Inthavong, D. Qiu et J. Tu. 2019. "Ultrafine particle deposition in a realistic human airway at multiple inhalation scenarios." *Int J Numer Method Biomed Eng* 35 (7): e3215. <https://doi.org/10.1002/cnm.3215>.
- Eidhammer, T., D.C. Montague et T. Deshler. 2008. "Determination of index of refraction and size of supermicrometer particles from light scattering measurements at two angles." *Journal of Geophysical Research (Atmospheres)* 113: D16206. <https://doi.org/10.1029/2007jd009607>.
- European Commission Working Group on Guidance for the Demonstration of equivalence. 2010. "Guidance to Demonstration of equivalence." Consulté le 17/01/2022. <https://ec.europa.eu/environment/air/quality/legislation/pdf/equivalence.pdf>.
- Evelyn, J. 1961. *Fumifugium, or, The inconveniencie of the aer and smoak of London dissipated together with some remedies humbly proposed by J.E. esq. to His Sacred Majestie, and to the Parliament now assembled*. Published by The Rota at the University of Exeter 1976
- Fews, A. P., D. L. Henshaw, P. A. Keitch, J. J. Close et R. J. Wilding. 1999. "Increased exposure to pollutant aerosols under high voltage power lines." *Int J Radiat Biol* 75 (12): 1505-21. <https://doi.org/10.1080/095530099139115>.
- Fierz, Martin, Dominik Meier, Peter Steigmeier et Heinz Burtscher. 2014. "Aerosol Measurement by Induced Currents." *Aerosol Science and Technology* 48 (4): 350-357. <https://doi.org/10.1080/02786826.2013.875981>.
- Friedlander, Sheldon Kay. 2000. *Smoke, dust, and haze*. Oxford university press.

- Fuchs, N. A. 1963. "On the stationary charge distribution on aerosol particles in a bipolar ionic atmosphere." *Geofisica Pura e Applicata* 56: 185. <https://doi.org/10.1007/bf01993343>.
- Fuchs, N. A. 1964. *The Mechanics of Aerosols*. Oxford: Pergamon Press.
- Gäggeler, HW, U Baltensperger, M Emmenegger, DT Jost, A Schmidt-Ott, P Haller et M Hofmann. 1989. "The epiphaniometer, a new device for continuous aerosol monitoring." *Journal of aerosol science* 20 (5): 557-564.
- Gallou, G., J. B. Sirven, C. Dutouquet, O. Le Bihan et E. Frejafon. 2011. "Aerosols Analysis by LIBS for Monitoring of Air Pollution by Industrial Sources." *Aerosol Science and Technology* 45 (8): 918-926. <https://doi.org/10.1080/02786826.2011.566899>.
- Gebhart, J. 2001. "Optical direct-reading techniques: light intensity systems." Dans *Aerosol Measurement: Principles, Techniques, and Applications*, 419-454. New York: Wiley-Interscience.
- Gerhart, C. et G.P. Reischl. 2004. "Concept and experiences of a fast measuring aerosol spectrometer for the range from 5 to 600 nm – GRIMM TR-DMPS 5.600. ." Dans *Actes du Congrès Français sur les Aérosols*, 75-80. Paris
- Giacomelli-Maltoni, G., C. Melandri, V. Prodi et G. Tarroni. 1972. "Deposition efficiency of monodisperse particles in human respiratory tract." *Am Ind Hyg Assoc J* 33 (9): 603-10. <https://doi.org/10.1080/0002889728506713>.
- Gini, Maria I, Constantinos G Helmis et Konstantinos Eleftheriadis. 2013. "Cascade Epiphaniometer: An instrument for aerosol "Fuchs" surface area size distribution measurements." *Journal of aerosol science* 63: 87-102.
- Görner, P., X. Simon, D. Bémer et G. Lidén. 2012. "Workplace aerosol mass concentration measurement using optical particle counters." *Journal of Environmental Monitoring* 14 (2): 420-428. <https://doi.org/10.1039/C1EM10558B>.
- Greenbaum, D. S. 2003. "A historical perspective on the regulation of particles." *Journal of Toxicology and Environmental Health - Part A* 66 (16-19): 1493-1498. <https://doi.org/10.1080/15287390306436>.
- Greenburg, L. 1925. "Studies on the Industrial Dust Problem: II. A Review of the Methods Used for Sampling Aerial Dust." *Public Health Reports (1896-1970)* 40 (16): 765-786. <https://doi.org/10.2307/4577511>.
- Guzmán, E. et E. Santini. 2019. "Lung surfactant-particles at fluid interfaces for toxicity assessments." *Current Opinion in Colloid & Interface Science* 39: 24-39. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cocis.2019.01.003>.
- Hahn, D. W. et M. M. Lunden. 2000. "Detection and Analysis of Aerosol Particles by Laser-Induced Breakdown Spectroscopy." *Aerosol Science and Technology* 33 (1-2): 30-48. <https://doi.org/10.1080/027868200410831>.
- Hairston, P. P., F. D. Dorman, G. J. Sem et J. K. Agarwal. 1996 Apparatus for measuring particle sizes and velocities. U.S. Patent No. 5,561,515.
- Han, H.S., M. Singh, B. Osmondson et T. LLKrinke. 2005. "A novel instrument for measuring surface area of particles deposited in different regions of the lung." 2nd International Symposium on Nanotechnology and Occupational Health, Minneapolis, MN, 3-6 October, 2005.
- Harper, M., M. Z. Akbar et M. E. Andrew. 2004. "Comparison of wood-dust aerosol size-distributions collected by air samplers." *Journal of Environmental Monitoring* 6 (1): 18-22. <https://doi.org/10.1039/B312883K>.
- Harper, M. et B. S. Muller. 2002. "An evaluation of total and inhalable samplers for the collection of wood dust in three wood products industries." *Journal of Environmental Monitoring* 4 (5): 648-656. <https://doi.org/10.1039/b202857n>.
- Heyder, J., L. Armbruster, J. Gebhart, E. Grein et W. Stahlhofen. 1975. "Total deposition of aerosol particles in the human respiratory tract for nose and mouth

- breathing." *Journal of Aerosol Science* 6 (5): 311-328. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0021-8502\(75\)90020-8](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0021-8502(75)90020-8).
- Heyder, J_ et G Rudolf. 1975. "Deposition of aerosol particles in the human nose." *Inhaled particles* 4: 107-126.
- Hinds, W.C. 1999. *Aerosol technology: properties, behavior, and measurement of airborne particles*. 2nd ed. John Wiley & Sons.
- Hopke, P.K. 1989. "The initial behavior of 218Po in indoor air." *Environment International* 15 (1): 299-308. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0160-4120\(89\)90042-1](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0160-4120(89)90042-1).
- Hopke, P.K. 1990. *A critical review of measurements of the unattached" fraction of the radon decay products*. (United States). <https://www.osti.gov/biblio/7189645>
<https://www.osti.gov/servlets/purl/7189645>, Medium: ED; Size: Pages: (65 p).
- Hoppel, W. A. et G. M. Frick. 1986. "Ion—Aerosol Attachment Coefficients and the Steady-State Charge Distribution on Aerosols in a Bipolar Ion Environment." *Aerosol Science and Technology* 5 (1): 1-21. <https://doi.org/10.1080/02786828608959073>.
- Hounam, R. F., A. Black et M. Walsh. 1969. "Deposition of aerosol particles in the nasopharyngeal region of the human respiratory tract." *Nature* 221 (5187): 1254-5. <https://doi.org/10.1038/2211254a0>.
- Hsu, D. J. et D. L. Swift. 1999. "The measurements of human inhalability of ultralarge aerosols in calm air using mannikins." *Journal of Aerosol Science* 30 (10): 1331-1343. [https://doi.org/10.1016/S0021-8502\(99\)00022-1](https://doi.org/10.1016/S0021-8502(99)00022-1).
- ICRP. 1959. *Report of Committee II on Permissible Dose for Internal - Recommendations of the International Commission on Radiological Protection - ICRP Publication 2*
(Pergamon Press), 40p.
- ICRP. 1994. *Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection - ICRP Publication 66*. (Pergamon), 482.
- INRS. 2015. *Prélèvement des aérosols - Généralités* (<https://www.inrs.fr/dms/inrs/PDF/metropol-prelevement-generalite-aerosol/metropol-prelevement-generalite-aerosol.pdf>, accédé le 15/10/2021). 13.
- INRS. 2021. *ED6443 - Les valeurs limites d'exposition professionnelle*.
- ISO. 1983. "ISO/TR 7708:1983 - Qualité de l'Air - Définitions des fractions de tailles des particules pour l'échantillonnage lié aux problèmes de santé." : 13p.
- ISO. 1995. *ISO 7708 (Avril 1995) - Qualité de l'air - Définitions des fractions de taille des particules pour l'échantillonnage lié aux problèmes de santé*. AFNOR.
- ISO. 2012. *ISO 13138 - Qualité de l'air - Conventions de prélèvement de particules aéroportées en fonction de leur dépôt dans les voies respiratoires humaines (Air quality - Sampling conventions for airborne particle deposition in the human respiratory system)*. .
- ISO. 2019. *ISO 16000-37 (février 2019) - Air intérieur — Partie 37: Mesure de la concentration massique en PM_{2,5}*.
- Jacobs, E. T., J. L. Burgess et M. B. Abbott. 2018. "The Donora Smog Revisited: 70 Years After the Event That Inspired the Clean Air Act." *American journal of public health* 108 (S2): S85-S88. <https://doi.org/10.2105/AJPH.2017.304219>.
- Jung, H. et D.B. Kittelson. 2005. "Characterization of Aerosol Surface Instruments in Transition Regime." *Aerosol Science and Technology* 39 (9): 902-911. <https://doi.org/10.1080/02786820500295701>.
- Kauffer, E., R. Wrobel, P. Görner, C. Rott, M. Grzebyk, X. Simon et O. Witschger. 2010. "Site comparison of selected aerosol samplers in the wood industry." *Ann Occup Hyg* 54 (2): 188-203. <https://doi.org/10.1093/annhyg/mep078>.

- Keefe, Denis, Philip J Nolan et Theodor Alfred Rich. 1959. "Charge equilibrium in aerosols according to the Boltzmann law." Proceedings of the Royal Irish Academy. Section A: Mathematical and Physical Sciences.
- Keskinen, J., K. Pietarinen et M. Lehtimäki. 1992. "Electrical low pressure impactor." *Journal of Aerosol Science* 23 (4): 353-360. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0021-8502\(92\)90004-F](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0021-8502(92)90004-F).
- Ki Ku, B. et A.D. Maynard. 2005. "Comparing aerosol surface-area measurements of monodisperse ultrafine silver agglomerates by mobility analysis, transmission electron microscopy and diffusion charging." *Journal of aerosol science* 36 (9): 1108-1124.
- Kim, J. H., G. W. Mulholland, S. R. Kukuck et D. Y. Pui. 2005. "Slip Correction Measurements of Certified PSL Nanoparticles Using a Nanometer Differential Mobility Analyzer (Nano-DMA) for Knudsen Number From 0.5 to 83." *J Res Natl Inst Stand Technol* 110 (1): 31-54. <https://doi.org/10.6028/jres.110.005>.
- Koullapis, P., S. C. Kassinos, J. Muela, C. Perez-Segarra, J. Rigola, O. Lehmkuhl, Y. Cui, M. Sommerfeld, J. Elcner, M. Jicha, I. Saveljic, N. Filipovic, F. Lizal et L. Nicolaou. 2018. "Regional aerosol deposition in the human airways: The SimInhale benchmark case and a critical assessment of in silico methods." *Eur J Pharm Sci* 113: 77-94. <https://doi.org/10.1016/j.ejps.2017.09.003>.
- Kuo, Y.M., T.J. Chen, C.W. Lin, S.H. Huang et C.C Chen. 2019. "Proposed Conventions for PM Size selective Sampling." European Aerosols Conference - EAC, Göteborg.
- Kuprat, A. P., M. Jalali, T. Jan, R. A. Corley, B. Asgharian, O. Price, R. K. Singh, S. Colby et C. Darquenne. 2021. "Efficient bi-directional coupling of 3D computational fluid-particle dynamics and 1D Multiple Path Particle Dosimetry lung models for multiscale modeling of aerosol dosimetry." *Journal of Aerosol Science* 151. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2020.105647>.
- Landahl, H. D. et S. Black. 1947. "Penetration of air-borne particulates through the human nose." *J Ind Hyg Toxicol* 29 (4): 269-77.
- Landahl, HD et RG Herrmann. 1948. "On the retention of air-borne particulates in the human lung." *Journal of Industrial Hygiene and Toxicology* 30 (3): 181-8.
- Landahl, HD et T Tracewell. 1949. "Penetration of Airborne Particulates through the Human Nose. II." *Journal of Industrial Hygiene and Toxicology* 31 (1): 55-9.
- Lanki, Timo, Juha Tikkanen, Kauko Janka, Pekka Taimisto et Matti Lehtimäki. 2011. "An electrical sensor for long-term monitoring of ultrafine particles in workplaces." *Journal of Physics: Conference Series*.
- LCSQA. 2016. "Evaluation du potentiel technique et scientifique des analyseurs en continu de métaux dans les PM10 par fluorescence X." Consulté le 17/01/2022. https://www.lcsqa.org/system/files/media/documents/lcsqa2016-note_evaluation_potentiel_analyseurs_en_continu_métaux_par_fluo_x.pdf.
- LCSQA. 2017. "Suivi de l'équivalence des analyseurs automatiques de PM10 et PM2,5 à la méthode de référence : bilan 2015-2017." Consulté le 17/01/2022. <https://www.lcsqa.org/fr/rapport/suivi-de-lequivalence-des-analyseurs-automatiques-de-pm10-et-pm25-la-methode-de-reference>.
- LCSQA. 2020. *Liste des appareils conformes pour la mesure réglementaire de la qualité de l'air*. Laboratoire Central de la Surveillance de la Qualité de l'Air https://www.lcsqa.org/system/files/media/documents/Liste%20appareils%20conforme%20mesure%20qualit%C3%A9%20air%20M%C3%A0J_13-05-20_v2_0.pdf, 1-10.
- Le Bègue de Presle, A. G. [1735-1807]. 1763. *Le Conservateur des la Santé, ou Avis sur les dangers qu'il importe à chacun d'éviter, pour se conserver en bonne santé & prolonger sa vie. On y a joint des Objets de Règlements de Police relatifs à la Santé*. à Paris: Chez P. Fr. Didot le Jeune,.

- Lestel, L. 2013. Pollution atmosphérique en milieu urbain : de sa régulation à sa surveillance *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement [En ligne]* Hors-série 15. <http://journals.openedition.org/vertigo/12826> : . Consulté le 23 novembre 2021. <https://doi.org/https://doi.org/10.4000/vertigo.12826>
- Liden, G. 2021. "Eléments transmis lors de la consultation internationale."
- Lidén, G. et M. Harper. 2006. "The Need for an International Sampling Convention for Inhalable Dust in Calm Air." *Journal of Occupational and Environmental Hygiene* 3 (10): D94-D101. <https://doi.org/10.1080/15459620600920580>.
- Lidén, G., L. Juringe et A. Gudmundsson. 2000. "Workplace validation of a laboratory evaluation test of samplers for inhalable and "total" dust." *Journal of Aerosol Science* 31: 199-219.
- Lidén, G. et L. C. Kenny. 1994. "Errors in inhalable dust sampling for particles exceeding 100 μm ." *Annals of Occupational Hygiene* 38 (4): 373-384. <https://doi.org/10.1093/annhyg/38.4.373>.
- Lippmann, M. 1970a. "Deposition and clearance of inhaled particles in the human nose." *Ann Otol Rhinol Laryngol* 79 (3): 519-28. <https://doi.org/10.1177/000348947007900314>.
- Lippmann, M. 1970b. "'Respirable' Dust Sampling." *American Industrial Hygiene Association Journal* 31 (2): 138-159. <https://doi.org/10.1080/0002889708506223>.
- Lippmann, M. 1977. "Regional Deposition of Particles in the Human Respiratory Tract." Dans *Handbook of Physiology, Section 9 : Reactions to Environmental Agents* édité par D.H.K. Lee, 213-232. Bethesda, MD: The American Physiological Society.
- Lippmann, M. et R. E. Albert. 1969. "The effect of particle size on the regional deposition of inhaled aerosols in the human respiratory tract." *Am Ind Hyg Assoc J* 30 (3): 257-75. <https://doi.org/10.1080/00028896909343120>.
- Lippmann, M. et R. B. Schlesinger. 2000. "Toxicological bases for the setting of health-related air pollution standards." *Annu Rev Public Health* 21: 309-33. <https://doi.org/10.1146/annurev.publhealth.21.1.309>.
- Lissowski, P. 1940. "Das Laden von Aerosolteilchen in einer bipolaren Ionenatmosphäre." *Acta physicochimica URSS* 13 (2): 157-169.
- Ma, N., C. Ma, C. Li, T. Wang, Y. Tang, H. Wang, X. Moul, Z. Chen et N. Hel. 2013. "Influence of nanoparticle shape, size, and surface functionalization on cellular uptake." *J Nanosci Nanotechnol* 13 (10): 6485-98. <https://doi.org/10.1166/jnn.2013.7525>.
- Macé, L., C. Ibanez, T. Gelain, C. Bodiou, L. Juhel et F. Gensdarmes. 2021. "Design of an Inhalation Chamber and Metrology Assessment to Study Tungsten Aerosol Neurotoxic Effects." *Aerosol and Air Quality Research* 21: 200504-200504. <https://doi.org/10.4209/aaqr.200504>.
- Martens, A et W Jacobi. 1973. "Die in vivo Bestimmung der Aerosolteilchen Deposition in Atemtrakt bei Mund bzw Nasenatmung." Congress of the Gesellschaft für Aerosolforschung, Bad Soden, West Germany Oct.
- Maynard, A.D. 2003. "Estimating Aerosol Surface Area from Number and Mass Concentration Measurements." *The Annals of Occupational Hygiene* 47 (2): 123-144. <https://doi.org/10.1093/annhyg/meg022>.
- Mayor of London. 2002. *50 Years on the Struggle for air quality in London since the great smog of December 1952*. (London: Greater London Authority). <https://cleanair.london/app/uploads/CAL-217-Great-Smog-by-GLA-20021.pdf>, 33p.
- McCrae, John. 1913. *The ash of silicotic lungs*. Johannesburg: South African Institute for Medical Research. Digitized by the Internet Archive in 2016 (<https://archive.org/details/b22463586>).

- McMurry, Peter H. 2000. "A review of atmospheric aerosol measurements." *Atmospheric Environment* 34 (12): 1959-1999. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00455-0](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00455-0).
- Mei, L., S. Yan, Y. Li, X. Jin, X. Sun, Y. Wu, Y. Liang, Q. Wei, W. Yi, R. Pan, Y. He, C. Tang, X. Liu, J. Cheng, H. Su et Q. Xu. 2022. "Association between short-term PM1 exposure and cardiorespiratory diseases: Evidence from a systematic review and meta-analysis." *Atmospheric Pollution Research* 13 (1): 101254. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.apr.2021.101254>.
- Mercer, TT et TD Greene. 1974. "Interpretation of diffusion battery data." *Journal of Aerosol Science* 5 (3): 251-255.
- Météo France. 2003. "Qualification du vent." http://files.meteofrance.com/files/glossaire/FR/glossaire/designation/658_curieux_vue.html.
- Miller, F. J., D. E. Gardner, J. A. Graham, R. E. Lee, W. E. Wilson et J. D. Bachmann. 1979. "Size Considerations for Establishing a Standard for Inhalable Particles." *Journal of the Air Pollution Control Association* 29 (6): 610-615. <https://doi.org/10.1080/00022470.1979.10470831>.
- Moir, J. 1916. "Report on a Specimen of Dust from Silicotic Lung." *General Report of the Miners' Phthisis Prevention Committee, Pretoria, 1916* Appendix No. 9 : pp 138-140.
- Morrow, PE, E Mehrhof, LJ Casarett et DA Morken. 1958. "An experimental study of aerosol deposition in human subjects." *Arch. Indust. Health* 18 (4): 292-8.
- Mosley, S. 2009a. "A Network of Trust: Measuring and Monitoring Air Pollution in British Cities, 1912-1960." *Environment and History* 15 (3): 273-302. <https://doi.org/10.3197/096734009X12474738131074>.
- Mosley, S. 2009b. "A Network of Trust: Measuring and Monitoring Air Pollution in British Cities, 1912-1960." *Environment and History* 15: 273-302.
- Novakov, T. et H. Rosen. 2013. "The black carbon story: early history and new perspectives." *Ambio* 42 (7): 840-51. <https://doi.org/10.1007/s13280-013-0392-8>.
- Oberdörster, G. 1996. "Significance of particle parameters in the evaluation of exposure-dose-response relationships of inhaled particles." *Inhalation Toxicology* 8(suppl): 73-89.
- Oberdörster, G., E. Oberdörster et J. Oberdörster. 2005. "Nanotoxicology: an emerging discipline evolving from studies of ultrafine particles." *Environ Health Perspect* 113 (7): 823-39. <https://doi.org/10.1289/ehp.7339>.
- OCDE. 1964. *Méthodes de mesure de la pollution atmosphérique », Rapport du Groupe de Travail sur les méthodes de mesure de la pollution de l'air et les techniques d'enquête.* .
- Ogden, T. L. et J. L. Birkett. 1978. "An inhalable-dust sampler, for measuring the hazard from total airborne particulate." *Annals of Occupational Hygiene* 21 (1): 41-50. <https://doi.org/10.1093/annhyg/21.1.41>.
- Ogden, TL et JL Birkett. 1975. "The human head as a dust sampler." *Inhaled particles IV*: 93-105.
- OMS. 1963. *Symposium interregional sur les critères et les méthodes de mesure de la pureté de l'air - CNormaliation de sméthodes de mesure de la qualité de l'air dnas les états membres - WHO/AP/9.* 31p.
- Ouf, FX. 2006. "Caractérisation des aérosols émis lors d'un incendie." Thèse de l'Université de Rouen. Rapport IRSN, ISRN-2006/62-fr.
- Pandis, S.N, U. Baltensperger, J.K. Wolfenbarger et J.H. Seinfeld. 1991. "Inversion of aerosol data from the epiphaniometer." *Journal of Aerosol Science* 22 (4): 417-428.

Parlement Européen et Conseil. 2004. Directive 2004/37/CE du parlement européen et du Conseil du 29 avril 2004 concernant la protection des travailleurs contre les risques liés à l'exposition à des agents cancérigènes ou mutagènes au travail (sixième directive particulière au sens de l'article 16, paragraphe 1, de la directive 89/391/CEE du Conseil) (version codifiée) (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE).

Parlement Européen et Conseil. 2019a. Directive (UE) 2019/130 du parlement européen et du Conseil du 16 janvier 2019 portant modification de la directive 2004/37/CE concernant la protection des travailleurs contre les risques liés à l'exposition à des agents cancérigènes ou mutagènes au travail (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE.).

Parlement Européen et Conseil. 2019b. Directive (UE) 2019/983 du Parlement européen et du Conseil du 5 juin 2019 modifiant la directive 2004/37/CE concernant la protection des travailleurs contre les risques liés à l'exposition à des agents cancérigènes ou mutagènes au travail.

Podzimek, J et JC Cartens. 1985. "The 100 year evolution of Aitken nuclei counters current and future problems." *Journal de Recherches atmosphériques* 19 (2-3): 257-274.

Podzimek, Josef. 1989. "John Aitken's contribution to atmospheric and aerosol sciences—One hundred years of condensation nuclei counting." *Bulletin of the American Meteorological Society* 70 (12): 1538-1545.

Pope, C. A., 3rd, M. J. Thun, M. M. Namboodiri, D. W. Dockery, J. S. Evans, F. E. Speizer et C. W. Heath, Jr. 1995. "Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults." *Am J Respir Crit Care Med* 151 (3 Pt 1): 669-74. https://doi.org/10.1164/ajrccm/151.3_Pt_1.669.

Preining, O. et E.J. Davis. 2000. *History of aerosol science*. Vienne: Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften.

Ramamurthi, M., R. Strydom et P. K. Hopke. 1990. "Assessment of wire and tube penetration theories using a 218PoOx cluster aerosol." *Journal of Aerosol Science* 21 (2): 203-211.

Rebours, A, D Boulaud et A Renoux. 1996. "Recent advances in nanoparticle size measurement with a particle growth system combined with an optical particle counter—a feasibility study." *Journal of aerosol science* 27 (8): 1227-1241.

Renoux, A. et D. Boulaud. 1998. *Les aérosols: physique et métrologie*. Tec & Doc Lavoisier.

Roussel, I. 2019. "La pollution atmosphérique entre santé et environnement (1958-1996). L'exemple de l'Association pour la prévention de la pollution atmosphérique (APPA), de sa création à la loi de 1996." *Écologie & politique* 58 (1): 35-52. <https://doi.org/10.3917/ecopo1.058.0035>.

Schmid, O. et T. Stoeger. 2016. "Surface area is the biologically most effective dose metric for acute nanoparticle toxicity in the lung." *Journal of Aerosol Science* 99: 133-143. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2015.12.006>.

Schrenk, H.H., H. Heimann, G.D. Clayton, W.M. Gafafer, (U. S. Public Health Service), H. Wexler et (U. S. Weather Bureau). 1949. *Air pollution in Donora, Pa. : epidemiology of the unusual smog episode of October 1948 : preliminary report*. Washington, D.C. : Federal Security Agency, Public Health Service, Bureau of State Services, Division of Industrial Hygiene, 1949.

Shang, Y., L. Tian, Y. Fan, J. Dong, K. Inthavong et J. Tu. 2018. "Effect of morphology on nanoparticle transport and deposition in human upper tracheobronchial airways." *Journal of Computational Multiphase Flows* 10 (2): 83-96. <https://doi.org/10.1177/1757482X18756012>.

- Shin, WG, DYH Pui, H Fissan, S Neumann et A Trampe. 2006. "Calibration and numerical simulation of nanoparticle surface area monitor (TSI model 3550 NSAM)." Dans *Nanotechnology and occupational health*, 61-69. : Springer.
- Sioutas, C. 1999. "Evaluation of the Measurement Performance of the Scanning Mobility Particle Sizer and Aerodynamic Particle Sizer." *Aerosol Science and Technology* 30 (1): 84-92. <https://doi.org/10.1080/027868299304903>.
- Sleeth, D. K. et J. H. Vincent. 2011. "Proposed modification to the inhalable aerosol convention applicable to realistic workplace wind speeds." *Annals of Occupational Hygiene* 55 (5): 476-484. <https://doi.org/10.1093/annhyg/meq100>.
- Stern, A. C.. 1982. "History of Air Pollution Legislation in the United States." *Journal of the Air Pollution Control Association* 32 (1): 44-61. <https://doi.org/10.1080/00022470.1982.10465369>.
- Tammet, Hannes, Aadu Mirme et Eduard Tamm. 1998. "Electrical aerosol spectrometer of Tartu University." *Journal of Aerosol Science* 29.
- Technical working group on particles. 1997. *Ambient air pollution by particulate matter - Position paper - final version* https://ec.europa.eu/environment/archives/air/pdf/pp_pm.pdf (Consulté le 23/11/2021).
- The federal register. 1971. Volume 36, Issue 84 : 8186-8201 (April 30, 1971).
- The federal register. 1984. Volume 49, Issue 55 : 10408-10454 (Tuesday, march 20, 1984). Proposed revision to the national ambient air quality standards for particulate matter.
- The federal register. 1987a. Volume 52, Issue 126 : 24634-24669 (Wednesday, July, 1, 1987). Rules and Regulations.
- The federal register. 1987b. Volume 52, Issue 126 : 24724-24750 (Wednesday, July, 1, 1987). Rules and Regulations (US-EPA 40 CFR Part 53 - Ambient Air Monitoring Reference and Equivalent Methods).
- The federal register. 1997a. Volume 62, Issue 138 : 38652-38758 (Friday, July, 18, 1997). Rules and Regulations.
- The Federal register. 1997b. Volume 62, Issue 138 : 38764-38854 (Friday, July, 18, 1997). Rules and Regulations.
- Uekoetter, F. 2005. "The Strange Career of the Ringelmann Smoke Chart." *Environmental Monitoring and Assessment* 106 (1): 11-26. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-0756-z>.
- US-DHEW. 1958. *Air Pollution Measurements of the National Air Sampling Network - Analyses of suspended particulate - 1953 - 1957, Publication n°637*. US Department of Health, Education and Welfare (Washington D.C.).
- US-DHEW. 1962. *Air Pollution Measurements of the National Air Sampling network - Analyses of suspended Particle 1957 - 1961, Publication n°978*. US Department of Health, Education, and Welfare (Washington D.C.).
- US-DHEW. 1969. *Air Quality Criteria for Particulate Matter - National Pollution Control Administration Publication No. AP-49* U.S. Department of Health, Education and Welfare (Washington, D.C.).
- US-EPA. May 1971 1971. *Guidelines : Air quality surveillance network - Office of Air programs publication n°AP-98*. US Environmental Protection Agency (Research Triangle Park, North Carolina: US Environmental Protection Agency).
- US-EPA. 1973 1973. *Briefing Report : Problems relating to fine suspended particulates - Preliminary Draft (600R73006)*. US Environmental Protection Agency (Research triangle Park, North Carolina).

- US-EPA. pril 1980 1980. *Air Quality Criteria for Particulate Matter and Sulfur Oxides - Volume IV Health Effects. (External Review Draft No . 1).* U.S. Environmental Protection Agency. (Research Triangle Park, N.C. 27711).
- US-EPA. December 1982 1982a. *Air quality criteria for particulate matter and sulfur oxides - Volume I - EPA-600/8-82_029a.* US Environmental Protection Agency (Research triangle Park, N.C.).
- US-EPA. December 1982 1982b. *Air quality criteria for particulate matter and sulfur oxides - Volume II- EPA-600/8-82_029b.* US Environmental Protection Agency (Research triangle Park, N.C.).
- US-EPA. December 1982 1982c. *Air quality criteria for particulate matter and sulfur oxides - Volume III - EPA-600/8-82_029c.* US Environmental Protection Agency (Research triangle Park, N.C.), 698p.
- US-EPA. January 1982 1982d. *Review of the national ambient air quality standards for particulate matter : assessment of scientific and technical information - OAQPS Staff paper - EPA-450/5-82-001.* US Environmental Protection Agency (Research Triangle Park, N.C.).
- US-EPA. December 1986 1986. *Second addendum to air quality criteria for particulate matter and sulfur oxides (1982) : assessment of newly available health effects information - OAQPS Staff paper - EPA-/600/8-86/020F.* US Environmental Protection Agency (Research Triangle Park, N.C.).
- US-EPA. 1996a. *Air Quality Criteria for Particulate Matter (Final Report, 1996) - Volume I - EPA 600/P-95/001aF.* U.S. Environmental Protection Agency (Washington, D.C.).
- US-EPA. 1996b. *Air Quality Criteria for Particulate Matter (Final Report, 1996) - Volume II - EPA 600/P-95/001bF.* U.S. Environmental Protection Agency (Washington, D.C.).
- US-EPA. 1996c. *Air Quality Criteria for Particulate Matter (Final Report, 1996) - Volume III - EPA 600/P-95/001cF.* U.S. Environmental Protection Agency (Washington, D.C.).
- US-EPA. 1996d. *Review of the national ambient air quality standards for particulate matter : policy assessment of scientific and technical information - OAQPS Staff paper - EPA-152/T-96-013.* U.S. Environmental Protection Agency, 305p.
- US-EPA. 2019. *Integrated Science Assessment (ISA) for Particulate Matter (Final Report, Dec 2019).* Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency.
- US-EPA. 2021a. "Evolution of the Clean Air Act ". Consulté le 23/11/2021. <https://www.epa.gov/clean-air-act-overview/evolution-clean-air-act>.
- US-EPA. 2021b. "Milestones in EPA and Environmental History." Consulté le 23/11/2021. <https://www.epa.gov/history/milestones-epa-and-environmental-history>
- US Public Health Service. 1925. Comparative tests of instruments for determining atmospheric dusts. Washington D.C.: Treasury Department - United States Public Health Service.
- Valavanidis, A., K. Fiotakis et T. Vlachogianni. 2008. "Airborne Particulate Matter and Human Health: Toxicological Assessment and Importance of Size and Composition of Particles for Oxidative Damage and Carcinogenic Mechanisms." *Journal of Environmental Science and Health, Part C* 26 (4): 339-362. <https://doi.org/10.1080/10590500802494538>.
- Van Gulijk, C., J. C. M. Marijnissen, M. Makkee, J. A. Moulijn et A. Schmidt-Ott. 2004. "Measuring diesel soot with a scanning mobility particle sizer and an electrical low-pressure impactor: Performance assessment with a model for fractal-like agglomerates." *Journal of Aerosol Science* 35 (5): 633-655. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2003.11.004>.
- Van Wijk, AM et HS Patterson. 1940. "The percentage of particles of different sizes removed from dust-laden air by breathing." *Journal of Industrial Hygiene* 22: 31-35.

- Vincent, J. H. 2007. *Aerosol sampling: science, standards, instrumentation and applications*. John Wiley & Sons.
- Vincent, J. H. 2012. "Occupational and environmental aerosol exposure assessment: a scientific journey from the past, through the present and into the future." *J Environ Monit* 14 (2): 340-7. <https://doi.org/10.1039/c1em10586h>.
- Vincent, J. H. et L. Armbruster. 1981. "On the quantitative definition of the inhalability of airborne dust." *Annals of Occupational Hygiene* 24 (2): 245-248. <https://doi.org/10.1093/annhyg/24.2.245>.
- Vincent, J. H. et D. Mark. 1982. "Applications of blunt sampler theory to the definition and measurement of inhalable dust." *Annals of Occupational Hygiene* 26 (1): 3-19. <https://doi.org/10.1093/annhyg/26.1.3>.
- Vincent, J. H., D. Mark, B. G. Miller, L. Armbruster et T. L. Ogden. 1990. "Aerosol inhalability at higher windspeeds." *Journal of Aerosol Science* 21 (4): 577-586. [https://doi.org/10.1016/0021-8502\(90\)90133-l](https://doi.org/10.1016/0021-8502(90)90133-l).
- Walton, W. H. et J. H. Vincent. 1998. "Aerosol Instrumentation in Occupational Hygiene: An Historical Perspective." *Aerosol Science and Technology* 28 (5): 417-438. <https://doi.org/10.1080/02786829808965535>.
- Wang, Chiu-sen 2005. "Chapter 6 Inhalability of ambient particles." Dans *Interface Science and Technology*, édité par Chiu-sen Wang, 87-92. : Elsevier.
- Wang, J. et Y. Fan. 2014. "Lung injury induced by TiO₂ nanoparticles depends on their structural features: size, shape, crystal phases, and surface coating." *Int J Mol Sci* 15 (12): 22258-78. <https://doi.org/10.3390/ijms151222258>.
- Watkins-Pitchford, W. 1916. "The situation outline and dimensions of mineral particles visible by polarized light in sections of silicotic lungs, mounted in Canada balsam." *General Report of the Miners' Phthisis Prevention Committee, Pretoria*: 135-138.
- Weber, R.J., M.R. Stolzenburg, S.N. Pandis et P.H. McMurry. 1998. "Inversion of ultrafine condensation nucleus counter pulse height distributions to obtain nanoparticle (~ 3–10 nm) size distributions." *Journal of Aerosol Science* 29 (5-6): 601-615.
- Whicker, J. J., G. D. Baker et P. T. Wasiolek. 2000. "Quantitative measurements of airflow inside a nuclear laboratory." *Health Phys* 79 (6): 712-21. <https://doi.org/10.1097/00004032-200012000-00018>.
- WHO. 1987. *Air quality guidelines for Europe*. Copenhagen.
- WHO. 2021. *WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide*. Geneva: World Health Organization.
- Wiedensohler, A. 1988. "An approximation of the bipolar charge distribution for particles in the submicron size range." *Journal of Aerosol Science* 19 (3): 387-389. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0021-8502\(88\)90278-9](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0021-8502(88)90278-9).
- Wilkins, E. T. 1954. "Air pollution aspects of the London fog of December 1952." *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 80 (344): 267-271. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/qj.49708034420>.
- Witschger, O. et J.F. Fabries. 2005. "Particules ultra-fines et santé au travail - 1 - Caractéristiques et effets potentiels sur la santé - ND 2227-199-05." *Hygiène et sécurité au travail - Cahier de notes documentaires* - (2ème trimestre 2005): 21-35.
- Woo, Keung-Shan, Da-Ren Chen, David Y. H. Pui et William E. Wilson. 2001. "Use of Continuous Measurements of Integral Aerosol Parameters to Estimate Particle Surface Area." *Aerosol Science and Technology* 34 (1): 57-65. <https://doi.org/10.1080/02786820117549>.

ANNEXES

Annexe 1 : Lettre de saisine



2018 -SA- 0 0 7 6

Décision N° 2018-03-087

AUTOSAISINE

Le directeur général de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses),

Vu le code de la santé publique, et notamment son article L. 1313-3 conférant à l'Anses la prérogative de se saisir de toute question en vue de l'accomplissement de ses missions,

Décide :

Article 1^{er}.- L'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail se saisit afin de réaliser une expertise dont les caractéristiques sont listées ci-dessous.

1.1 Thématiques et objectifs de l'expertise

Comparaison scientifique des référentiels d'évaluation des fractions granulométriques des particules atmosphériques utilisées dans l'évaluation de la contamination atmosphérique et des risques sanitaires par voie inhalée en population générale et professionnelle.

1.2 Contexte de l'autosaisine

Il existe un grand nombre de termes utilisés couramment par convention dans la littérature scientifique et dans la réglementation pour décrire et étudier la pollution atmosphérique particulaire. Le terme générique particules désigne un mélange de polluants solides et/ou liquides en suspension dans un milieu gazeux. Les particules sont habituellement classées par taille de diamètre aérodynamique équivalent, autrement appelée fraction particulaire. Ces fractions permettent de différencier les particules qui sédimentent rapidement sans pouvoir pénétrer dans l'organisme par les voies respiratoires, de celles qui peuvent y pénétrer.

La surveillance des particules dans l'air ambiant prend communément en considération les fractions massiques PM₁₀ et PM_{2,5}. Elles sont définies comme la masse totale de particules prélevées, déterminée par une méthode de référence ou équivalente à la méthode de référence pour des diamètres aérodynamiques (D_{ae}) inférieurs à 10 et à 2,5 µm respectivement. Par ailleurs, le terme de particules ultrafines (PUF) désigne généralement les particules de diamètre inférieur à 0,1 µm (ou 100 nm), également appelées nanoparticules.

La surveillance des expositions professionnelles aux agents chimiques sous forme d'aérosols prend en considération différentes fractions massiques particulaires. Ces fractions sont définies, par convention (normes NF EN 481 et NF ISO 7708), en relation avec leur efficacité de pénétration dans l'organisme

par les voies respiratoires, l'efficacité de pénétration étant croissante avec la diminution de la taille des particules.

Ainsi, dans l'aérosol total ambiant, également appelé fraction totale, seule une partie des particules va pénétrer dans l'organisme par les voies aériennes. Cette fraction est appelée la fraction inhalable¹. Dans cette fraction, une partie des particules se dépose au niveau des voies aériennes supérieures et une autre partie pénètre plus profondément au-delà du larynx : il s'agit de la fraction thoracique². Enfin, à l'intérieur de cette fraction, la partie la plus fine des particules peut pénétrer encore plus profondément pour atteindre les alvéoles pulmonaires, où elles peuvent se déposer : c'est la fraction alvéolaire³.

Les référentiels d'évaluation des expositions aux particules par inhalation diffèrent suivant le cadre réglementaire :

- S'agissant de la population générale, l'article R221-1 du Code de l'environnement définit les critères de surveillance de la qualité de l'air ambiant. Les critères de définition des particules s'appliquent aux fractions granulométriques PM₁₀ et PM_{2,5} ;
- S'agissant de la qualité de l'air auquel sont exposés les travailleurs dans des locaux à pollution spécifique, l'article Article R4222-10 du Code du travail définit les valeurs limites de concentrations moyennes en poussières inhalables et alvéolaires à respecter.

A l'occasion de différents travaux d'expertise conduits par l'Anses, les scientifiques se sont heurtés aux difficultés liées à la coexistence de ces référentiels différents pour caractériser la pollution atmosphérique particulaire et les risques sanitaires qui en résultent, selon que l'on s'intéresse à la population générale ou bien aux travailleurs. Est ainsi soulevée la question de la pertinence tant du point de vue scientifique que du point de vue réglementaire des caractéristiques de ces deux référentiels d'évaluation des expositions.

1.3 Question sur laquelle portent les travaux d'expertise à mener

L'Anses s'attachera à investiguer les origines scientifiques et réglementaires ainsi que la pertinence scientifique de ces deux référentiels distincts.

1.4 Durée prévisionnelle de l'expertise

La durée prévisionnelle de l'expertise est de un an à compter du début des travaux.

Article 2.- Un avis et un rapport d'expertise seront émis et publiés par l'Agence à l'issue des travaux.

Fait à Maisons-Alfort, le

28 mai 2018



Dr Roger Genet
Directeur général

¹ $I = 50 \cdot (1 + \exp(-0,06 \cdot D_{ae}))$ pour $D_{ae} \leq 100 \mu\text{m}$

² D_{ae} médian est de 11,64 μm et écart-type géométrique de 1,5

³ D_{ae} médian est de 4,25 μm et écart-type géométrique de 1,5

Annexe 2 : Sites internet consultés

Organisme	Adresse du site internet	Date de consultation
fédération atmo	https://atmo-france.org/	Novembre 2018 – février 2022
Aasqa :	Airparif : AtmoSud	Novembre 2018 – février 2022
Citepa	https://web.archive.org/web/20170725033136/http://www.citepa.org/fr/air-et-climat/histoire-de-la-pollution-de-l-air	Novembre 2018
US EPA	https://www.epa.gov/criteria-air-pollutants	Novembre 2018 – février 2022
Code of Federal Regulation	https://www.ecfr.gov/	Novembre 2018 – février 2022
OMS	https://www.who.int/	Novembre 2018 – février 2022
IOM	https://www.iom-world.org	Novembre 2018 – février 2022
OCDE	https://www.oecd.org/fr/environnement/pollution-atmospherique/	Novembre 2018 – février 2022
Commission Européenne	https://eur-lex.europa.eu/ https://ec.europa.eu/info/index_fr	Novembre 2018 – février 2022
Legifrance	https://www.legifrance.gouv.fr	Novembre 2018 – février 2022
Aida-Ineris	https://aida.ineris.fr/	Novembre 2018 – février 2022

Annexe 3 : Consultation internationale

Une consultation internationale des organismes de normalisations, ainsi que des différents organismes impliqués dans l'élaboration scientifique et réglementaire des référentiels actuels a été réalisée par l'envoi d'un questionnaire afin de :

- Recueillir des informations complémentaires sur l'origine des conventions :
 - S'assurer de ne pas avoir raté une étape ou des arguments
 - Mieux comprendre enchaînement et argumentation en faveur de l'élaboration des 2 référentiels : au niveau normatif et niveau réglementaire
 - Mieux comprendre élaboration des réglementations associées
 - Mieux comprendre l'articulation des réglementations internationales
- Identifier d'éventuels travaux/réflexion en cours sur comparaison ou harmonisation des conventions
- Identifier des travaux / réflexions sur une remise en question de la pertinence de chacun des référentiels vis-à-vis des effets sanitaires ou sur des propositions de nouvelles conventions ou modification des conventions actuelle

Le questionnaire a été transmis par mail fin juin 2021, et les réponses recueillies jusqu'au 4 novembre 2021. La liste des destinataires du questionnaire et les réponses apportées sont précisées dans le Tableau 10.



Maisons-Alfort (France), 22/06/2021

Consultation on conventions for atmospheric particle size fractions

The French Agency for Food, Environmental and Occupational Health & Safety (ANSES) is a public organisation of an administrative nature accountable to the French Ministries of Health, Agriculture, Environment, Labour and Consumer Affairs. ANSES undertakes monitoring, expert appraisal, research and reference missions in a broad field of competence that encompasses human health, animal health and welfare, and plant health.

ANSES is currently working on the conventions for atmospheric particle size fractions: environmental conventions such as those for PM10 and PM2.5 versus occupational conventions such as inhalable, thoracic and respirable conventions. Indeed, during various expert studies conducted by ANSES, scientists have encountered difficulties related to the coexistence of different standards to characterise particulate air pollution and the resulting health risks, depending on whether one is interested in the general population or in workers. This raises the question of the scientific and regulatory relevance of the characteristics of these two exposure assessment frameworks.

ANSES must therefore:

- 1) Investigate the scientific and regulatory origins and scientific relevance of the different conventions;
- 2) Where appropriate, issue recommendations to harmonise airborne particle measurement and monitoring practices in the respective fields of environmental health and occupational health.

In this context, ANSES is undertaking a targeted international consultation to gather information on the scientific and regulatory origins of these standards, as well as on the criteria taken into account for the establishment of these conventions.

Given your institution's work in this area, we are contacting you today to ask you for any information you may have on one or more of the following issues:



Origins of conventions:

- Do you have any data on the origin of the consideration of particulate matter in ambient air and/or workplace air?
- Do you have any data on the criteria and scientific arguments that were taken into account in establishing the initial conventions and their evolution?
- Which studies or data were used to establish the environmental (PM10, PM2.5) and/or occupational (Inhalable, Thoracic, Respirable) conventions? Can you provide relevant literature references?
- When establishing the conventions, what are the arguments put forward for adopting different conventions for measuring particulate matter in ambient air than in workplace air?
- Were there any discussions during the development of the different regulatory texts on the different existing international approaches to the measurement of aerosols in ambient air (e.g. black smoke in Europe versus total suspended particulate matter then PM10 and PM2.5 in the US)? What is the basis for the 1996 directive to define the airborne particulate pollutants to be taken into account?
- Why did EN 12341 of 1999 only address the reference method for measuring PM10 and not PM2.5 which was also to be measured under Directive 96/62/EC and 1999/30/EC?
- Why does the 2014 EN 12341 standard only define technical specifications for PM10 and PM2.5 sampling heads and does not establish an efficiency curve like those defined by the US EPA?
- Which of the standards dealing with PM specify requirements for PM10 and PM2.5 sampling and what are these requirements? In particular, are there requirements on sampling efficiency for PM10 and PM2.5?

Comparison / Harmonisation of conventions

- Are you aware of any bibliographical references aimed at comparing the two environmental (PM10, PM2.5) and occupational (Inhalable, Thoracic, Respirable) approaches?
- Are you aware of any work/thoughts aimed at harmonising the two environmental and occupational approaches?



Relevance / Evolution of conventions

- Are you aware of any ongoing studies or discussions on the relevance of each of the benchmarks to health effects?
- Are you aware of any studies or discussions underway to propose new conventions or to modify the current conventions? If so, on which factors/parameters do these discussions focus?

Additional specific questions for ISO/CEN:

- Can you tell us the status of the current thinking on the project to propose a new still air inhalability curve for the lowest outdoor air speeds?
- For which maximum air speed value would this still air inhalability curve replace the current inhalable fraction ($W < 0.2$ m/s, $W < 0.3$ m/s, $W < 0.5$ m/s)?
- If this still air inhalability curve is implemented, what will happen to the thoracic and alveolar fractions that are currently defined as sub-fractions of the current inhalable fraction?
- Can you provide relevant literature references on this subject?
- What would be the consequences of a new inhalability curve in still air on samplers and measurement methods? Does this have any impact on the development or application of the OELs for dusts and aerosols?

The results, including the international consultation, will be made public on our website. If you are interested, we could share with you the results of this consultation.

An institution may not be able to answer all questions, so we would welcome answers to questions that fall within your jurisdiction and, if necessary, suggestions for further contacts.

A response as soon as possible and, if possible, by 1st August 2020 would be greatly appreciated. Please send your answers to Ms. Amandine Paillat, amandine.paillat@anses.fr.

Please don't hesitate to contact us with any questions for further clarification.

Tableau 10 : Organismes consultés et réponses reçues

Organismes	Pays	Réponses reçues
US-EPA	USA	/
ACGIH	USA	/
CEN	Europe	réponse au questionnaire
ISO	International	Réponse de G. Liden : Réponse au questionnaire + publications
MRC Centre for Environment and Health	UK	1 doc word + plusieurs références bibliographiques (Hinds 1999, Lippmann et al. 1980, Lippmann et Schlesinger 2000, Quality of Urban Air Review Group 1998)
AIHA	USA	/
NIOSH	USA	Publications (Vincent 2005, Cao et al. 2013, Kenny et al 2000)
Solutions for HSE (anciennement HSL)	UK	
Institute of Occupational Medicine	UK	
IRSST	Canada	
UNISANTE (IST / SUVA)	Suisse	Pas d'éléments. Convention alvéolaire établie à la convention de Johannesburg de 1959. Transmission des références des proceedings de la conférence
National Research Centre for the Working Environment (NRCWE)	Danemark	
BAuA	Allemagne	
TNO	Pays-Bas	
FIOH	Finlande	
IFA / DGUV	Allemagne	Contact + 5 publications (Armbruster et al. 1977, Armbruster et al.1979, Armbruster et Breuer 1982, Heyder et al. 1975, Ogden et Birkett 1978)
Commission Européenne (DG Environnement)	Europe	Questions très pertinentes. Nécessiterait en effet de consulter les (anciens) collègues impliqués au moment où ces considérations ont été faites (beaucoup de ces collègues ayant quitté la Commission) => processus difficile. Examinent également les documents internes disponibles pour voir si des informations pertinentes pourraient être partagées, mais nous ne pouvons pas garantir que cela donnera des résultats.
RIVM	Pays-Bas	/
OMS-Europe	International	/
ASTM / Committee D22 on air Quality.	USA	/
EU-OSHA	Europe	/
James Vincent (School of Public Health University of Michigan)	USA	/

Annexe 4 : Expression mathématique des différentes conventions historiques

Fraction	Equation	Source
totale	-	ISO (1980)**
Inhalable	$I(dae) = 1 - 0.15[\log_{10}(1 + dae)]^2 - 0.10 \log_{10}(1 + dae)$	ISO TR 7708 (1983)
	$I(dae) = 0.5[1 + \exp(-0.06dae)] :$	ACGIH (1985) Soderholm (1989) CEN (EN 481, 1993) ISO 7708 (1996)
Thoracique	$ST\{ACGIH\} = 1 - F(x)$ $F(x) = \int_{-\infty}^x \frac{dx}{\sqrt{2\pi}} e^{-x^2/2}$ $x = \frac{\ln(\frac{d}{T})}{\ln(\sigma)}, T = 10 \mu m, \sigma = 1,5$	ACGIH (1985)
	$ST(d) = SI(d) * [1 - F(x)]$ $F(x) = \int_{-\infty}^x \frac{dx}{\sqrt{2\pi}} e^{-x^2/2}$ $x = \frac{\ln(\frac{d}{T})}{\ln(\sigma)}, T = 11,64 \mu m, \sigma = 1,5$	Soderholm (1989) CEN (EN 481, 1993) ISO 7708 (1996)
Alvéolaire	Tableau de valeurs. Approximation mathématique proposée par Soderholm, 1989 : $SR\{BMRC\} = 1 - \left(\frac{d_{ae}}{7.07}\right)^2$	BMRC (1952)* Soderholm (1989)
	Tableau de valeurs. Diamètre de coupure = 5 μm	US EAC (1961)
	Tableau de valeurs Diamètre de coupure = 3,5 μm	ACGIH (1968)
	Reprise convention BMRC et ACGIH	ISO (1980)**
	$SR\{ACGIH\} = 1 - F(x)$ $F(x) = \int_{-\infty}^x \frac{dx}{\sqrt{2\pi}} e^{-x^2/2}$ $x = \frac{\ln(\frac{d}{T})}{\ln(\sigma)}, T = 3,5 \mu m, \sigma = 1,5$	ACGIH (1985)
	$SA(d) = SI(d) * [1 - F(x)]$ $F(x) = \int_{-\infty}^x \frac{dx}{\sqrt{2\pi}} e^{-x^2/2}$ $x = \frac{\ln(\frac{d}{T})}{\ln(\sigma)}, T = 4,25 \mu m, \sigma = 1,5$	Soderholm (1989) CEN (EN 481, 1993) ISO 7708 (1996)

PM ₁₀	Pas d'équations. Tableau de valeur (table D-3, partie 53 du titre 40 du Code of Federal Regulation 40 CFR § 53.43)	US-EPA (1987) (The federal register, 1987b)
	$PF_{10} = 1,0$ pour $D_{ae} < 1,5$ $PF_{10} = 0,9585 - 0,00408 * D_{ae}^2$, pour $1,5 \leq D_{ae} \leq 15$ $PF_{10} = 0$ pour $D_{ae} > 15$	Equation proposée par Hinds (1999)
PM _{2,5}	Pas d'équations. Tableau de valeur (table F-4, partie 53 du titre 40 du Code of Federal Regulation 40 CFR § 53.43)	US-EPA, 1997 (The Federal register, 1997b)
	$PF_{2,5} = (1 + e^{-3,233 * D_{ae} - 9,495})^{-3,368}$	Equation proposée par Hinds (1999)
Cellule grisée : équations actuellement utilisées		

Annexe 5 : Requêtes bibliographiques sur la pertinence scientifique des référentiels

Annexe 5.1 Inhalabilité

Requête Scopus (date à la dernière recherche : 30/04/2021)

Les requêtes suivantes ont été retenues après tests :

- TITLE-ABS-KEY (inhalability) = 96
- (TITLE-ABS-KEY (inhalable OR respirable OR thoracic) AND TITLE-ABS-KEY (convention)) = 146
- TITLE-ABS-KEY (respirability) = 70

Requête Pubmed (date à la dernière recherche : 30/04/2021)

Les requêtes ont été élaborées en s'appuyant sur celles sélectionnées pour le moteur de recherche Scopus® ci-dessus.

- inhalability[Title/Abstract] = 53
- (inhalable[Title/Abstract] OR respirable[Title/Abstract] OR thoracic[Title/Abstract]) AND (convention[Title/Abstract]) = 63
- respirability[Title/Abstract] = 41

Requête Google Scholar (date à la dernière recherche : 30/04/2021)

Les requêtes ont été élaborées en s'appuyant sur celles sélectionnées pour le moteur de recherche Scopus® ci-dessus, en excluant des résultats les citations, et en recherchant les mots clés uniquement dans le titre.

- allintitle: inhalability = 31
- allintitle: convention inhalable OR respirable OR thoracic = 10

Annexe 5.2 Pénétration vs dépôt

Requête Scopus (date à la dernière recherche : 02/06/2021)

La requête suivante a été retenue après 9 tests :

TITLE (intake OR dosimetry OR dosimetric OR inhalation OR inhaled OR Inhalability OR deposition OR deposited OR retention OR retained) AND TITLE (aerosol OR *particle OR "particulate matter" OR "PM*" OR "ultrafine particle*" OR "ufp" OR "particle number" OR "pn*" OR "ultrafine*" OR inhalable OR thoracic OR respirable) AND TITLE-ABS-KEY ("respiratory tract" OR extrathoracic OR tracheobronchial OR alveolar OR lung OR larynx OR trachea OR thorax OR bronchi OR bronchioles OR alveoli) AND TITLE-ABS-KEY (human) AND PUBYEAR > 2017 AND NOT TITLE-ABS-KEY(tobacco OR cigarette OR nicotine) = **348**

Requête Pubmed (date à la dernière recherche : 02/06/2021)

La requête a été élaborée en s'appuyant sur celle sélectionnée pour le moteur de recherche Scopus® ci-dessus et a été retenue après 2 tests.

(intake[Title] OR dosimetry[Title] OR dosimetric[Title] OR inhalation[Title] OR inhaled[Title/Abstract] OR Inhalability [Title] OR deposition[Title] OR deposited[Title] OR

retention[Title] OR retained[Title]) AND (aerosol[Title] OR *particle[Title] OR "particulate matter"[Title] OR "PM*" [Title] OR "ultrafine particle*" [Title] OR "ufp"[Title] OR "particle number"[Title] OR "pn*" [Title] OR "ultrafine*" [Title] OR inhalable[Title] OR thoracic[Title] OR respirable[Title]) AND ("respiratory tract"[Title/Abstract] OR extrathoracic [Title/Abstract] OR tracheobronchial[Title/Abstract] OR alveolar[Title/Abstract] OR lung[Title/Abstract] OR larynx[Title/Abstract] OR trachea[Title/Abstract] OR thorax[Title/Abstract] OR bronchi[Title/Abstract] OR bronchioles[Title/Abstract] OR alveoli[Title/Abstract]) AND ((humans[Filter]) AND (2006/12/31:2021/6/1[pdat])) AND ((humans[Filter]) AND (2006/12/31:2021/6/1[pdat])) NOT (tobacco[Title/Abstract] OR cigarette[Title/Abstract] OR nicotine[Title/Abstract]) = **88**

Annexe 5.3 Autres métriques

Requête Scopus (date à la dernière recherche : 03/06/2021)

Les 2 requêtes suivantes ont été retenues après 7 tests :

- TITLE (surfac* OR number* OR mass*) AND TITLE (aerosol OR particulate OR *particle) AND (TITLE-ABS-KEY ("health" OR "outcomes" OR "disease" OR "mortality" OR "morbidity" OR "epidemiolog*" OR "associat*" OR "toxic*") OR INDEXTERMS ("health") OR INDEXTERMS ("epidemiology")) AND (LIMIT-TO (DOCTYPE , "re")) AND NOT TITLE-ABS-KEY ("Sars-COV*" OR coronavirus) = **128**
- TITLE-ABS-KEY (*particle OR particulate OR aerosol) AND TITLE-ABS-KEY (metric) AND TITLE-ABS-KEY (relevance) = **119**

Requête Pubmed (date à la dernière recherche : 03/06/2021)

Les 2 requêtes ont été élaborées en s'appuyant sur celles sélectionnées pour le moteur de recherche Scopus® ci-dessus et ont été retenues après 8 tests.

- (surfac* [Title] OR number* [Title] OR mass* [Title]) AND (aerosol [Title] OR *particle [Title] OR particulate[Title]) AND (("health"[Title/Abstract]) OR ("outcomes"[Title/Abstract]) OR ("disease"[Title/Abstract]) OR ("mortality"[Title/Abstract]) OR ("morbidity"[Title/Abstract]) OR ("epidemiolog*" [Title/Abstract]) OR ("associat*" [Title/Abstract]) OR (toxic* [Title/Abstract]) OR ("health"[MeSH]) OR ("epidemiology"[MeSH])) NOT ("SARS-COV*" [Title/Abstract] OR "coronavirus[Title/Abstract] OR "COVID" [Title/Abstract]) Filters: Meta-Analysis, Review, Systematic Review= **10**
- (*particle[Title/Abstract] OR particulate[Title/Abstract] OR aerosol[Title/Abstract]) AND (metric[Title/Abstract]) AND (relevance[Title/Abstract]) = **11**

Annexe 6 : Equations utilisées dans le fichier de calcul

Convention	Equation	Source
inhalable	$E_i(Dae) = 50 * (1 + e^{-0,06 * Dae})$ Avec $D_{ae} \leq 100 \mu\text{m}$	EN 481 - ISO 7708
Thoracique	$E_t(Dae)\% = E_i(Dae) \cdot [1 - F(Dae)]$ avec $F(Dae) = \int_0^{Dae} \frac{1}{dp \cdot \ln GSD \cdot \sqrt{2\pi}} \cdot \exp\left(-\frac{(\ln dp - \ln D_{50})^2}{2 \cdot (\ln GSD)^2}\right) \times d dp$ $(D_{50} = 11,64; GSD = 1,5)$ $E_t(\%) = F_t * 0,01 * E_i$ avec $F_t = [1 - F(Dae)]$ qui représente la fraction des particules inhalables pouvant atteindre la région thoracique	EN 481 - ISO 7708
Alvéolaire	$E_a(Dae)\% = E_i(Dae) \cdot [1 - F(Dae)]$ avec $F(Dae) = \int_0^{Dae} \frac{1}{dp \cdot \ln GSD \cdot \sqrt{2\pi}} \cdot \exp\left(-\frac{(\ln dp - \ln D_{50})^2}{2 \cdot (\ln GSD)^2}\right) \times d dp$ $(D_{50} = 4,25; GSD = 1,5)$ $E_a(\%) = F_a * 0,01 * E_i$ avec $F_a = [1 - F(Dae)]$ qui représente la fraction des particules inhalables pouvant atteindre la région alvéolaire	EN 481 - ISO 7708
Alvéolaire à haut risque	$E_{ar}(Dae)\% = E_i(Dae) \cdot [1 - F(Dae)]$ avec $F(Dae) = \int_0^{Dae} \frac{1}{dp \cdot \ln GSD \cdot \sqrt{2\pi}} \cdot \exp\left(-\frac{(\ln dp - \ln D_{50})^2}{2 \cdot (\ln GSD)^2}\right) \times d dp$ $(D_{50} = 2,5; GSD = 1,5)$ $E_{ar}(\%) = F_{ar} * 0,01 * E_i$ avec $F_{ar} = [1 - F(Dae)]$ qui représente la fraction des particules inhalables pouvant atteindre la région alvéolaire spécifiquement définie pour les personnes à risque	ISO 7708
PM ₁₀	$PM_{10} = 1,0$ pour $D_{ae} < 1,5$ $PM_{10} = 0,9585 - 0,00408 * Dae^2$ pour $1,5 \leq D_{ae} \leq 15$ $PM_{10} = 0$ pour $D_{ae} > 15 \mu\text{m}$	Hinds, 1999
PM _{2,5}	$PM_{2,5} = \left[\left((1 + e^{(-3,233 * Dae - 9,495)}) \right)^{-3,368} \right]$	

Annexe 7 : Comparaison des fractions conventionnelles à partir de distribution granulométriques massique log-normales modèles.

Les fractions conventionnelles ont été calculées à partir de distributions granulométriques log-normales modèles (Tableau 11 et Figure 36) afin de fournir des estimations des différentes fractions qui seraient obtenues pour des distributions granulométriques en masse de l'aérosol non répertoriées dans la partie précédente.

Tableau 11 : fractions conventionnelles calculées à partir de distributions log-normales fictives (a : fraction inhalable, b : fraction thoracique, c : PM₁₀, d : fraction alvéolaire, e : fraction alvéolaire à haut risque, f : PM_{2,5}) en pourcentage des particules totales

Fraction inhalable		MMAD (µm)																									
		0,5	1	1,25	1,5	1,75	2	2,25	2,5	3	4	4,25	5	6	7	8	9	10	11,6	12	13	14	15	20	30	40	50
GSD	1,25	98,5	97,0	96,3	95,6	94,9	94,2	93,6	92,9	91,6	89,2	88,6	86,8	84,7	82,7	80,8	79,0	77,3	74,7	74,2	72,8	71,5	70,3	65,2	58,6	54,9	52,8
	1,5	98,4	96,9	96,1	95,4	94,7	94,0	93,3	92,6	91,3	88,8	88,2	86,4	84,3	82,2	80,4	78,6	77,0	74,5	74,0	72,7	71,4	70,2	65,4	59,1	55,0	51,4
	1,75	98,3	96,7	95,9	95,1	94,3	93,6	92,9	92,2	90,8	88,3	87,7	85,9	83,8	81,8	79,9	78,2	76,6	74,3	73,8	72,5	71,3	70,2	65,7	59,8	56,4	54,3
	2	98,1	96,4	95,6	94,8	94,0	93,2	92,5	91,7	90,3	87,7	87,1	85,4	83,2	81,3	79,5	77,8	76,3	74,1	73,6	72,4	71,2	70,2	65,9	60,4	57,2	55,1
	2,5	97,8	95,9	94,9	94,0	93,2	92,4	91,6	90,8	89,4	86,7	86,1	84,4	82,4	80,5	78,8	77,3	75,9	73,8	72,9	71,7	70,6	70,4	64,5	56,7	50,4	44,7
	3	97,5	95,3	94,3	93,3	92,4	91,6	90,7	90,0	88,5	85,8	85,2	83,5	81,4	79,5	77,8	76,3	74,8	72,6	72,1	70,8	69,6	68,3	63,2	55,3	49,0	44,0
Fraction thoracique		MMAD (µm)																									
		0,5	1	1,25	1,5	1,75	2	2,25	2,5	3	4	4,25	5	6	7	8	9	10	11,6	12	13	14	15	20	30	40	50
GSD	1,25	98,5	97,0	96,3	95,6	94,9	94,2	93,5	92,9	91,5	88,2	87,3	84,0	78,4	71,8	64,4	56,7	49,2	38,1	35,9	30,3	25,4	21,2	8,3	1,3	0,2	0,0
	1,5	98,4	96,9	96,1	95,4	94,6	93,9	93,1	92,3	90,5	86,2	85,0	80,8	74,6	67,9	61,1	54,5	48,3	39,2	37,3	32,7	28,5	24,9	12,5	3,4	1,0	0,4
	1,75	98,3	96,6	95,8	95,0	94,1	93,2	92,2	91,1	88,8	83,5	82,1	77,5	71,2	64,9	58,8	53,1	47,8	40,0	38,5	34,6	31,0	27,8	16,4	6,2	2,6	1,2
	2	98,1	96,3	95,4	94,3	93,2	92,1	90,9	89,6	86,9	80,9	79,4	74,7	68,6	62,7	57,2	52,1	47,4	40,8	39,4	36,0	32,8	30,0	19,5	9,0	4,6	2,5
	2,5	97,8	95,3	93,9	92,5	91,0	89,5	87,9	86,3	83,1	76,7	75,1	70,6	65,0	59,9	55,3	51,1	47,3	41,8	40,7	37,8	35,3	32,9	23,7	13,6	8,4	5,6
	3	97,2	94,0	92,2	90,5	88,7	86,9	85,1	83,4	80,0	73,7	72,2	68,0	62,9	58,3	54,2	50,6	47,2	42,5	41,5	39,1	36,8	34,7	26,6	17,0	11,7	8,4
Fraction alvéolaire		MMAD (µm)																									
		0,5	1	1,25	1,5	1,75	2	2,25	2,5	3	4	4,25	5	6	7	8	9	10	11,6	12	13	14	15	20	30	40	50
GSD	1,25	98,5	96,9	95,9	94,5	92,3	89,4	85,7	81,4	71,2	49,6	44,7	31,9	19,7	11,9	7,2	4,3	2,6	1,2	1,0	0,6	0,4	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
	1,5	98,4	96,3	94,6	92,2	89,1	85,4	81,2	76,7	67,2	49,2	45,2	34,8	24,2	16,8	11,7	8,2	5,8	3,3	2,9	2,1	1,6	1,1	0,3	0,0	0,0	0,0
	1,75	98,2	95,0	92,4	89,2	85,5	81,4	77,2	72,8	64,3	49,0	45,7	36,9	27,7	21,0	15,9	12,2	9,4	6,3	5,8	4,6	3,6	2,9	1,1	0,2	0,0	0,0
	2	97,8	93,2	89,9	86,2	82,2	78,1	74,0	70,0	62,2	48,9	46,0	38,4	30,3	24,1	19,3	15,6	12,7	9,3	8,7	7,2	6,0	5,1	2,3	0,6	0,2	0,1
	2,5	96,4	89,4	85,4	81,4	77,4	73,5	69,7	66,2	59,7	48,8	46,5	40,3	33,6	28,3	24,1	20,7	17,8	14,2	13,6	11,9	10,5	9,3	5,4	2,2	1,1	0,6
	3	94,6	86,2	82,0	77,9	74,1	70,5	67,1	63,9	58,2	48,8	46,8	41,5	35,7	31,0	27,2	24,0	21,3	17,8	17,2	15,5	14,1	12,8	8,4	4,3	2,5	1,6
Fraction PM10		MMAD (µm)																									
		0,5	1	1,25	1,5	1,75	2	2,25	2,5	3	4	4,25	5	6	7	8	9	10	11,6	12	13	14	15	20	30	40	50
GSD	1,25	100,0	99,9	98,8	97,4	95,6	94,6	93,7	93,1	91,8	88,6	87,7	84,6	79,6	73,8	67,0	59,5	51,3	37,5	34,6	26,6	19,9	14,7	2,0	0,0	0,0	0,0
	1,5	100,0	99,1	98,0	97,0	95,7	94,8	93,7	92,8	91,0	86,8	85,7	81,8	75,8	69,2	62,1	55,0	48,1	37,6	35,6	30,0	25,3	21,4	8,4	1,2	0,2	0,0
	1,75	99,9	98,6	97,5	96,5	95,3	94,2	93,1	92,0	89,6	84,3	82,8	78,3	71,9	65,3	58,9	52,7	47,0	38,6	36,9	32,5	28,6	25,4	13,4	4,0	1,3	0,5
	2	99,7	98,0	96,9	95,8	94,5	93,3	91,9	90,6	87,7	81,6	80,0	75,2	68,8	62,7	56,9	51,5	46,5	39,4	38,0	34,2	30,9	28,1	17,3	7,0	3,2	1,6
	2,5	99,1	96,7	95,3	93,8	92,2	90,5	88,9	87,3	83,9	77,2	75,6	70,9	65,0	59,7	54,7	50,3	46,4	40,7	39,6	36,6	33,9	31,5	22,2	12,1	7,2	4,5
	3	98,4	95,3	93,4	91,6	89,7	87,9	86,0	84,2	80,6	74,0	72,4	68,0	62,7	58,0	53,7	49,9	46,5	41,5	40,6	38,1	35,8	33,6	25,3	15,7	10,6	7,4
Fraction PM2,5		MMAD (µm)																									
		0,5	1	1,25	1,5	1,75	2	2,25	2,5	3	4	4,25	5	6	7	8	9	10	11,6	12	13	14	15	20	30	40	50
GSD	1,25	99,9	99,0	97,4	93,5	86,1	74,7	60,6	45,9	22,1	3,1	1,8	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
	1,5	99,8	96,8	92,2	85,0	76,0	66,1	56,1	46,7	31,0	12,4	9,8	4,7	1,8	0,7	0,3	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
	1,75	99,3	92,7	86,2	78,5	70,2	62,1	54,4	47,3	35,3	19,3	16,5	10,6	5,9	3,4	2,0	1,2	0,7	0,3	0,3	0,2	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
	2	98,3	88,5	81,5	74,1	66,8	59,9	53,5	47,7	37,7	23,8	21,2	15,2	10,0	6,7	4,6	3,2	2,2	1,3	1,2	0,9	0,7	0,5	0,1	0,0	0,0	0,0
	2,5	95,1	82,3	75,5	69,0	63,0	57,6	52,6	48,1	40,5	29,2	27,0	21,5	16,3	12,6	9,8	7,8	6,3	4,5	4,2	3,5	2,9	2,5	1,1	0,3	0,1	0,1
	3	91,8	78,2	71,9	66,1	61,0	56,3	52,2	48,4	41,9	32,2	30,3	25,4	20,5	16,8	13,9	11,7	10,0	7,8	7,4	6,4	5,6	5,0	2,8	1,2	0,6	0,3
Fraction alvéolaire à haut risque		MMAD (µm)																									
		0,5	1	1,25	1,5	1,75	2	2,25	2,5	3	4	4,25	5	6	7	8	9	10	11,6	12	13	14	15	20	30	40	50
GSD	1,25	98,5	94,7	89,9	82,8	74,1	64,8	55,5	46,7	32,1	14,0	11,4	6,0	2,6	1,1	0,5	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
	1,5	98,2	91,7	85,5	78,0	69,9	61,8	54,1	47,1	35,1	19,0	16,3	10,3	5,7	3,3	1,9	1,1	0,7	0,3	0,3	0,2	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
	1,75	97,3	88,0	81,2	73,9	66,7	59,7	53,2	47,3	37,3	23,2	20,6	14,6	9,4	6,2	4,2	2,9	2,0	1,2	1,0	0,8	0,6	0,4	0,1	0,0	0,0	0,0
	2	96,0	84,7	77,8	71,0	64,4	58,2	52,6	47,5	38,8	26,2	23,9	18,1	12,8	9,3	6,8	5,1	3,8	2,5	2,3	1,8	1,5	1,2	0,4	0,1	0,0	0,0
	2,5	92,9	79,7	73,1	67,1	61,5	56,5	51,9	47,8	40,8	30,3	28,3	23,1	18,0	14,3	11,5	9,4	7,8	5,8	5,5	4,6	4,0	3,4	1,7	0,6	0,3	0,1
	3	89,9	76,2	70,1	64,7	59,8	55,5	51,6	48,0	42,0	32,8	31,0	26,4	21,6	18,0	15,2	12,9	11,1	8,9	8,5	7,5	6,6	5,9	3,5	1,6	0,8	0,5

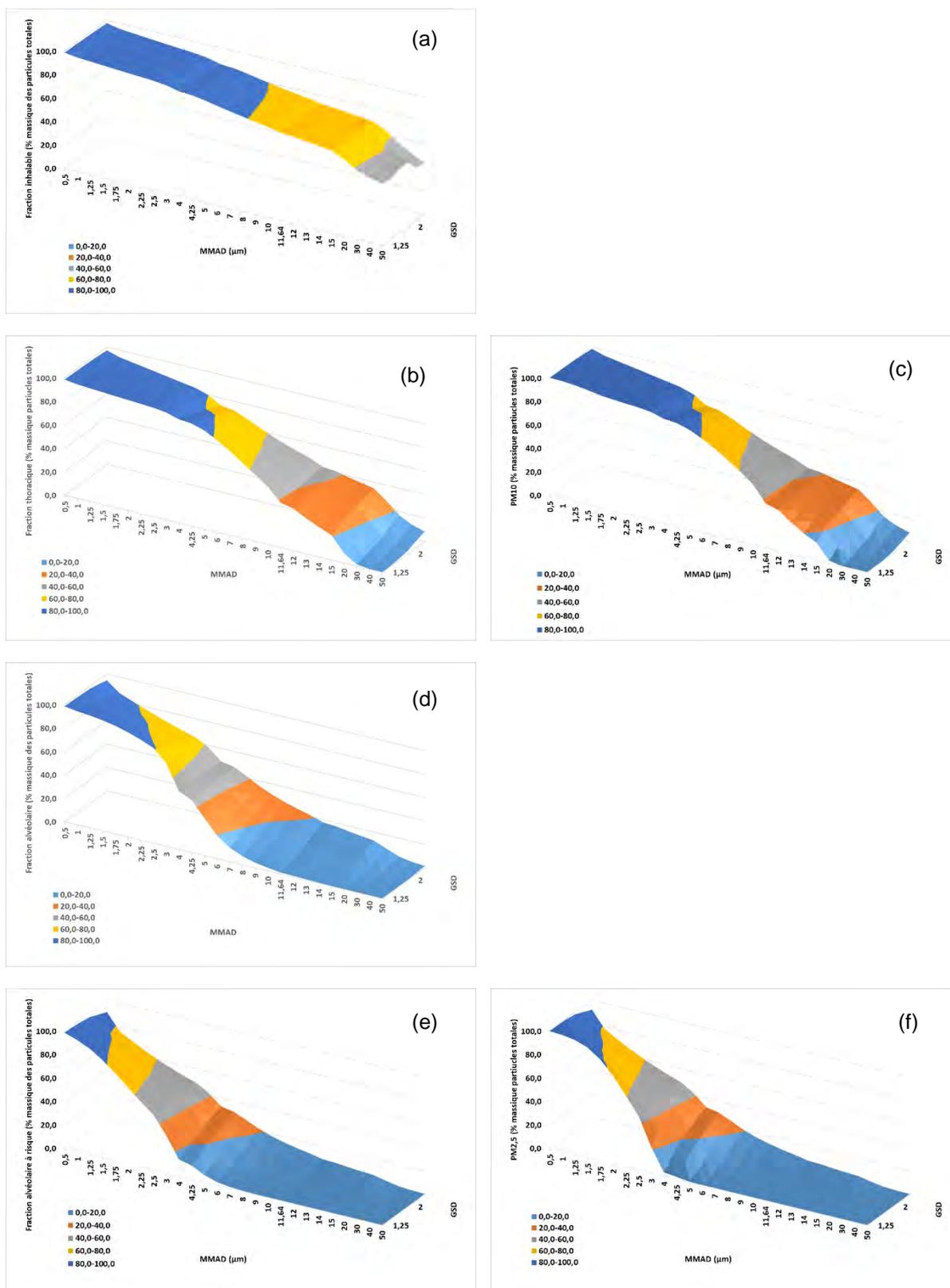


Figure 36 : fractions conventionnelles calculées à partir de distributions granulométriques log-normales fictives (a : fraction inhalable, b : fraction thoracique, c : PM₁₀, d : fraction alvéolaire, e : fraction alvéolaire à haut risque, f : PM_{2,5}) en pourcentage des particules totales

Annexe 8 : Echantillonnage

Le prélèvement, ou échantillonnage, d'un aérosol est l'opération qui permet d'obtenir un échantillon de matières, initialement dispersées dans l'air sous forme de particules solides ou liquides. Un dispositif de prélèvement d'aérosol comprend généralement plusieurs parties distinctes ayant chacune leur fonctionnalité. L'aérosol est aspiré à travers un orifice ou une fente, qui assure le captage de l'aérosol ambiant. Il est ensuite transporté jusqu'à un éventuel étage sélecteur qui permet de trier les particules captées suivant leur diamètre aérodynamique, dans le but de prélever une fraction spécifique de l'aérosol. L'aérosol ainsi sélectionné est ensuite transporté jusqu'à un étage collecteur (par exemple un filtre). L'aérosol échantillonné correspond aux particules collectées et retenues sur ce support de collecte final (INRS, 2015).

En santé-travail, l'évaluation de l'exposition implique, dès que cela est possible, d'utiliser des méthodes individuelles de prélèvement, fondées sur l'emploi de dispositifs portatifs permettant de réaliser une mesure dans la zone respiratoire. On parle alors de dispositifs de prélèvement individuel, par opposition aux dispositifs de prélèvement à point fixe (AFNOR, 2012).

En environnement général les dispositifs de prélèvement utilisés sont généralement des dispositifs de prélèvement à point fixe.

Les particules de l'aérosol subissent tout au long de leur transport, depuis l'air ambiant jusqu'à l'étage collecteur, une série d'évènements qui influent sur leur probabilité d'être effectivement collectées sur le support final. Le mouvement des particules de l'aérosol au voisinage et à l'intérieur d'un dispositif de prélèvement est uniquement guidé par des paramètres physiques liés aux particules (taille, forme, densité), à la géométrie du dispositif et aux conditions aérauliques (débit de prélèvement, vitesse d'air extérieur, intensité de turbulence, etc.). L'aspiration des particules constitue en elle-même une étape de la sélection. L'entrée effective des particules au travers de l'orifice de captage dépend en partie des forces de gravité et d'inertie liées à la fois à leur masse et à leur vitesse relative par rapport à la vitesse locale de l'air.

Dans le cas d'un prélèvement individuel, au cours duquel l'échantillonneur est positionné près des voies respiratoires supérieures d'une personne, la présence de la personne elle-même, et plus particulièrement son thorax, peuvent modifier l'aspiration des particules. En effet, le thorax représente un obstacle qui vient modifier le champ de vitesse de l'air au voisinage de l'entrée du dispositif. Il en résulte qu'un dispositif conçu pour prélever une fraction conventionnelle d'un aérosol en étant porté par une personne peut conduire à des résultats différents lorsqu'il est par exemple utilisé de manière isolée à point fixe. L'aspiration peut être directement responsable, selon les cas, d'une sous-estimation ou d'une surestimation de la concentration massique de l'aérosol. Les bords de l'orifice de captage peuvent aussi jouer un rôle secondaire en raison des phénomènes de rebond direct des particules solides qui y ont été précipitées au cours de l'aspiration et du réentraînement des particules solides déposées. Le captage des particules par le dispositif résulte de la combinaison du phénomène d'aspiration et des effets de bord ou de paroi. A l'intérieur de l'échantillonneur et à l'exception du sélecteur dont l'action est en principe relativement contrôlée, des différences de sélectivité peuvent cependant apparaître en fonction de la nature physique des particules présentes dans l'aérosol : la transmission des particules jusqu'à l'étage collecteur peut par exemple être incomplète en raison de dépôts sur les parois internes.

Efficacité réelle d'échantillonnage des dispositifs de prélèvement d'aérosols

L'efficacité d'échantillonnage se définit comme la probabilité qu'une particule de l'aérosol ambiant (située en amont d'un dispositif, dans l'écoulement non perturbé par sa présence et à l'intérieur de la surface limite contenant l'ensemble des lignes de courant convergeant vers l'orifice d'aspiration) pénètre dans le dispositif et soit finalement collectée sur le support

terminal du dispositif. La connaissance de cette efficacité d'échantillonnage est essentielle pour apprécier les performances d'un dispositif de prélèvement. Elle peut être évaluée au laboratoire dans des conditions contrôlées (AFNOR, 2014b).

Les conventions fournissent, quant-à-elles, l'efficacité d'échantillonnage idéale en fonction du diamètre aérodynamique des particules et représentent à ce titre les spécifications à atteindre pour les dispositifs de prélèvement d'aérosols.

Dans le domaine de la santé au travail, la norme NF EN 13205 (AFNOR, 2014b) permet aux fabricants et utilisateurs de dispositifs de prélèvement d'aérosols d'adopter une approche cohérente de validation des dispositifs de prélèvement et elle fournit un cadre d'évaluation des performances des dispositifs de prélèvement conformément aux normes NF EN 481 (AFNOR, 1993) et NF EN 482 (AFNOR, 2021).

- Plus particulièrement, la partie 2 de la norme NF EN 13205–2 (AFNOR, 2014c) définit une méthode d'essai en laboratoire permettant de déterminer dans quelle mesure un dispositif de prélèvement d'aérosols respecte sa convention-cible de prélèvement. L'EN 13205–2 décrit également la façon dont les données obtenues lors de l'essai doivent être traitées pour calculer les caractéristiques de performance du dispositif de prélèvement. **Le biais par rapport à la convention de prélèvement est calculé en utilisant les efficacités de prélèvement mesurées.**
- La partie 4 de la norme NF EN 13205–4 (AFNOR, 2014d) décrit des modes opératoires pour **déterminer la performance d'un dispositif de prélèvement à évaluer par un essai comparatif avec un dispositif de prélèvement validé**, dans le cadre d'un essai en laboratoire. Au cours de l'essai comparatif en laboratoire, les caractéristiques de prélèvement du dispositif de prélèvement à évaluer sont alors indirectement comparées aux conventions de prélèvement énoncées dans l'EN 481 (AFNOR, 1993).
- La partie 5 de la norme NF EN 13205–5 (AFNOR, 2014e) décrit des modes opératoires pour déterminer la performance d'un dispositif de prélèvement à évaluer par un essai comparatif avec un dispositif de prélèvement validé, sur un lieu de travail spécifique. Au cours de l'essai comparatif sur lieu de travail, les caractéristiques de prélèvement du dispositif de prélèvement à évaluer sont alors indirectement comparées aux conventions de prélèvement énoncées dans la norme NF EN 481. Le résultat d'une comparaison sur lieu de travail dépend des conditions régnant sur le lieu de travail et des performances des dispositifs de prélèvement qui s'y trouvent.

En raison des nombreux facteurs d'influence, le recours à une équation décrivant une courbe conventionnelle d'efficacité d'aspiration (la fraction inhalable par exemple) permet de guider le prélèvement et la sélection des aérosols en fonction du diamètre aérodynamique des particules ; cela n'assure cependant en rien que le dispositif de prélèvement retenu soit capable d'échantillonner les aérosols de manière parfaitement représentative de l'exposition du travailleur. Les conventions d'échantillonnage ont par ailleurs été élaborées sur la base de compromis (certains facteurs d'influence ont été moyennés) et d'un consensus qui ne peut pas tenir compte de l'ensemble des scénarios pour lesquels les conventions pourraient par exemple sous-estimer l'exposition réelle.

Les dispositifs de prélèvement visant les fractions inhalable, thoracique et alvéolaire sont nombreux. Des exemples de dispositifs disponibles commercialement et parmi les plus fréquemment rencontrés dans la littérature sont proposés dans le Tableau 12.

Tableau 12 : Exemples de dispositifs de prélèvement susceptibles de cibler les fractions inhalable, thoracique et alvéolaire. Liste non exhaustive. Débits mentionnés à titre indicatif

Inhalable	Thoracique	Alvéolaire
Cassette fermée (2 L.min⁻¹)¹⁾	Cyclone GK2.69 (1,6 L.min ⁻¹)	Cyclone Dorr-Oliver (1,5 L.min ⁻¹)
IOM (2 L.min⁻¹)	PPI-T (2 L.min ⁻¹)	Cyclone GS-1 (2 L.min ⁻¹)
PAS-6 (2 L.min⁻¹)	Cyclone GK4.162 (3 L.min ⁻¹)	Cyclone SIMPEDS (2,2 L.min ⁻¹)
7-Hole (2 L.min⁻¹)	CIP 10-T (7 L.min ⁻¹)	Aluminium Dust cyclone (2,5 L.min ⁻¹)
GSP (3,5 L.min⁻¹)	CaThIA-T (7 L.min ⁻¹)	Cyclone GS-3 (2,75 L.min ⁻¹)
Button sampler (4 L.min⁻¹)		Cyclone GK2.69 (4,2 L.min ⁻¹)
CIP 10-I (10 L.min⁻¹)		PPI-R (2, 4 ou 8 L.min ⁻¹)
CaThIA-I (10 L.min⁻¹)		Cyclone GK4.162 (~8,5 L.min ⁻¹)
		CIP 10-R (10 L.min ⁻¹)
		CaThIA-R (10 L.min ⁻¹)

Les performances de ces dispositifs (efficacité d'échantillonnage comparée à leur cible conventionnelle) ont été déterminées dans de nombreux travaux expérimentaux publiés. Divers paramètres, notamment la nature des particules et les conditions opératoires d'essais (distribution granulométrique, niveau d'empoussièrément, vitesse d'air, orientation du dispositif) influent sur les efficacités d'échantillonnage de ces dispositifs. En fonction des méthodes / protocoles de mesure et des conditions opératoires d'essais, les dispositifs peuvent 1) présenter des efficacités d'échantillonnage variables d'une étude à l'autre et 2) présenter des efficacités d'échantillonnage qui ne sont pas en parfaite conformité avec la convention visée (sous-estimation ou surestimation). Ainsi aucun échantillonneur n'est conforme dans toutes les conditions et pour tous les diamètres aérodynamiques (Anses, 2020).

Cet état de fait est également clairement explicité dans la norme FD CEN/TR 15230 (AFNOR, 2005) qui propose une liste de dispositifs de prélèvement qui répondent « aux spécifications à atteindre pour une gamme raisonnable de conditions, définies par les modes opératoires d'essai et les exigences de l'EN 13205 » et qui précise qu' « il n'existe aucun instrument d'échantillonnage se rapprochant des spécifications à atteindre définies par l'EN 481 dans toutes les conditions susceptibles d'être rencontrées sur les lieux de travail ».

La norme 13205 spécifie les paramètres à vérifier pour juger de la conformité des dispositifs de prélèvement aux conventions et définit les exigences à respecter. La norme EN 12341 décrit outre la méthode normalisée de mesurage gravimétrique pour la détermination massique des PM₁₀ et PM_{2,5}, quant à elle les exigences relatives à l'équipement de prélèvement, et notamment les spécifications pour la tête de prélèvement PM₁₀ et PM_{2,5}. L'US EPA préconise les conditions d'essais et les exigences à vérifier pour juger de la conformité des dispositifs de prélèvement aux conventions PM₁₀ et PM_{2,5}.

Il incombe aux fabricants d'effectuer ces vérifications avant la mise sur le marché des dispositifs de prélèvement. Il est à noter qu'il n'existe actuellement aucun processus de contrôle de la conformité ni organisme de certification.

La vérification des diamètres de coupure des dispositifs de prélèvement n'est pas suffisante pour juger de la conformité du dispositif à une convention donnée. En effet, la pente de la courbe d'efficacité d'aspiration du préleveur a un impact sur le calcul des fractions prélevées qui peut être non négligeable, comme illustré sur la Figure 37. Dans cet exemple fictif, le dispositif de prélèvement possède un D_{50} égal à $10\ \mu\text{m}$ mais avec une pente sensiblement différente de la pente correspondant à la convention PM_{10} . Ce dispositif de prélèvement surestime la fraction PM_{10} par rapport à la convention (26,4% de l'aérosol contre 8,4%).

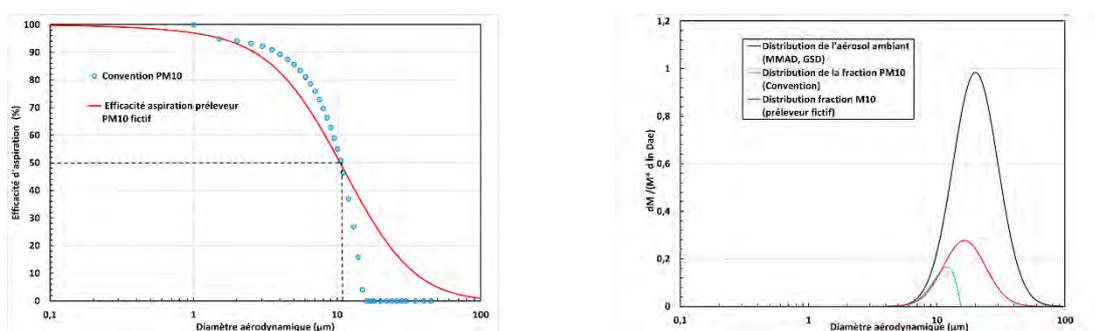


Figure 37 : illustration de la différence observée dans les fractions PM_{10} prélevées avec un échantillonneur parfaitement conforme à la convention PM_{10} US EPA et un préleveur ayant un D_{50} de $10\ \mu\text{m}$.

Méthodes d'équivalence

Concernant les atmosphères professionnelles, l'Annexe A de la norme EN13205-5 (AFNOR, 2014e) décrit une méthode pour établir l'équivalence sur un lieu de travail spécifique d'un dispositif de prélèvement à évaluer et d'un dispositif de prélèvement préalablement validé. L'équivalence des deux dispositifs de prélèvement ainsi établie permet à l'utilisateur d'effectuer ensuite des mesures de la concentration massique d'aérosol avec des dispositifs de prélèvement qui n'ont pas été évalués par des essais préliminaires en laboratoire. Le dispositif de prélèvement validé et le dispositif de prélèvement à évaluer doivent tous deux être des dispositifs de prélèvement individuels ou des dispositifs de prélèvement à point fixe.

L'annexe A de la norme EN13205-5 constitue donc d'un mode opératoire pour réaliser une comparaison sur les lieux de travail et obtenir **une fonction de correction** établissant une relation entre les concentrations d'aérosol mesurées par le dispositif de prélèvement à évaluer et celles mesurées par un dispositif de prélèvement validé. La fonction de correction dépend à la fois des propriétés de l'aérosol présent au cours de l'essai (composition, concentration, distribution granulométrique, forme, charge des particules, etc.) et des conditions environnementales régnant au moment de l'essai (vitesse du vent, température, pression, humidité relative de l'air, etc.). La fonction de correction est spécifique aux activités incluses dans l'exercice de comparaison ; elle n'est pas supposée s'appliquer à d'autres conditions. Une fois cette équivalence établie et lors d'une utilisation ultérieure dans des conditions pour lesquelles elle puisse effectivement s'appliquer, les résultats du dispositif de prélèvement à évaluer pourront alors être corrigés par application de la fonction de correction. A noter que

l'équivalence des deux dispositifs de prélèvement doit tout de même être contrôlée périodiquement en comparant un petit nombre de nouveaux résultats fournis par des dispositifs de prélèvement à évaluer et par un dispositif de prélèvement validé. Enfin, il est également explicité qu'un degré d'équivalence satisfaisant peut parfois être difficile, voire impossible, à obtenir du fait d'une variabilité inhérente au lieu de travail extrêmement grande, de la prise en compte dans la comparaison d'un panel d'activités trop large ou encore en raison de la nature ou de l'organisation du travail.

La surveillance réglementaire des fractions PM₁₀ et PM_{2,5} en France est réalisée au moyen de systèmes de mesure continue automatisés appelé AMS pour « Automatic Measurement System ». Ces AMS permettent le suivi dynamique des concentrations de particules sur des pas de temps allant du quart d'heure à deux heures selon le type d'instrument utilisé. L'utilisation des AMS est conforme à la directive 2008/50/CE qui autorise leur utilisation si ceux-ci ont été démontrés équivalents à la méthode de référence.

La norme NF EN 16450 :2017 (AFNOR, 2017) encadre l'utilisation des AMS pour la mesure des concentrations massiques particulaire PM₁₀ et PM_{2,5} et stipule les exigences de performance minimales et les modes opératoires d'essais pour l'approbation de type d'AMS adaptés à la matière particulaire. Cette norme inclut l'évaluation de son équivalence à la méthode de référence telle que stipulée dans la Directive 2008/50/CE et décrit les exigences minimales en matière d'assurance qualité/contrôle qualité en continu des AMS déployés sur site. Un groupe de travail européen a édité les lignes directrices relatives à la démonstration de cette équivalence (European Commission Working Group on Guidance for the Demonstration of equivalence, 2010)

L'arrêté du 19 avril 2017 relatif au dispositif national de surveillance de la qualité de l'air ambiant indique que le laboratoire central de surveillance de la qualité de l'air (LCSQA) est en charge du suivi de l'équivalence des méthodes de mesure. Le LCSQA a anticipé la mise en œuvre de la norme NF EN 16450 dès 2010, et a publié depuis une dizaine de rapports ou notes techniques à ce sujet (www.lcsqa.org). En 2014, une note spécifiant la méthodologie adoptée par la France pour la détermination d'un réseau minimum de sites de suivi d'équivalence permettant de répondre aux exigences de la NF EN 16450 a conclu à la nécessité de réaliser le suivi d'équivalence sur une douzaine de sites représentatifs du « climat de PM » rencontré sur tout le territoire. L'emplacement où l'air ambiant doit être prélevé et analysé n'est pas spécifié dans la norme NF EN 16450, car il dépend étroitement de la catégorie de la station de surveillance (par exemple, mesures en zone de proximité automobile ou en zone de fond urbaine). Pour obtenir des préconisations concernant les points de prélèvement répondant à une micro-implantation, il est mentionné de se reporter à la directive 2008/50/CE.

Un rapport (LCSQA, 2017) synthétise les résultats obtenus lors des campagnes de mesure réalisées de 2015 à 2017 et fait suite aux deux bilans précédents pour les périodes 2011-2014 et 2013-2016.

La norme NF EN 16450 précise également que chaque AMS est équipé de son propre orifice d'entrée de prélèvement et de sa propre ligne de prélèvement. Les orifices d'entrée de prélèvement peuvent être, mais pas nécessairement, des orifices sélectifs de fraction granulométrique pour de la fraction PM₁₀ ou PM_{2,5}. La norme NF EN 12341 donne des

exemples de conception d'orifices sélectifs de fraction granulométrique associée aux fractions PM₁₀ et PM_{2,5}.

Dans ce cadre, il est précisé qu'il convient que le fabricant fournisse des informations sur la conception de l'orifice d'entrée de prélèvement et de la ligne de prélèvement. Mais aucune courbe d'efficacité d'échantillonnage n'est indiquée pour les fractions PM₁₀ et PM_{2,5}.

L'orifice d'entrée de prélèvement et la ligne de prélèvement doivent être composés d'un matériau conducteur d'électricité, non corrosif et inerte, de préférence de l'acier inoxydable ou de l'aluminium anodisé ou un alliage d'aluminium. L'orifice d'entrée doit être conçu de façon à empêcher l'eau de pluie de pénétrer dans la ligne (ou le système) de prélèvement. La ligne de prélèvement doit être conçue de sorte que les pertes par dépôt de matière particulaire résultant des processus cinétiques, ainsi que les pertes résultant des processus thermiques, chimiques ou électrostatiques, soient réduites au minimum. La mise en contact de l'air prélevé avec des surfaces froides doit être évitée, car cela peut provoquer de la condensation. Si les surfaces sont chauffées, l'instrument doit être soumis à essai, chauffage en marche, dans le cadre des essais de type. La vitesse d'écoulement de l'air dans la ligne de prélèvement doit être réglée de manière à réduire au minimum les pertes significatives de matière particulaire résultant de la diffusion ou des effets de choc, d'inertie ou de turbulence.

Une liste des appareils conformes pour la mesure réglementaire de la qualité de l'air reposant notamment sur la démonstration d'équivalence à la méthode de référence a été actualisée en 2020 (LCSQA, 2020). En France, les méthodes automatiques les plus utilisées sont les méthodes par microbalance et la jauge béta. De nombreux instruments optiques peuvent également être utilisés, tels que des photomètres (Gebhart, 2001), des compteurs de particules (Görner *et al.*, 2012; Binnig *et al.*, 2007) et des spectromètres optiques (Sioutas, 1999; Hairston *et al.*, 1996). Cependant, ces méthodes optiques dépendent de propriétés spécifiques telles que la taille, la forme et l'indice de réfraction des particules (Eidhammer *et al.*, 2008), ce qui implique l'utilisation de coefficients d'étalonnage qui sont généralement valables pour un aérosol type bien défini notamment en termes de granulométrie, de masse volumique et de composition chimique. En France, seul l'analyseur FIDAS 200 (PALAS, Allemagne) est actuellement reconnu équivalent à la méthode gravimétrique sur des sites de fonds urbain et ruraux.

Par ailleurs certains dispositifs de mesure, comme les systèmes capteurs pour la mesure de la concentration massique en particules, revendiquent une mesure massique des PM₁₀, mais ces dispositifs ne disposent pas de sélecteur en amont de PM₁₀. La détermination de la concentration est effectuée par traitement de données, et ne correspond donc pas à la convention PM₁₀. Une préqualification de ces dispositifs est nécessaire afin de montrer l'équivalence en masse en comparaison avec la méthode de référence.

Du point de vue réglementaire, le suivi des concentrations particulières en nombre (particules/cm³) n'est actuellement pas considéré. Cependant, la concentration en nombre des particules atmosphériques semble être le mesurande adapté à l'évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique et donc plus pertinent que la concentration massique. Le suivi de ce paramètre apparaît donc aujourd'hui comme un enjeu majeur de l'optimisation des dispositifs de surveillance de la qualité de l'air. Comme évoqué au sein du paragraphe 3 « Concepts liés à la métrologie des aérosols », les compteurs à noyaux de condensation permettent de réaliser de telles mesures.

Le ministère en charge de l'environnement a demandé au LCSQA d'étudier les besoins d'évolution du réseau de surveillance national actuel pour une meilleure prise en compte des PUF. En réponse à cette demande, une stratégie concertée avec les AASQA et différents acteurs sanitaires est en cours de structuration. Cette stratégie se base dans un premier temps sur une surveillance automatique des concentrations en nombre totales et sera redéfinie en aval vers des mesures plus spécifiques de PUF via notamment l'utilisation de MPSS.

Discussion

Les conventions sont des spécifications cibles pour les dispositifs de prélèvement des aérosols, et représentent l'efficacité d'échantillonnage idéale en fonction du diamètre aérodynamique des particules. Cependant, l'efficacité réelle d'échantillonnage des dispositifs de prélèvement d'aérosols s'écarte généralement de ces spécifications cibles en raison des nombreux facteurs d'influence, et la masse d'aérosol collectée diffère de celle qu'un dispositif de prélèvement conforme à la convention collecterait. Aucun échantillonneur n'est conforme dans toutes les conditions et pour tous les diamètres aérodynamiques.

La norme 13205 spécifie les paramètres à vérifier pour juger de la conformité des dispositifs de prélèvement aux conventions et définit les exigences à respecter pour les échantillonneurs des fractions inhalable, thoracique et alvéolaire. La norme EN 12341 décrit outre la méthode normalisée de mesurage gravimétrique pour la détermination massique des PM_{10} et $PM_{2,5}$, quant à elle les exigences relatives à l'équipement de prélèvement, et notamment les spécifications pour la tête de prélèvement PM_{10} et $PM_{2,5}$. L'US EPA préconise les conditions d'essais et les exigences à vérifier pour juger de la conformité des dispositifs de prélèvement aux conventions PM_{10} et $PM_{2,5}$.

Pour les fractions émergentes, comme les particules submicrométriques, les PUF et les NOAA, des échantillonneurs se développent et sont disponibles sur le marché, bien qu'aucune convention ne soit définie pour ces particules. Sans convention spécifique, aucune exigence ne porte sur l'efficacité de prélèvement de ces échantillonneurs, et les mesures effectuées souffrent d'un manque de comparabilité. Pour les fractions d'aérosols en lien avec leur dépôt dans le tractus respiratoire, ou bien la fraction alvéolaire pour les personnes « à haut risque », la problématique est inverse : des conventions ont été établies, mais il n'existe à l'heure actuelle pas d'échantillonneurs conçus pour prélever ces fractions.

Actuellement il n'existe aucun processus de contrôle de la conformité des dispositifs de prélèvement aux différentes conventions ni organisme de certification. Il incombe aux fabricants d'effectuer ces vérifications avant la mise sur le marché de ces dispositifs de prélèvement. Déjà en 2000 Kenny (The International Conventions for Health-Related Sampling of Aerosols—A Review of Current Status and Future Evolution) préconisait le développement d'un réseau volontaire de contrôle de la qualité pour les tests des échantillonneurs d'aérosols qui apporterait des avantages pratiques immédiats aux fabricants d'instruments, aux laboratoires d'essai et aux organismes de réglementation. Elle soulevait également la nécessité pour une harmonisation de la surveillance de l'air ambiant, d'intégrer les définitions des PM_{10} et $PM_{2,5}$ dans une future révision de l'ISO 7708 en tant que normes de qualité de l'air ambiant.

Annexe 9 : Régions de l'appareil respiratoire définies par les modèles de déposition des particules

Tableau 13 : Régions de l'appareil respiratoire définies par les modèles de déposition des particules (source : BIT, 2015)

Structures anatomiques incluses	ACGIH	ISO et CEN	Groupe de travail de la CIPR (1994)	Groupe de travail de la CIPR (1996)
Nez, nasopharynx Bouche, oropharynx, laryngo-pharynx	Voies respiratoires céphaliques (HAR)	Voies respiratoires extrathoraciques (E)	Voies nasales antérieures (ET ₁) Toutes les autres voies extrathoraciques (ET ₂)	Nasopharynx (NP)
Trachée, bronches	Trachéobronchique (TBR)	Trachéobronchique (B)	Trachée et grosses bronches (BB)	Trachéobronchique (TB)
Bronchioles (jusqu'aux bronchioles terminales)	—	—	Bronchioles (bb)	—
Bronchioles respiratoires, canaux alvéolaires, sacs alvéolaires, alvéoles	Echanges gazeux (GER)	Alvéolaire (A)	Voies alvéolo-interstitielles (AI)	Pulmonaire (P)

Notes



AGENCE NATIONALE DE SÉCURITÉ SANITAIRE
de l'alimentation, de l'environnement et du travail

14 rue Pierre et Marie Curie 94701 Maisons-Alfort Cedex
Tél : 01 42 76 40 40
www.anses.fr — @Anses_fr